

A close-up photograph of a black caterpillar with numerous white spines, positioned on the left side of the frame. The caterpillar is eating a green leaf, which has a distinct bite taken out of it. The background is a soft-focus natural setting with green and brown tones.

# **ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA CAATINGA**

**CURSO DE CAMPO 2015**

**ORGANIZADORES:**

Felipe Fernando da Silva Siqueira  
Fernanda Maria Pereira de Oliveira  
José Domingos Ribeiro Neto  
Maria Fabíola Barros  
Maria Joana Specht  
Pedro Henrique Albuquerque Sena  
Felipe Pimentel Lopes de Melo  
Marcelo Tabarelli  
Inara Roberta Leal

# **ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA CAATINGA**

## **CURSO DE CAMPO 2015**

### **ORGANIZADORES:**

Felipe Fernando da Silva Siqueira  
Fernanda Maria Pereira de Oliveira  
José Domingos Ribeiro Neto  
Maria Fabíola Barros  
Maria Joana Specht  
Pedro Henrique Albuquerque Sena  
Felipe Pimentel Lopes de Melo  
Marcelo Tabarelli  
Inara Roberta Leal

**1ª EDIÇÃO  
RECIFE  
2019**

Catálogo na fonte:  
Bibliotecária Kalina Lígia França da Silva, CRB4-1408

E19 Ecologia e conservação da caatinga [recurso eletrônico] : curso de campo 2015 / organizadores : Felipe Fernando da Silva Siqueira... [et al.]. – 1. ed. – Recife : Ed. UFPE, 2019.

Vários autores.  
Inclui referências.  
ISBN 978-85-415-1110-0 (online)

1. Ecologia. 2. Caatinga – Conservação – Brasil, Nordeste. 3. Diversidade biológica – Conservação – Brasil, Nordeste. I. Siqueira, Felipe Fernando da Silva (Org.).

574.5 CDD (23.ed.) UFPE (BC2019-034)

# LISTA DE PARTICIPANTES

## DISCENTES

Alana Pacheco-Flores - UNAM  
Ana Rafaela D'Amico - UFMG  
Bianca Butter Zorger - UFPE  
Cacilda Michele Cardoso Rocha - UFPE  
Cecilia Elena Sánchez Dalotto - UFSC  
Clarissa Mendes Knoechelmann - UFPE  
Cláudia Martins – USP  
Corina Anahí Barrera - UFRRJ  
Diego Pires Ferraz da Trindade - UFPE  
Francisco Cipriano Lima-Júnior - UFPE  
Gesica Silva e Souza - UFPE  
Janete Ferreira Andrade - UFU  
Jhonny Capichoni Massante - UFF  
Layla Reis de Andrade - UFPB  
Ligia de Almeida Fernandes Vieira - UFPE  
Madson Antonio Benjamin Freitas - UFPE  
Maira Abigail Ortiz-Cordeiro - UNAM  
Mariana Delgado-Jaramillo - UFPE  
Maryana Roberta Pedrosa Dias - UFPE  
Pedro Elias Santos-Neto - UFPE  
Pedro Henrique Albuquerque Sena - UFRPE

## MONITORES

Msc. Felipe Fernando da Silva Siqueira - UFPE  
Msc. Fernanda Maria Pereira de Oliveira - UFPE  
Msc. Maria Fabíola Gomes da Silva de Barros - UFPE  
Msc. Maria Joana da Silva Specht - UFPE

## PROFESSORES

Dr. Bráulio Almeida dos Santos – UFPB  
Dra. Inara Roberta Leal – UFPE  
Dr. Felipe Pimentel Lopes Melo - UFPE  
Dr. José Domingos Ribeiro-Neto - UFPE  
Dr. Luiz Antonio Martinelli – USP  
Dr. Marcelo Tabarelli – UFPE  
Dr. Marcus Vinícius Cianciaruso - UFG  
Dr. Thiago Gonçalves-Souza - UFRPE  
Dr. Xavier Arnan Viadiu – UFPE



## PREFÁCIO

Assim como os frutos de algumas plantas, o Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga - que gerou o livro *Ecologia e Conservação da Caatinga* - também veio de uma semente, uma concepção inicial. A tradição de realizar cursos de imersão em campo não é nova. Ela surge como uma necessidade de treinar/aperfeiçoar e repetir técnicas/etapas do método científico de forma eficiente, aplicando-o em diferentes subáreas da Ecologia e Conservação e sobre diferentes objetos de estudo. O primeiro curso de Ecologia de Campo foi criado pela *Organization for Tropical Studies* (OTS), na década de 1970, na Costa Rica. Ainda no final da década de 70, o ecólogo americano Woodruff Benson foi contratado pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) e montou o primeiro curso de campo brasileiro, realizado na Amazônia. Esse primeiro curso foi uma colaboração entre a Unicamp, a OTS, o Instituto de Pesquisas da Amazônia (INPA) e o *Smithsonian Tropical Research Institute* (STRI). No final da década de 80, esse curso passou a ser realizado na floresta Atlântica, onde é realizado anualmente até hoje. Ao longo destes mais de 40 anos, as edições desse curso formaram inúmeros profissionais das áreas da Ecologia e Conservação, que naturalmente difundiram a proposta dos cursos de campo para outros ecossistemas do Brasil. Em 1993, o INPA e o STRI criaram o Curso de Campo Ecologia da Floresta Amazônia. Em 1998, foi a vez da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul criar o Curso de Campo Ecologia do Pantanal. Por fim, a Universidade Federal de Minas Gerais criou o Curso de Ecologia de Campo do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre em 2005, centrando esforços nos ecossistemas do Cerrado e floresta Atlântica. O Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga surgiu para aplicar e adaptar as ideias dos cursos de campo já existentes para a heterogeneidade e singularidade da Caatinga brasileira, contribuindo de forma essencial para a formação de recursos humanos, isto é, alunos internos e externos às instituições

envolvidas. Sua primeira edição foi em 2008 e desde então é oferecido anualmente e seus resultados são publicados em livros como este.

Este livro, resultado das atividades executadas durante o curso de 2015, sua oitava edição, é dividido em três partes. A primeira, contém os relatórios (na forma de artigos científicos) de projetos orientados por professores. Esses projetos foram elaborados e conduzidos (os dados foram analisados e reportados em conjunto entre alunos, monitores e professores (orientadores)) em um único dia. A segunda parte inclui os relatórios dos projetos individuais livres. Esses projetos foram idealizados pelos alunos, porém com eventual ajuda no desenho experimental ou em outras etapas da execução do trabalho de campo por parte dos monitores e professores participantes do curso. A terceira e mais densa parte corresponde aos estudos concebidos e executados pelos alunos na fase final do curso. Nos relatórios dos projetos individuais apresentamos os resultados dos projetos executados entre quatro e cinco dias.

É interessante destacar que os capítulos deste livro são essencialmente fruto da capacitação e treinamento (contínuo) dos seus autores e participantes do curso, sendo necessário entender este material mais como produto educativo per se do que um compilado de estudos de referência para a Caatinga brasileira. Entretanto, toda a estrutura montada e alocada para a realização do curso também esteve voltada para garantir a qualidade dos produtos gerados e aqui apresentados.

Assim, estamos imensamente satisfeitos em publicarmos esse material que consolida o trabalho árduo de alunos, monitores e professores do Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga 2015.

Os organizadores  
Dezembro de 2018.

## AGRADECIMENTOS

O Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga, ocasião que gerou este produto que agora é publicado, é um fruto que obteve investimento de diferentes órgãos. Primeiramente, gostaríamos de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pelos recursos concedidos para a alimentação e hospedagem dos estudantes, monitores e professores envolvidos no curso, os quais são essenciais para que o curso continue sendo oferecido sem nenhum custo para os participantes. Também somos gratos à Universidade Federal de Pernambuco, sobretudo ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, através do qual o curso foi criado e é oferecido anualmente, por propiciar a vinda de professores de outras instituições brasileiras, além de ceder microscópios, lupas, impressoras, datashow, livros e outros materiais e de contribuir na recepção de alunos internos e externos à UFPE. O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) apoiou o curso na logística e também autorizou as ações de educação e treinamento de pessoal propostas pelo curso no Parque Nacional do Catimbau, localizado em Pernambuco. Por fim, recursos captados por diferentes projetos de pesquisa em andamento foram também importantes para a execução do curso, como, por exemplo, a infra-estrutura obtida por meio do PELD (Programa Ecológico de Longa Duração) Catimbau financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Este produto digital só foi possível devido ao enorme esforço de alunos, monitores e professores, internos e externos à UFPE, além da colaboração gratuita e de qualidade de revisores *ad hoc* que gentilmente se disponibilizaram para contribuir com os textos aqui apresentados.

RELATÓRIOS DOS PROJETOS

# ORIENTADOS

# 1 FILTRO AMBIENTAL VS. INTERAÇÕES ECOLÓGICAS NA ESTRUTURAÇÃO DE UMA COMUNIDADE DE FORMIGAS NA CAATINGA

Corina A. Barrera<sup>1</sup>, Layla S. Reis<sup>2</sup>, Madson A.B. Freitas<sup>3</sup>, Pedro E. Santos-Neto<sup>4</sup>, Ana Rafaela D'Amico<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ.

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba - UFPB.

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

<sup>4</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

<sup>5</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG.

Orientador: Dr. Xavier Arnan.

Monitora: Maria Joana S. Specht

## RESUMO

A estruturação de comunidades biológicas pode ser modelada por diferentes processos, como filtros ambientais e interações ecológicas. Dentre as interações, a competição é um mecanismo determinante para a coexistência das espécies no mesmo habitat. Buscou-se avaliar se há predominância do filtro ambiental ou das interações ecológicas na estruturação da comunidade de formigas de solo na Caatinga, esperando que as interações sejam mais importantes nesta estruturação. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco, Brasil. Foram utilizados dez pontos amostrais, com distância mínima de 20 m, contendo seis armadilhas cada. Após uma hora as formigas foram coletadas, identificadas e foi calculado o tamanho médio das espécies. Para cada par de espécies foi calculado o Índice de Coocorrência e o Índice de Dissimilaridade Funcional, e a relação entre eles foi avaliada. Foram identificadas nove espécies. *Pheidole* sp1 e *Dorymyrmex thoracicus* foram as espécies com maior Índice de Coocorrência, enquanto *Camponotus crassus* e *Dinoponera quadriceps* foram as menos coocorrentes. No entanto, os resultados não indicaram a predominância do filtro ambiental ou das interações ecológicas na área de estudo. Há duas possibilidades que podem explicar os resultados encontrados, a Teoria Neutra ou a ação conjunta dos dois filtros.

**PALAVRAS-CHAVE:** Coocorrência, Dissimilaridade funcional, Competição, Nicho ecológico

## INTRODUÇÃO

Diferentes mecanismos podem atuar na estruturação das comunidades biológicas tanto em escala regional quanto local (Sobral & Cianciaruso 2012). Tais mecanismos estão relacionados à estruturação de comunidades sem regra biológica (Teoria Neutra), ou com determinação de nicho, em que o filtro ambiental e a interação entre os organismos podem agir de diferentes formas para determinar os padrões de ocupação espacial (Begon 2006).

A Teoria Neutra considera que nenhum tipo de interação interespecífica ou condição ambiental atua no agrupamento das espécies na comunidade. Este seria resultado de um conjunto de probabilidades de chegada a partir de um *pool* regional de espécies ecologicamente similares (Morin 2011). A ação do filtro ambiental compreende diferentes fatores, tais como, solo, temperatura e pluviosidade que agem selecionando espécies com exigências ambientais similares e que apresentam características semelhantes (Begon 2006).

Por outro lado, as interações ecológicas também são determinantes para a coexistência das espécies (Ricklefs 2003). Dentre estas, destaca-se a competição, que age possibilitando a coocorrência de espécies quando elas apresentam características diferentes entre si, o que propicia a partição de recursos do meio, evitando a competição interespecífica e a sobreposição de nichos (Webb et al. 2002; Mayfield et al. 2005; Díaz et al. 2013). A estruturação das comunidades por interações ecológicas geralmente ocorre em comunidades pouco perturbadas (Helmus et al. 2010), onde os fatores ambientais são mais estáveis e a competição passa a ter maior importância na seleção das espécies que permanecem no ambiente.

Tais características - que podem ser morfológicas, fisiológicas ou fenológicas - quando possuem relação com o funcionamento da comunidade são consideradas “traços funcionais” (Cianciaruso et al. 2009) e podem ser utilizadas para compreensão dos processos que estruturam as comunidades (Mouillot et al. 2012). Assim, a predominância do filtro ambiental ou das interações ecológicas na estruturação de uma comunidade natural, pode ser avaliada pela

relação entre a coocorrência de espécies com traços funcionais similares ou divergentes (Mouchet et al. 2013).

Compreender como esses processos atuam na estruturação das comunidades e na manutenção da diversidade biológica é importante para o desenvolvimento de ações de conservação (Morin 2011). Alguns grupos ecológicos, como o das formigas, facilitam a realização destes estudos por serem amplamente distribuídas e bem estudadas em vários aspectos da sua biologia e sistemática (Hölldobler & Wilson 1990), e por propiciarem a mensuração de traços funcionais, como seu tamanho, com facilidade.

As formigas também são um grupo ecologicamente dominante em quase todos os ambientes terrestres do mundo. Elas compõem pelo menos 10% ou mais da biomassa animal total, estão entre os principais predadores de artrópodes e se tornam muito importantes na manutenção e funcionamento dos ecossistemas, devido ao fornecimento de uma alta variedade de serviços ecossistêmicos (Agosti et al. 2000; Del Toro et al. 2012).

Diante disto, este trabalho teve como objetivo avaliar se há predominância do filtro ambiental ou das interações ecológicas na estruturação da comunidade de formigas de solo em uma área conservada de Caatinga. Espera-se que as interações ecológicas nesta estruturação sejam mais importantes devido a que áreas menos perturbadas são mais fortemente estruturadas por essas interações.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

O trabalho foi realizado na Trilha do Camelo (59°31'59.9" S 37°15'08.7" W) localizada no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco, Brasil. A região está totalmente inserida na bacia hidrográfica do Rio Moxotó e a paisagem se estende ao longo de um solo arenoso de origem sedimentar, apresentando afloramentos rochosos do Cretáceo ou Terciário.

O clima predominante é o semiárido com precipitação pluviométrica anual entre 650 a 1100 mm e temperatura média anual em torno dos 23 °C. Na área de estudo a vegetação é bastante diversificada, onde predomina um tipo de Caatinga arbustiva-arbórea em bom estado de conservação, com presença de Bromeliaceae, Cactaceae, entre outras famílias de plantas (SNE 2002).

### **Desenho amostral**

Foram utilizados dez pontos amostrais com distância mínima de 20 metros entre si ao longo de uma trilha de 140 metros. Em cada ponto amostral foram dispostas sobre o solo seis armadilhas compostas de isca de sardinha sobre discos de papel, distanciadas por cinco metros entre si e alocadas fora da trilha. Após uma hora, as iscas foram recolhidas e colocadas em sacos plásticos independentes de forma que cada parcela continha seis subamostras.

As formigas de cada amostra foram separadas em placas de Petri, com álcool a 70% de concentração e identificadas em nível de gênero e/ou espécie sempre que foi possível, usando chave de identificação disponível (Baccaro 2006). Foi medido o tamanho corporal de cada espécie de formiga a partir da média do tamanho de três indivíduos e foi estabelecida essa medida como sendo o comprimento corporal da espécie.

### **Análise de dados**

Para cada par de espécies (*ij*) foi calculado o Índice de Coocorrência ( $I_{cocij}$ ):

$$I_{cocij} = \frac{coc\ spp_{ij}}{coc\ spp_{ij} + oc\ sp_i + oc\ sp_j}$$

Onde  $coc\ spp_{ij}$  é o número de amostras em que coocorreram as duas espécies (espécie *i* e espécie *j*),  $oc\ sp_i$  é o número de amostras em que só ocorreu a espécie *i* e  $oc\ sp_j$  é o número de amostras em que só ocorreu a espécie *j*.

Também foi calculado o Índice de Dissimilaridade Funcional ( $I_{dfij}$ ):

$$I_{dfij} = |tam\ sp_i - sp_j|$$

Onde  $tam$  é o tamanho (mm) médio dos indivíduos da espécie *i* e *j*.

O *Idf* foi estandardizado dividindo os valores pelo valor máximo encontrado; essa estandardização foi feita para obter valores na mesma escala que os valores do Índice de Coocorrência (de 0 a 1), e de esta forma poderem ser diretamente relacionados. Finalmente, a relação entre ambos índices foi testada com uma análise de regressão linear simples, tendo como variável explicativa o Índice de Dissimilaridade Funcional e como variável resposta o Índice de Coocorrência das espécies.

## RESULTADOS

Do total de formigas observadas, foram identificadas nove espécies, incluídas em cinco subfamílias (Tabela 1). O maior Índice de Coocorrência (*Icoc<sub>ij</sub>*) obtido foi entre as espécies *Pheidole* sp1 e *Dorymyrmex thoracicus* que coocorreram em 60% dos pontos amostrados. Por outro lado, o menor *Icoc<sub>ij</sub>* foi entre as espécies *Camponotus crassus* e *Dinoponera quadriceps* que não coocorreram em nenhuma das amostras.

Tabela 1. Subfamílias e espécies de formigas ocorrentes no solo da Trilha do Camelo, Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

SUBFAMÍLIA	ESPÉCIE
Dolichoderinae	<i>Dorymyrmex thoracicus</i>
Ectatomminae	<i>Ectatomma</i> sp.
Formicinae	<i>Camponotus crassus</i>
Myrmicinae	<i>Cephalotes</i> sp.
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp.
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp1
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp2
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp.

O tamanho médio das formigas variou de  $1,4 \pm 0,14$  mm na espécie *Pheidole* sp2 a  $28 \pm 1$  mm na espécie *Dinoponera quadriceps*. Em relação a isso, essas apresentaram o maior  $Idf_{ij}$  observado. Ao passo que, o menor  $Idf_{ij}$  obtido foi entre as espécies *Cephalotes* sp e *Dorymyrmex thoracicus*.

A relação entre o Índice de Coocorrência e o Índice de Dissimilaridade funcional entre as espécies não apresentou diferenças significativas ( $R^2=0,157$ ;  $p=0,38$ ) (Fig. 1).

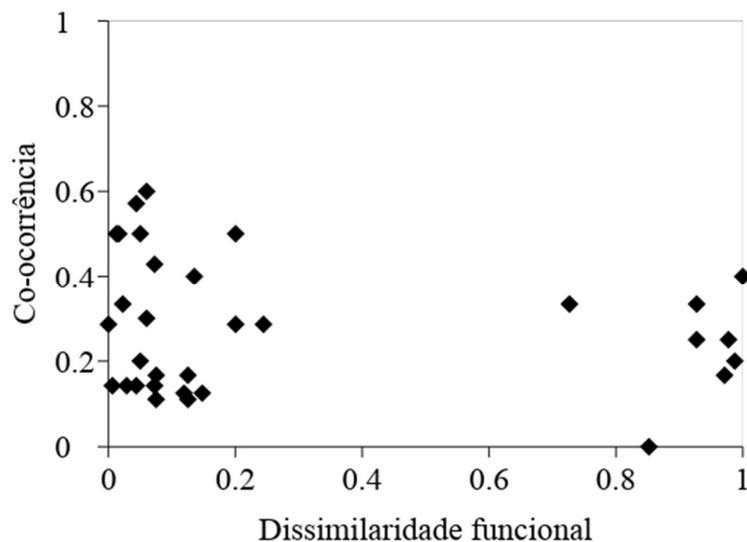


Figura 1. Relação entre Índice de Dissimilaridade Funcional e Índice de Coocorrência das espécies de formigas de solo na Trilha do Camelo, Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

## DISCUSSÃO

Os resultados não indicaram a predominância do filtro ambiental ou das interações ecológicas na área de estudo. Isso refuta a nossa hipótese de que as interações ecológicas agem predominantemente na estruturação de comunidades em áreas menos perturbadas, existindo

duas possibilidades para explicar os resultados encontrados: a Teoria Neutra ou os dois filtros estão agindo com a mesma importância.

Como os dados não indicaram relação entre a coocorrência e a dissimilaridade funcional das espécies na comunidade, ela pode ter sido estruturada sem a influência de fatores ambientais ou biológicos, sendo resultado apenas da migração das espécies, de acordo com as probabilidades expostas pela Teoria Neutra (Hubbell 2001).

No entanto, considerando a heterogeneidade e as restrições ambientais da Caatinga e devido à interação ecológica entre as espécies, além da ação de processos evolutivos (Morin 2011), se considera uma explicação mais plausível a atuação de todos estes fatores de forma conjunta e com importância equivalente para a estruturação da comunidade estudada.

Desta forma, o filtro ambiental pode ter agido na seleção inicial das espécies mais tolerantes às exigências do meio, como estresse hídrico, e as interações ecológicas, como a competição pode estar em curso, propiciando a simpatria de espécies com características funcionais diferenciadas, embora ainda não significativas para salientar a predominância deste filtro no ambiente (Mayfield et al. 2005; Sobral & Cianciaruso 2012). Uma vez que foi constatado variação de até 20 vezes entre o tamanho da menor espécie *Pheidole* sp2 e da maior, *Dinoponera quadriceps*, e ainda, de cerca de seis vezes entre a segunda maior *Ectatomma* sp, neste caso excluindo *Dinoponera quadriceps* devido ao seu tamanho desproporcional entre as demais espécies.

Considerando que o tamanho da espécie é determinante no uso de recursos alimentares do meio, é razoável pensar que as espécies identificadas neste estudo exercem diferentes funções ecológicas, como, por exemplo, na dispersão de sementes de diferentes tamanhos. Essa diferenciação pode ser reflexo de um processo competitivo já ocorrido que moldou o padrão atual (Ricklefs 2003). Embora, esta diferenciação não tenha sido suficiente para indicar que as

interações ecológicas tiveram maior importância que as condições ambientais na estruturação da comunidade.

Sugere-se que a utilização de outros traços ou grupos funcionais das espécies de formigas, tais como período de atividade, dieta, hábito de vida, guildas tróficas, merecem ser mais explorados para propiciar uma análise mais completa da atuação dos processos na estruturação da comunidade avaliados neste estudo.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE e CEPAN pelo apoio logístico e financeiro. Aos organizadores do Curso de campo: Ecologia e Conservação da Caatinga. Ao professor Dr. Xavier Arnan pela orientação na execução desse projeto. À Msc. Joana Specht pela ajuda e acompanhamento.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Agosti, D.; Majer, J.D.; Alonso, L.E. & Schultz, T.R. 2000. *Ants. Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington and London.
- Baccaro, F.B. 2006. Chave para as principais subfamílias e gêneros de formigas (Hymenoptera: Formicidae). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA Programa de Pesquisa em Biodiversidade - PPBIO, Faculdades Cathedral.
- Begon, M.C.R.; Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2006. *Ecology from Individuals to Ecosystems*. 4<sup>o</sup> edição. Blackwell Publishing. USA.
- Cianciaruso, M.V.; Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3): 093-103.

- Del Toro I.; Ribbons R.R. & Pelini, S.P. 2012. The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News*, 17: 133-146.
- Díaz, S.; Purvis, A.; Cornelissen, J.H.; Mace, G.M.; Donoghue, M.J.; Ewers, R.M.; Jordano, P. & Pearse, W.D. 2013. Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. *Ecology and Evolution*, 3(9): 2958-2975.
- Hölldobler, B. & Wilson, E.O. 1990. *The ants*. Harvard University Press. Cambridge, MA, USA.
- Helmus, M.R., Keller, W., Paterson, M.J., Yan, N.D., Cannon, C.H. & Rusak, J.A. 2010. Communities contain closely related species during ecosystem perturbation. *Ecology Letters*, 13:162–174.
- Mayfield, M.M.; Boni, M.F.; Daily, G.C. & Ackerly, D. 2005. Species and functional diversity of native and human-dominated plant communities. *Ecology*, 86(9):2365-2372.
- Mouchet, M.A.; Burns, M.D.M.; Garcia, A.M.; Vieira, J.P. & Mouillot, D. 2013. Invariant scaling relationship between functional dissimilarity and co-occurrence in fish assemblages of the Patos Lagoon estuary (Brazil): environmental filtering consistently over shadows competitive exclusion. *Oikos*, 122: 247-257.
- Morin, P.J. 2011. *Community Ecology*. 2<sup>a</sup>ed. Wiley-Blackwell. Oxford. UK.
- Mouillot, D.; Graham, N.A.J.; Villéger, S.; Mason, N.W.H. & Bellwood, D.R. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28:167-176.
- Sobral, F.L. & Cianciaruso, M.V. 2012. Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. *Bioscience Journal*, 28(4): 617-631.

Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Médio Ambiente de Pernambuco - SECTMA, Recife.

Ricklefs, R.E. 2003. Economia da Natureza. A Economia da Natureza. Guanabara Editora, Rio de Janeiro, Brasil.

Webb, C. O., Ackerly, D. B., Mcpeck, M.A. & Donoghue, M.J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33:475-505.

## 2 A INFLUÊNCIA DA DISTÂNCIA PARA FLORESTAS NO CONTROLE BIOLÓGICO DE CULTIVOS NA CAATINGA

Mariana Delgado-Jaramillo<sup>1</sup>, Cacilda Rocha<sup>2</sup>, Cecilia Dalotto<sup>3</sup>, Diego Trindade<sup>2</sup>, Gesica Souza<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina.

Orientadora: Profa. Dra. Inara R. Leal

Monitora: Fernanda de Oliveira

### RESUMO

Entender como serviços ecossistêmicos de controle biológico atuam sob cultivos pode ser muito útil para otimizar a produção agrícola, conservação e restauração de ecossistemas. Este enfoque adquire importância em áreas protegidas onde o uso de agrotóxicos pode comprometer seus objetivos de conservação, como acontece no Parque Nacional Catimbau - PE. Neste contexto, surge o objetivo de determinar a possível influência da distância da floresta no controle da herbivoria em culturas de milho e mandioca. Para isso, foram feitos 4 transectos perpendiculares à floresta de 100 m divididos em 5 pontos de amostragem em 2 plantações. Em cada ponto foram avaliados ataques de formigas a herbívoros e coletados 4 folhas para avaliar número de folhas e área foliar com herbivoria. Foram observados dois ataques de formigas no milho próximo a floresta, as formigas não forragearam em plantas de mandioca. Distâncias próximas à floresta não apresentaram evidências significativas de menor herbivoria. Não se pode concluir que proximidade da floresta está provendo mais serviços ecossistêmicos aos cultivos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Serviços ecossistêmicos, Formigas, Herbivoria, *Manihot esculenta*, *Zea mays*

## INTRODUÇÃO

Com o aumento da densidade populacional humana, os processos de fragmentação, degradação e perda de habitats nas florestas tropicais têm se intensificados (Chan et al. 2006). Isso pode ocasionar a redução da biodiversidade, que por sua vez se reflete na qualidade e quantidade das interações biológicas no ambiente. Esta diminuição pode causar também a perda de processos ecológicos como, por exemplo, a proteção do solo, produção de água potável e mitigação dos efeitos decorrentes de extremos climáticos (Tabarelli et al. 2000).

Os diversos procesos ecológicos que beneficiam direta ou indiretamente os humanos são chamados de serviços ecossistêmicos (Groot et al. 2002). Um exemplo de serviço ecossistêmico é o controle biológico, definido como a regulação de pragas e doenças em sistemas naturais e agrícolas, através da predação e competição (Pittman & McCormick 2010). Historicamente, na agricultura, este processo tem sido substituído por um controle químico que resulta, por exemplo, em um empobrecimento biológico, contaminação do solo e problemas de saúde (Vandermeer et al. 2014).

Com o intuito de diminuir o uso de agrotóxicos, aumentar a conservação de ecossistemas e otimizar a produção agrícola, estudos com enfoque no uso de insetos para predação de herbívoros têm sido intensificados, sobretudo em sistemas de cultivos de café (Perfecto & Castiñeiras 1998; Armbrrecht & Gallego 2007). Em grande parte desses sistemas, o predador usado foram as formigas, as quais têm demonstrado ser efetivos agentes controladores biológicos em agroecossistemas (Armbrrecht & Perfecto 2003; Philpott & Armbrrecht 2006).

A maior parte dos estudos relata como as formigas regulam as dinâmicas populacionais de outros seres vivos (Eubanks 2001; Sanders & Van veen 2011). No entanto, os mesmos não dão um enfoque de serviços ecossistêmicos (Del Toro et al. 2012). Recentemente essa abordagem foi relatada em alguns estudos desenvolvidos na Colômbia e no México (Armbrrecht & Perfecto, 2003; Armbrrecht & Gallego, 2007), entretanto para o Brasil essa abordagem é ainda

incipiente. Em regiões como a Caatinga, com recursos econômicos limitados e alta pressão de exploração dos recursos naturais (Melo & Tabarelli 2012), confirmar a funcionalidade dos serviços de regulação de herbivoria é importante para reduzir o uso de agrotóxicos, aumentar a produtividade e promover a conservação. Isso fica ainda mais evidente quando a abordagem recai sobre áreas com alta densidade populacional, com perturbação antrópica frequente e poucas unidades de conservação, como é o caso da Caatinga, uma floresta tropical sazonalmente seca, presente no Nordeste brasileiro (Tabarelli et al. 2000). Nesse ecossistema, as poucas unidades de conservação existentes, de um modo geral, não possuem plano de manejo e isso reflete em pouca fiscalização, e consequente realização de atividades antrópicas de exploração de recursos dentro de seus limites (Tabarelli et al. 2000). Isso não difere para o Parque Nacional do Catimbau, onde algumas áreas protegidas apresentam diferentes pressões humanas com perturbações crônicas constantes, como extração de lenha e criação caprinos.

Levando em consideração a relevância do controle biológico em cultivos próximos a florestas, nosso trabalho teve como objetivo determinar a influência da distância da floresta no controle da herbivoria em cultivos de mandioca e milho no Parque Nacional Catimbau - PE. Neste sentido, nossa hipótese foi que cultivos próximos a floresta terão menores evidências de herbivoria foliar e maiores eventos de predação de herbívoros.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

O estudo foi realizado na Serrinha, localizada entre as coordenadas 8°33'08.8" S e 37°14'20.5" W, no Parque Nacional do Catimbau entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibirimir (Fig. 1), estado de Pernambuco. Caracteriza-se por um clima semiárido estacional, com precipitação anual que oscila entre 250 e 1000 mm e temperatura média anual de 24 a 26°C (Andrade-Lima 1981). O parque apresenta uma vegetação de Caatinga caracterizada por várias

fitofisionomias, desde uma vegetação herbácea até uma arbustiva/arbórea e elevações que oscilam de 600 a 1000 m (Andrade-Lima 1981). O parque ainda apresenta assentamentos rurais com atividades de agricultura e criação caprinos. A coleta de dados foi realizada em uma área de cultivo próxima a um fragmento florestal.

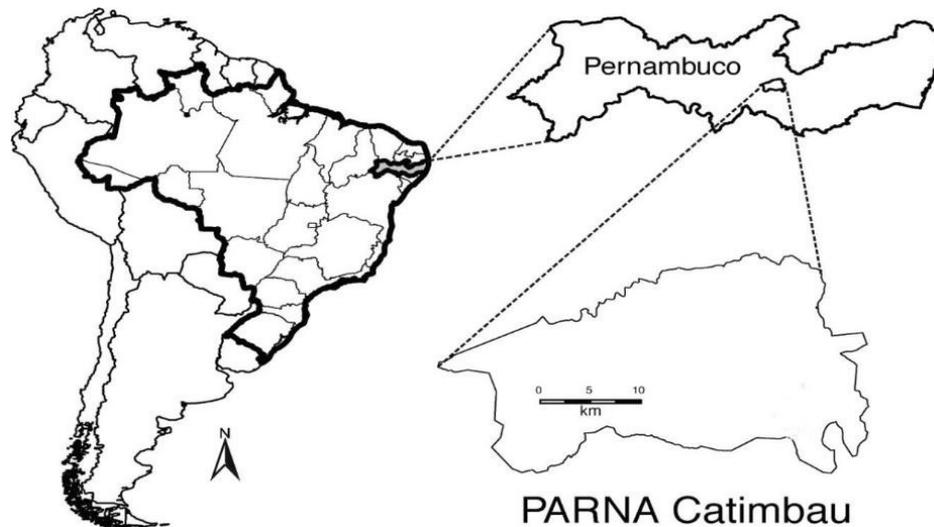


Figura 1. Localização do Parque Nacional do Catimbau no estado de Pernambuco, Brasil (fonte: Pedrosa et al. 2015).

### **Desenho experimental**

A coleta de dados foi realizada em junho de 2015. Em uma plantação de milho (*Zea mays* L.) e uma de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) foram delimitados 4 transectos de 100 m separados por 10 m, paralelos entre si, perpendiculares à floresta. Cada transecto foi dividido em cinco pontos de amostragem separados por 25 m cada que correspondiam a diferentes distâncias da floresta (0, 25, 50, 75 e 100 m).

Para avaliar o comportamento de ataque das formigas sobre os herbívoros nos cultivos, em cada ponto de amostragem foram colocados 4 cupins (1 por ramo em duas plantas diferentes próximas) e observados durante 15 minutos se eram atacados. Para medir a herbivoria, nos

mesmos pontos foram coletadas 4 folhas de plantas diferentes (terceira folha expandida a partir do ápice da planta). Para cada ponto foi avaliada a porcentagem de folhas com herbivoria e em cada folha foi avaliada a porcentagem de área foliar com dano.

### **Análise de dados**

Para testar a normalidade dos dados foi usado o teste de Shapiro-Wilk. Os dados foram normalizados mediante o arco-seno da raiz quadrada do valor. Para comparar a porcentagem de folhas com herbivoria e área do dano foliar nas cinco distâncias avaliadas, se realizou uma Análise de Variância de um fator (ANOVA). A pequena amostra no número de ataques observados não permitiu a realização de análises estatísticas.

## **RESULTADOS**

Na área de cultivo de mandioca, nas distâncias de 0 e 25 m da floresta, a porcentagem de folhas com herbivoria foi em média de 31% (Fig. 2a), já em distâncias intermediárias a porcentagem foi de 50 e 57%, enquanto que na maior distância (100 m) foi de 43% ( $F_{G13} = 0.951$ ;  $p = 0.46$ ). A porcentagem média de área foliar com dano variou de 0.8% nos pontos mais próximos da floresta a 10.7% nos pontos mais distantes (Fig. 2b). A média da porcentagem de herbivoria na distância de 100 m foi 14 vezes maior que a porcentagem de área com dano foliar a 0 m, porém, o padrão observado não foi significativo ( $F_{G13} = 1,422$ ;  $p = 0,27$ ). Neste cultivo não foram presenciados ataques a cupim.

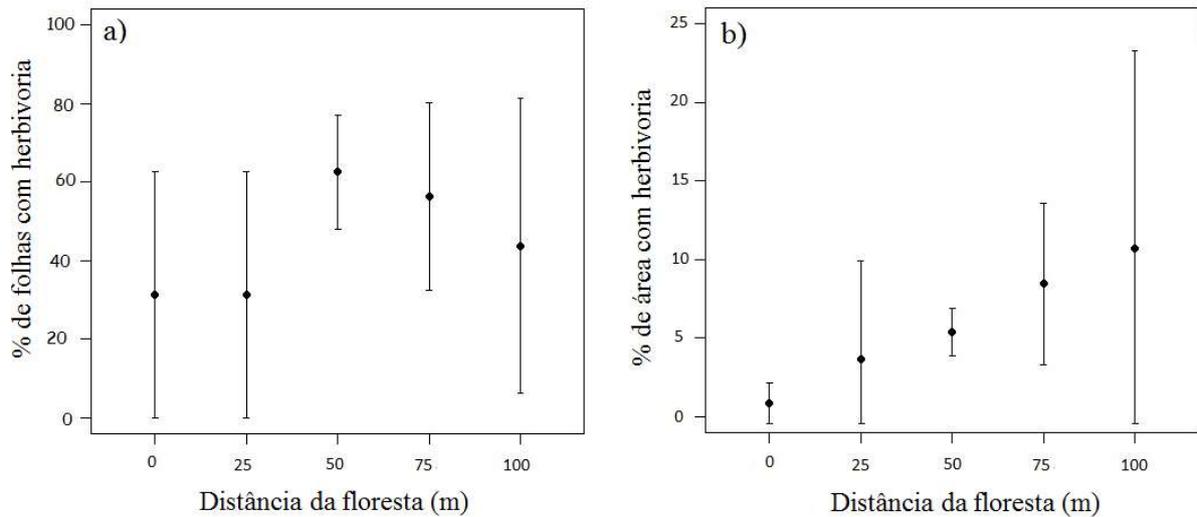


Figura 2. Porcentagem de herbivoria em função da distância à floresta em um cultivo de mandioca no Parque Nacional Catimbau, Pernambuco. a) Porcentagem de folhas com herbivoria e b) Porcentagem de área foliar com herbivoria.

No cultivo de milho, os valores médios da porcentagem de folhas com dano (Fig. 3a) variaram de 56% a 75 m a 94% a 25 m ( $F_{GI\ 3} = 1,13$ ;  $p = 0,28$ ). Os valores médios de porcentagem de dano foliar (Fig. 3b) variaram de 3% em 50 m a 10% em 25 m ( $F_{GI\ 3} = 1,119$ ;  $p = 0,38$ ). O que significa que não foi observado um padrão definido da distância da floresta nas medidas de herbivoria avaliadas. Neste plantio foram observados um ataque a cupim em 0 e outro em 25 m.

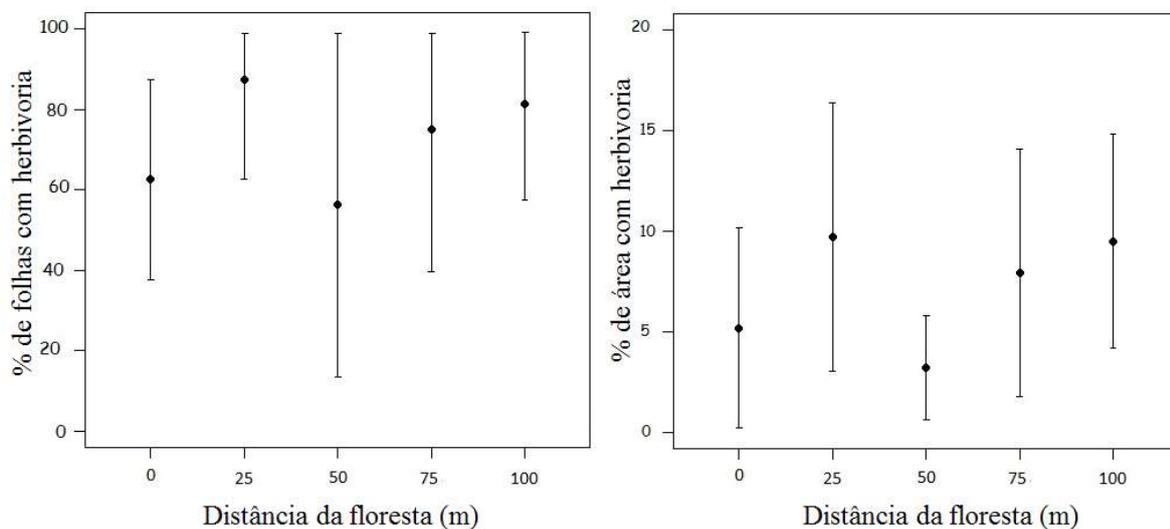


Figura 3. Porcentagem de herbivoria em função da distância à floresta em um cultivo de milho no Parque Nacional Catimbau, Pernambuco. a) Porcentagem de folhas com herbivoria e b) Porcentagem de área foliar com herbivoria.

## DISCUSSÃO

Os resultados observados neste estudo não apoiaram a hipótese de que a proximidade da floresta reduz a herbivoria nos cultivos de mandioca e milho. Na mandioca, durante o experimento foi observada a presença de formigas no solo e ausência de formigas nas plantas avaliadas. Segundo F. Siqueira (*comunicação pessoal*), isso se deve ao fato de que o controle biológico em mandioca não é mediado pelas formigas, ela é atacada por uma espécie de ácaro cujo predador é outro ácaro, o que explicaria a ausência de ataques. Por tanto, avaliar a frequência de ataques considerando ácaros como agente predador, poderia ser um modelo mais adequado para avaliar a influência da distância nos eventos de predação e controle biológico em cultivos de mandioca.

Na cultura de milho, não foi possível descrever uma relação entre a distância do fragmento de floresta e a proteção de danos por herbivoria. Apesar de encontrar muitas formigas forrageando no solo, foram evidenciados apenas dois ataques aos cupins. Além disso, no solo foram observadas diretamente formigas predando herbívoros (lagartas). Esses fatos podem indicar que as formigas realizam predação de herbívoros nesse sistema, mas que os recursos alimentares no solo eram suficientes ou preferidos, e como consequência teriam poucos eventos de subidas às folhas. Portanto, para aumentar ou propiciar esse serviço em cultivos, agricultores poderiam investir em atrativos como mel ou água com açúcar para estimular a frequência de visitas e consequentemente a proteção advinda desses organismos.

A regulação de populações animais por predadores desempenha um papel importante para os sistemas agrícolas, pois controla a ação de herbívoros e patógenos. Já tem sido estudado

que a proteção natural da herbivoria em cultivos é controlada principalmente por formigas que apresentam comportamento territorialista e de dominância (Deltoro et al. 2012). Diferentes estudos sobre avaliação do efeito das características da floresta na quantidade de serviços ecossistêmicos e controle biológico em cultivos de café, demonstraram que tanto a biodiversidade da floresta como o sistema de manejo do cultivo e sazonalidade podem influenciar o comportamento de predação das formigas e a magnitude do serviço (Armbrecht & Gallego 2007; Isbell et al. 2011).

A competição inter-específica por interferência e predação de outros invertebrados, realizada por formigas, altera a dinâmica de comunidades e populações locais. Então, apesar de alguns estudos demonstrarem que as formigas atuam como um bom mediador de serviços de regulação de populações por controle biológico e reduzem o impacto de herbívoros sob áreas de cultivo (Jaramillo et al. 2006; Philpott & Armbrecht 2006; Vandermeer et al. 2014), nossos dados não foram suficientes para afirmar que cultivos mais próximos da floresta vão ter maior influência de serviços de regulação de herbivoria.

À luz do conhecimento de controle biológico de cultivos por parte de formigas e influência das características da floresta, nossos resultados podem ser explicados por dois motivos: (1) que nosso sistema, número de réplicas e esforço amostral não foram apropriados para descrever esse mecanismo ou (2) os fragmentos definidos como floresta não apresentam atributos biológicos suficientes para promover os serviços ecossistêmicos, talvez por causa do seu tamanho reduzido, possíveis perturbações ou pouca diversidade de plantas (Galvinet al 2008; Isbell et al. 2011). Portanto, para futuros estudos que contemplem a avaliação da influência da floresta em processos de controle biológico, se recomenda incluir a avaliação das características da floresta, e testar em ecossistemas áridos se existe influência da sazonalidade.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade-Lima, D. 1981. The caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica* 4:149-153.
- Armbrecht, I. & Perfecto, I. 2003. Litter-twig dwelling ant species richness and predation potential within a forest fragment and neighboring coffee plantations of contrasting habitat quality in Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97:107-115.
- Armbrecht, I. & Gallego, M. A. 2007. Testing ant predation on the coffee berry borer in shaded and sun coffee plantations in Colombia. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 124:261-267.
- Buckley, L. B., Davies, T. J., Ackerly, D. D., Kraft, N. J., Harrison, S. P., Anacker, B. L., Cornell, H. V., Damschen, E. I., Grytnes, J. A., Hawkins, B. A., McCain, C. M., Stephens, P. R., & Wiens, J. J., 2010. Phylogeny, niche conservatism and the latitudinal diversity gradient in mammals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Science* 277:2131-2138.
- Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C. & Daily, G.C. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *Public Library of Science Biology* 4: e379
- Del Toro, I., Ribbons, R.R. & Pelini, S.L. 2012. The little things that run revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 17:133-146.
- Eubanks, M.D. 2001. Estimates of direct and indirect effects of red imported fire ants on biological control in field crops. *Biological Control* 21: 35-43.
- Groot, R.S., Wilson, M.A. & Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem function, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.

- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W., Reich, P., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B., Zavaleta, S. & Loreau, M. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 447:199-203.
- Jaramillo, J., Borgemeister, C. & Baker, P. 2006. Coffee berry borer *Hypothenemus hampei* (Coleoptera: Curculionidae): searching for sustainable control strategies. *Bulletin of Entomological Research* 96:223-233.
- Melo, A.M. & Tabarelli, M. 2003. Variáveis múltiplas e desenho de unidades de conservação: uma prática urgente para a Caatinga. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*, 1a ed. (eds. I. Leal, M. Tabarelli & J. Cardozo), pp. 735-776. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brazil.
- Perfecto, I. & Castiñeiras, A. 1998. Deployment of the predaceous ants and their conservation in agroecosystems. *Conservation Biological Control* 269-289.
- Pittman, J. & McCormick, R.J. 2010. Ecosystem service valuation concepts and methods. In: *Environmental Risk and Management from a Landscape Perspective*, 1a ed. (eds. J. Wiley & N. Sons), cap. 17. Academic Press, Baltimore, MD, USA.
- Purvis, A. & Hector, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405:212-219.
- Philpott, S.M. & Armbrecht, I. 2006. Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological Entomology* 31:369-377.
- Rodrigues, N.M. 2006. Potencialidades e impactos ambientais no Parque Nacional do Catimbau e sua zona de amortecimento. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Brazil.
- Sanders, D. & Van veen, F.J.F. 2011. Ecosystem engineering and predation: the multi-trophic impact of two ant species. *Journal of Animal Ecology* 80:569-576.
- Tabarelli, M., Silva, J.M.C., Santos, A.M.M. & Vicente, A. 2000. Análise de representatividade das unidades de conservação de uso direto e indireto na Caatinga: análise preliminar. In:

Workshop Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma Caatinga, 1a ed. (eds. J.M.C. Silva & M. Tabarelli). p. 13. Petrolina, Pernambuco.

Vandermeer, J., Perfecto, I., & Philpott, S. 2014. Ecological complexity and pest control in organic coffee production: Uncovering an autonomous ecosystem service. *BioScience* 60:527-537.

### 3 A PREDOMINÂNCIA DE FABACEAE NA PAISAGEM DA CAATINGA INDEPENDENTE DA SUA INTERAÇÃO COM *Rhizobium* sp.

Francisco C. Lima-Júnior<sup>1</sup>, Alana Pacheco-Flores<sup>2</sup>, Bianca B. Zorger<sup>3</sup>, Cláudia S. G. Martins<sup>4</sup>, Maryana R. P. Dias<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biologia, Universidade Nacional Autónoma do México - UNAM.

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

<sup>4</sup>Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Centro de Energia Nuclear Aplicada à Agricultura, Universidade de São Paulo – CENA/USP.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Martinelli

Monitor: José Domingos Ribeiro Neto

#### RESUMO

A forma mais comum de disponibilização do nitrogênio (N) às plantas é via fixação biológica por associação simbiótica ou por organismos de vida livre. Na Caatinga, predominam plantas da família Fabaceae, conhecidas por sua alta demanda deste nutriente. Em uma região do Parque Nacional do Catimbau, propusemos avaliar se as leguminosas estariam fixando N por associação com bactérias do gênero *Rhizobium*, a fim de suprir sua necessidade nutricional. Esperávamos encontrar nódulos em suas raízes, indicando a presença e atividade dessa simbiose, sendo que a expectativa era de as plantas presentes em área perturbada terem mais dessas estruturas do que as presentes em área conservada. Porém, não encontramos nódulos em nenhuma das leguminosas nas distintas áreas. Julgamos ser razoável sugerir que a ciclagem de N está sendo eficiente em atender a demanda local ou os organismos de vida livre estão aportando N na quantidade necessária, dispensando o investimento das plantas em sua interação com a bactéria.

**PALAVRAS-CHAVE:** Áreas perturbadas, Fixação de nitrogênio, Leguminosas, Nódulos de *Rhizobium*

## INTRODUÇÃO

As duas principais formas naturais de disponibilizar o N<sub>2</sub> atmosférico são as descargas de eletricidade na forma de raios (Liaw et al. 1990; Logan 1983) e a fixação biológica de nitrogênio (BNF), sendo esta a fonte dominante de fixação desse nutriente nos ecossistemas. Apesar de mudanças no ciclo de N poderem ser descritas em termos globais, a quantificação da BNF precisa ser estudada a uma escala local, regional ou bioma-específico (Cleveland et al. 1999).

Neste processo, os maiores contribuintes são os grupos fixadores de N – cianobactérias de vida livre, bactérias e cianobactérias terrestres em associação com algas, fungos, líquens e briófitas, na camada superficial dos solos (Vitousek et al. 2002). Eles ocorrem em regiões áridas ou em microclimas com essa característica (Pointing & Belnap 2012) e disponibilizam o N às comunidades vegetais em sucessão (Büdel & Colesie 2014). Contribuem para a estabilidade e fertilidade do solo, aumentam a resistência à erosão pelo vento e influenciam os ciclos hidrológicos (Belnap & Lange 2003).

Comparativamente, as referências à detecção das bactérias endofíticas são mais numerosas do que as relacionadas com os organismos de vida livre (Hallman 2001). As bactérias do gênero *Rhizobium* são as principais deste grupo de bactérias endofíticas e se associam com as raízes das leguminosas formando nódulos radiculares, que asseguram a BNF (Akkermans & Houwers 1983). Nesta relação, a planta fornece carboidratos à bactéria e esta retribui excretando o N fixado, na forma de amônio ou nitrato (Cleveland et al. 1999).

Porém, as atividades humanas alteraram o ciclo do N, principalmente através da intensificação das atividades agrícolas, demandando cada vez mais, maiores quantidades do nutriente, que passam a ser supridas pelo aumento do uso de fertilizantes. Na Caatinga, ecossistema semiárido no nordeste do Brasil, o fogo ainda é muito usado nos sistemas de manejo agrícolas e pecuários. Isso provoca a perda de Nitrogênio (N) e Fósforo (P) durante a queima da biomassa, representando um impacto negativo sobre o equilíbrio do ecossistema

(Davidson et al. 2007). Por esses fatos se presume que, em ambientes mais conservados, com atividades agrícolas menos presentes, ainda haja um domínio da BNF, ou seja, as plantas garantindo de forma autônoma seu suprimento em N (Hedin et al. 1995).

Fabaceae é a família botânica mais representada na Caatinga (Queiroz 2009) e as espécies desta família são particularmente importantes na regeneração da vegetação (Pereira et al. 2003). Em geral, elas têm uma demanda elevada por N comparativamente com plantas de outras famílias (Vitousek et al. 2002). Também, têm concentrações de N-foliar mais elevadas e razão Carbono/Nitrogênio (C:N) mais baixas (Cleveland et al. 1999).

Neste contexto, é importante analisar como as leguminosas na Caatinga estão fixando N, tanto em áreas perturbadas como em áreas não perturbadas. A partir daqui, surgem as seguintes hipóteses: (i) as leguminosas estão fixando N por associação mutualista com as bactérias *Rhizobium* sendo possível encontrar nódulos ativos em suas raízes e, (ii) haverá maior probabilidade de encontrar a associação entre a leguminosa e o *Rhizobium* em área perturbada do que em área não perturbada.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau, que abrange parte dos municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, considerado uma área de extrema importância biológica e prioritária para conservação da Caatinga por apresentar números relevantes de endemismos e espécies raras (MMA 2002). A fisionomia vegetacional da região forma um mosaico de acordo com o tipo de solo e umidade, variando de Caatinga arbórea, com espécies não espinhosas, até arbustiva com predomínio das espécies espinhosas, característica peculiar de ambientes xéricos (Andrade et al. 2004). O Parque apresenta clima tropical semiárido com temperatura média anual de 23 °C, pluviosidade de 300-500 mm anuais e altitude entre 600-1000 m (IBAMA 2005).

Na área do Parque, foram escolhidas duas áreas perturbadas e uma menos perturbada. As primeiras incluíam uma antiga plantação de milho e mandioca e uma de uso humano, sem cultivo, ambas visualmente mais rochosas, comparativamente com a segunda área de amostragem. Esta correspondia a uma área de Caatinga menos perturbada onde esperávamos encontrar mais nódulos nas raízes. Na primeira, foram escolhidos 14 indivíduos juvenis de dois gêneros de leguminosas (Fabaceae), *Senna* sp. e *Senegalia* sp. Na segunda área, foram escolhidos seis indivíduos de *Senna* sp. e *Ptyrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson.

Nas duas áreas, escavamos o solo na proximidade do caule dos indivíduos até encontrar as suas raízes capilares, em busca dos nódulos que indicam a presença da associação da bactéria *Rhizobium* com a planta hospedeira. Respeitou-se uma profundidade aproximada de 20 cm.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em nenhuma das áreas amostradas registramos a presença de nódulos nos indivíduos, evidenciando ausência da associação entre leguminosas e as bactérias do gênero *Rhizobium* na Caatinga. Apesar da elevada demanda natural das leguminosas por N e de sua presença predominante na paisagem, parece que elas não estão fixando esse nutriente mediante associações simbióticas. Várias possibilidades podem ser sugeridas para explicar a ausência desse fenômeno.

Em estudo similar desenvolvido na região da Caatinga, Queiroz et al. (2012) sugerem que essa ausência de fixação pode ser atribuída à ausência de cepas nativas específicas de *Rhizobium* ou a alguma limitação ambiental que impeça a associação, como por exemplo, um baixo teor de P no solo (Vitousek et al. 2010) ou a quantidade de lignina presente na camada de serrapilheira do solo (Thompson & Vitousek 1997; Vitousek & Hobbie 2000; Vitousek et

al. 2002). Gehring et al. (2005) expõem que, em formações vegetais maduras de floresta úmida, a fixação de N é baixa, devido à eficiência do ciclo de N, com reduzidas perdas. Isto pode explicar o resultado obtido na área considerada pouco perturbada, amostrada neste estudo.

Uma outra possibilidade para a ausência de nódulos nos indivíduos amostrados pode inferir-se do estudo de Queiroz et al. (2012), que concluiu que a fixação de N ocorre nas primeiras etapas de regeneração da cobertura vegetal, persistindo no solo por um período entre 16 e 38 anos. Poder-se-ia corroborar essa possibilidade amostrando indivíduos mais maduros que, em algum momento passado de seu estabelecimento na área, tenham criado nódulos em suas raízes.

Problemas relacionados com os métodos também podem explicar não termos encontrado nódulos nas raízes. Outros organismos simbiotes podem estar presentes, mas se encontrarem abaixo de um nível de detecção em campo (Hallman 2001). Também, precisaríamos realizar análises de solo para aferir se determinados nutrientes estão interferindo na atividade de organismos fixadores de N não simbióticos, que aportariam N ao sistema em quantidade suficiente, dispensando a nodulação nas leguminosas.

Diante do exposto, podemos sugerir que a predominância de leguminosas na paisagem da Caatinga independe da associação com organismos simbiotes. Por se tratar de uma região com baixa precipitação e distribuída de forma irregular, não poderíamos incluir a contribuição da deposição de N pela chuva.

Dessa forma, a contribuição mais importante deste estudo é a sugestão da realização de estudos mais conclusivos, que permitam confirmar ou refutar ausência de nódulos nas leguminosas na Caatinga. Para isso, se deveria aferir a importância da BNF para as leguminosas na Caatinga, investigar os processos alternativos de incorporação de N ao solo pelos organismos de vida livre, e, determinar de que forma o manejo extensivo de caprinos e ovinos e a presença de formigas está interferindo na ciclagem de N.

## AGRADECIMENTOS

À UFPE e ao PELD Catimbau pelo apoio logístico e financeiro. À coordenação da 8.<sup>a</sup> edição do Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga. Ao Professor Luiz Martinelli e ao monitor José Domingos Ribeiro Neto, pela orientação e execução desse projeto.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akkermans, A.D.L & Houwers, A. 1983. Morphology of nitrogen fixers in forest ecosystems. In: Biological Nitrogen Fixation in Forest Ecosystems: Foundations and Applications. (eds. J.E. Gordon & E.T. Wheeler), pp. 7-53, Martinus Nijhoff/Zoetermeer, Netherlands.
- Andrade, K.V.S., Rodal, M.J.N., Lucena, M.F. & Gomes, A.P.S. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. *Hoehnea* 31:337-348.
- Belnap, J. & Lange, O.L. 2003. Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management pp. 511.
- Büddel, B. & Colesie, C. 2014. Biological soil crusts. In: Antarctic terrestrial microbiology (eds. D.A. Cowan), pp. 131-161, Springer-Verlag, Berlin.
- Cleveland, C.C., Townsend, A.R., Schimel, D.S., Fisher, H., Howarth, R.W., Hedin, L.O., Perakis, S.S., Latty, F., VonFischer, J.C., Elseroad, A. & Wasson, M.F. 1999. Global patterns of terrestrial biological nitrogen (N<sub>2</sub>) fixation in natural ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 13:623–645.
- Crews, H. F. & Vitousek, P.M. 2000. Changes in asymbiotic, heterotrophic nitrogen fixation on leaf litter of *Metrosideros polymorpha* with long-term ecosystem development in Hawaii. *Ecosystems* 3:386–395.
- Davidson, E.A., Reis de Carvalho, C.J., Figueira, A.M., Ishida, F.Y., Ometto, J.P.H.B., Nardoto, G.B., Sabá, R.T., Hayashi, S.N., Leal, E.C., Vieira, I.C.G. & Martinelli, L.A. 2007.

- Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. *Nature*. 447: 995-998.
- Gehring, C., Vlek, P.L.G., Souza, L.A.G. & Denich, M. 2005. Biological nitrogen fixation in secondary regrowth and mature rainforest of central Amazonia. *Agr Ecosyst Environ* 111: 237–252.
- Hallman, J. 2001. Plant interactions with endophytic bacteria. In: *Biotic interactions in plant-pathogen associations*. (eds. Jeger, M.J. & Spence, N.J.), pp. 87-119, British Society for Plant Pathology: London, UK.
- Hedin, L.O.; Armesto, J. & Johnson, A.H. 1995. Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: Evaluation of biogeochemical theory. *Ecology*. 76: 493-509.
- IBAMA. 2005. Unidades de Conservação. Disponível em [www.ambientebrasil.com.br](http://www.ambientebrasil.com.br). Acesso em 20 abr. 2015.
- Liaw, Y.P.; D.L., Sisterson & Miller, N.L. 1990. Comparison of field laboratory, and theoretical estimates of global nitrogen fixation by lightning. 1. *Geophys. Res.* 95: 22489-22494.
- Logan, J.A. 1983. Nitrogen oxides in the troposphere: Global and regional budgets, 1. *Geophys. Res.*, BB, pp. 10785-10807.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. 2002. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga*. Brasília: Universidade Federal de Pernambuco, Conservation Internacional do Brasil & Fundação O Boticário.
- Moreira, F.M.S.; Silva, M.F. & Faria, S.M. 1992. Occurrence of nodulation in legume species in the Amazon region of Brazil. *New Phytol.* 121: 563–570.
- Pereira, I.M., Andrade, L.A., Sampaio, E.V.S.B. & Barbosa, M.R.V. 2003. Use-history effects on structure and flora of Caatinga. *Biotropica* 35: 154–165.

- Pointing, S.B. & Belnap, J. 2012. Microbial colonization and controls in dryland systems. *Nat Rev Microbiol* 10: 551–562.
- Queiroz, L., Ana, D.S. & Santiago, D. 2012. How much nitrogen is fixed by biological symbiosis in tropical dry forests? 1. Trees and shrubs. *Nutr Cycl Agroecosyst*.
- Queiroz, L.P. 2009. Leguminosas da caatinga. Universidade Estadual de Feira de Santana, Royal Botanic Gardens Kew, Associação Plantas do Nordeste, Feira de Santana.
- Thompson, M. V. & Vitousek, P.M. 1997. Asymbiotic nitrogen fixation and litter decomposition on a long soilage gradient in Hawaiian montane rain forest. *Biotropica* 29: 134–144.
- Vitousek, P.M., Cassman, K., Cleveland, C., Crews, Field, C.B., Grimm, N.B., Howardth, R.W., Marino, R., Matinelli, L., Rastetter, E.B. & Sprent, J.I. 2002. Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. *Biochemistry* 57/58: 1–45.
- Vitousek, P.M. & Hobbie, S. 2000. Heterotrophic nitrogen fixation in decomposing litter: Patterns and regulation. *Ecology* 81: 2366–2376.

## 4 EXISTE EFEITO DA SUCESSÃO SECUNDÁRIA NA ESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADE DE HERBÁCEAS NA CAATINGA?

Ligia A.F. Vieira<sup>1</sup>, Clarissa M. Knoechelmann<sup>1</sup>, Janete F. Andrade<sup>2</sup>, Jhonny, C. Massante<sup>3</sup>, Maira A. Ortiz-Cordeiro<sup>4</sup>, Pedro Henrique A. Sena<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – Departamento de Botânica – Universidade Federal de Pernambuco

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais – Instituto de Biologia – Universidade Federal de Uberlândia

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Marinha e Ambientes Costeiros - Laboratório de Ecologia Animal e Vegetal – Universidade Federal Fluminense

<sup>4</sup>Posgrado en Ciencias Biológicas–Instituto de Biología– Universidad Nacional Autónoma de México

<sup>5</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia – Departamento de Biologia – Universidade Federal Rural de Pernambuco

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Tabarelli

Monitora: Maria Fabíola Barros

### RESUMO

Quando áreas agrícolas se tornam improdutivas e são abandonadas, permitem o desenvolvimento de uma nova comunidade biológica por meio de um processo chamado sucessão secundária, reestruturando a comunidade de plantas herbáceas. Para examinar como a sucessão secundária influencia na estruturação da comunidade de plantas herbáceas, foram selecionadas duas áreas em diferentes estágios de regeneração, quatro e 18 anos, e uma área controle, sem histórico de corte raso no Parque Nacional do Catimbau – PE. Em cada uma delas, foram distribuídos 10 quadrantes de 1 m<sup>2</sup> para contabilização da riqueza e abundância das herbáceas. Os resultados mostraram que a composição de morfotipos foi diferente nas três áreas, mas a riqueza não variou. A abundância dos indivíduos revelou diferença entre elas com destaque para espécies exclusivas na área controle. A modificação estrutural ao longo de uma cronosequência pode provocar o aumento do número de indivíduos em estágios intermediários, além da substituição de espécies típicas de ambientes em regeneração por espécies características de áreas sem histórico de uso pelo homem. Devido ao recente aumento da criação de áreas em processos de sucessão secundária, esforços de conservação devem ser direcionados a tais locais para permitir que o processo sucessional avance.

**PALAVRAS-CHAVE:** Agricultura, Conservação, Floresta Tropical Seca, Perturbação antrópica,

## INTRODUÇÃO

Perturbações antrópicas, como a criação de lavouras, o uso de herbicidas e a retirada de lenha em paisagens naturais podem alterar diversos processos ecológicos e causar mudanças na composição das comunidades, desde uma única planta ou animal até o ecossistema inteiro (Creed 2006). A agricultura é um exemplo de alteração do ambiente a partir da substituição da vegetação natural por culturas. Em florestas tropicais secas, a agricultura é um fator de modificação do ecossistema reduzindo a diversidade de espécies e a cobertura vegetal do solo, bem como modificando o ciclo da água e perda de nutrientes (García-Oliva & Jaramillo, 2011).

Para a Caatinga, exemplo de floresta tropical seca, as áreas de agricultura abandonadas podem levar décadas até estabelecerem a vegetação semelhante a original (Pereira 2003). Estudos realizados em comunidades de floresta tropical seca, baseados em cronosequência, método que usa áreas de diferentes idades para examinar mudanças sucessionais na comunidade, encontraram um aumento progressivo da riqueza e diversidade de espécies arbóreas entre estágios recentes a tardios (Lehmkuhlet al.; 2003 Kalacska et al. 2005); quando considerado arbustos e lianas o oposto foi encontrado (Quesada et al. 2009). Entretanto, faltam investigações sobre alterações na diversidade, composição e estruturação das espécies e comunidades não arbóreas durante a sucessão secundária (Quesada et al. 2011).

Dentre as espécies não arbóreas, as herbáceas são indicadoras das condições ambientais, devido ao seu pequeno porte e sistema radicular superficial o que as tornam particularmente sensíveis às alterações do microclima e do solo (Citadini-Zanete & Baptista 1989). Para as herbáceas de Caatinga, foi comprovado que a precipitação e as diferenças nas condições de micro-habitat influenciam na distribuição e na dinâmica das mesmas (Santos et al. 2009).

Sendo assim, espera-se que a comunidade de herbáceas em área com menor tempo de abandono apresente maior riqueza de espécies e maior abundância de indivíduos do que em área com maior tempo de abandono. Diante dessa premissa, buscou-se examinar a comunidade

de herbáceas em diferentes idades de abandono no Parque Nacional do Catimbau (PARNA) – PE.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), localizado no agreste do estado de Pernambuco, Brasil. O PARNA está localizado entre as coordenadas geográficas 8°24'00'' e 8°36'35'' Sul e 37°09'30'' e 37°14'40'' Oeste e sua área é de 607 km<sup>2</sup>. A topografia é caracterizada por elevações tabulares que variam de 600 a 1000 m de altitude (SNE 2002). O clima predominante na região é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso do tipo As', segundo a escala de Köppen. Na região, a precipitação anual varia entre 650 e 1100 mm, com grande irregularidade no regime interanual e a temperatura média anual oscila em torno dos 23 °C. A vegetação apresenta uma fisionomia arbustiva, perenifólia, formada por nano e microfanerófitas e com baixa área basal, distinta das caatingas e dos carrascos nordestinos já estudados (Rodal et al. 1998).

### ***Amostragem da Assembleia de Plantas Herbáceas***

Para examinar o efeito da sucessão secundária sobre a comunidade de plantas herbáceas, selecionamos três áreas. Uma com quatro anos de abandono, uma com 18 anos e outra sem histórico de corte raso para uso de solo, considerada como área controle. Em cada área, dentro de parcelas de 50 x 20 m, foram distribuídos aleatoriamente 10 quadrantes de 1 m<sup>2</sup>, sendo amostradas todas as espécies de herbáceas e contabilizados seus indivíduos.

### ***Análise de dados***

Com o objetivo de verificar a existência de grupos de espécies entre as áreas estudadas foi utilizado o método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS, sigla em inglês). A validação dos grupos formados foi feita por meio de Análise de Similaridade

(ANOSIM) com 999 permutações, utilizando o Índice de Dissimilaridade de Bray Curtis. Para verificar a influência da idade após a perturbação (variável explicativa) na riqueza e abundância da comunidade de plantas herbáceas (variáveis resposta), os dados foram submetidos à estatística não-paramétrica de Kruskal-Wallis, após teste de normalidade dos dados.

## RESULTADOS

Foram registradas 17 espécies de plantas herbáceas, sete ocorrendo na área de quatro anos, seis na de 18 anos e 10 na área controle. A composição dos morfotipos foi diferente nas três áreas ( $R=0.15$ ,  $p<0.005$ ,  $stress=0.117$ ), com destaque para um agrupamento de espécies na área controle (Fig. 1). Entretanto, não houve diferença ( $U=5.529$ ;  $p>0.05$ ) quanto à riqueza de espécies de herbáceas entre as áreas (Fig. 2-A). A análise de ordenação NMDS confirmou visualmente a separação existente entre os morfotipos nas áreas estudadas no PARNA Catimbau – PE.

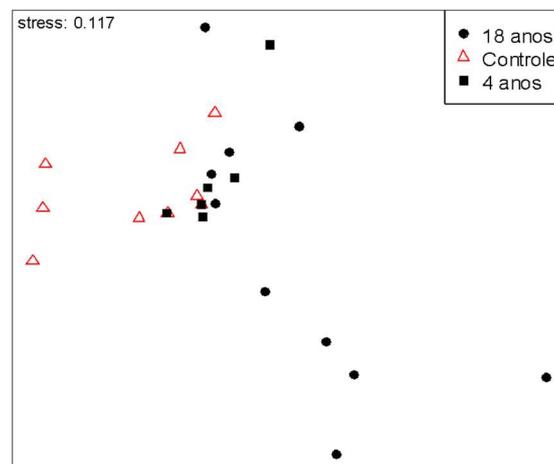


Figura 1. Análise de ordenação NMDS das morfoespécies encontradas nas três áreas de estudo, uma com quatro anos (quadrado), uma com 18 anos (círculo) e outra controle (triângulo) no PARNA Catimbau-PE.

A análise de abundância dos indivíduos nas três áreas revelou diferença entre elas ( $U=10.360$ ;  $p<0.05$ ), com menor abundância na área de quatro anos, um aumento na área de 18 anos e um decréscimo na área controle (Fig. 2-B).

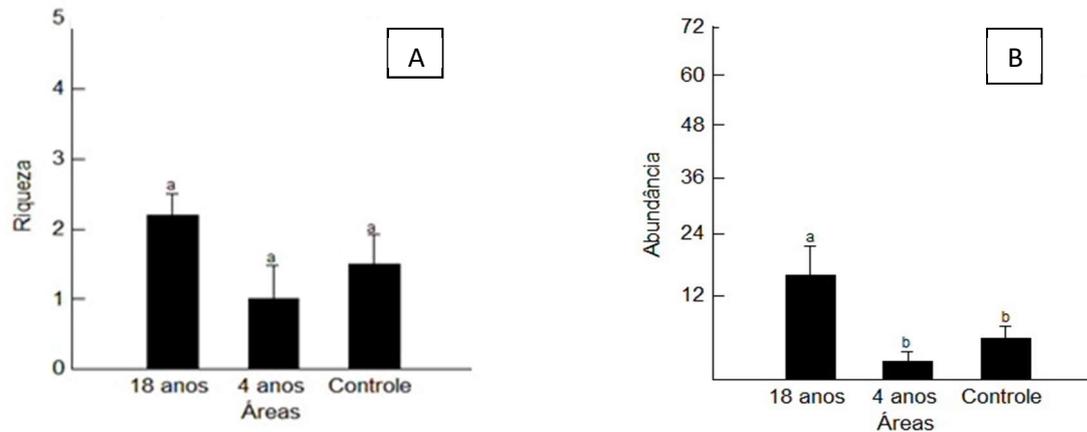


Figura 2. A) Riqueza e B) Abundância de herbáceas nas três áreas de estudo, 18 anos, quatro anos e controle no PARNA Catimbau-PE.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstraram que áreas com diferentes idades de abandono não influenciaram na riqueza de espécies de herbáceas, entretanto, a abundância foi duas vezes maior na área de 18 anos em comparação as demais áreas estudadas. Sendo assim, a relação entre tempo após perturbações e riqueza e abundância de plantas herbáceas não foi de acordo com o esperado inicialmente.

A área com quatro anos de abandono parece não ser um cenário propício para o estabelecimento das herbáceas, possivelmente devido aos efeitos negativos de eventos passados de perturbação, como intensidade e frequência da mesma. O aumento da abundância das herbáceas após 18 anos do evento de perturbação pode indicar que o ambiente está se tornando favorável, com melhores condições edáficas e microclimáticas, proporcionadas por locais com maior tempo de regeneração (Becknell & Powers 2014). Entretanto, a menor abundância de indivíduos na área sem histórico de perturbação pode ser explicada pela competição entre as

espécies e diminuição da entrada de luz, ambas decorrente da maior quantidade de espécies esperadas em condições ambientais mais estáveis (Pulsford et al. 2014).

Além das diferenças encontradas com relação à abundância, a diferença na composição dos morfotipos de herbáceas nas três áreas indica concentração de mais espécies apenas no ambiente sem histórico de perturbações, com espécies compartilhadas pelos ambientes perturbados. Em florestas tropicais úmidas, estudos frequentemente reportam a substituição de espécies ao longo de um gradiente de perturbação, com prevalência de grupos de espécies adaptadas à colonização de habitats com diferentes níveis de perturbação (Lôbo et al. 2011; Tabarelli et al. 2012).

Áreas com diferentes idades de abandono pelo homem estão se tornando cada vez mais frequentes nas florestas tropicais secas (García-Oliva & Jaramillo 2011), principalmente devido ao adensamento populacional e a consequente dependência dos recursos naturais (Sampaio et al. 1995). De acordo com os nossos resultados, a modificação estrutural ao longo de uma cronosequência pode provocar o aumento do número de indivíduos de plantas herbáceas em estágios intermediários, além da substituição de espécies típicas de ambientes em regeneração por espécies características de áreas sem histórico de uso. Frente ao aumento da criação de áreas em processos de regeneração natural, esforços de conservação devem ser direcionados a tais áreas para permitir que o processo sucessional avance.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos à gestão do Parque Nacional do Catimbau - PE e ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD) desenvolvido pela UFPE, pelo provimento das condições logísticas necessárias para realização da pesquisa. À Msc. Maria Fabíola pelo auxílio na coleta e análise dos dados, bem como ao Dr. José Domingos na etapa de análise de dados.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bazzaz, F. A. 2000. Plants in changing environments: linking physiological, population and community ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Becknell, J.M.; Powers, J.S. 2014. Stand age and soils as drivers of plant functional traits and aboveground biomass in secondary tropical dry forest. *Canadian Journal of Forest Research* 44: 604-613.
- Citadini-Zanette, V. & Baptista, L.R.M. 1989. Vegetação herbácea terrícola de uma comunidade florestal em Limoeiro, município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Boletim do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul* 45: 1-87.
- Creed, J.C. 2006. Perturbações em Comunidades Biológicas. In: *Biologia da Conservação Essências*. (eds. C.F.D. Rocha, H. G. Bergallo, M.V. Sluys, M.A.S. Alves), pp. 135-156. RiMa Editora, São Carlos- SP.
- García-Oliva, F. & Jaramillo, V.J. 2011. Impact of anthropogenic transformation of seasonally dry tropical forest on ecosystem biogeochemical processes. In: *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*, (eds. R. Dirzo, H.S. Young, H. A. Mooney & G. Ceballos), pp. 159-172. Island Press, Washington, USA.
- Kalacska, M.E.R., Sanchez-Azofeifa, G.A., Calvo-Alvarado, J.C., Rivard, B., Quesada, M. 2005. Effects of season and successional stage on Leaf Area Index and spectral vegetation indices in three mesoamerican tropical dry forests. *Biotropica* 37: 486–496.
- Lehmkuhl, J., Everett, R., Schellhaas, R., Ohlson, P., Keenum, D., Riesterer, H., Spurbeck, D., 2003. Cavities in Snags along a wildfire chronosequence in Eastern Washington. *Journal of Wildling Management* 67: 219–228.
- Lôbo, D.; Leão, T.; Melo, F.P.L.; Santos, A.M.M.; Tabarelli, M. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic Forest of northeastern Brazil to biotic homogeneization. *Diversity and Distributions* 17: 287-296.

- Pereira, I.M., Andrade, L. A., Sampaio, E.V.S.B, Barbosa & M.R.V. 2003. Use-history effects on structure and flora of Caatinga. *Biotropica* 35: 154-165.
- Pulsford, S.A.; Lindenmayer, D.B.; Driscoll, D.A. 2014. A succession of theories: purging redundancy from disturbance theory. *Biological Reviews* pp. 1-22.
- Quesada, M., Sanchez-Azofeifa, A., Alvarez-Añorve, M., Stoner, K.E., Avila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J., Castillo, A., Espírito Santo, M.M, Fagundes, M., Fernandes, G.W., Gamon, J., Lopezaraiza-Mikel, M., Lawrence, D., Morellato, L.P. C., Powers, J.S., Neves, F.S., Rosas-Guerrero, V., Sayago, R., Sanchez-Montoya, G. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258: 1014–1024.
- Quesada, M., Aguilar, R., Rosas, F., Ashworth, L., Rosas-Guerrero, V., Sayago, R., Lobo, J.A., Herrerías-Diego, Y. & Sánchez-Montoya, G. 2011. Human Impacts on Pollinators, Reproduction, and Breeding System in Tropical Forest Plants. In: *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*, (eds. R. Dirzo, H.S. Young, H. A. Mooney & G. Ceballos), pp. 173-194. Island Press, Washington, USA.
- Sampaio, E.V.S.B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. In: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, UK.
- Santos, J. M. F.F, Silva, K.A., Lima, E. N., Santos, D.M., Pimentel, R. M. M., Araújo, E.L. 2009. Dinâmica de Duas Populações Herbáceas de uma Área de Caatinga, Pernambuco, Brasil. *Revista de Geografia*. 26: 142-157.
- Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE). 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE – Subprojeto “Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE”.

Tabarelli, M.; Peres, C.A.; Melo, F.P.L. 2012. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation* 155: 136-140.

## 5 PRODUÇÃO DE SERRAPILHEIRA EM UM GRADIENTE DE REGENERAÇÃO NATURAL NA CAATINGA

Madson A.B. Freitas<sup>1</sup>, Layla S. Reis<sup>2</sup>, Ana Rafaela D'Amico<sup>3</sup>, Pedro E. Santos-Neto<sup>4</sup>, Corina A. Barrera<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba - UFPB

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG

<sup>4</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

<sup>5</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ

Orientador: Prof. Dr. Luiz Martinelli

Monitora: Maria Fabíola Barros

### RESUMO

A dinâmica de uso da terra pode atuar na limitação da regulação das funções ecossistêmicas. Um dos principais efeitos está na modificação do contingente de serrapilheira depositado que pode comprometer a ciclagem de nutrientes em ecossistemas submetidos às perturbações crônicas. Para avaliar este processo, partimos do pressuposto de haver acúmulo de serrapilheira conforme o avanço da sucessão. Para isso, delimitamos 15 subplots de 40 x 40 cm em três parcelas de 50 x 20 m, totalizando 45 subplots no Parque Nacional do Catimbau - PE. As parcelas correspondem a diferentes estágios da sucessão: inicial, intermediária e controle. As amostras foram categorizadas em serrapilheira fina e grossa obtendo-se cinco médias destes componentes para avaliar a relação e o sentido entre os tratamentos. Observamos diferença entre a área de estágio intermediário e controle, no entanto, isto não se aplicou à área de estágio inicial, implicando na não comprovação da hipótese proposta. Isso pode estar relacionado ao tipo de solo e histórico de uso da área estudada que podem não ser os mesmos, afetando sua reorganização.

**PALAVRAS-CHAVE:** Ciclagem de nutrientes, Parque Nacional do Catimbau, Produtividade primária, Solo

## INTRODUÇÃO

A exploração dos recursos naturais em geral provoca perda de habitats e compromete a manutenção da biodiversidade (Butchart et al. 2010; Lenzen et al. 2012). Grande parte dos ecossistemas terrestres está exposta a essas ameaças, incluindo a Caatinga, localizada no Nordeste Brasileiro. A alta densidade populacional faz com que a conversão da vegetação natural para cultivos agrícolas e mesmo seu uso direto para pastoreio sejam amplamente distribuídos neste ecossistema (Sampaio 1995). Isso compromete a ciclagem e consequentemente a disponibilidade de nutrientes no solo, como carbono, nitrogênio e fósforo (Serveson & Deban 1991; Henderson & Dawson 2009).

A principal forma de retorno desses nutrientes para o solo e da manutenção das funções do ecossistema é a decomposição da matéria morta, que pode ser depositada no solo em forma de serrapilheira (Vitousek & Sanford 1986). A produção vegetal depende diretamente da velocidade de reincorporação dos nutrientes a partir destes detritos (Ricklefs 2003). Além disso, sabe-se que o uso do solo, especialmente sua conversão em sistemas agropastorais, altera a ciclagem dos nutrientes (Vitousek 1984). Em florestas tropicais secas esta dinâmica pode ser alterada a ponto de reduzir ou bloquear a disponibilidade dos nutrientes no ecossistema, afetando a fertilidade do solo, a produção vegetal e consequentemente a resiliência desses ambientes (García-Oliva & Jaramillo 2011).

Uma vez que quantificar a serrapilheira é uma das formas mais utilizadas para avaliar a produtividade primária e a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas (Jaramillo et al. 2011), este estudo teve como objetivo identificar se há relação entre a produção de serrapilheira e o processo de regeneração natural, com a hipótese de que haverá um aumento da concentração de serrapilheira ao longo do tempo e consequentemente maior retorno de nutrientes para o sistema.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau), Buíque, no agreste de Pernambuco, Brasil, entre as coordenadas 8°30'57"S e 37°14'44"W. O clima predominante na região é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso do tipo As', segundo a escala de Köppen. A precipitação anual varia de 650 a 1100 mm e a temperatura média anual é de 23 °C. A topografia é caracterizada por elevações tabulares que variam de 600 a 1000 m de altitude (SNE 2002). A vegetação desta floresta é de Caatinga típica, em geral arbustiva-arbórea, com predomínio de espécies caducifólia (Cole 1960; Ab'saber 1974).

### ***Delineamento amostral***

Foram selecionadas duas áreas em diferentes estágios de regeneração, inicial (quatro anos) e intermediária (18 anos) e, uma terceira área controle, sem histórico de uso para fins agrícolas. Foi coletada a serrapilheira a partir da disposição de cinco transectos distantes 10 m entre si. Cada transecto continha três subparcelas medindo 40 x 40 cm, distantes 5 m entre si.

As amostras foram categorizadas em serrapilheira grossa (galhos) e fina (folhas e miscelânea) a fim de se evitar o resíduo de diferentes granulometrias que poderiam interferir no valor total de serrapilheira. Posteriormente, as amostras foram pesadas em balança digital com dois dígitos.

### ***Análise de dados***

Com o objetivo de aumentar a precisão das estimativas médias, as 15 subamostras de cada área foram aninhadas em cinco subgrupos, cada um com três subparcelas. Foram calculadas médias para os três tratamentos (quatro anos, 18 anos e controle) para cada categoria de serrapilheira e para a serapilheira total.

Para verificar se existia diferença entre as médias nos tratamentos, foi realizada uma análise de variância simples (ANOVA) com *post-hoc* de Tukey verificando o sentido da diferença entre as médias. Assumimos que a análise estatística utilizada foi feita a partir de pseudoréplicas (cinco por parcela) por limitações de deslocamento.

## RESULTADOS

A biomassa total amostrada foi de 3155,86 g/m<sup>2</sup> sendo a média de serapilheira grossa maior em relação à fina em todos os tratamentos (Tabela 1). A biomassa total de serapilheira produzida foi maior no ambiente controle, inicial e intermediário, respectivamente (Fig. 1).

Tabela 1. Peso médio e desvio padrão da serrapilheira fina, grossa e total por estágio de regeneração natural no Parque Nacional do Catimbau – PE.

Estágios de regeneração	Serrapilheira (g/m <sup>2</sup> )		
	Fina	Grossa	Total
<b>Controle<sup>a</sup></b>	645,37 ± 444,53	1393,79 ± 434,35	1109,96 ± 488,08
<b>4 anos<sup>ab</sup></b>	205,18 ± 123,26	739,64 ± 528,24	451,73 ± 291,00
<b>18 anos<sup>b</sup></b>	16,49 ± 5,43	155,40 ± 66,03	68,29 ± 25,33

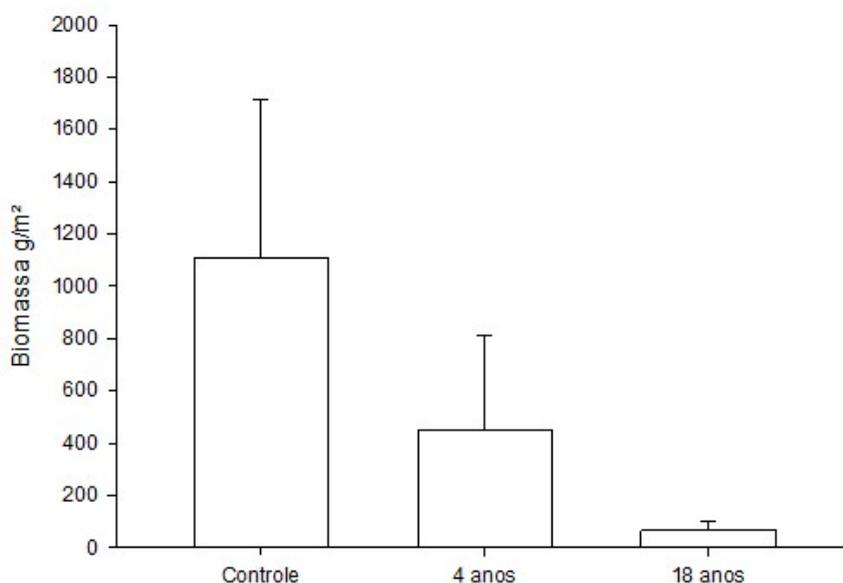


Figura 1. Média e intervalo de confiança da biomassa acima do solo relacionada a diferentes estágios de regeneração natural no Parque Nacional do Catimbau - PE.

Houve diferença na biomassa entre áreas controle e em processo de regeneração natural tanto para serrapilhiera fina (GL = 2.12 [15], F = 7,33; p = 0,008) e grossa (GL = 2.12 [15], F = 12,19; p = 0,001) quanto para a serrapilhiera total (GL = 2.12 [15], F = 5,78; p = 0,01). No entanto, houve diferença apenas entre as amostras controle e de estágio de sucessão intermediária (18 anos), não havendo, portanto, diferença entre as áreas de estágio inicial e intermediária e nas de estágio inicial em relação ao controle.

Tabela 2. Análise de variância da biomassa entre diferentes estágios de regeneração natural no Parque Nacional do Catimbau - PE. C: Controle; IT: Intermediária; IN: Inicial; ns: não significativo.

Serrapilhiera	ANOVA	C x IN	C x IT	IN x IT
<b>Fina</b>	F = 7,33; p = 0,008	p = ns	p < 0,01	p = ns
<b>Grossa</b>	F = 12,19; p = 0,001	p = ns	p < 0,01	p = ns
<b>Total</b>	F = 5,78; p = 0,01	p = ns	p < 0,05	p = ns

## DISCUSSÃO

A suposição de haver maior acúmulo de biomassa proporcionalmente ao avanço do estágio de sucessão não foi comprovada, pois, apesar de haver diferença entre a área controle e a área em estágio intermediário de sucessão (18 anos), não houve diferença entre a área de estágio inicial (quatro anos) e as demais. Isso pode estar associado ao intenso histórico de uso da área de estudo que pode levar à exaustão dos nutrientes do solo e/ou maior compactação, retardando a regeneração natural (Holl 1999; Rodrigues et al. 2010).

A área em estágio intermediário apresentou a menor quantidade total de serrapilheira em relação à área controle. Este fato reflete a importância do controle de réplicas na avaliação de estágios sucessionais, visto que diversos outros fatores como latitude, altitude, temperatura, precipitação, herbivoria e umidade, podem interferir localmente no depósito de matéria orgânica e, com isso, modificar os padrões de depósito de matéria orgânica (Portes et al. 2006).

Também foi constatado um maior percentual de serrapilheira grossa em todas as áreas amostradas, o que influencia no tempo de disponibilização dos nutrientes no sistema, pois os galhos possuem maior tempo de decomposição quando comparado às folhas e outros componentes da serrapilheira fina (L. A. Martinelli, *comunicação pessoal*). Diante da necessidade de informações para o manejo e recuperação de áreas na Caatinga, sugerimos que mais estudos nesse sentido sejam desenvolvidos para maior compreensão da relação entre serrapilheira e a sucessão ecológica neste importante ecossistema.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE pelo apoio logístico e financeiro. Aos organizadores do Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga. Ao professor Dr. Luiz Martinelli pela orientação na execução desse projeto. À Msc. Maria Fabíola Barros pela ajuda e acompanhamento.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Ab'saber, A.N. 1974. O domínio morfoclimático semiárido das Caatingas brasileiras. *Geomorfologia*, 43: 1-39.
- Begon, M.C.R.; Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2006. *Ecology from individuals to ecosystems*. 4ª edição. Blackwell Publishing. USA.
- Butchart, H.M.; Walpole, M.; Collen, B.; Strien, A.; Scharlemann, J.P.W.; Almond, R.E.A.; Baillie, J.E.M.; Bomhard, B.; Brown, C.; Bruno, J.; Carpenter, K.E.; Carr, G.M.; Chanson,

- J.; Chenery, A.M.; Csirke, J.; Davidson, N.C.; Dentener, F.; Foster, M.; Galli, A.; Galloway, J.N.; Genovesi, P.; Gregory, R.D.; Hockings, M.; Kapos, V.; Lamarque, J.F.; Leverington, F.; Loh, J.; Mcgeoch, M.A.; Mcrae, L.; Minasyan, A.; Morcillo, M.H.; Oldfield, T.E.E.; Pauly, D.; Quader, S.; Revenga, C.; Sauer, J.R.; Skolnik, B.; Spear, D.; Stanwell-Smith, D.; Stuart, S.N.; Symes, A.; Tierney, M.; Tyrrell, T.D.; Vié, J.C. & Watson, R. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328: 1164-1168.
- Cole M.M. 1960. Cerrado, caatinga and pantanal: the distribution and origin of the savanna vegetation of Brazil. *Geographical Journal*, 126: 168-179.
- García-Oliva, F. & Jaramillo, V.J., 2011. Impact of Anthropogenic Transformation of Seasonally Dry Tropical Forests on Ecosystem Biogeochemical Processes. In: Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H.A. & Ceballos, G. 2011. *Seasonally Dry tropical Forests, Ecology and Conservation*. Island Press. Washington, USA.
- Henderson, S.; Dawson, T. P. 2009. Alien invasions from space observations: detecting feral goat impacts on Isla Isabela, Galapagos Islands with the AVHRR. *International Journal of Remote Sensing*, 30: 423-433.
- Holl, K.D., 1999. Factor limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, 31: 229-242.
- Jaramillo, V.J.; Martínez-Yrizar, A. & Sanford Jr., R.L. 2011. Primary Productivity and Biogeochemistry of Seasonally Dry Tropical Forests. In: Dirzo, R. Young, H.S., Mooney, H.A. & Ceballos, G. 2011. *Seasonally Dry tropical Forests, Ecology and Conservation*. Island Press. Washington, USA.
- Lenzen, M.; Moran, D.; Kanemoto, K.; Foran, B.; Lobefaro, L.; Geschke, L. 2012. International trade drives biodiversity threats in developing nations. *Nature* 486, 109–112.

- Portes, M. C. G. O.; Koehler, A.; Galvão, F. 1996. Variação sazonal de deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Densa Altomontana no morro do Anhangava – PR. *Floresta*, 26: 3-10.
- Ricklefs, R.E. 2003. *Economia da Natureza. A Economia da Natureza*. Guanabara Editora, Rio de Janeiro, Brasil.
- Rodrigues, B.D.; Martins, S.V.; Leite, H.G. 2010. Avaliação do potencial da transposição da serrapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. *Revista Árvore*, 34: 65-73.
- Sampaio, E.V.S.B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. In: Bullock, S.H.; Mooney, H.A.; Medina, E. 1995. *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press. UK.
- Severson, K. E.; Debano, L. F. 1991. Influence of Spanish goats on vegetation and soils in Arizona chaparral. *Journal of Range Management Archives*, 44: 111-117.
- Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE). 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE – Subprojeto “Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE”.
- Tabarelli, M. & Silva, J.M.C. 2003. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da caatinga. In: Leal, I.R.; Tabarelli, M.; Silva, J.M.C. 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife: Ed. Universitária da UFPE, p. 777-796.
- Vitousek, P.M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 65: 285–298.
- Vitousek, P.M. & Sanford Jr., R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 137–167.

## 6 INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NA COBERTURA DE CROSTAS BIOLÓGICAS DE SOLO EM ÁREAS DE CAATINGA

Diego P.F. Trindade<sup>1</sup>, Cacilda M.C. Rocha<sup>1</sup>, Cecilia E.S. Dalotto<sup>2</sup>, Gesica S. Souza<sup>1</sup> Mariana Delgado-Jaramillo<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina.

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Tabarelli

Monitora: Maria Joana S. Specht

### RESUMO

Solos arenosos de florestas tropicais secas são essencialmente pobres em nutrientes. Nesses ambientes, observa-se a presença frequente de organismos associados, que se estabelecem no solo e nas rochas tendo capacidade de fixar N<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> atmosférico, denominados como *soil crusts*. Nosso objetivo foi avaliar como diferentes usos de solo afetam a cobertura dos *soil crusts* na Caatinga. Desenvolvemos este estudo no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, onde foi estimada a cobertura de *soil crust* com parcelas de 40 cm<sup>2</sup> em cinco áreas: área de agricultura abandonada há 18 e 2 anos, área de agricultura em atividade, trilha de bode e floresta madura. Também foram coletadas amostras de solo com e sem *soil crust* para avaliar diferença de pesos. Os resultados mostraram que a cobertura aumenta em estágios de regeneração mais avançados e que diminui em áreas de agricultura e trilhas de bode. O peso das amostras não diferiu, indicando que a presença dessas associações não incrementaria a quantidade água no solo, com o método que utilizamos. Sugerimos que áreas com níveis intermediários de radiação e umidade são mais favoráveis para a presença de *soil crust*. Contrariamente, áreas com excesso de radiação, pisoteio e revolvimento do solo não permitem o estabelecimento dessas associações.

**PALAVRAS-CHAVE:** Cianobactéria, Ciclagem de nutrientes, Semiárido, Fixação de nitrogênio, Regeneração natural

## INTRODUÇÃO

Solos arenosos de florestas tropicais secas são essencialmente pobres em nutrientes (Zimback 2003). Esse fato consiste em uma importante força seletiva para as populações vegetais, principalmente no que concerne à forma como as mesmas conseguirão obter recursos minerais. Portanto, a associação entre plantas e organismos que facilitem a obtenção e disponibilidade de nutrientes possui um caráter fundamental para a dinâmica em nível de comunidade.

Dentre as associações existentes no âmbito da superação de condições adversas, talvez as mais conhecidas e estudadas sejam as micorrizas e associação de bactérias principalmente do gênero *Rhizobium* (Kramer & Boyer 1995). Todavia, em ambientes áridos também se observa uma presença frequente de *soil crusts*, caracterizados como associações entre cianobactérias, fungos, líquens e briófitas que se estabelecem tanto no solo quanto nas rochas e que têm a capacidade de fixar nitrogênio (N<sub>2</sub>) e gás carbônico (CO<sub>2</sub>) presentes no ar.

*Soil crusts* podem apresentar características sucessionais e de mudanças na sua composição com base na dinâmica de uso do solo e das condições nutricionais do mesmo. Por serem constituídos por uma fina camada de biofilme, esses organismos podem ser afetados por perturbações no ambiente – como pisoteio, revolvimento do chão, radiação ou sombreamento extremos e secas (Büdel 2005). Podem ser classificados em pioneiros, os que colonizam habitats após perturbação, em tardios, os que aparecem em estágios posteriores de sucessão. Solos pobres em nutrientes são dominados por cianobactérias e, ao passo que a condição nutritiva é elevada, começam a aparecer os líquens e posteriormente briófitas, enquanto algas aparentam ser restritas às florestas temperadas (Büdel 2001; Büdel 2005).

Em ambientes áridos ou semiáridos, como é o caso da Caatinga, os *soil crusts* estão constituídos principalmente por cianobactérias (Büdel 2005). Estas associações compactam o solo, diminuindo a erosão causada por fatores abióticos e aumentando a quantidade de matéria

orgânica (Belnap et al. 2001). Além disso, em solos lixiviados ou já exauridos, estas associações representam a principal porta de entrada de nitrogênio nestes sistemas, sequestrando N<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> atmosférico com o consequente aumento da fertilidade (Büdel 2005).

Partindo desses princípios, o presente estudo teve como objetivo investigar se a cobertura dos *soil crusts* é influenciada pelas diferenças de uso do solo em uma área de Caatinga. Para isso, foram elaboradas as seguintes perguntas: (1) Como a cobertura de *soil crust* varia em áreas com diferenças no uso do solo? (2) O peso de amostras de solo com *soil crust* e sem *soil crust* varia? Posteriormente, foram elaboradas as seguintes previsões: (1) Áreas preservadas e áreas com muito pisoteio terão menor cobertura de *soil crusts* do que aquelas com perturbações intermediárias e (2) Amostras de solo com *soil crust* terão maior peso do que amostras sem *soil crusts*.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, localizado entre as coordenadas 8°24'00" e 8°36'35" S e 37°09'30" e 37°14'40" W e pertencente aos municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. O clima é semiárido estacional, com precipitação de 480 a 1100 mm/ano, temperatura média anual de 24 a 26 °C e altitudes de 600 a 1000 m de altitude (MMA, 2003). O solo é de origem sedimentar, com arenito de granulação grosseira, micáceos ou feldspáticos. O parque abriga uma vegetação de Caatinga com fisionomias que variam de vegetação herbácea até arbórea, assim como assentamentos rurais que desenvolvem atividades de agricultura e criação de caprinos (Prado 2003).

### **Desenho experimental**

Foram escolhidas cinco áreas com diferentes usos do solo para comparação do percentual de cobertura de *soil crusts*. As áreas escolhidas foram: a) área de agricultura com 18 anos de

abandono; b) área de agricultura com 2 anos de abandono; c) área de agricultura em atividade; d) trilhas de passagem de bodes e e) floresta madura, ou seja, sem histórico de corte raso.

Para mensurar a cobertura de *soil crusts*, percorremos uma trilha de bode por 200 m e a cada 10 m foram amostradas três parcelas – uma na trilha, uma 5 m à direita, na área de floresta madura, e uma 5 m à esquerda, na área com 18 anos de abandono (Fig.1 A). Para as áreas de agricultura e com 2 anos de abandono, foram amostradas parcelas a cada 10 m em linha reta.

Para calcular a porcentagem de cobertura foi utilizada uma parcela de 40 cm<sup>2</sup> e foi estimada visualmente a porcentagem da área coberta por *soil crusts* pelo método de quadrantes (Fig.1 B). Também foram coletadas e pesadas 20 amostras de solo, 10 com e 10 sem *soil crusts* em área de floresta madura e abandonada há 18 anos, para medir se haveria diferenças de peso entre as mesmas (Fig.1 C).

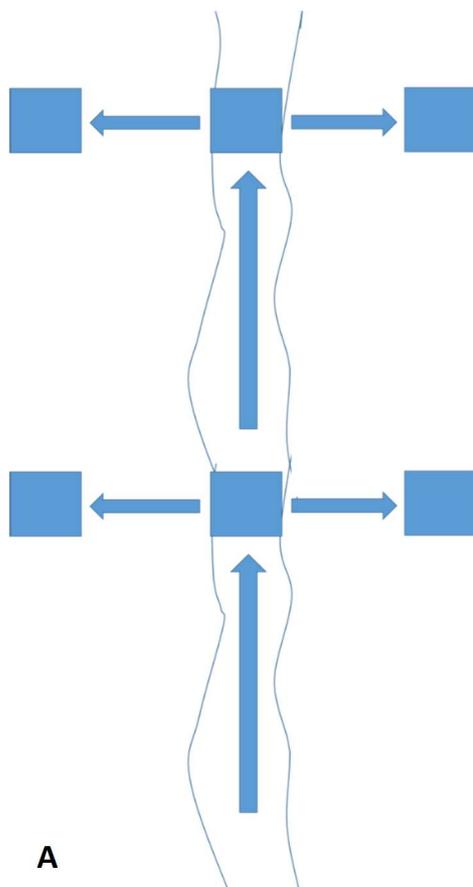


Figura 1: Métodos de amostragem utilizados: A- trilha percorrida para amostrar as diferentes áreas. B- parcela utilizada para calcular a cobertura de *soil crusts*. C- coleta de solo no Parque Nacional do Catimbau Pernambuco, Brasil. Fotos: Cecilia Dalotto.

### Análises Estatísticas

Para analisar a normalidade dos dados foi utilizado o teste Shapiro-Wilk. Para analisar a diferença na cobertura de *soil crust* em diferentes áreas de uso do solo, foi utilizada uma análise de variância de um fator (ANOVA) e teste a posteriori de Tukey. Para analisar a diferença entre os pesos das amostras de solo com e sem *soil crust*, foi utilizado um teste t pareado. Todas as análises foram realizadas no software estatístico R.

### RESULTADOS

Os valores observados de cobertura de *soil crust* variaram de zero a 90% na área abandonada de 18 anos e, em contraste, as trilhas do bode variaram de zero a 10%. Abaixo são apresentadas as medidas das médias e desvio padrão para cada área de estudo.

Tabela 1: Média e desvio padrão da porcentagem de cobertura de *soil crust* por área com os diferentes usos do solo em diferentes áreas no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

	Média da % de cobertura	Desvio Padrão
Trilha de Bode	1,25	3,19
Abandonada há 18 anos	31,75	28,56
Floresta Madura	21,5	28,18
Abandonada há 2 anos	23	21,38
Área de agricultura	11,13	10,92

A comparação das médias apresentou uma diferença significativa ( $X^2 = 31.60$ ,  $p < 0,0001$ ) e, após a aplicação do teste de Tukey, os resultados apontaram que (1) a área de 18 anos possui uma diferença na cobertura de *soil crust* quando comparadas a agricultura em atividade e trilhas de bode e (2) a área de 2 anos possui uma cobertura diferente apenas quando comparada a trilhas do bode (Fig. 2).

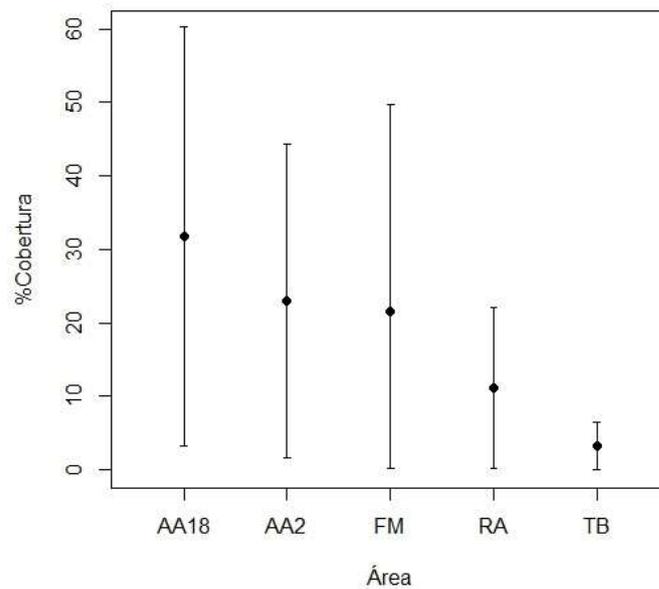


Figura 2. Porcentagem de cobertura de *soil crust* em área abandonada há 18 anos (AA18), área abandonada há 2 anos (AA2), floresta madura (FM), roça em atividade (RA) e em trilhas de bode (TB) Parque Nacional do Catimbau – Pernambuco, Brasil.

O peso médio do solo com *soil crust* foi de  $131,78 \pm 17,99$  g e o solo sem *soil crust* foi de  $119,92 \pm 11,16$  g. Entretanto essa diferença não demonstrou significância ( $t = 1,98$ ,  $p = 0,96$ ) (Fig. 3).

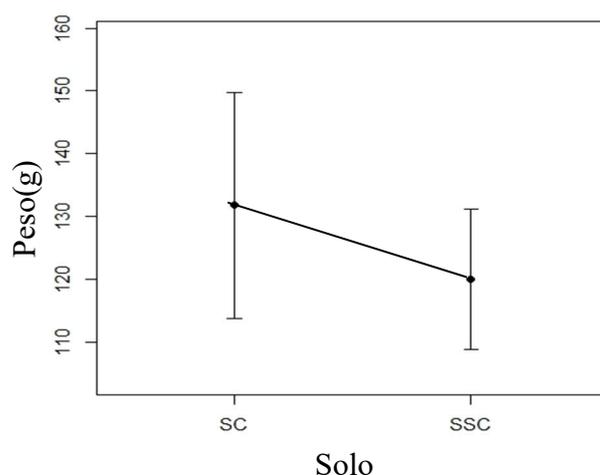


Figura 3. Peso médio de amostras de solo com *soil crust* (SC) e sem *soil crust* (SSC) coletados nas áreas de floresta madura e na área abandonada há 18 anos no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

## DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo sugerem, parcialmente, que níveis intermediários de regeneração terão maior cobertura de *soil crust* do que locais muito perturbados, como por exemplo, as trilhas de bode, e que a presença de *soil crust* não exerce influência no peso do solo. Como essas associações respondem melhor a níveis intermediários de incidência solar e umidade, ambientes que propiciam essas características seriam o microhabitat ótimo destes organismos.

A similaridade da cobertura de *soil crust* na área de floresta madura e em regeneração pode ser explicada devido ao fato de que a Caatinga, mesmo preservada, não possui um dossel fechado que consiga reduzir substancialmente a incidência luminosa e aumentar a umidade. Portanto, pode ser que as diferenças na cobertura vegetal entre uma área em regeneração de 18 anos e uma floresta madura, sejam tênues ao ponto de não acarretarem mudanças nas condições

microclimáticas do solo (Pereira et al. 2003), refletindo padrões semelhantes de presença dos *soil crusts*.

A trilha do bode e a área de agricultura em atividade demonstraram ser o cenário mais crítico para esses organismos, afinal, nesses ambientes as taxas de pisoteio e revolvimento do solo são altas, o qual limitaria e reduziria a fixação desses organismos (Büdel 2001b; Büdel 2005). Além disso, as duas diferentes áreas possuem o solo exposto, que poderia potencializar o efeito da incidência luminosa, levando o ambiente a uma rápida dessecação e menor cobertura de *soil crusts*. O resultado observado para o peso do solo foi contrastante com os encontrados na literatura. Esses estudos apontam a importância da presença de *soil crusts* no acréscimo de matéria orgânica e umidade, especialmente em ambientes áridos ou semiáridos, e que solos sob essas condições apresentariam maior peso (Belnap & Lange 2003; Büdel 2005).

Portanto, concluímos que a cobertura de *soil crust* em diferentes ambientes da Caatinga varia conforme o uso do solo. Fatores como pisoteio e revolvimento do solo são limitantes para o estabelecimento desses organismos. Com isso, o aumento da criação de caprinos em ambientes de Caatinga teria um impacto negativo direto na cobertura de *soil crusts*, o que pode acarretar em um atraso na regeneração natural do ambiente, já que existem evidências de que os *soil crusts* fixam nitrogênio e auxiliam na sucessão secundária de ambientes antropizados (Büdel 2001b).

Finalmente, recomendam-se estudos no sentido de entender como os *soil crusts* fixam nitrogênio e gás carbônico atmosférico e o incorporam na ciclagem de nutrientes da Caatinga, pois com esses dados seria possível calcular as contribuições ecossistêmicas destes organismos inclusive para os solos com diferentes usos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Belnap J., Büdel B. & Lange O. I. 2001. Biological Soil Crusts: Characteristics and Distribution. 29 p.
- Belnap J. & Lange O. L. 2003. Biol Soil Crusts: Struct, Funct Manage. 511p.
- Büdel, B. 2001. Synopsis: Comparative Biogeography of Soil-Crust Biota. In: Comparative Biogeography of Soil-Crust Biota pp.141-151.
- Büdel, B. 2001b. Biological Soil Crusts. In D. A. Cowan (ed.), Antarctic Terrestrial Microbiology, Springer-Verlag, Berlin.
- Büdel, B. 2005. Microorganisms of Biological Crusts on Soil Surfaces. 307-323.
- Kramer, P. J. & Boyer, J. S. 1995. Water relations of plants and soils. Academic Press, New York.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2003. Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Universidade Federal de Pernambuco, 2003. 382p.
- Pereira, I. M., Andrade, A. A., Sampaio, E. V. S. B. & Barbosa, M. R. V. 2003. Use-history Effects on Structure and Flora of Caatinga. Biotropica 35: 154-165.
- Prado, D.E. 2003. Seção I- Cap.1: Padrões de Diversidade e Distribuição de Espécies em Escala Regional: As Caatingas da América do Sul. In Ecologia e conservação da caatinga/editores Leal, I.R., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003. 822 p.
- Zimback, C.R.L. 2003. Formação dos solos. GEPAG, FCAUNESP.

## 7 RESPOSTAS TÉRMICAS DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS ARBORÍCOLAS E DE SOLO NA CAATINGA

Maryana R.P. Dias<sup>1</sup>, Bianca B. Zorger<sup>1</sup>, Alana Pacheco-Flores<sup>2</sup>, Cláudia S.G. Martins<sup>3</sup>, Francisco C. Lima-Júnior<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biologia, Universidade Nacional Autónoma do México - UNAM.

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Centro de Energia Nuclear Aplicada à Agricultura, Universidade de São Paulo – CENA/USP.

<sup>4</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

Orientador: Dr. Xavier Arnan

Monitora: Fernanda de Oliveira

### RESUMO

Os efeitos relacionados às mudanças climáticas podem ser mais graves em ambientes áridos e semiáridos, nos quais os organismos já vivem em uma temperatura próxima à temperatura limite em que podem realizar seus processos fisiológicos. Neste estudo, realizado no Parque Nacional do Catimbau, avaliamos as diferenças entre as comunidades de formigas arborícolas e de solo quanto à tolerância térmica e a vulnerabilidade às mudanças climáticas. As formigas arborícolas apresentaram uma tolerância térmica maior do que as de solo. Esse grupo parece estar mais adaptado às condições de alta temperatura que estão expostos do que as formigas que nidificam no solo, visto que o solo parece ser um importante isolante térmico. Entretanto, as formigas de solo vivem em um ambiente com temperatura muito próxima à temperatura letal, tornando-as mais vulneráveis a pequenos aumentos na temperatura preditos pelas mudanças climáticas. Neste cenário, os serviços prestados por este grupo de formigas, como aeração do solo, dispersão de sementes e controle de pequenos artrópodes podem ser influenciados negativamente.

**PALAVRAS-CHAVE:** Floresta seca, Formicidae, Mudanças climáticas, Tolerância térmica, “Warming tolerance”

## INTRODUÇÃO

O aumento da temperatura decorrente das mudanças climáticas está intimamente relacionado às respostas biológicas dos organismos tais como a fisiologia, comportamento, história evolutiva e ecologia (Diamond 2012). O efeito biológico causado por tais mudanças depende da sensibilidade dos organismos e da latitude onde eles se encontram. Em regiões tropicais, por exemplo, o aumento da temperatura tem consequências mais prejudiciais aos organismos ectotérmicos, pois eles são mais sensíveis e já vivem em uma temperatura próxima à ótima dos seus processos fisiológicos (Deutsch et al. 2008).

Entre os ectotérmicos, as formigas (Hymenoptera: Formicidae) são notadamente úteis para o monitoramento ambiental, pois possuem uma alta abundância e diversidade de espécies, realizam diversas interações e processos ecológicos. Estão presentes em todos os ambientes terrestres do planeta (com exceção do continente Antártico e algumas ilhas do Pacífico) onde ocupam diferentes tipos de habitat, entre eles o solo e a vegetação (Hölldobler & Wilson 1990).

Em uma escala local, as formigas podem responder de diferentes formas às variações climáticas como, por exemplo, seu horário de forrageamento e mudanças no metabolismo (Gullan & Cranton 1994). Os microhabitats presentes no solo e na vegetação podem expor as formigas de diferentes maneiras ao clima devido ao tipo de substrato que utilizam para nidificar e forragear. Diferentemente das formigas expostas às condições climáticas na vegetação, as formigas que nidificam no solo possuem nesse substrato um isolante térmico que também retém umidade, favorecendo um microclima mais ameno no interior do ninho. Diante do apresentado, as formigas representam um ótimo modelo para estudarmos respostas biológicas diante do cenário de alterações climáticas.

Nesse contexto, elaboramos a seguinte pergunta: qual comunidade de formigas apresenta maior tolerância térmica e qual está mais vulnerável às mudanças climáticas – as arborícolas ou de as solo? Nossas hipóteses foram: (I) as formigas que nidificam na vegetação

apresentam maior tolerância térmica devido à constante exposição às intempéries climáticas na vegetação decídua da Caatinga, e, (II) as formigas que nidificam em solo são mais sensíveis quando comparadas às formigas que nidificam nas árvores, pois vivem em um ambiente de temperatura próxima à sua temperatura letal.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

O estudo foi realizado na Trilha do Camelo, situada no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau) (8° 36' 35" S e 37° 14' 40" O), localizado na zona de transição entre o agreste e o sertão pernambucano. O PARNA Catimbau apresenta clima semiárido com temperatura média anual de 23 °C (IBAMA 2005) e as médias das chuvas anuais oscilam entre 480 a 1100 mm com grande irregularidade no regime interanual (Andrade & Lins 1964). A fitofisionomia forma um mosaico de acordo com o tipo de solo e umidade, variando de caatinga arbórea, com espécies não espinhosas, até arbustiva com predomínio das espécies espinhosas, característica peculiar de ambientes xéricos (Andrade et al. 2004).

### ***Tolerância térmica***

Coletamos as formigas de forma ativa e por iscas de sardinha, colocadas em solo e em vegetação. Em seguida, procurando causar o menor estresse possível, colocamos os indivíduos coletados em potes individualizados por espécie e etiquetados. Adicionamos cada indivíduo coletado em Eppendorfs individualizados e tampados com algodão, totalizando três a seis espécimes por espécie coletada. Colocamos os Eppendorfs em um banho térmico seco com temperatura fixa inicial de 38 °C. A cada 10 minutos, verificamos a mortalidade dos indivíduos para determinar a temperatura letal e, para as sobreviventes, aumentava-se a temperatura em 2 °C até que todos os indivíduos morressem. Após a morte, medimos o comprimento corporal total das formigas para retirar o efeito de superfície-volume.

### **“Warming tolerance”**

De acordo com o método proposto por Diamond et al. (2012), definimos como “warming tolerance” a diferença entre a tolerância térmica da espécie e a temperatura do habitat. Essa medida indica a amplitude térmica que os indivíduos de cada espécie suportam, ou seja, indicaria a sensibilidade da espécie às mudanças de temperatura. Para isso, realizamos 36 medidas de temperatura em cada habitat (solo e vegetação) e medimos a tolerância térmica de cada indivíduo.

### **Análise de dados**

Para analisar se a comunidade de formigas de solo e arborícolas diferia quanto à tolerância e quanto à sensibilidade térmica utilizamos duas Análises de Covariância (ANCOVA), ambas usando o tamanho como covariável. Para analisar se a temperatura do solo diferia da temperatura da vegetação realizamos um teste t. Todas as análises foram conduzidas no software R.

## **RESULTADOS**

Amostramos formigas das subfamílias Myrmicinae (3), Formicinae (2), Pseudomyrmicinae (1), Ponerinae (1), Dolichoderinae (1) e Ectatomminae (1), sendo cinco espécies arborícolas e quatro de solo (Tabela 1). Entre as formigas que apresentaram maior tolerância térmica estão as arborícolas: *Cephalotes* sp, *Crematogaster* sp, *Pseudomyrmex* sp e *Camponotus crassus*. As formigas arborícolas também foram as que apresentaram uma maior “warming tolerance”.

Tabela 1. Formigas amostradas na Trilha do Camelo, situada no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco - Brasil, e seus respectivos habitats. Entre parênteses está a quantidade de indivíduos analisados.

<b>Espécie</b>	<b>Habitat</b>
<i>Camponotus</i> sp. (3)	Arborícola
<i>Camponotus crassus</i> (6)	Arborícola
<i>Dorymyrmex thoracicus</i> (6)	Solo
<i>Pheidole</i> sp. (6)	Solo
<i>Ectatomma</i> sp. (6)	Solo
<i>Dinoplonera</i> sp. (3)	Solo
<i>Cephalotes</i> sp. (6)	Arborícola
<i>Pseudomyrmex</i> sp. (3)	Arborícola
<i>Crematogaster</i> sp. (3)	Arborícola

A tolerância térmica das formigas arborícolas foi maior do que a das formigas de solo ( $F = 8.7$ ,  $GL = 2.6$ ,  $p = 0.0255$ ) (Fig.1) e a temperatura do solo diferiu da temperatura da vegetação ( $t = -7.7$ ,  $GL = 62.5$ ,  $p < 0.0001$ ) (Fig.2). A sensibilidade (“warming tolerance”) da comunidade de formigas de solo foi maior quando comparada a comunidade de formigas arborícolas ( $F = 13.7$ ,  $GL = 2,6$ ,  $p = 0.0099$ ) como pode ser observado pela figura 3.

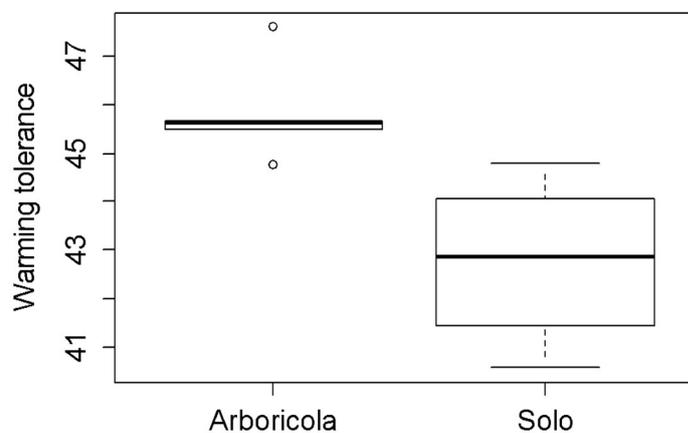


Figura 1. Tolerância térmica das formigas dos diferentes habitats amostrados na Trilha do Camelo, situada no Parque Nacional do Catimbau.

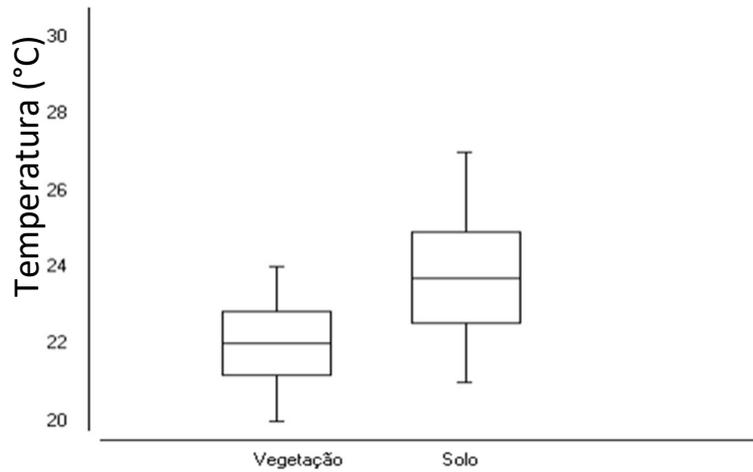


Figura 2. Média da temperatura nos diferentes tipos de habitat das formigas coletadas na Trilha do Camelo no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco – Brasil.

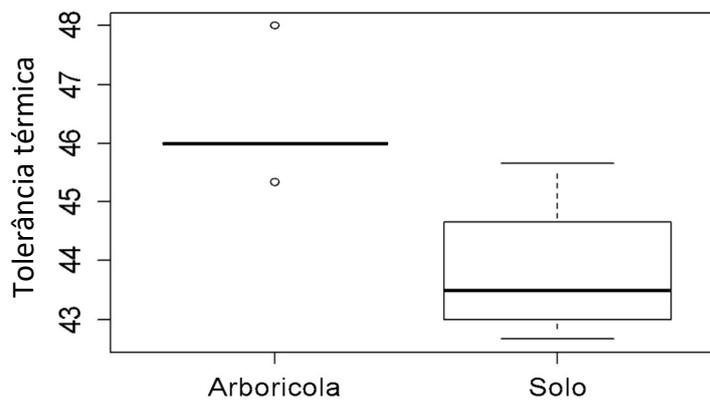


Figura 3. Tolerância térmica das formigas arbóricolas e de solo amostradas na Trilha do Camelo, situada no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco – Brasil

## DISCUSSÃO

A média da tolerância térmica das formigas na Caatinga (45,2 °C) é maior do que a média mundial (43,3 °C) (Diamond et al. 2012), o que pode ser uma adaptação das espécies da Caatinga para resistir às condições de temperatura elevada e baixa pluviosidade durante maior parte do ano. A diferença é ainda maior do que a média mundial, quando comparamos a tolerância térmica da comunidade de formigas arborícolas (46 °C ± 1.49) com a tolerância térmica da comunidade de formigas do solo (43,67 °C ± 1,15). Na vegetação, as formigas estão mais expostas às intempéries climáticas, já que na Caatinga a vegetação é esparsa e decídua (Leal et al. 2003). Dessa forma, as formigas arborícolas estão convivendo com temperaturas mais elevadas dentro e fora dos ninhos. Diferentemente das formigas de solo, que apesar de forragearem em um ambiente com maior temperatura, nidificam no solo, que funciona como isolante térmico, o que propicia um microclima de menor temperatura e de maior umidade.

No PARNA Catimbau, as *Dorymyrmex thoracicus* são formigas abundantes, dominantes e que forrageiam em altas temperaturas. Então, era de se esperar que essas formigas apresentassem uma alta tolerância térmica. Porém, não foi isso o que encontramos, pois esta foi a espécie que apresentou a menor tolerância térmica. Provavelmente a estratégia desta espécie neste tipo de clima está associada ao seu comportamento, com rápidos movimentos de deslocamento, permitindo que ela permaneça em contato com o solo quente por pouco tempo, como foi observado em campo. A formiga que apresentou de fato uma alta tolerância térmica foi *Cephalotes* sp., isso deve estar relacionado a seu rígido exoesqueleto, o qual evita uma rápida dessecação.

Nossos resultados indicam que a comunidade de formigas de solo venha a apresentar uma maior vulnerabilidade às mudanças climáticas, por possuírem o limite térmico próximo à temperatura ambiente. Isso implica que pequenos aumentos na temperatura previstos pelas mudanças climáticas podem colocar esse grupo de organismos em risco, o que poderá trazer

implicações ecossistêmicas ao prejudicar os serviços prestados por estas espécies, como aeração do solo, dispersão de sementes e controle de pequenos artrópodes.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE e ao PELD CATIMBAU pelo apoio logístico e financeiro. À coordenação do Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga. À monitora Fernanda Oliveira pela ajuda na execução deste projeto.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Andrade, G. O. & Lins, R. C. 1964. O Brejo da Serra das Varas. Recife: Imprensa Universitária, UFPE, Recife, PE, Brasil.
- Andrade, K.V.S.; Rodal, M.J.N.; Lucena, M.F. & Gomes, AP.S. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. *Hoehnea* 31: 337-348.
- Deutsch, C.A., Tewksbury J.J., Huey R.B., Sheldon K.S., Ghalambor C.K., Haak D.C. & Martin, P.R. 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 6668–6672.
- Diamond, S.E., Sorger, D.M., Hulcr, J., Pelini, S.L., Del Toro, I., Hirsch, C., Oberg, E. & Dunn, R.R. 2012. Who likes it hot? A global analysis of the climatic, ecological, and evolutionary determinants of warming tolerance in ants. *Global Change Biology* 18: 448–456.
- Hölldobler, B. & Wilson E. O. 1990. *The ants*. Cambridge: Harvard University Press. USA
- IBAMA. 2005. Unidades de Conservação. Disponível em [www.ambientebrasil.com.br](http://www.ambientebrasil.com.br). Acesso em 20 abr. 2015.

Leal, I.R., Vicente, A., Tabarelli, M. 2003. Herbivoria por caprinos na Caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*, 1ª ed. (eds. I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva), pp. 695-718. Editora Universitária da UFPE, Recife, PE, Brasil.

## 8 NINHOS DE FORMIGAS CORTADEIRAS INFLUENCIAM O RECRUTAMENTO DE PLANTAS LENHOSAS NA CAATINGA?

Jhonny Capichoni Massante<sup>1</sup>, Clarissa Knoechelmann<sup>2</sup>, Janete F. Andrade<sup>3</sup>, Ligia A.F. Vieira<sup>2</sup>,  
Maira Ortíz-Cordero<sup>4</sup>, Pedro Henrique A. Sena<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Marinha e Ambientes Costeiros, Laboratório de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Federal Fluminense

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia em Conservação dos Recursos Naturais, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia

<sup>4</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biologia, Universidad Nacional Autónoma do México

<sup>5</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco

Orientadora: Profa. Dra. Inara R. Leal

Monitor: Felipe Fernando S. Siqueira

### RESUMO

Engenheiros do ecossistema são responsáveis pela modificação de ambientes. Formigas cortadeiras têm apresentado grande relevância como engenheiras. Em ecossistemas de Caatinga, formigas cortadeiras colocam suas lixeiras para o exterior do ninho, enriquecendo a superfície do solo. Nosso objetivo foi analisar a influência desses ninhos no recrutamento de plântulas lenhosas, testando a hipótese de que ocorrem modificações em diversos níveis ecológicos. Foram amostradas oito áreas sob influência de ninhos e seus respectivos controles de maneira aleatória. Contamos os regenerantes e testamos a razão parte aérea/subterrânea, abundância, riqueza e similaridade entre os grupos. Encontramos 77 indivíduos pertencentes a 19 morfotipos e não encontramos diferenças em nenhum dos parâmetros que testamos. Sugerimos que o fator mais importante no recrutamento dessas plantas está relacionado com a preferências das formigas pelas suas folhas. Assim, sugerimos estudos experimentais com produção de mudas em casas de vegetação usando os mesmos solos para avaliar os potenciais benefícios dessas formigas como engenheiras do ecossistema.

**PALAVRAS-CHAVE:** Engenheiros do ecossistema, Fertilidade do solo, Florestas secas, Interação planta-animal, Regeneração natural

## INTRODUÇÃO

Engenheiros do ecossistema são organismos que alteram as condições físicas do ambiente, modificando a disponibilidade de recursos para outros organismos (Jones et al. 1994). Grupos de formigas cortadeiras do gênero *Atta* têm sido descritas como engenheiros do ecossistema, porque alteram ambientes de florestas úmidas através de diversos efeitos das áreas sob influência dos seus ninhos (Rico-Gray & Oliveira 2007; Urbas et al. 2007; Wirth et al. 2003).

Áreas sob efeito das colônias de formigas cortadeiras apresentam modificações nas condições microclimáticas (Meyer et al. 2011a) decorrentes da criação de clareiras de onde a vegetação de sub-bosque é constantemente cortada, desencadeando um aumento da incidência de luz (Corrêa et al. 2010), da remoção da serapilheira do solo sobre o ninho e nos seus arredores (Weber 1972) e do aumento da penetrabilidade do solo (Moutinho et al. 2003). Além disso, a presença de ninhos de formigas cortadeiras pode atuar como filtro ambiental, reduzindo a disponibilidade de nutrientes na superfície do solo invertendo as suas camadas (Meyer et al. 2013).

O resultado desse processo é o acúmulo de minerais provenientes do interior dos ninhos na superfície e os nutrientes da superfície são acumulados em sua parte subterrânea através do acúmulo das folhas cortadas (Poorter & Nagel 2000). Em decorrência dessa inversão, um grupo específico de plântulas são recrutadas nessas regiões por serem mais bem adaptadas às condições proporcionadas por essa engenharia, investindo mais no crescimento da raiz e diminuindo a riqueza de espécies nesses locais (Meyer et al. 2011b).

Em florestas secas, especificamente na Caatinga, ocorrem três espécies de formigas cortadeiras, duas delas bem representadas na América Latina (*A. sexdens* Linné, 1758 e *A. laevigata* Smith, 1858) e uma endêmica deste ecossistema (*A. opaciceps* Borgmeier, 1939) (Hölldobler & Wilson 1990; Leal 2003). A principal fonte de alimento dessas espécies de

formigas é uma colônia de fungos que elas alimentam com as folhas cortadas das plantas e os restos desses fungos somados a substratos degradados constituem uma fonte rica em nutrientes (Wirth et al. 2003). Diferentemente do padrão observado em florestas úmidas, têm se observado na Caatinga que essas espécies depositam sua lixeira na superfície do solo, aumentando a quantidade de matéria orgânica e nutrientes, conseqüentemente, enriquecendo o solo em áreas sob influência dos ninhos (F. Siqueira et al. *Dados não publicados*). Diante disso, nosso objetivo neste estudo foi avaliar se ninhos de formigas cortadeiras influenciam o recrutamento de plântulas em áreas adjacentes aos mesmos. Para isso, testamos a hipótese de que essas formigas alteram os padrões de recrutamento em diferentes níveis de organização biológica devido à presença de lixeiras externas. Esperamos que na área sob influência do ninho: (a) plântulas em recrutamento possuam maior investimento em parte aérea; (b) maior abundância de indivíduos de plântulas; (c) diferença na riqueza de espécies entre dois ambientes e (d) maior similaridade dentro do grupo de plântulas em recrutamento.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, cuja localização abrange os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, Pernambuco, Brasil. O clima característico é do tipo tropical semiárido com temperatura e precipitação média anual de 26 °C e 569 mm, respectivamente (CPRM 2005). O solo é do tipo neossolo quartzarênico (EMBRAPA 2006). A vegetação do Parque é caracterizada por espécies arbóreo-arbustivas perenifólias (Silva et al. 2007) e submetida a diferentes níveis de perturbação (MMA 2001).

### **Coleta de dados**

Aleatoriamente, oito ninhos de formigas cortadeiras com lixeiras externas e oito áreas controle livre da influência dos ninhos (10-20 metros de distância da borda do ninho) foram

analisados. Sorteamos parcelas de 1 m<sup>2</sup> (tomando a lixeira como referencial para “tratamento” ninho) onde coletamos todos os indivíduos até 50 cm de altura. Em seguida, levamos o material ao laboratório onde aferimos o comprimento das partes aéreas e da raiz principal para avaliar a alocação de recursos e, por fim, classificamos e contabilizamos os morfotipos.

### **Análise de dados**

Os dados atenderam ao pressuposto da normalidade através do teste de Lilliefors. Avaliamos a alocação diferencial de recursos (razão entre parte aérea/raiz) e a diferença na riqueza de espécies de plântulas em estágio de recrutamento utilizando um teste-t pareado. Ambos os testes foram realizados no programa estatístico Systat, versão 10.2.

Como encontramos uma diferença muito grande entre a abundância de três espécies em relação às demais, testamos a diferença de abundância dessas populações entre os grupos, utilizando o teste de Mann-Whitney no programa SigmaPlot versão 12.0. Testamos a similaridade da composição de espécies entre os tratamentos com Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) e Análise de Similaridade (ANOSIM) com base em 999 permutações utilizando o índice de dissimilaridade de Bray Curtis. Fizemos essa análise com pacote *vegan* no ambiente computacional R (versão 3.2.0 2015).

## **RESULTADOS**

Os oito ninhos que amostramos pertenciam a duas espécies de cortadeiras, *Atta laevigata* e *Atta sexdens*, ambas com quatro ninhos cada. O comprimento da parte aérea das plantas amostradas apresentou valores que variaram entre 4 cm e 49 cm e a parte subterrânea variou entre 6 cm e 47,2 cm. Excluímos os indivíduos portadores de *ramets* da amostragem, pois apresentavam evidências de rebrotamento. Não houve diferença significativa na altura média das plântulas amostradas ( $t = 0,15$ ;  $gl = 7$ ;  $p = 0,88$ ) (Fig.1).

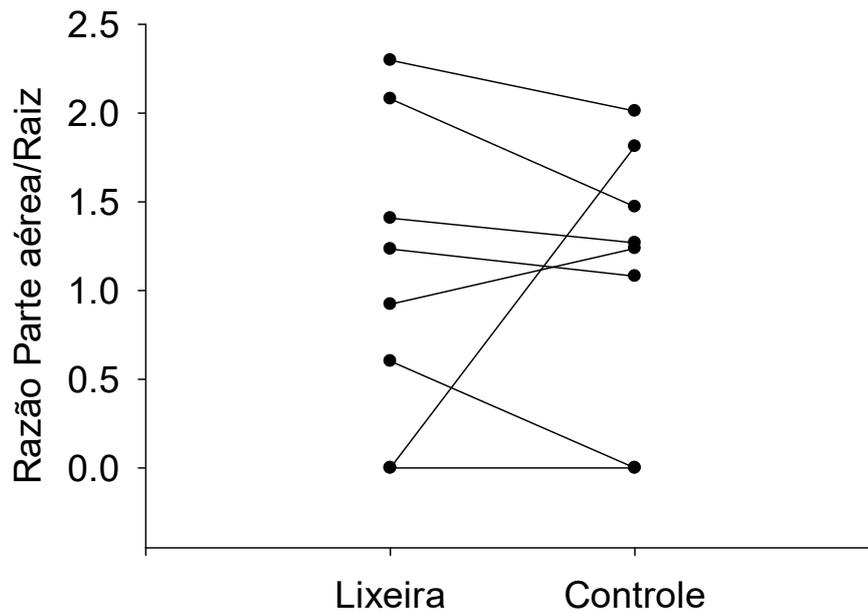


Figura 1. Razão do comprimento da parte aérea e raiz em plântulas amostradas em 8 parcelas sob influência de ninhos e 8 no grupo controle (área sem influência dos ninhos) no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Brasil.

Encontramos 77 indivíduos pertencentes a 19 morfotipos de espécies lenhosas em estágio de plântula, sendo *Senna* sp. (Fabaceae), *Sida* sp. (Malvaceae) e *Croton* sp. (Euphorbiaceae) as espécies com maior frequência de ocorrência (número de indivíduos contados). Parcelas sob influência do ninho e controle apresentaram um total de 36 e 46 indivíduos respectivamente. No nível populacional, a abundância das três espécies mais frequentes no estudo não foi diferente entre os grupos (*Sida* sp. ( $U = 29,50$ ;  $p = 0,798$ ); *Senna* sp. ( $U = 28,0$ ;  $T = 72,0$ ,  $p = 0,721$ ); *Croton* sp. ( $U = 18,5$ ;  $T = 81,50$ ;  $p = 0,161$ )). (Fig. 2)).

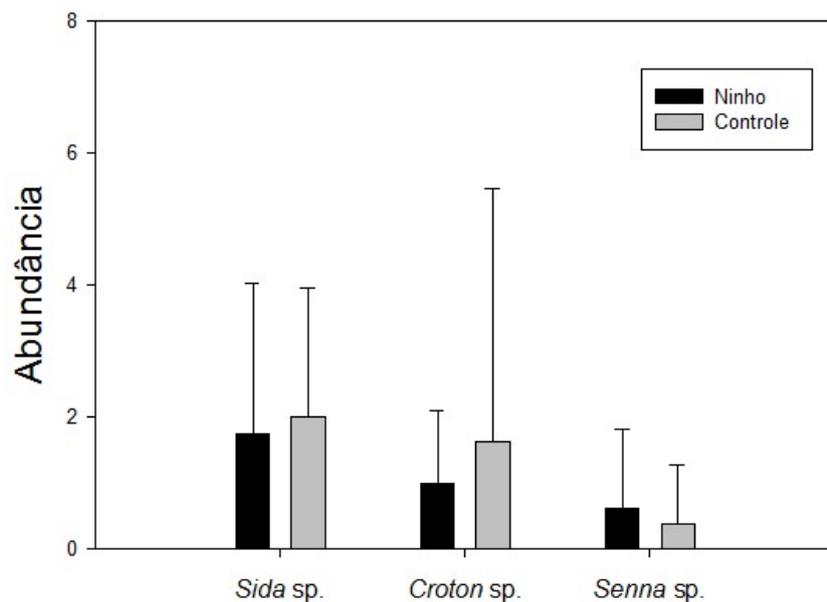


Figura 2. Espécies mais frequentes na amostragem de parcelas alocadas em áreas sob influência de ninhos de formigas cortadeiras e área controle no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Brasil.

Quando analisamos a riqueza de espécies, verificamos a presença de 19 morfotipos nos dois ambientes, porém as espécies recrutando na área sob influência dos ninhos não eram diferentes das que estavam recrutando no grupo controle (Fig. 3). Além disso, a composição de espécies não foi diferente entre os dois tratamentos ( $R = 0,10$ ;  $p = 0,84$ ) (Fig. 4).

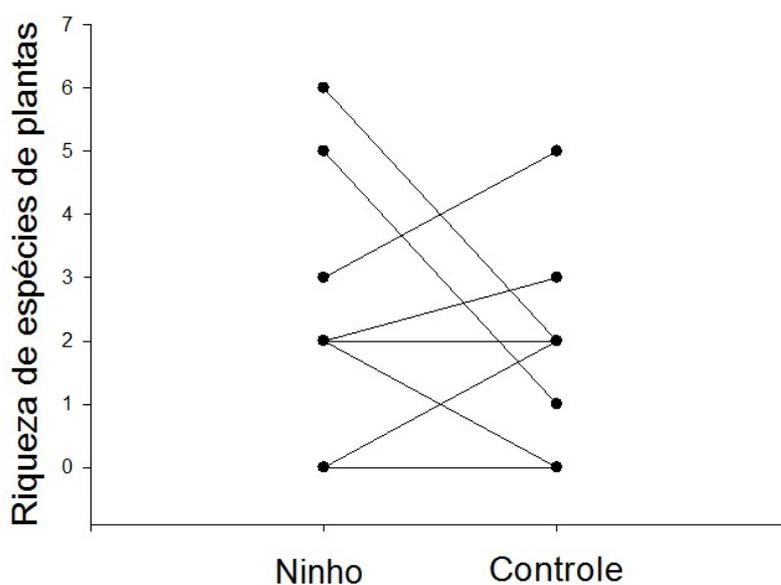


Figura 3. Riqueza de espécies comparada entre as parcelas sob influência de ninhos de formigas cortadeiras e parcelas de um grupo controle no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE - Brasil.

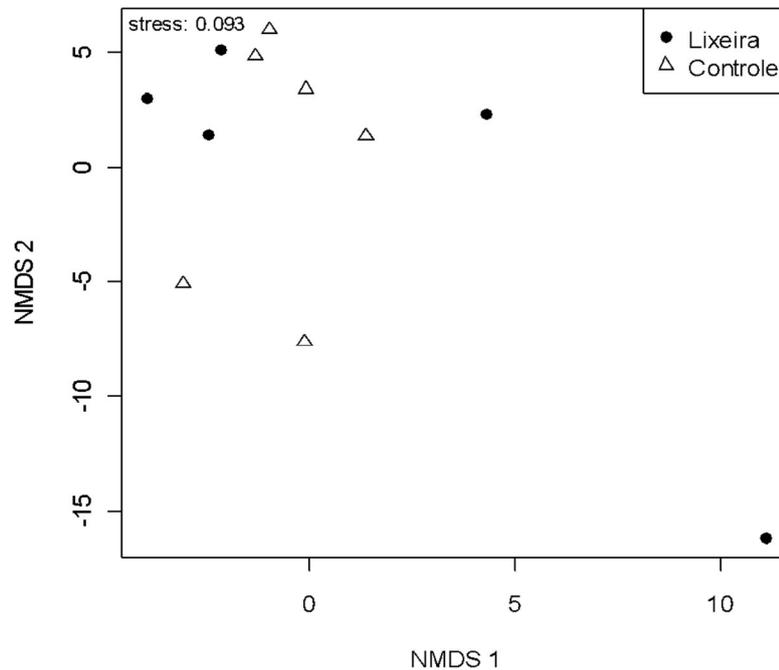


Figura 4. Composição da comunidade de plantas dentro e entre os grupos amostrados (parcelas sob influência de ninhos de formigas cortadeiras e parcelas de um grupo controle) testados por ANOSIM no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE – Brasil.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados não permitiram corroborarmos nossa hipótese de que os ninhos influenciam no recrutamento de plântulas, porque não encontramos diferença na razão parte aérea/subterrânea, abundância das espécies mais frequentes e na riqueza de espécies entre as áreas sob a influência dos ninhos e a área controle. Além disso, esperávamos que a composição da comunidade de plantas dentro de cada ambiente fosse mais similar. Entretanto, não encontramos diferença entre a composição de espécies entre os ambientes estudados.

Em nosso estudo, esperávamos que a parte aérea fosse maior do que a parte subterrânea porque o solo próximo aos ninhos é rico em nutrientes (F. Siqueira et al. Dados não publicados)

e por isso as plantas investiriam menos em crescimento de raízes. Esse padrão pode não ter sido evidenciado devido ao fato de as formigas cortadeiras estarem predando as plântulas que nascem próximas aos ninhos. Entretanto nós não analisamos herbivoria em nossa amostragem.

A lixeira externa no ambiente de Caatinga pode não estar atuando como um filtro ambiental, por isso sugerimos que outros fatores como a dispersão de sementes podem estar atuando no estabelecimento de plântulas. Duas das espécies que registramos possuem dispersão autocórica primária (*Croton* sp.) e anemocórica (*Senna* sp.) (F. Oliveira, *comunicação pessoal*) que facilita a chegada das suas sementes em ambas as áreas amostradas. Além disso, essas mesmas espécies podem ser utilizadas mais frequentemente pelas formigas aumentando sua dispersão.

Nosso delineamento amostral foi apenas restrito a uma única área de Caatinga e não nos permite extrapolar essa semelhança para outras florestas secas. Por isso estudos experimentais de germinação e produção de mudas em casas de vegetação com condições controladas podem fornecer resultados mais extrapoláveis sobre o papel dessas formigas cortadeiras como engenheiras ecológicas e proporcionar novas abordagens para a conservação e restauração ecológica de florestas secas.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos à gestão do Parque Nacional do Catimbau e ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD), pelo provimento das condições logísticas necessárias para realização da pesquisa. Ao Dr. José Domingos e ao Msc. Felipe Siqueira pelo auxílio na análise de dados, bem como a todos os monitores do ECCA 2015 pelas contribuições morais, científicas e logísticas. Aos Professores da Universidade Federal de Pernambuco pela organização e oferta do Curso de Campo da Caatinga de 2015, especificamente à Professora Inara Leal pela orientação desse projeto.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Corrêa, M. M., Silva, P. S. D., Wirth R., Tabarelli, M. & Leal, I. R. 2010. How leaf-cutting ants impact forests: drastic nest effects on light environment and plant assemblages. *Oecologia* 162: 103–115.
- CPRM; Serviço Geológico do Brasil. 2005. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Buíque. CPRM. PRODEEM. Recife, PE, Brasil.
- Hölldobler, B. & Wilson, E. O. 1990. *The ants*. Harvard University Press, Cambridge, England.
- EMBRAPA 2006. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2º ed. Brasília, DF.306p.
- Jones, C. G., Lawton, J. H. & Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373–386.
- Leal, I. R. 2003. Diversidade de formigas em diferentes unidades de paisagem da caatinga. In: *Ecologia e conservação da caatinga*. 1a (eds. I. R. Leal, M. Tabarelli & J.M. C. Silva). pp.435-461. Editora Universitária da UFPE, Recife, Brasil.
- Meyer, S. T., Leal, I. R., Tabarelli, M. & Wirth, R. 2000. Performance and fate of tree seedlings on and around nests of the leaf-cutting ant *Atta cephalotes*: Ecological filters in a fragmented forest. *Austral Ecology* 36: 779-790.
- Meyer, S.T., Leal, I.R., Tabarelli, M. & Wirth, R. 2011a. Ecosystem engineering by leaf-cutting ants: nests of *Atta cephalotes* drastically alter forest structure and microclimate. *Ecological Entomology* 36: 14–24.
- Meyer, S.T., Leal, I., Tabarelli, M. & Wirth, R. 2011b. Performance and fate of tree seedlings on and around nests of the leaf-cutting ant *Atta cephalotes*: ecological filters in a fragmented forest. *Austral Ecology* 36: 779–790.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2001. Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade.

- Moutinho P., Nepstad D. C. & Davidson E. A. 2003. Influence of leaf-cutting ant nests on secondary forest growth and soil properties in Amazonia. *Ecology* 84: 1265–76.
- Poorter, H. & Nagel, O. 2000. The role of biomass allocation in the growth response of plants to different levels of light, CO<sub>2</sub>, nutrients and water: a quantitative review. *Australian Journal of Plant Physiol* 27: 595–607.
- R Development Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Available in: <<http://www.R-project.org/>>
- Rico-Gray V. & Oliveira P. S. 2007. *The Ecology and Evolution of Ant-Plant Interactions*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Urbas, P., Araújo, M. V. Jr, Leal, I. R. & Wirth, R. 2007. Cutting more from cut forests – edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting ants. *Biotropica* 39: 489–95.
- Weber N. A. 1972. *Gardening Ants: The Attines*. The American Philosophical Society, Philadelphia, USA.
- Wirth, R., Herz, H., Ryel, R., Beyschlag, W. & Hölldobler, B. 2003. Herbivory of leaf-cutter ants: a case study on *Atta Colombica* in the Tropical Rainforest of Panama. *Ecological Studies* 164: 1-230.

## 9 FORMIGAS CONSUMIDORAS DE NÉCTAR ATACAM INSETOS HERBÍVOROS À PROCURA DE UMA DIETA BALANCEADA?

Pedro E. Santos-Neto<sup>1</sup>, Ana Rafaela D'Amico<sup>2</sup>, Layla S. Reis<sup>3</sup>, Corina A. Barrera<sup>4</sup>, Madson A.B. Freitas<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG.

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba - UFPB.

<sup>4</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ.

<sup>5</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

Orientadora: Profa. Dra. Inara R. Leal

### RESUMO

Plantas que possuem nectários extraflorais atraem formigas que as protegem contra ataque de herbívoros. No entanto, o consumo de carboidrato pode gerar um desequilíbrio entre a razão Carbono/Nitrogênio na dieta destes organismos. Neste estudo objetivamos investigar se esse balanço é compensado pelo consumo de recurso animal, em uma área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Colocamos iscas de sardinha e mel na base do caule de indivíduos de *Poincianella microphylla* para simular recurso animal e vegetal (néctar extra floral), respectivamente, esperando que o tempo de chegada fosse menor e o número de eventos de recrutamento maior nas iscas de sardinha. Para isso, marcamos o tempo de chegada nas iscas, os eventos de recrutamento e o número de indivíduos que foram recrutados. Houve 44 eventos de chegada, dos quais 27 ocorreram na isca de sardinha e 17 na de mel. O tempo de chegada variou de 1 a 14 minutos. Houve 28 eventos de recrutamento, sendo 18 para a sardinha e 10 para o mel. Tal resultado não mostrou diferença entre os tratamentos, o que indica que não há preferência por recurso animal pelas formigas que visitam nectários de *P. microphylla*.

**PALAVRAS-CHAVE:** Balanço nutricional, Recompensa, Recurso, Mutualismo

## INTRODUÇÃO

As interações entre os organismos estão presentes em todas as partes do mundo e ocorrem entre diversos grupos. As angiospermas e insetos, por exemplo, dois grupos predominantes em relação à biodiversidade, apresentam uma gama de interações desde antagônicas a cooperativas (Del-Claro 2012; Morin 2011). Conhecer como e porque essas relações foram estabelecidas é essencial para uma melhor compreensão das comunidades ecológicas.

Algumas plantas possuem glândulas secretoras de néctar distribuídas em diferentes estruturas vegetais (Aguirre et al. 2003) que não possuem a função de atrair polinizadores, chamadas de nectários extraflorais (NEFs). Essas glândulas disponibilizam néctar rico em carboidrato e funcionam como atrativos para insetos (Ness et al. 2009). Por sua vez, esses organismos mantêm uma relação mutualística com a planta, protegendo-a do ataque de outros insetos herbívoros (Morin 2011).

Existem quatro hipóteses que tentam explicar essa interação mutualística: (1) A hipótese de propriedade, que defende que os visitantes tendem a proteger e dominar o território que nidificam ou forrageiam por conta do recurso valioso disponível na planta; (2) A hipótese de combustível, que afirma que a disponibilidade de um recurso metabolicamente caro, o carboidrato, gera um aumento de energia nos visitantes e os deixam mais agressivos para atacar e preda; (3) A hipótese de recompensa previsível, que relaciona a incidência de repetidas visitas à disponibilidade já esperada de carboidrato em um espaço e tempo. Isso gera um aumento na probabilidade de encontros com potenciais presas e sem necessidade de aumento na atividade ou agressividade por parte dos visitantes quando visitam o recurso na planta; E por último, (4) a hipótese do déficit, que propõe que a planta manipula as preferências alimentares dos visitantes para atraí-los. Neste caso, a planta ofereceria um alimento rico em carboidratos para que o visitante necessite de proteína para manter seu equilíbrio nutricional entre a razão

de Carbono e Nitrogênio (C:N), aumentando assim os ataques aos insetos naturais da planta (Ness et al. 2009). Nessa última hipótese, o desequilíbrio da razão C:N do néctar oferecido pela planta seria uma estratégia do tipo base-topo, para garantir que o organismo atraído atuasse de forma benéfica para ela (Ness et al. 2009). Se essa hipótese é verdade, organismos onívoros consumidores de néctar extrafloral estariam consumindo um recurso nutricionalmente desbalanceado e procurariam remediar esse desequilíbrio predando outros organismos. No entanto, há estudos que contradizem a hipótese do déficit, indicando que algumas plantas possuem nectários extraflorais providos de alguns aminoácidos essenciais, proporcionando assim uma dieta balanceada para o visitante (Baker 1978; Koptur 1992). Esta contradição motiva a busca por mais informações que possam corroborar ou não essa hipótese.

As formigas são um grupo ecologicamente dominante em quase todos os ambientes terrestres e apresentam diversos hábitos alimentares e de forrageamento. Buscam alimentos tanto no solo quanto na vegetação alimentando-se, por exemplo, de secreções das plantas, sementes, restos de animais mortos, entre outros (Kaspari 2003). Sendo um exemplo de insetos que apresentam interação com as angiospermas (Agosti et al. 2000; Leal et al. 2006; Leal et al. 2012). Porém, especialmente na região tropical, muitas espécies procuram alimento sobre as plantas (Oliveira et al. 2012) e, em geral, essa interação é mutualística, resultando em benefícios para a planta na defesa contra os insetos herbívoros (Ness et al. 2009). O que favorece a utilização deste grupo para estudos de interação inseto-planta. Assim, neste estudo buscamos entender se as formigas consumidoras de néctar mantêm o balanço entre Carbono e Nitrogênio na sua dieta, partindo da hipótese de que estas formigas atacam herbívoros para compensar o excesso de carboidratos na sua dieta.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

A pesquisa foi realizada no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau), localizado nos municípios de Buíque, Ibimirim e Tupatinga, no agreste do estado de Pernambuco. O clima da região é semiárido com transição para o tropical. A precipitação local varia de 650 e 1100 mm anuais, mas com regime interanual irregular e a temperatura média variando de 21 °C a 25 °C. O solo é arenoso de origem sedimentar, com afloramentos rochosos localizados, e a vegetação é de Caatinga típica, com predominância de estrato arbustivo-arbóreo em diferentes estágios de regeneração.

### **Desenho amostral**

A espécie de planta utilizada no estudo foi *Poincianella microphylla* Mart. (Fabaceae) por ser muito conspícua no local de estudo. Consideramos como transecto uma estrada na área central do Parque e amostramos 10 plantas de um lado e outro desta. Colocamos iscas de sardinha e mel de cana-de-açúcar próximo à base do caule da planta, visando amostrar as formigas que nidificam no solo e utilizam os NEFs como recurso, quando estas estivessem se dirigindo para a árvore em busca de alimento.

As iscas foram monitoradas por 15 minutos a partir do momento que eram alocadas, e durante esse tempo, independente da espécie, registramos dois tipos de eventos: (1) chegada à isca e (2) recrutamento. Além disso, anotamos o tempo para o primeiro evento de chegada de cada espécie e o número de indivíduos por espécie recrutados em cada isca. Separamos os indivíduos em espécies e morfoespécies a fim de conhecer a riqueza de formigas envolvidas nos eventos, mas o estudo foi focado em nível de comunidade.

### **Análise de dados**

A frequência de chegada das formigas à isca e o número de eventos de recrutamento foram analisados pelo teste do qui-quadrado, para proporções esperadas iguais. O tempo de chegada à isca foi calculado com o teste t para amostras independentes que também foi usado para o número de formigas recrutadas em cada isca. Testamos a distribuição dos dados pelo

teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov e as análises foram conduzidas através do software BioEstat 5.0 (Ayres et al. 2007).

## RESULTADOS

Coletamos dez espécies de formigas em indivíduos de *P. microphylla* (Tabela 1), sendo registrados 44 eventos de chegada, dos quais 27 ocorreram na isca de sardinha e 17 no mel. Entretanto, a frequência de visitação não diferiu entre as iscas ( $X^2=2,7$ ;  $p=0,10$ ).

Tabela 1. Espécies de formigas registradas nas iscas sob *Poincianella microphylla* e a quantidade de eventos relacionados a cada uma no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

<b>Espécies registradas</b>	<b>N de eventos</b>
<i>Brachymyrmex</i> sp.	1
<i>Camponotus</i> gr. <i>crassus</i>	1
<i>Camponotus</i> gr. <i>sericeiventris</i>	8
<i>Cephalotes</i> sp.	4
<i>Crematogaster</i> sp.	3
<i>Dorymyrmex thoracicus</i>	11
<i>Solenopsis</i> sp.	4
<i>Pheidole</i> sp1	10
<i>Pheidole</i> sp2	1
<i>Pheidole</i> sp3	1

O tempo de chegada à isca variou de um a 14 minutos, com maior frequência de eventos nos primeiros cinco minutos da amostragem (53% do total), e poucos eventos após dez minutos

(12%). Este padrão se repetiu quando as iscas foram analisadas separadamente e não houve diferença significativa entre elas ( $t=0,86$ ;  $p=0,19$ ) (Fig. 1).

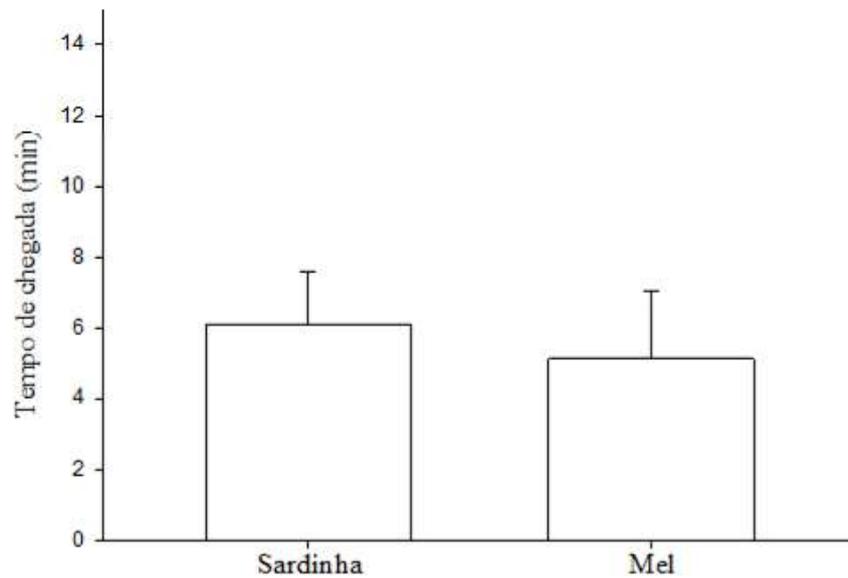


Figura 1. Médias e intervalo de confiança (95%) do tempo de chegada das formigas em cada isca no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

Registramos 28 eventos de recrutamento, sendo que 18 para a sardinha e 10 para o mel. Entretanto, esses valores não apresentaram diferença significativa ( $\chi^2=2,286$ ;  $p=0,18$ ). O número de formigas recrutadas na sardinha e no mel variou de dois a mais de 30 indivíduos. No mel, em 40% dos eventos de recrutamento mais de dez formigas foram recrutadas. Na sardinha, 50% destes eventos registraram mais de dez formigas recrutadas. No entanto, a diferença entre o número de formigas recrutadas não foi significativa ( $t= 0,08$ ;  $p=0,46$ ) (Fig. 2).

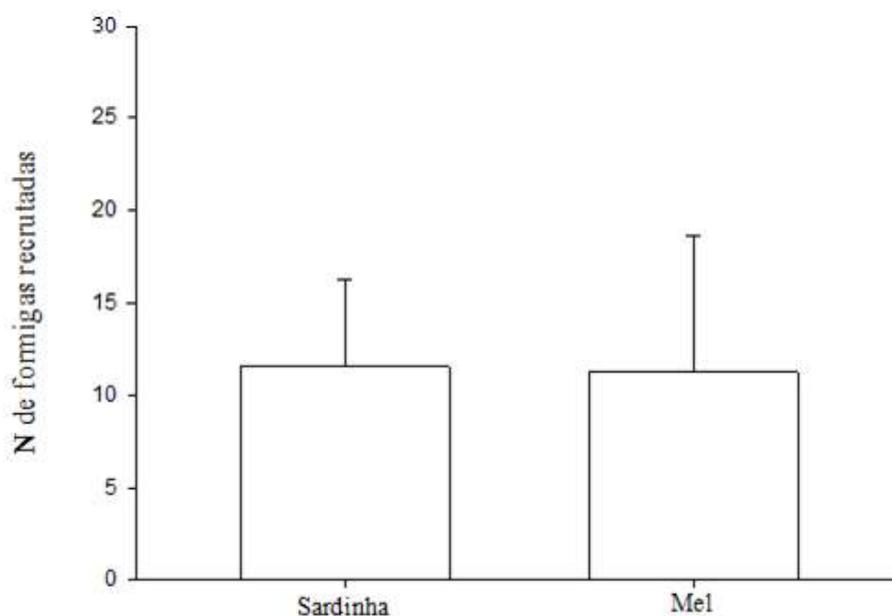


Figura 2. Médias e intervalo de confiança (95%) do número de formigas recrutadas para cada isca no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

## DISCUSSÃO

Os resultados indicam que as formigas que visitam NEFs não apresentaram preferência alimentar por recurso animal. Assim, não corroboramos a nossa hipótese de que as formigas atacam recursos ricos em proteína para compensar o excesso de carboidrato na sua dieta.

Nossos resultados podem estar relacionados com o fato de que algumas espécies de plantas podem fornecer recursos balanceados, devido à presença de aminoácidos no néctar dos NEFs. Desta forma, os visitantes consumidores não necessitam buscar uma fonte externa de proteína (Ness et al. 2009; Wagner & Kay 2002).

A área amostrada encontrava-se aparentemente seca, o que pode diminuir a capacidade da planta de fornecer néctar, tornando o carboidrato um recurso necessário e desejado pelas formigas. Essa variável pode afetar não só a busca imediata por néctar, mas gerar uma busca oportunista, ou seja, daquilo que se encontra disponível ou de acesso mais fácil.

Além disso, é provável que outras variáveis bióticas e abióticas influenciem o forrageio das formigas de forma diferente entre as espécies, como a capacidade de recrutamento e competição. Exemplo disso é o fato de indivíduos de *Camponotus* sp. aparentemente reconhecerem a isca animal como um ser vivo, como observamos quando formigas “atacam” as iscas de sardinha, comportamento que não foi notado em outras espécies. Assim, podemos concluir que a comunidade de formigas visitantes de nectários de *Poinceanella microphylla* consomem e recrutam igualmente para fontes de recursos vegetais e animais. Recomendamos que estudos no nível de populações sejam desenvolvidos para avaliar padrões de forrageamento específicos.

## AGRADECIMENTOS

À UFPE, ao PELD, ao CNPq, à FACEPE e à CAPES pelo apoio logístico e financeiro. À coordenação do Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga, e especialmente à Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Inara Leal pela realização do curso e pela orientação deste projeto.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agosti, D.; Majer, J.D.; Alonso, L.E.; Schultz, T. 2000. Standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Ayres, M.; Ayres júnior, M.; Ayres, D.L. & Santos, A.A. 2007. BIOESTAT Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. ONG Mamiraua. Belém, PA.
- Aguirre, A.; Coates, R.; Cumplido-Barragán, G., Campos-Villanueva, A., Díaz-Castelazo, C. 2013. Morphological characterization of extrafloral nectaries and associated ants in tropical vegetation of Los Tuxtlas, Mexico. *Flora* 208: 147-156.
- Baker, H.G.; Opler, P.A. and Baker, I. 1978. A comparison of the amino acid complement of floral and extrafloral nectars. *Bot. Gazette*, 139: 322–332.

- Del-Claro, K. 2012. Origens e importância das relações plantas-animais para a ecologia e conservação. In: *Ecologia das Interações Plantas-Animais: uma abordagem ecológico-evolutiva*. 1ª ed. (eds. K. Del-Claro & H.M. Torezan-Silingardi). Technical Books Editora, Rio de Janeiro, Brasil. pp. 37-50.
- Kaspari, M. 2003. Introducción a la ecología de las formigas. In: *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. (ed. F.G. Harders). Smithsonian Institution Press, Bogotá, Colômbia. pp. 97-112.
- Koptur, S. 1992. Extrafloral nectary-mediated interactions between insects and plants. In: Bernays, E. (ed) *Insect-plant interactions*. CRC Press, Boca Raton, Fla, pp 81–129.
- Leal, I.R.; Fischer, E.; Kost, C.; Tabarelli, M.; Wirth, R. 2006. Ant protection against herbivores and nectar thieves in *Passiflora coccinea* flowers. *Écoscience* 13: 431-438.
- Leal, I.R.; Wirth, R.; Tabarelli, M. Formigas cortadeiras e a ambiguidade de suas relações com plantas. In: *Ecologia das Interações Plantas-Animais: uma abordagem ecológico-evolutiva*. 1ª ed. (eds. K. Del-Claro & H. M. Torezan-Silingardi), pp. 217-239. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, Brasil.
- Morin, P.J. 2011. *Community Ecology*. 2aed. Wiley-Blackwell. Oxford. UK.
- Ness, J.H.; Morris, W.F.; Bronstein, J. 2009. For ant-protected plants, the best defense is a hungry offense. *Ecology* 90: 2823-2831.
- Oliveira, P.S.; Sendoya, S.F.; Del-Claro, K. 2012. Defesas bióticas contra herbívoros em plantas de cerrado: interações entre formigas, nectários extraflorais e insetos trofobiontes. In: *Ecologia das Interações Plantas-Animais: uma abordagem ecológico-evolutiva*. 1ª ed. (eds. K. Del-Claro & H.M. Torezan-Silingardi). Technical Books Editora, Rio de Janeiro, Brasil. pp. 157-165.

Wagner, D.; Kay, A. 2002. Do extrafloral nectaries distract ants from visiting flowers? An experimental test of an overlooked hypothesis. *Evolutionary Ecology Research*, 4: 293 – 305.

## 10 DEMANDA CONFLITANTE: REPRODUZIR-SE OU DEFENDER-SE?

Cacilda M.C. Rocha<sup>1</sup>, Cecilia E.S. Dalotto<sup>2</sup>, Diego P.F. Trindade<sup>1</sup>, Gesica S. Souza<sup>1</sup>, Mariana Delgado-Jaramillo<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina.

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco

Orientador: Dr. José Domingos Ribeiro-Neto

### RESUMO

As plantas apresentam mecanismos para evitar herbivoria que podem ser direcionados por demandas fisiológicas conflitantes. A hipótese da disponibilidade de recursos sugere que espécies vegetais investem energia preferencialmente na defesa contra herbivoria e que isso depende de fatores específicos, como a taxa de crescimento e a disponibilidade de nutrientes no solo. O objetivo do estudo foi investigar se a espécie *Senna cana* investe diferencialmente na proteção de ramos reprodutivos. O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau, onde foram selecionados 10 indivíduos de *S. canna* e amostrados oito módulos de cada um - quatro ramos frutificados e quatro ramos sem frutos. Foi medida a porcentagem de herbivoria nas três folhas mais distais de cada ramo e contadas o número de sementes sadias e abortadas por fruto destes ramos. Foram obtidos os valores de (1) proporção média de herbivoria nos ramos sem frutos, (2) nos ramos com frutos a média de sementes abortadas por ramo, (3) no indivíduo a herbivoria total do indivíduo e (4) a proporção média de abortos por indivíduo. Os ramos sem frutos sofreram mais herbivoria, o que indica um direcionamento de energia para poupar os mesmos e porcentagem média da herbivoria por ramos com frutos não induziu a uma maior proporção média de sementes abortadas por ramo.

**PALAVRAS-CHAVE:** Alocação de recursos, Caatinga, Floresta seca, Planta-herbívoro, *Senna cana*

## INTRODUÇÃO

A defesa é uma questão central para maioria das espécies como forma de sobreviver, reproduzir e resistir à herbivoria (Bingham & Agrawal 2010). Essas respostas estão inseridas no âmbito das interações mutualísticas e antagônicas (Agrawal 2000). Nas interações antagônicas o sucesso reprodutivo (*fitness*) das espécies envolvidas é afetado, fazendo com que haja uma diminuição na viabilidade e tamanho das sementes (Rico-Gray & Oliveira 2007).

As plantas empregam múltiplos recursos na defesa contra-ataques por herbívoros as quais são decorrentes dos processos evolutivos e envolvem as defesas químicas, mecânicas e fenológicas (Agrawal 2000; McCall1 & Fordyce 2011). Esses mecanismos antiherbivoria envolvem custos fisiológicos, o que dificulta o atendimento às demandas conflitantes de defesa e reprodução. No entanto, indivíduos que exibem respostas a herbivoria quando atacados, podem ser mais vulneráveis à competição que aquelas que não sofreram ataque (McCall & Fordyce 2011). Observar como plantas respondem a herbívoros pode elucidar a influência das interações biológicas no *fitness* das espécies. Em florestas tropicais a evolução dessas relações resultou em estratégias adaptativas na tentativa de driblar efeitos deletérios da herbivoria (Coley & Barone 1996). Plantas em locais com alta disponibilidade de recursos (i.e. água e nutrientes) mobilizam a maior parte de seus nutrientes para o crescimento, em contrapartida, investem em defesas quantitativas que só tem efetividade em grandes concentrações (Turner 2001).

Plantas são organismos que modulam suas necessidades em resposta às adversidades ambientais, sendo assim, desenvolveram mecanismos complexos para evitar o ataque por inimigos naturais. A hipótese da disponibilidade de recursos parte da premissa que espécies vegetais investem energia preferencialmente na defesa contra herbivoria (Coley et al. 1985). Isso depende de fatores específicos, como a taxa de crescimento e a disponibilidade de nutrientes no solo (Endara & Coley 2011). Nas florestas secas, devido ausência de recursos, as plantas crescem de forma lenta e com adaptações morfofisiológicas para evitar a perda de área

foliar. Nesse sentido, as plantas direcionam a alocação de recursos para os ramos reprodutivos, o que também aumenta a oferta e qualidade dos produtos florais tornando-a mais suscetível a herbivoria.

Portanto, nosso estudo teve por objetivo investigar se a espécie *Senna cana* (Fabaceae) (Nees & Mart.) H.S. Irwin & Barneby, investe diferencialmente na proteção de ramos reprodutivos comparados aos não reprodutivos. Para isso foram elaboradas as seguintes perguntas: (1) Como varia a porcentagem de herbivoria nos ramos com frutos e sem frutos de *S. cana*? (2) Como a herbivoria influencia as taxas de aborto de sementes? Posteriormente elaboramos as seguintes predições: (1) Ramos sem frutos serão mais atacados do que ramos com frutos; (2) Quanto maior for a porcentagem de herbivoria maior será a quantidade de sementes abortadas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau, na Trilha do Chapadão, (08°31'180''S e 037°14'29.9''W), localizado entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. A Caatinga é um mosaico de fitofisionomias com características xerofíticas que compreende florestas arbóreas ou arbustivas, predominantemente decídua e espinhosa (Prado 2003). A origem geomorfológica e geológica das Caatingas originou mosaicos de solos complexo, sendo alguns de origem sedimentar (Prado 2003). Nesses ecossistemas o clima é do tipo semiárido estacional, com precipitação anual variando entre 500 a 1000 mm e com temperaturas médias anuais entre 24 a 28 °C. A altitude varia entre 650 a 1000 metros (MMA 2003).

### **Desenho experimental**

Foram selecionados 10 indivíduos de *S. canna* e retirados oito módulos de cada indivíduo - quatro frutificados e quatro sem frutos. Posteriormente, foram medidas a porcentagem de herbivoria nas três folhas proximais de cada ramo e mensuradas o número de sementes sadias e abortadas por fruto de cada ramo. A estimativa foi realizada seguindo método proposto por Dirzo e Domínguez (1995), categorizando esses parâmetros admitindo: 0 (íntacto), 1 a 5 (2,5%), 6 a 12 (9%), 13 a 25 (14%), 26 a 50 (30%) e 50 a 100 (> 50%). Foi considerado como herbivoria todos os eventos observados nas folhas como resultado negativo da interação planta-inseto (e.g. patógenos, galhas e minadores). Para estimar a herbivoria de cada indivíduo de *S. canna*, consideramos o valor central de cada intervalo de porcentagem de dano no qual a folha foi classificada e calculamos a herbivoria média considerando as três folhas analisadas nos quatro ramos de cada indivíduo.

### **Análise de dados**

Testamos a normalidade dos dados utilizando o teste de Shapiro-Wilk. Para testar a predição que ramos sem frutos seriam mais atacados do que ramos com frutos foi utilizado teste não paramétrico de Wilcoxon. A relação entre a porcentagem de herbivoria e o aborto das sementes foi testada através da Correlação de Spearman. As análises de herbivoria e aborto de sementes foi realizada no nível de ramo e no nível de indivíduo. Tratamos estatisticamente nossos dados no ambiente computacional R versão 2.8.1 (R Development Core Team 2008).

## **RESULTADOS**

A herbivoria total nos indivíduos variou de 3,85% a 19,97%. Entretanto, a proporção média de herbivoria nos ramos sem frutos foi 42% superior em relação aos ramos com frutos (Fig. 1).

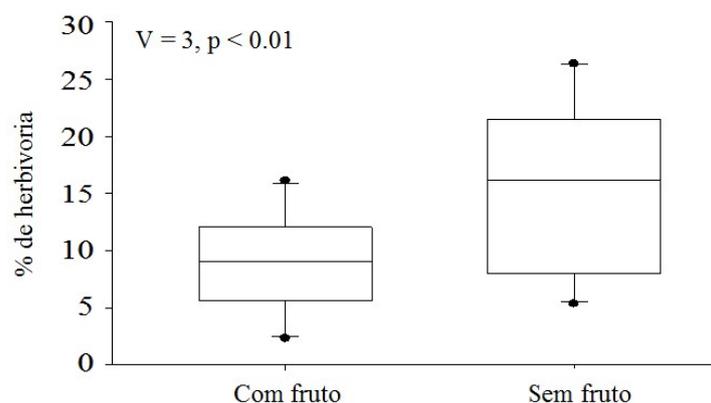


Figura 1. Porcentagem de herbivoria em ramos com e sem frutos de *Senna cana* no Parque Nacional Catimbau – PE. A linha central é a mediana, caixa representa o percentil de 25% a 75% e as barras acima e abaixo das caixas, os percentis de 10% e 90%.

A herbivoria nos ramos com frutos não induziu uma maior proporção média de sementes abortadas por ramo. Esse mesmo padrão foi observado quando analisamos a herbivoria total nos indivíduos em relação à proporção média de abortos. Na tabela abaixo são mostrados os valores encontrados para a porcentagem de herbivoria e aborto de sementes (Tabela 1).

Tabela 1. Valores encontrados para a porcentagem de herbivoria e aborto de sementes em *Senna cana* no Parque Nacional do Catimbau –PE.

	<b>Mediana</b>	<b>Máximo</b>	<b>Mínimo</b>
<b>% de herbivoria por ramo sem fruto</b>	9,33	62	0,83
<b>% de herbivoria por ramo com fruto</b>	6,83	28	0,83
<b>% de herbivoria total</b>	8,5	62,66	0,83
<b>% de sementes abortadas por ramo</b>	0,166	0,75	0

A análise de correlação entre a porcentagem de herbivoria e aborto das sementes não foi significativa (Fig. 2 e 3).

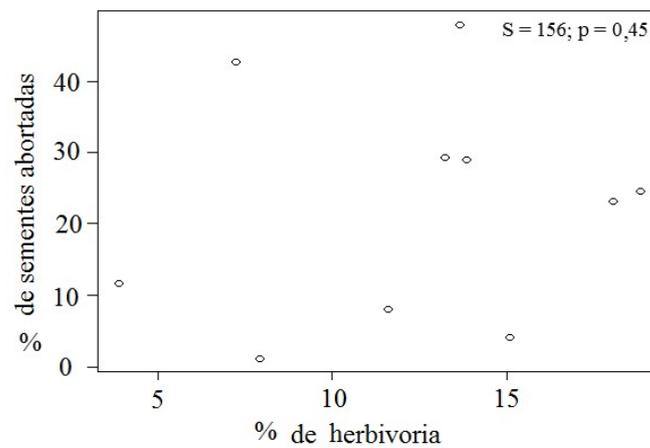


Figura 2. Porcentagem de herbivoria de ramos com e sem frutos de *Senna cana* no Parque Nacional do Catimbau – PE.

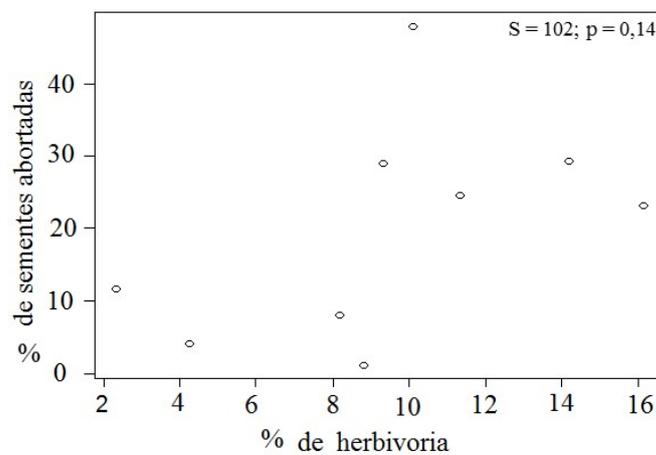


Figura 3. Relação da porcentagem de herbivoria total com a porcentagem de sementes abortadas em *Senna cana* no Parque Nacional do Catimbau – PE.

## DISCUSSÃO

Os dados observados corroboram a primeira hipótese de que há preferência pela alocação diferencial de recursos de defesa para os ramos com estruturas reprodutivas. No entanto, a porcentagem de herbivoria não induziu a uma maior proporção de sementes abortadas tanto no ramo quanto no indivíduo.

A alocação de recurso por *S. cana* pode estar sendo direcionada para defesa das estruturas reprodutivas porque foi observado que os ramos sem frutos sofreram mais herbivoria sugerindo estar havendo um direcionamento de energia para poupar as estruturas reprodutivas. O gênero *Senna* está amplamente distribuído no ecossistema da Caatinga (Lorenzi & Souza 2003). Presumimos que a espécie desenvolveu diferentes meios de defesa ao longo de sua história evolutiva e que a interação entre os diferentes níveis tróficos é capaz de modular intensidade da resposta de defesa (Almeida-Cortez et al. 2004).

Nossa segunda hipótese não foi corroborada porque a porcentagem de herbivoria não afetou a quantidade de sementes abortadas. Isso pode ter ocorrido, possivelmente, porque a herbivoria que acometeu os ramos não foi alta o suficiente a ponto de induzir o aborto das sementes. De acordo com Silva e Maia (2011), provavelmente, a herbivoria estaria sob influência de outros fatores não estudados como, por exemplo, a presença de compostos secundários que é importante na determinação de resposta das espécies à herbivoria. Além do mais, a herbivoria não induziria especificamente o aborto, mas pode reduzir a viabilidade das sementes, conseqüentemente no menor sucesso reprodutivo (Rico-Gray & Oliveira 2007).

Para testar esses efeitos, seria necessária uma maior indução da herbivoria nos ramos com fruto e a observação posterior das taxas de aborto. Além disso, seria interessante avaliar a viabilidade das sementes por meio da germinação ou de testes químicos, observando se os efeitos da herbivoria afetam as taxas germinativas ou de vigor das sementes. Com a aplicação

desses testes seria possível mensurar se a herbivoria afeta o sucesso reprodutivo da espécie ou se as taxas de ataque não foram suficientes para causar o declínio de sementes viáveis.

É plausível pensar que plantas em comunidades naturais experimentam pressões seletivas pelas demandas entre alocar recursos para defesa ou reprodução e essa pode ser uma questão central para entender as interações planta-inseto em florestas secas. Nesse sentido, as interações antagônicas planta-herbívoros parecem desempenhar um importante papel em ambientes restritivos como a Caatinga e seriam um ótimo modelo para entender como essas interações direcionam demandas pela alocação de recursos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agrawal, A.A. 2000. Overcompensation of plants in response to herbivory and the by-product benefits of mutualism. *Trends in Plant Science: Perspectives* 5: 1360-1385.
- Almeida-Cortez, J.S., Shipley, B., Arnanson, J.T. 2004. Growth and chemical defense in relation to resource availability: Tradeoffs or common responses to environmental stress? *Brazilian Journal of Biology* 64: 187-194.
- Bingham, R.A., Agrawal, A.A. 2010. Specificity and trade-offs in the induced plant defence of common milkweed *Asclepias syriaca* to two lepidopteran herbivores. *Journal of Ecology* 98: 1014–1022.
- Coley, P.D., Bryant, J.P. & Chapin, F.S. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230: 895–899.
- Dirzo, R., Miranda, A. 1995. Plant-herbivore interactions in Mesoamerican tropical dry forests. In: *Seasonal dry tropical forests* (eds. S.H., Bullock., H.A., Mooney & E. Medina), pp. 304–325. Cambridge University Press, Cambridge.
- Endara, M.J., Coley, P.D. 2011. Evolutionary ecology of plant defences: The resource availability hypothesis revisited: meta-analysis. *Functional Ecology* 25: 389–398.

- Forget, M.F., Kitajima, K., Foster, R.B. 1999. Pre- and postdispersal seed predation in *Tachigali versicolor* (Caesalpinaceae): effects of timing of fruiting and variation among trees. *Journal of Tropical Ecology* 15: 61–81.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2003. Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Universidade Federal de Pernambuco, 2003.382 p.
- McCall, A. C., Fordyce J. A. 2010. Can optimal defense theory be used to predict the distribution of plant chemical defences? *Journal of Ecology* 98: 985–992.
- Prado, D.E. 2003. Padrões de Diversidade e Distribuição de Espécies em Escala Regional: As Caatingas da América do Sul. In: *Ecologia e conservação da caatinga* (eds. I.R., Leal, M., Tabarelli, J.M.C., Silva), pp 822. Recife: Ed. Universitária da UFPE.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Silva, J.H. & Maia, F.B.A. 2011. Organização local e gestão participativa do turismo em unidades de conservação: a difícil tarefa de integração no Parque Nacional do Catimbau (PE). *Caderno Virtual de Turismo*. Rio de Janeiro, 11: 36-48.
- Souza, V.C., Lorenzi, H. 2005. *Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG III*. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum. 639 pg.
- Turner, I.M. 2001. *The ecology of trees in the tropical rain forest*. Cambridge University Press, NY, USA.

# 11 EXISTE INFLUÊNCIA DE CAPRINOS NO RECRUTAMENTO DE PLANTAS SOB O DOSSEL DE LICURI - *Syagrus coronata* (Martius) Beccari (ARECACEAE)?

Bianca B. Zorger<sup>1</sup>, Alana Pacheco-Flores<sup>2</sup>, Cláudia S.G. Martins<sup>3</sup>, Francisco C. Lima-Júnior<sup>4</sup>, Maryana R.P. Dias<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

<sup>2</sup> Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México - UNAM.

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Centro de Energia Nuclear Aplicada à Agricultura, Universidade de São Paulo – CENA/USP.

<sup>4</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

Orientadores: Msc. Felipe Siqueira, Msc. Maria Fabíola Barros e Msc. Maria Joana Specht

## RESUMO

Perturbações crônicas são distúrbios em pequenas escalas que ao longo do tempo podem afetar a estrutura das comunidades e provocar a redução na diversidade de espécies. Uma forma de perturbação crônica na Caatinga é a criação extensiva de caprinos. Diante disso, temos como objetivo avaliar o efeito do pisoteio de caprinos no recrutamento de plantas sob o dossel do licuri. Escolhemos 10 indivíduos de licuri pareados com indivíduos de espécies com características menos atrativas aos bodes, delimitamos uma circunferência de um metro de raio, contabilizamos a riqueza e a abundância de espécies vegetais e em um dos quadrantes da circunferência, a densidade de excrementos de bode. Entre o dossel do licuri e da planta controle não houve diferença na riqueza e abundância de plantas e densidade dos excrementos, indicando que há uma pressão semelhante em ambas. Tal fato indica que o bode poderia agir como regulador da dinâmica populacional de plantas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Bodes, Floresta seca, Recrutamento, Perturbação crônica, Pisoteio

## INTRODUÇÃO

Perturbação crônica se refere a distúrbios em pequenas escalas, tais como, a extração e corte seletivo de madeira, criação extensiva e sobrepastoreio por animais domésticos (Martorell & Peters 2005). Esses impactos locais, ao atuarem de forma contínua, podem afetar a riqueza e o recrutamento de plantas. Isso pode influenciar negativamente a estruturação de comunidades e a sucessão ecológica e conseqüentemente reduzir as funções ecossistêmicas (Singh 1998).

Florestas tropicais sazonalmente secas, como a Caatinga, são áreas geralmente associadas à alta densidade populacional e caracterizadas por um histórico de exploração de seus recursos naturais (Murphy & Lugo 1986). Sampaio et al. (1998) observaram que as espécies vegetais podem responder de diferentes formas a perturbação, como o fogo usado no manejo do *Croton sonderianus* Müll.Arg. que manteve suas populações com abundâncias similares e a *Mimosa* sp. que se tornou mais dominante após o distúrbio.

O licuri (*Syagrus coronata*) é uma palmeira nativa da Caatinga, beneficiada pela perturbação antrópica, sua germinação é favorecida pelo fogo, devido à quebra da dormência de suas sementes. Também possui importância econômica e ecológica, disponibilizando frutos a diversos animais e bainhas que atuam como forófitos para diversas plantas como epífitas, cactáceas e ervas (Oliveira et al. 2012; Rufino et al. 2008). Os frutos são atrativos aos caprinos que os ingerem, consomem o mesocarpo e regurgitam a semente contribuindo assim para a dispersão dessa palmeira (Rufino et al. 2008). Ao predarem os frutos, os bodes se alimentam e pisoteiam as plantas sob o dossel, o que pode interferir no crescimento e até no recrutamento de outras plantas.

Nesse contexto, considerando que a copa do licuri oferece um microclima diferenciado para o recrutamento e estabelecimento de plantas, e supondo que os caprinos exercem uma pressão negativa sobre as plantas sob seu dossel, buscamos responder a seguinte pergunta: O licuri seria um sítio inseguro para o recrutamento e estabelecimento de plantas? Hipotetizamos

que os caprinos por meio do forrageio causam efeito negativo na riqueza e abundância das plantas que estão sob o dossel do licuri.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau. Uma área de extrema importância biológica para a conservação da Caatinga por apresentar números relevantes de endemismos e espécies raras (MMA 2002). Apresenta clima tropical semiárido com temperatura média anual de 23 °C, pluviosidade média entre 300-500 mm anuais e altitude entre 600-1000 m (IBAMA 2005). A fisionomia vegetacional forma um mosaico de acordo com o tipo de solo e umidade, variando de Caatinga arbórea, com espécies não espinhosas, até arbustivas com predomínio das espécies espinhosas, característica peculiar de ambientes xéricos (Andrade et al. 2004). A área escolhida para estudo representa uma área com elevado forrageamento pelos caprinos.

### **Desenho amostral**

Escolhemos 10 indivíduos de licuri pareados com indivíduos de espécies nativas da Caatinga que não apresentam alelopátia (aqui chamadas controle), fossem menos atrativas aos caprinos quando comparadas ao licuri e apresentassem porte semelhante. As espécies utilizadas como controle foram: *Hyminaea martiniana* (Fabaceae), *Erythoxylum sp.* (Erythoxylaceae), *Handroanthus impertiginos* (Bignoniaceae), *Eugenia brejoensis* (Myrtaceae), *Guapira noxi* (Nyctaginaceae), *Cnidoscolus bahianu* (Euphorbiaceae) e *Senna cana* (Fabaceae).

Para a mensuração de riqueza de espécies e abundância dos indivíduos, delimitamos uma circunferência de 1,0 m de raio a partir dos licuris e das plantas controle. Nessa área, identificamos e quantificamos todas as herbáceas e plântulas sob o dossel. Subdividimos a área

amostral em quadrantes numerados de 1 a 4, sorteamos um deles e quantificamos o número de excrementos dos caprinos.

### Análise de dados

Para testar as diferenças entre a riqueza de espécies, abundância de indivíduos e a densidade de fezes das áreas de influência do dossel dos licuris e das plantas controle, realizamos um teste t-pareado com o auxílio do software Bioestat 5.0. (Ayres 2007).

## RESULTADOS

Não houve diferença entre a riqueza de espécies sob a copa do licuri e planta controle ( $t = 1.0963$ ;  $GL = 9$ ;  $p = 0.1507$ ), para a abundância sob as mesmas ( $t = 0.4002$ ;  $GL = 9$ ;  $p = 0.3492$ ) e densidade de excrementos ( $t = 1.4687$ ;  $GL = 9$ ;  $p = 0,0879$ ) (Tabela 1).

Tabela 1. Médias  $\pm$  desvio padrão de riqueza, abundância de plantas e densidade de excrementos do bode sob área de influência do dossel do licuri e das plantas controle coletadas na Trilha da Casa de Farinha, Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Brasil.

	Licuri	Controle
Riqueza	5,8 $\pm$ 2,42	7,3 $\pm$ 1,41
Abundância	21,4 $\pm$ 16,97	24,3 $\pm$ 11,31
Densidade de excrementos	285,5 $\pm$ 146,67	114,1 $\pm$ 59,78

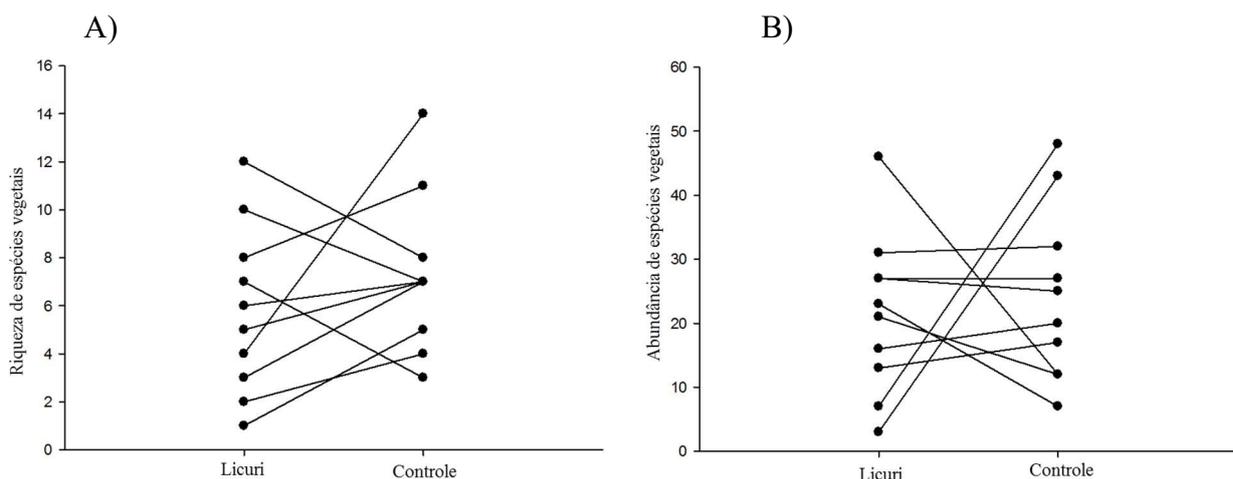


Figura 1. Riqueza de espécies (A) e abundância de indivíduos (B) sob a área de influência da copa do licuri e planta controle na Trilha da Casa de Farinha, Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Brasil.

O bode exerce pressão igualitária nas áreas amostradas, como pode ser observado na Figura 2, não havendo diferença na densidade de excrementos do bode ( $t= 1.4687$ ;  $GL= 9$ ;  $p = 0.0879$ ).

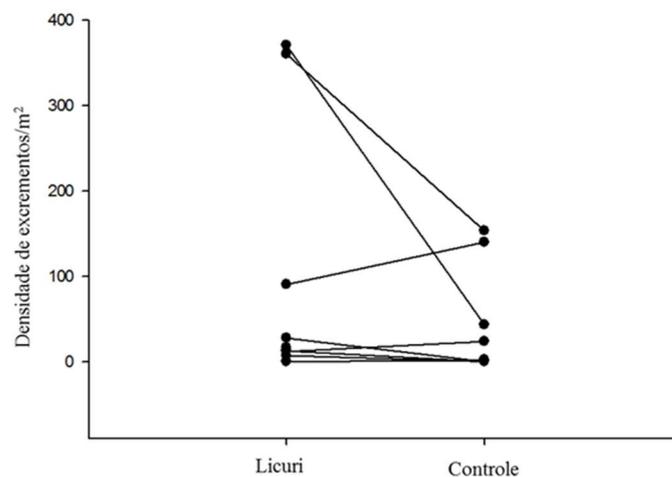


Figura 2. Densidade de fezes dos caprinos/m<sup>2</sup> sob a área de influência do licuri e planta controle na Trilha da Casa de Farinha, Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Brasil.

## DISCUSSÃO

A semelhança na riqueza de espécies, abundância de indivíduos e densidade de excrementos/m<sup>2</sup> amostrados na área de influência do licuri e na área de influência das plantas controle, sugerem que a pressão exercida pelo pisoteio do bode estão influenciando igualmente no recrutamento e estabelecimento das plantas, não corroborando com a hipótese proposta.

Em contraste com o nosso estudo, Souza (2014) avaliou o efeito nucleador dessa palmeira em uma área de pasto na Caatinga e observou que ela promoveu um aumento no estabelecimento de espécies e indivíduos vegetais, quando comparado a um controle. Ou seja, em uma área de pasto, o licuri aparentemente representa um sítio seguro ou mais favorável para germinação. Diferente do nosso estudo que indicou que os caprinos estão forrageando na mesma intensidade em diferentes áreas, sendo a área abaixo do dossel do licuri um sítio aparentemente neutro para o recrutamento de plantas quando comprado ao controle.

Diante disso, sugerimos que à alta densidade de caprinos nesta área de estudo e sua forma de criação extensiva fazem com que toda área seja igualmente afetada por seu forrageamento. Dessa forma, sugerimos que outros estudos poderiam ser feitos em áreas que possuem densidades menores de bode para avaliar se o recrutamento será similar aos nossos resultados, a fim de melhorar o entendimento do papel do bode como um agente regulador da dinâmica populacional de plantas.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE e ao PELD Catimbau pelo apoio logístico e financeiro. À coordenação do Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga. Aos orientadores, Felipe Siqueira, Maria Fabíola Barros e Maria Joana Specht pelo auxílio na execução deste projeto.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Andrade, K.V.S., Rodal, M. J. N., Lucena, M. F. & Gomes, A. P. S. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. *Hoehnea* 31: 337-348.
- Ayres, M., Ayres M Jr., Ayres, D.L & Santos, A.S. 2007. *BioEstat5.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*. Manaus: Sociedade Civil Mamirauá.

- IBAMA. 2005. Unidades de Conservação. Disponível em [www.ambientebrasil.com.br](http://www.ambientebrasil.com.br) Acesso em 20/04/2015.
- Martorell, C. & Peters, E. 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation* 124: 199-207.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. 2002. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Brasília, Universidade Federal de Pernambuco, Conservation Internacional do Brasil e Fundação O Boticário.
- Murphy, P. G. & Lugo, A. E. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:67-88.
- Oliveira, P. J. A., Pinho, B. X., Oliveira, J. F., Salomão, R. P., Braga, N. M. P & Leal, I. R. 2014. Relação espécie-área em *Syagrus coronata* (Martius) Beccari (Arecaceae): Palmeiras maiores abrigam maior diversidade de espécies? In: *Ecologia da Caatinga curso de campo 2012*, 1.o ed (eds. J. D. Ribeiro Neto, F. M. P. Oliveira, E. A. E. S. Silva, , D. G. Souza, F. Melo, I. Leal & M. Tabarelli), pp. 69-76. Editora Universitária UFPE, Recife, PE, Brasil.
- Rufino, M. U. L., Medeiros, J. T. C, S., Valdeline, A., & Andrade, L. H. C. 2008. Conhecimento e uso do ouricuri (*Syagrus coronata*) e do babaçu (*Orbignya phalerata*) em Buíque, PE, Brasil. *Acta Botânica Brasílica* 22: 1141-1149.
- Sampaio, E. V. S. B., Araújo, E., Salcedo, I. H., Tiessen, H. 1998. Regrowth of caatinga: vegetation after slashing and burning at Serra Talhada, PE, Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33:621-632.
- Singh, S. P. 1998. Chronic disturbance a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation* 25: 1-2.
- Souza, J. T. 2014. Qual o papel de *Syagrus coronata* (Arecaceae) na nucleação de uma área de pasto na caatinga? In: *Ecologia da Caatinga curso de campo 2012*, 1.o ed (eds. J. D. Ribeiro

Neto, F. M. P. Oliveira, E. A. E. S. Silva, , D. G. Souza, F. Melo, I. Leal & M. Tabarelli),  
pp. 69-76. Editora Universitária UFPE, Recife, PE, Brasil.

## 12 ESTRUTURA DE UMA REDE DE INTERAÇÕES MUTUALÍSTICAS ENTRE PLANTAS COM NECTÁRIOS EXTRA-FLORAIS E FORMIGAS NA CAATINGA

Clarissa Knoechelmann<sup>1</sup>, Ligia A.F. Vieira<sup>1</sup>, Maira Ortíz-Cordero<sup>2</sup>, Jhonny Massante<sup>3</sup>, Janete F. Andrade<sup>4</sup>, Pedro Henrique A. Sena<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>2</sup> Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Marinha e Ambientes Costeiros, Laboratório de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Federal Fluminense

<sup>4</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia em Conservação dos Recursos Naturais, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia.

<sup>5</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco

Orientador: Dr. Xavier Arnan

Monitora: Fernanda Oliveira

### RESUMO

Redes de interações consistem em um importante estimador de serviços ecológicos. Por exemplo, interações entre plantas com nectários extraflorais e formigas podem ser generalistas ou especialistas na obtenção de recursos, formando redes de interações aninhadas. Assim, objetivamos estudar a estrutura de uma rede de interação planta e formiga em ambientes conservados. Esperamos que esses ambientes possuam mais redes especialistas e estrutura aninhada, e que o tamanho corporal das espécies de formigas explique padrões de especialização e aninhamento. Realizamos o estudo no PARNA Catimbau e comparamos os nossos achados com modelos nulos. Inspecionamos 50 interações que não foram diferentes do esperado ao acaso, com estrutura aninhada e sem influência do tamanho corporal das espécies de formigas sobre a quantidade de interações. Estudos sugerem que o aninhamento assegura a estabilidade das interações em uma comunidade e serviços ecossistêmicos oferecidos pelas formigas (e.g. proteção contra a herbivoria). Além disso, traços funcionais mais relacionados à utilização de NEFs, como morfologia da mandíbula, poderiam explicar esse padrão de aninhamento. Em ambientes de florestas secas esses estudos são pouco realizados, contudo verificamos um padrão aninhado, o que pode indicar a estabilidade desse ambiente.

**PALAVRAS-CHAVE:** Espécies especialistas, Espécies generalistas, Mutualismo facultativo, Néctar extrafloral, Redes de interações aninhadas

## INTRODUÇÃO

A identificação e compreensão das interações entre diferentes espécies consistem em um dos principais objetivos da ecologia. Estudos teóricos mais recentes têm usado ferramentas relacionadas às redes de interação para investigar a complexidade e organização das interações em comunidades (Dáttilo et al. 2014). As espécies dessas redes estão conectadas por *links*, os quais podem se relacionar a uma série de elementos (e.g. genes, proteínas ou espécies parceiras), sendo cada ponto conectado a outro na comunidade (Bascompte & Jordano 2007).

As redes de interação vêm assim ganhando notoriedade no entendimento da estruturação de comunidades por processos ecológico-evolutivos e implicações à manutenção da biodiversidade, através de serviços ecológicos (Dáttilo et al. 2014). A estrutura de redes mutualísticas difere das antagonistas. Nas mutualísticas, os padrões de aninhamento definidos por seleção natural favorecem a complementaridade de características das espécies em interação (Guimarães et al. 2006). Em contraste, interações antagonistas podem favorecer a segregação de características através de processos coevolutivos (Guimarães et al. 2006), como em uma “corrida armamentista” entre plantas e herbívoros.

Espécies mais generalistas são competitivamente superiores, por exemplo, mediante um comportamento agressivo ou a monopolização de recursos alimentares (Lange et al. 2013). Essas redes podem apresentar padrão aninhado, nos quais as espécies especialistas possuem maior dependência de espécies generalistas. Espécies generalistas podem interagir com quaisquer outra na rede, não apresentando grau de dependência em relação às especialistas. Essa estrutura aninhada de rede confere organizações em subgrupos de interações, formadas por espécies com menos interações, dentro de grupos maiores (Bascompte & Jordano 2007).

Formigas, por exemplo, formam um dos grupos mais representativos e dominantes da Terra, desempenhando papéis importantes nas dinâmicas dos ecossistemas através de interações com vários organismos, especialmente com as plantas (Leal 2003). Muitas espécies de formigas

integram em redes mutualísticas com plantas portadoras de nectários extraflorais (NEFs), que são glândulas secretoras de substâncias açucaradas e não estão relacionadas ao processo de polinização (Oliveira et al. 2012). Em muitas espécies, o néctar extrafloral está relacionado de forma facultativa à proteção contra a herbivoria (Bronstein et al. 2006).

Diversos estudos de redes de interação utilizam modelos relacionados às estruturas multitróficas, por exemplo, sistemas formigas e plantas (Del-Claro 2004). Tendo em vista a importância na manutenção da biodiversidade e a carência de estudos de redes de interação em florestas secas, objetivamos caracterizar a estrutura de uma rede de interações mutualística em um ambiente conservado de Caatinga. Para tal, testamos as hipóteses que (1) áreas conservadas apresentam redes de interações mais especializadas, (2) redes de interações mutualísticas têm estrutura aninhada, e (3) o tamanho corporal é um traço importante da estruturação da rede de interações.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

Realizamos o estudo no Parque Nacional (PARNA) do Catimbau, situado entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, Pernambuco-Brasil. O clima da região é do tipo tropical semiárido, com temperatura anual média de 23 °C e precipitação entre 300 e 500 mm (Geise et al. 2005), sendo o período chuvoso de abril a junho (SUDENE 1990). O solo da região é regossolo quartzarênico de granulação grosseira e a vegetação é do tipo arbustivo -arbórea com espécies perenifólias (Farias 2009).

### **Coleta de dados**

Para descrever a estrutura da rede de interações, realizamos uma amostragem das interações entre formigas e plantas com NEF's em um ambiente conservado da Caatinga. As coletas foram realizadas nas imediações da "Trilha do Camelo", onde fizemos uma varredura

nas plantas com NEFs e registramos as espécies de formigas que os visitaram. Além disso, para cada espécie de formiga encontrada, coletamos três indivíduos, nos quais tomamos as medidas de comprimento corporal total.

### **Análise de dados**

Para medir o grau de especialização da rede de interações, calculamos o índice de generalidade  $H_2'$ , o qual considera o total de interações para cada espécie. Os valores de  $H_2'$  computados para rede de interações são padronizados em valores mínimos ( $H_{2\min}$ ) e máximos ( $H_{2\max}$ ) possíveis para a distribuição das interações totais, sendo que os valores variam entre 0 (baixa especialização) e 1 (alta especialização) (Dormann et al. 2009). Testamos o grau de especialização através de comparações entre os valores de  $H_2'$  com simulações em redes aleatórias (modelos nulos) com 1000 permutações, nas quais fixamos os números de espécies da comunidade amostrada (plantas com NEFs e formigas) e de interações.

Como índice de aninhamento da rede, utilizamos o valor “Temperatura” que varia de 0 a 100, nos quais redes que possuem valores de Temperatura próximos a zero são mais aninhadas (Dormann et al. 2008). Em seguida, para avaliar o grau de aninhamento, comparamos os valores de “Temperatura” com simulações em redes aleatórias (modelos nulos) com 1000 permutações, nas quais fixamos os números de espécies da comunidade amostrada (plantas com NEFs e formigas) e de interações. Essas análises foram realizadas no ambiente computacional R, usando o pacote Bipartite (R Core Development Team 2014).

Alguns estudos demonstram que o tamanho das formigas está positivamente relacionado com o número de interações em NEFs, uma vez que formigas maiores têm a possibilidade de interagir com um número maior de espécies (Chamberlain & Holland 2009), assim, analisamos através de regressão linear se o tamanho corporal das espécies de formigas, medido desde a cabeça ao abdômen (variável independente), representa um traço funcional preditor do ranking de aninhamento (variável dependente) de cada espécie da rede de interações. As premissas de

normalidade e homogeneidade de variâncias foram atendidas e, assim, realizamos o teste no ambiente computacional SYSTAT® versão 10.2.

## RESULTADOS

Encontramos 26 morfotipos de plantas portadoras de NEFs e 11 morfotipos de formigas, distribuídos em 50 interações. Os morfotipos de formigas encontrados pertencem aos gêneros: *Azteca*, *Camponotus*, *Cephalotes*, *Crematogaster*, *Pseudomyrmex* e *Dorymyrmex*.

Dentre as interações observadas, a morfoespécie *Cephalotes* sp.1 representou 34% das interações, mantendo forte relação com um morfotipo de planta não identificado (MF16). Em seguida, observamos *Dorymyrmex thoracicus* (10%), *Camponotus crassus* (8%) e *Pseudomyrmex* sp.1 (8%) como os morfotipos mais frequentes de formiga. Além disso, verificamos seis morfoespécies de formigas com interações especialistas: *Azteca* sp., *Cephalotes* sp.2, *Cephalotes* sp.3, *Crematogaster* sp.2, *Crematogaster* sp.3 e *Pseudomyrmex* sp.2 (Fig. 1).

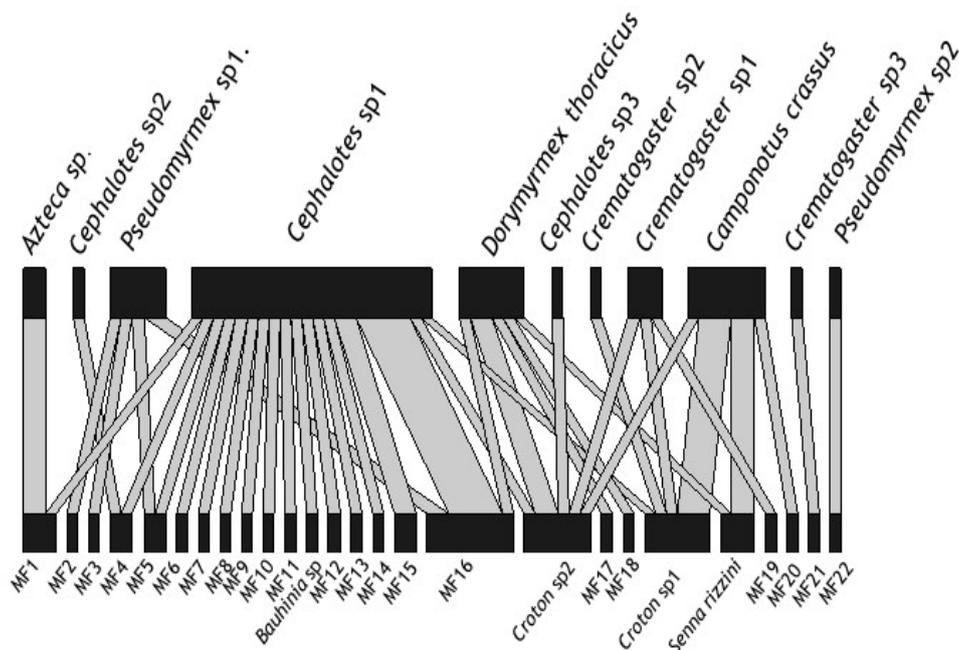


Figura 1. Rede de interações entre formigas (superior) e plantas (inferior) em uma área de Caatinga. As barras pretas representam as espécies (comprimento = quantidade de interações)

e as linhas cinza representam as interações formiga-planta. A espessura das linhas representa a intensidade das interações.

A estrutura da rede de interações estudada apresentou índice de generalidade  $H_2 = 0.29$  e, quando comparada ao modelo nulo, tal estrutura não nos permite a classificação em “especialista” ou “generalista”. Com relação à organização de aninhamento da matriz, a rede amostrada apresentou-se aninhada ( $T=0.001$ ,  $p<0.01$ ).

O tamanho corporal das espécies de formigas não explicou a estrutura aninhada da rede de interações entre plantas com NEFs e formigas ( $R^2=0.084$ ,  $p>0.05$ ) (Fig. 2).

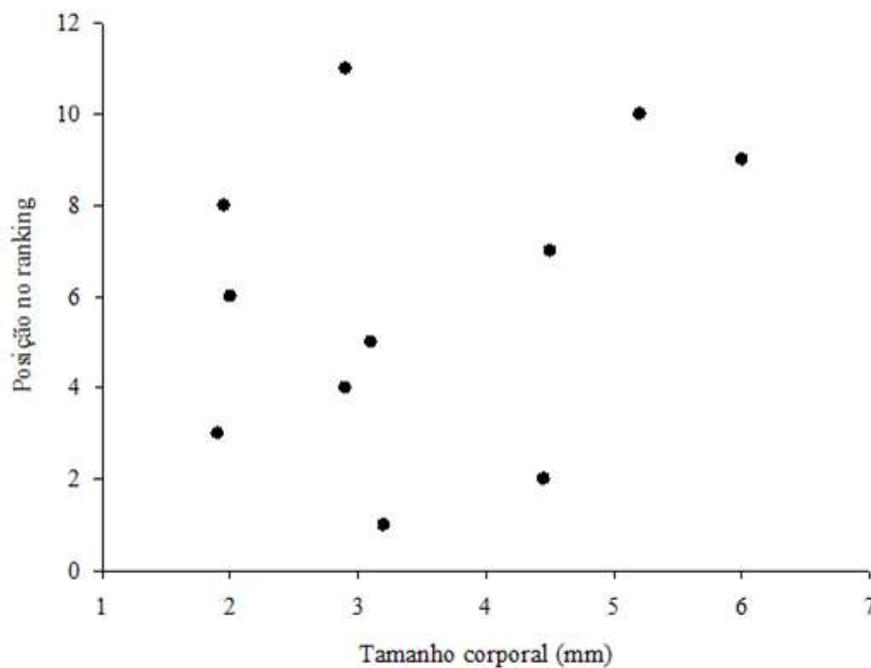


Figura 2. Relação entre a ordem de aninhamento e o tamanho corporal das espécies de formigas registradas em uma área de Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco.

## DISCUSSÃO

Os nossos resultados mostraram que a estrutura da rede de interações entre plantas portadoras de NEFs e formigas não pode ser considerada especializada e que essa característica da estrutura da rede não difere do esperado ao acaso. A presença das espécies em diferentes

abundâncias pode ser responsável pelas interações que ocorrem na rede, não havendo um fator determinístico estruturando algum grau de especialização da rede. A rede de interação estudada apresentou organização aninhada, mas o tamanho corporal das espécies de formigas não foi uma característica importante para explicar a estrutura da rede.

Embora muitas interações mutualistas entre espécies especialistas ocorram em ambientes de florestas úmidas conservados (Wimp et al. 2011), na Caatinga as condições ambientais adversas podem não propiciar o estabelecimento de espécies com tais tipos de interações. Nesse caso, poucas espécies bem adaptadas às condições locais limitantes podem dominar a comunidade, apresentando abundâncias elevadas (Huston 1994).

O padrão aninhado da rede de interações entre plantas e formigas pode contribuir para a estabilidade de ecossistemas evitando a desestabilização de toda a rede caso uma espécie especialista seja excluída do ambiente (Blüthgen 2010). Essa configuração de rede garante a continuidade das interações (Vázquez et al. 2009) e consequente manutenção da biodiversidade (Bascompte & Jordano 2007).

O tamanho corporal total não respondeu à variação do grau de generalidade das espécies de formiga amostradas. Entretanto, os achados de Chamberlain e Holland (2009) mostram que em formigas esse atributo funcional pode predizer o grau de aninhamento nas redes de interação mutualísticas com plantas. Contudo, outros traços funcionais mais relacionados à utilização dos NEFs poderiam explicar esse padrão de aninhamento como, por exemplo, a morfologia da mandíbula e comportamento agressivo das formigas (Rico-Gray & Oliveira 2007).

Esse tipo de interação (planta com NEFs-Formigas) consiste em um tipo de mutualismo facultativo, podendo não ser efetiva de fato, pois plantas portadoras de NEFs amostradas nesse estudo apresentaram danos foliares. Embora a literatura mostre que em ambientes preservados a quantidade de interações específicas é maior que em ambientes perturbados (Wimp et al.

2011), na Caatinga pode haver outras especificidades do ambiente que atuam como filtro para interações mais especializadas.

Em ambientes de florestas secas, esses estudos são pouco realizados, contudo o padrão aninhado da estrutura da rede indica estabilidade do ecossistema, podendo resistir à remoção de espécies especialistas. O conhecimento da estrutura das redes de interações entre plantas com NEFs e formigas preenche lacunas importantes para o entendimento da organização de comunidades e a manutenção da biodiversidade em florestas secas.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da UFPE e CEPAN pelo auxílio fornecido, à Coordenação do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga e à MSc. Fernanda Oliveira no auxílio da coleta de dados, identificação de formigas e orientação.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Bascompte, J. & Jordano, P. 2007. Plant-Animal Mutualistic Networks: The Architecture of Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 38: 567-593.
- Blüthgen, N. 2010. Why network analysis is often disconnected from community ecology: A critique and an ecologist's guide. *Basic and Applied Ecology* 11: 185-195.
- Bronstein, J. L., Alarcon, R. & Geber, M. 2006. The evolution of plant-insect interactions. *New Phytologist* 172: 412-428.
- Chamberlain, S. A. & Holland, J. N. 2009. Body size predicts degree in ant-plant mutualistic networks. *Functional Ecology* 23: 196-202.
- Dáttilo, W., Díaz-Castelazo, C. & Rico-Gray, V. 2014. Ant dominance hierarchy determines the nested pattern in ant-plant networks. *Biological Journal of the Linnean Society* 1-10.

- Del-Claro, K. 2004. Multitrophic relationships, conditional mutualisms, and the study of interaction biodiversity in Tropical Savannas. *Neotropical Entomology* 33: 665-672.
- Dormann, C. F., Gruber, B. & Fründ, J. 2008. Introducing the bipartite package: analyzing ecological networks. *R News* 8: 8-11.
- Dormann, C. F.; Fründ, J.; Blüthgen, N. & Gruber, B. 2009. Indices, Graphs and Null Models: Analyzing Bipartite Ecological Networks. *The Open Ecological Journal* 2: 7-24.
- Farias, G.B. 2009. Aves do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco, Brasil. *Atualidades Ornitológicas* 147: 36-39.
- Geise, L; Paresque, R; Sebastião, H.; Shirai, L. T.; Astúa, D.; Marroig, G. 2010. Non-volant mammals, Parque Nacional do Catimbau, Vale do Catimbau, Buíque, state of Pernambuco, Brazil, with karyologic data. *Check List*. 6.
- Guimarães P. R. Jr., Rico-Gray, V., Dos Reis, S. F. & Thompson, J. N. 2006. Asymmetries in specialization in ant-plant mutualistic networks. *Proceedings of the Royal Society of London B* 273: 2041–2047.
- Huston, M.A. 1994. *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Lange, D., Dáttilo, W. & Del-Claro, K. 2013. Influence of extrafloral nectary phenology on ant-plant mutualistic networks in a Neotropical Savanna. *Ecological Entomology* 38: 463-469.
- Leal, I. R. 2003. Dispersão de sementes por formigas na Caatinga. In: *Ecologia e conservação da Caatinga* (eds. I. R. Leal; M. Tabarelli & J. M. C. Silva), pp. 593-624. Editora Universitária da UFPE, Recife, PE, Brasil.
- Oliveira, P. S., Sendoya, S.F & Del-Claro, K. 2012. Defesas bióticas contra herbívoros em plantas do cerrado: interações entre formigas, nectários extraflorais e insetos trofobiontes.

- In: *Ecologia das Interações Plantas-Animais, uma abordagem ecológico-evolutiva* (eds. Del-Claro, K & Toreza-Silingard, H. M.) pp. 155-165. TB, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- R Core Development Team. 2014. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*.
- Rico-Gray, V. & Oliveira, P. S. 2007. *The ecology and evolution of ant-plant interactions*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. 1990. *Dados Pluviométricos mensais do Nordeste, estado de Pernambuco. (Série Pluviometria 6)*. Recife: SUDENE.
- Vazques, D.P., Blüthgen, N., Cagnolo, L. & Chacoff, N.P. 2009. *Uniting pattern and process in plant-animal mutualistic networks: a review*. *Annals of Botany* 103: 1445-1457.
- Wimp, G. M., Murphy, S. M. Lewis, D. & Ries, L. 2011. *Do edge responses cascade up or down a multi-trophic food web?* *Ecology Letters* 14: 863-870.

## 13 A PRESENÇA DE GALHAS INIBE OU FACILITA A CHEGADA DE HERBÍVOROS MASTIGADORES NAS FOLHAS?

Maira A. Ortíz-Cordero<sup>1</sup>, Ana Rafaela D'Amico<sup>2</sup>, Bianca Butter Zorger<sup>3</sup>, Jhonny Massante<sup>4</sup>, Mariana Delgado-Jaramillo<sup>5</sup>, Pedro Elias Santos-Neto<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biologia, Universidade Nacional Autônoma do México.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais.

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>4</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Marinha e Ambientes Costeiros, Laboratório de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Federal Fluminense.

<sup>5</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco.

Orientador: Prof. Dr. Bráulio Santos

Monitora: Fernanda Oliveira

### RESUMO

Interações entre insetos e plantas têm sido amplamente estudadas, estas fornecem informações importantes sobre padrões de estruturação das comunidades, porém estudos que relacionam herbívoros galhadores e mastigadores ainda são escassos e inconsistentes. Alguns propõem a hipótese nutricional na qual a presença de galhas aumenta a qualidade nutricional de plantas e atraem mais mastigadores, enquanto a hipótese da defesa vegetal propõe que a presença de galhas aumenta a quantidade de metabólitos secundários que inibem a chegada de mastigadores. Portanto, esperamos testar se alguma das hipóteses se adapta ao ecossistema da Caatinga. Para isso, realizamos o estudo no PARNA Catimbau, onde selecionamos três espécies de plantas pertencentes a famílias filogeneticamente distantes (Euphorbiaceae, Sapindaceae e Loranthaceae) e calculamos a porcentagem de folhas com danos causados por herbívoros mastigadores para folhas com e sem galhas. Não encontramos evidências que as galhas têm efeito na presença de herbivoria nas plantas analisadas. Sabendo que as duas hipóteses existentes para a relação entre galhas e herbívoros mastigadores são baseadas na composição química da folha, nosso estudo sugere que além desse fator, outros fatores estão determinando as interações entre os insetos, dentre eles pode ser tanto a distribuição espacial e temporal das plantas hospedeiras como condições climáticas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Dano foliar, Facilitação, Herbivoria, Inibição, Insetos galhadores, Plantas hospedeiras

## INTRODUÇÃO

Interações entre insetos e plantas têm sido amplamente estudadas, já que fornecem informações importantes sobre padrões de estruturação das comunidades (Blüthgen et al. 2008), dentre estes estudos se destacam os de herbivoria e seus efeitos na planta hospedeira. A herbivoria pode induzir na planta a produção de compostos secundários para defesa, cujo efeito dependerá das características do inseto. Neste sentido, alguns insetos generalistas serão prejudicados, enquanto outros especialistas são capazes de induzir e sequestrar os compostos secundários produzidos e utiliza-los em seu benefício (Dicke 2000).

Entre os insetos especialistas, se encontram os galhadores que são herbívoros que induzem galhas ou tumores em resposta aos estímulos químicos provocados pela injeção de ovos ou larvas dentro do tecido da planta hospedeira (Price et al. 1987; Dreger-Jauffret & Shorthouse 1992). Cada galha tem a habilidade de manipular o crescimento e desenvolvimento do tecido da planta (Cuevas-Reyes et al. 2003, 2004) e pode modificar a qualidade nutricional dos metabólitos secundários para a proteção de seus inimigos naturais como os insetos mastigadores (Fernandes & Price 1992; Hartley & Lawton 1992).

Estudos das interações entre insetos (mastigadores-galhadores) mediados por plantas e de como a presença da galha influencia outros herbívoros são escassos e inconsistentes (Fisher et al. 2000, Taper & Case 1987). Para explicar a relação entre galhas e mastigadores, muitos estudos fazem uso da hipótese nutricional descrevendo que as galhas aumentam a qualidade nutritiva das folhas e isso atrairia mais herbívoros mastigadores (Pascual et al. 2008). Em contrapartida outros estudos fazem uso da hipótese da defesa vegetal que sugere que a presença de galhas ofereceria maior quantidade de metabólitos secundários às folhas, o que inibiria a chegada de herbívoros mastigadores (Dicke 2000).

Neste estudo, buscamos responder se existe uma relação entre os insetos mastigadores e galhadores no ecossistema de Caatinga. Para tal, selecionamos linhagens de plantas distantes

filogeneticamente e que provavelmente evoluíram compostos secundários diferentes, o que conferiria defesas contra herbívoros de forma específica. A partir disso, testamos as hipóteses que (1) a presença de galhas induz a produção de nutrientes atraindo mais herbívoros mastigadores ou (2) que a presença de galhas estimula a produção de metabólitos secundários no tecido foliar conferindo resistência contra os herbívoros mastigadores.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (Fig. 1), uma área de extrema importância biológica para a conservação da Caatinga, apresentando números relevantes de endemismos e espécies raras (MMA 2002). O Parque apresenta clima tropical semiárido com temperatura média anual de 23 °C, pluviosidade entre 650-1100 mm anuais (SNE 2002) e 600-1000 m de altitude (IBAMA 2005). A fisionomia vegetacional forma um mosaico de acordo com o tipo de solo e níveis de precipitação, variando de caatinga arbórea com espécies não espinhosas, até arbustivas com predomínio das espécies espinhosas, característica peculiar de ambientes xéricos (Andrade et al. 2004). Realizamos a coleta na Trilha dos Homens sem Cabeça e na Trilha do Camelo.

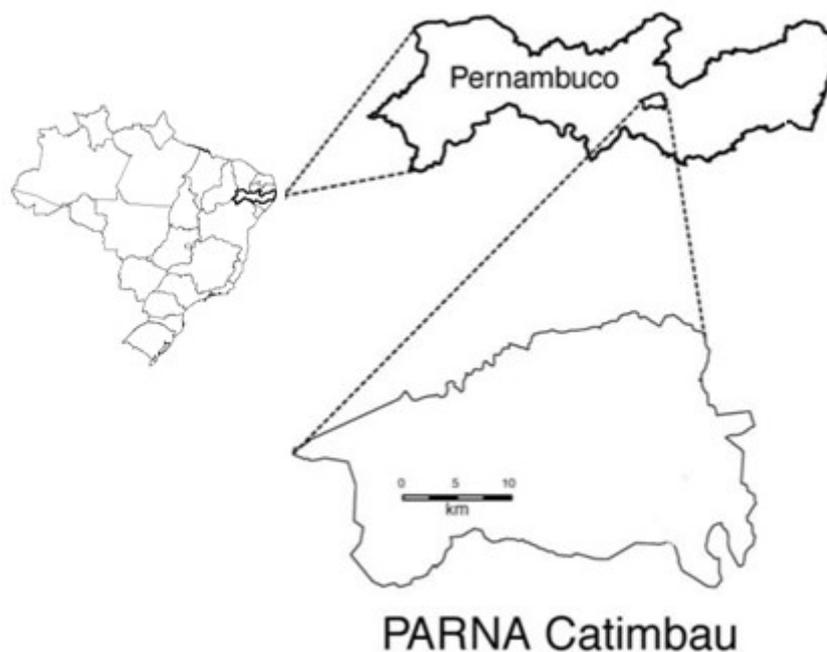


Figura 1. Localização do Parque Nacional do Catimbau no estado de Pernambuco, Brasil.

### **Desenho amostral**

Para o presente estudo escolhemos 10 indivíduos de forma arbitrária da espécie *Croton argyrolifoloides* (Euphorbiaceae), *Serganya cf. comata* (Sapindaceae) e uma espécie de Loranthaceae que pertencem a famílias distantes filogeneticamente. Amostramos aleatoriamente 10 folhas com galhas e 10 folhas sem galhas de cada indivíduo das espécies selecionadas. Posteriormente calculamos a porcentagem de folhas com danos por herbívoros mastigadores para cada conjunto de folhas com e sem galhas.

### **Análise de dados**

Para a comparação da porcentagem de folhas com danos por herbívoros mastigadores entre folhas com e sem galhas realizamos o teste de Wilcoxon separadamente para cada espécie com o software Bioestat 5.0 (Ayres 2007).

## **RESULTADOS**

*C. argyrolifoloides* foi a espécie com menor porcentagem de herbivoria geral (22%), seguida de *S. Comata* com 27% enquanto que a Loranthaceae apresentou 52% de suas folhas

com danos (Fig.2). No entanto, apesar das diferenças na herbivoria geral entre espécies, a relação entre a porcentagem de folhas com e sem galhas se manteve constante dentro de cada espécie, aproximadamente 1:1.

A variação dentro de uma mesma espécie foi muito ampla (Fig. 3), para a espécie de Loranthaceae a variação individual das porcentagens de herbivoria em folhas com galhas oscilou de 20% - 90%. O mesmo aconteceu para *C. comata* que apresentou indivíduos com uma variação de 9% - 85% de herbivoria por mastigadores nas folhas com galhas. Quando se compara a porcentagem de folhas com danos por herbívoros mastigadores entre folhas com e sem galhas para cada espécie, se observa que não houve uma relação consistente (Fig. 3). Portanto, a presença de galhas não determinou o incremento ou decréscimo de folhas com herbivoria por mastigadores para nenhuma das espécies (*Croton argyrolifolius*:  $V = 28,5$ ,  $p = 0,07$ ; *Serjania* *sp.* *Comata*:  $V = 9$ ,  $p = 0,66$  e Loranthaceae:  $V = 27,5$ ,  $p = 0,52$ ).

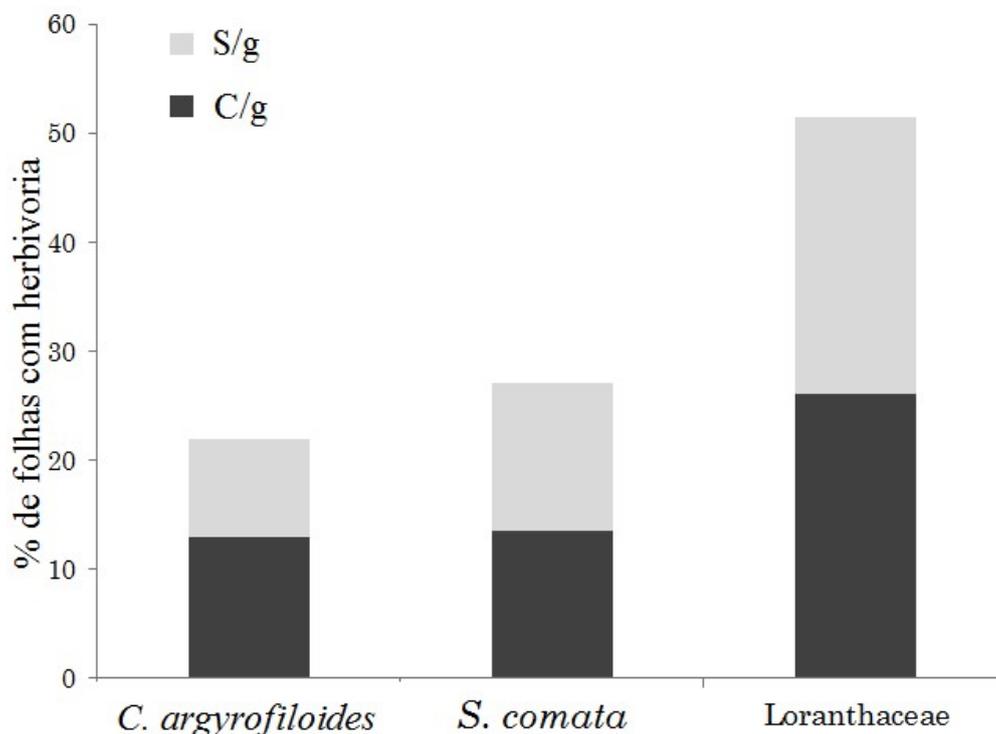


Figura 2. Porcentagem de folhas danificadas por herbívoros mastigadores no Parque Nacional do Catimbau-PE. Abreviatura: S/g, sem galhas e C/g, com galhas.

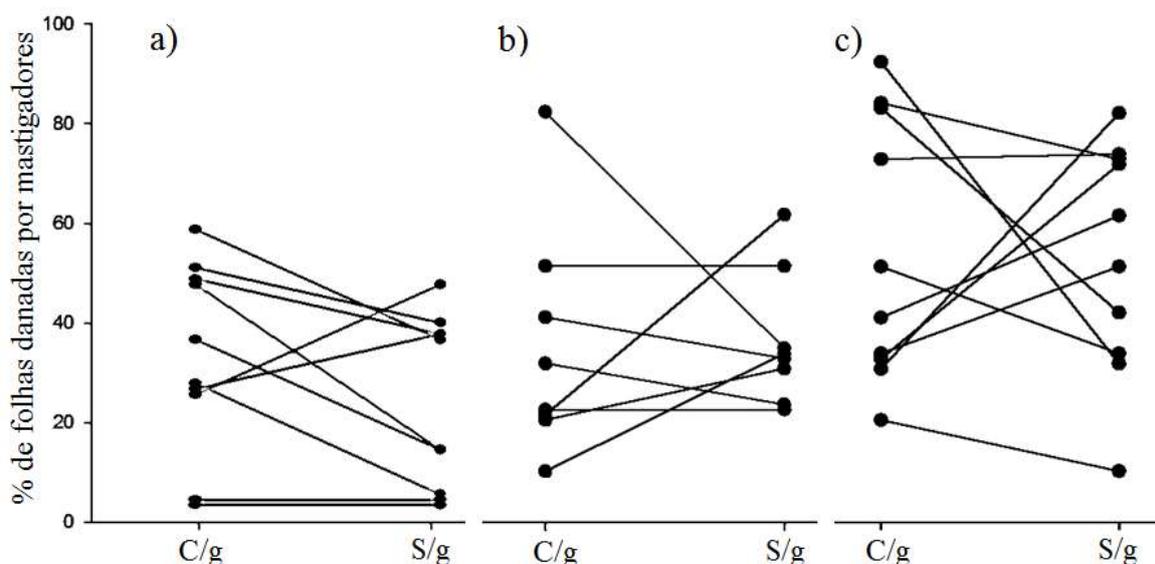


Figura 3. Comparação pareada de folhas danificadas por herbívoros mastigadores no Parque Nacional do Catimbau-PE. a) *Croton argylofiloides*; b) *Serganya cf. comata* e c) Loranthaceae. Abreviatura: S/g, sem galhas e C/g, com galhas.

## DISCUSSÃO

No presente estudo não encontramos evidências de que as galhas têm efeito na presença de herbivoria nas plantas analisadas, ou seja, a relação entre os herbívoros galhadores e mastigadores foram consistentemente neutras em todas as espécies estudadas. Dessa forma, não foram encontradas evidências que corroborassem as hipóteses de que a presença de galhas influencia a inibição ou facilitação do alimento para os herbívoros mastigadores.

A baixa proporção de herbivoria por insetos mastigadores nas folhas pode ser explicada por meio do escape temporal (Yukawa 2000). Assim, herbívoros estão sincronizados com o rebrotamento das plantas na temporada de chuvas e ajustam seu ciclo biológico para chegarem ao mesmo tempo que as folhas (Bullock & Solís-Magallanes 1990), uma vez que os maiores índices pluviométricos na Caatinga ocorrem entre os meses de abril e junho, por tanto, nesta

época os níveis de precipitação estão decrescendo e como consequência, a abundância nas comunidades de insetos também (SUDENE 1990).

A herbivoria similar por mastigadores nas três espécies de plantas amostradas pode ser explicada pelo fato desses insetos possuírem distribuição heterogênea e estarem agregados (Julião et al. 2005). Assim, estariam se alimentando de plantas próximas a eles, o que reduz a probabilidade de encontro com plantas mais distantes. Além disso, as plantas observadas neste estudo, parecem ter uma distribuição não agregada, diminuindo a probabilidade de encontros com os insetos.

Além da influência da distribuição espacial e temporal, fatores bióticos como a identidade dos diferentes herbívoros mastigadores contribuem para compreensão da interação entre estes herbívoros e as galhas. Assim, diferentes herbívoros mastigadores apresentam necessidades distintas de alimento o que acarreta em um consumo vegetal diferenciado (Hölldobler & Wilson 2008). Isto pode influenciar não só a presença-ausência de danos, mas também na magnitude destes. Nesse contexto, e sabendo que as duas hipóteses existentes para a relação entre galhas e herbívoros mastigadores são baseadas apenas na composição química da folha, nosso estudo sugere que, além desse fator, outros fatores estão determinando as interações entre os insetos, dentre eles pode ser tanto a distribuição espacial e temporal das plantas hospedeiras como condições climáticas.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos à Coordenação do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga e à Msc. Fernanda Oliveira no auxílio da coleta de dados, identificação de plantas, dicas e orientações.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade, K.V.S., Rodal, M. J. N., Lucena, M. F. & Gomes, A. P. S. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. *Hoehnea* 31:337-348.
- Ayres, M., Ayres M Jr., Ayres, D.L & Santos, A.S. 2007. *BioEstat5.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*. Manaus: Sociedade Civil Mamirauá.
- Bullock, S.H. & Solís-Magallanes, J.A. 1990. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* 22:22-35.
- Cuevas-Reyes, P., Quesada, M., Hanson, P., Dirzo, R., Oyama, K. 2004. Diversity of gall-inducing insects in a Mexican tropical dry forest: the importance of plant species richness, life-forms, host plant age and plant density. *Journal of Ecology* 92:707-716.
- Cuevas-Reyes, P., Siebe, C., Martínez-Ramos, M., Oyama, K. 2003. Species richness of gall-forming insects in a tropical rain forest: correlations with plant diversity and soil fertility. *Biodiversity and Conservation* 12:411-422.
- Dicke, M. 2000. Chemical ecology of host-plant selection by herbivorous arthropods: a multitrophic perspective. *Biochemical Systematics and Ecology* 28:601–617.
- Dreger-Jauffret, J. D. & Shorthouse, J. D. 1992. Diversity of gallinducing insects and their galls. In: *Galls, herbivores and phenolic compounds* (eds. J. D. Shorthouse & O. Rohfritsch), pp. 8–34. *Biology of insect-induced galls*. Oxford University Press, Oxford.
- Fernandes, G.W., Lara, A.G. 1993. Diversity of Indonesian gall-forming herbivores along altitudinal gradients. *Biodiversity Letters* 1:186-192.
- Fernandes, G. W. & Price, P. W. 1992. The adaptative significance of insect gall distributions: survivorship of species in xeric and mesic habitats. *Oecologia* 90:14–20.

- Fisher, A. E. I., Hartley, S. E. & Young, M. 2000. Direct and indirect competitive effects of foliage feeding guilds on the performance of the birch leaf-miner *Eriocrania*. *Journal of Animal Ecology* 69:165-176.
- Gonçalves-Alvim, S.J., Fernandes, G.W. 2001. Biodiversity of galling insects: historical, community and habitat effects in four neotropical savannas. *Biodiversity and Conservation* 10:79-98.
- Hartley, S. E. & Lawton, J. H. 1992. Host-plant manipulation by gall-insects: a test of the nutrition hypothesis. *Journal of Animal Ecology* 61:113–119.
- Hölldobler, B. & Wilson, E. O. 2008. *The superorganism: the beauty, elegance and strangeness of insect societies*. W. W. Norton, New York, USA.
- IBAMA. 2005. Unidades de Conservação. Disponível em [www.ambientebrasil.com.br](http://www.ambientebrasil.com.br) Acesso em 20/04/2015.
- Julião, G.R., Amaral, M.E.C., Fernandes, G.W., Oliveira, E.G. 2004. Edge effect and species-area relationships in the gall-forming insect fauna of natural Forest patches in the Brazilian Pantanal. *Biodiversity and Conservation* 13:2055-2066.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. 2002. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga*. Brasília, Universidade Federal de Pernambuco, Conservation Internacional do Brasil e Fundação O Boticário.
- Pascual-Alvarado, E., Cuevas-Reyes, P., Quesada, M. & Oyama, K. 2008. Interactions between galling insects and leaf-feeding insects: the role of plant phenolic compounds and their possible interference with herbivores. *Journal of Tropical Ecology* 24:329-336.
- Price, P. W., Roininen, H. & Tahvanainen, J. 1987. Plant age and attack by the bud galler, *Euura mucronata*. *Oecologia* 73:334–337.

- Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Secretaria de Ciencia, tecnologia e meio ambiente de Pernambuco-SECTMA, Recife.
- SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. 1990. Dados Pluviométricos mensais do Nordeste, estado de Pernambuco. (Série Pluviometria 6). Recife, PE, Brasil.
- Taper, M. L. & Case, T. J. 1987. Interactions between oak tannins and parasite community structure: unexpected benefits of tannins to cynipid gall-wasps. *Oecologia* 71:254-261.
- Yukawa, J. 2000. Synchronization of gallers with host plant phenology. *Population Ecology* 42:105–113.

## 14 O BALANÇO C:N E A EXPLORAÇÃO DE RECURSOS LIMITANTES POR COMUNIDADES DE FORMIGAS

Alana Pacheco-Flores<sup>1</sup>, Cláudia S.G. Martins<sup>2</sup>, Cacilda Rocha<sup>3</sup>, Ligia A.F. Vieira<sup>3</sup>, Madson A.B. Freitas<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Centro de Energia Nuclear Aplicada à Agricultura, Universidade de São Paulo.

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

Orientador: Dr. José Domingos Ribeiro-Neto

Monitor: Felipe Siqueira

### RESUMO

Nas comunidades de formigas a competição é uma interação frequente devido à escassez de recursos e formação de colônias temporalmente estáveis, sendo correlacionada a dominância numérica e comportamental em termos alimentares. Dentro das redes tróficas, os consumidores são caracterizados por diferenças na razão carboidrato e nitrogênio (C:N), o que pode representar um desafio para as espécies de formigas na aquisição de um recurso limitante. Nesse contexto, nossa hipótese foi que formigas de comportamento dominante tendem a colonizar com mais eficiência os recursos limitantes. Essa relação foi testada para a disponibilidade do C:N, representados por iscas em solo e vegetação. Não encontramos diferenças entre as formigas dominantes e subordinadas em relação ao tipo de habitat e preferência pelo recurso. Entre as espécies consideradas como dominantes, *Dorymyrmex thoracicus* apresentou maior preferência pelo recurso proteico na vegetação, e no solo preferiu ambos recursos. Em contraste, *Solenopsis* sp., considerada subordinada, foi abundante no solo sobre o recurso proteico, apresentando uma dominância numérica neste habitat. O comportamento para os taxa locais poderá ser diferente em uma região restritiva como a Caatinga, uma vez que as comunidades respondem de maneiras diferentes a fenômenos associados à partilha de nicho ou plasticidade fenotípica.

**PALAVRAS-CHAVE:** Caatinga, Competição, Comportamento, *Dorymyrmex*, Hierarquia de dominância

## INTRODUÇÃO

A estrutura das comunidades é explicada, em largas escalas, por processos históricos e evolutivos (Ricklefs 2004). Em escalas menores, filtros abióticos (pH, temperatura, disponibilidade de água) e filtros biológicos determinarão quais espécies ocorrem dentro da comunidade local (Cavender-Bares et al. 2009). As interações bióticas regulam a distribuição e dinâmica das populações, ao aumentar ou reduzir sua aptidão (Connell 1980; Thompson 1994; Stachowicz 2001). São positivas quando uma espécie torna favorável o ambiente local para outra espécie direta ou indiretamente, como o mutualismo e comensalismo (Stachowicz 2001). As antagônicas ocorrem quando a sobrevivência de uma das espécies é afetada pela interação com outra, como a predação, parasitismo e a competição (Benitez-Malvido et al. 1990).

A competição interespecífica é considerada como um dos processos fundamentais que afecta a distribuição e sucesso das espécies e, portanto, sua evolução (Parr & Gibbs 2010). Ocorre quando uma espécie apresenta redução em sua fecundidade, crescimento ou sobrevivência como resultado da exploração de recursos ou interferência por indivíduos de outra espécie (Begon et al. 2006). Adicionalmente, é a hipótese mais frequentemente aceita na estruturação das comunidades de formigas (Levings 1971; Hölldobler & Wilson 1990), devido a diferentes espécies requerem recursos similares, tais como sítios de nidificação e alimento (Parr & Gibbs 2010).

Grande parte das formigas são forrageadoras oportunistas e consomem sementes, matéria animal e utilizam recursos como exudatos das plantas via nectários extraflorais (NEFs) (Agosti 2000). A hipótese de déficit (Ness et al. 2009) menciona que o desequilíbrio nutricional induzido pela disponibilização de carboidratos nos nectários das plantas incrementaria as necessidades das formigas pelo recurso proteico, sendo os comportamentos e padrões de forrageamento influenciados pela razão C:N (Blüthgen 2010).

Como resultado destas interações, as comunidades de formigas se estruturam em hierarquias de dominância com base nas habilidades das espécies para defender seus recursos em termos comportamentais ou numéricos (Andersen 1997). A dominância comportamental é determinada mediante observações de interações interespecíficas em iscas alimentares. Espécies consideradas de comportamento dominante são as que respondem de modo agressivo, fazendo com que outras espécies as evitem (Cerdà et al. 1997; Bestelmeyer 2000). A dominância numérica é apresentada por grandes números de indivíduos, biomassa e frequência de ocorrência, e é estimada pela medição desses fenômenos em iscas (Bestelmeyer 2000).

Neste contexto, nossa hipótese foi de que as formigas de comportamento dominante tendem a colonizar com mais eficiência os recursos limitantes, devido à importância destes elementos na sua alimentação e a sua relativa escassez numa região de floresta seca. Considerando que o recurso C é limitante no solo, e o N é limitante nas árvores que apresentam NEFs, nossas expectativas foram registrar mais formigas dominantes forrageando carboidrato no solo e proteína na vegetação.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

Nosso estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (8°32' a 8°35'S e 37°14' a 37°15'), que abrange parte dos municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, considerado uma área de extrema importância biológica e prioritária para conservação da Caatinga por apresentar números relevantes de endemismos e espécies raras (MMA 2002). O clima é tropical semiárido com temperatura média anual de 23 °C, pluviosidade entre 300-500 mm anuais e altitude entre 600-1000 m (IBAMA 2005). A fisionomia vegetacional da região forma um mosaico de acordo com o tipo de solo e umidade, variando de caatinga arbórea, com espécies não espinhosas, até arbustiva com predomínio das espécies espinhosas, característica peculiar

de ambientes xéricos (Andrade et al. 2004). A família Fabaceae é a mais representada na vegetação da Caatinga (Queiroz 2009) e apresenta grande quantidade de espécies com nectários extraflorais (Keeler 2009).

### **Delimitação amostral**

Escolhemos a área de estudo com base na ocorrência de *Poincianella microphylla* Mart. (Fabaceae), em função da sua abundância e presença de NEFs. Para testar nossa hipótese com relação a disponibilidade dos recursos carboidrato e nitrogênio (C:N) escolhemos mel-de-abelha (rico em C) e sardinha (rico em N), respectivamente. Colocamos uma isca de cada recurso sobre dez árvores de *P. microphylla* a uma altura predefinida de 30 cm, e outras duas no solo baixo da copa. As iscas tiveram um tamanho padronizado e foram colocadas próximas umas das outras.

Após uma hora coletamos as amostras (isca e todos os indivíduos forrageando nelas), colocamos em potes individuais, identificados com o local da isca (solo ou vegetação) e o tipo de isca. Realizamos a identificação dos indivíduos ao menor nível taxonômico possível utilizando estereomicroscópio. Reclasificamos as espécies por hierarquia de dominância a partir da proposta de Andersen (1995, 1997). Com base nesse critério, identificamos gêneros em duas classes segundo sua posição na hierarquia de dominância: dominantes (Dolichoderinae—gêneros: *Dorymyrmex* e *Forelius*) e subordinadas (Gêneros: *Camponotus*, *Linethipema*, *Cephalotes*, *Pheidole* e *Solenopsis*).

### **Análise de dados**

Para obter nossa variável de resposta, dividimos o número de indivíduos pelo número de espécies para cada grupo funcional e por tipo do ambiente. As variáveis explicativas foram as iscas e a hierarquia de dominância. Para testar se há diferença entre as formigas dominantes e subordinadas em preferência pelo recurso rico em C ou N, realizamos uma Análise de

Variância (ANOVA) de dois fatores no pacote estatístico JMP (SAS 2002) tanto para o ambiente solo como para o ambiente de vegetação.

## RESULTADOS

A espécie *Dorymyrmex thoracicus* foi a mais comumente registrada dentre as dominantes (85,71%) e *Camponotus crassus* dentre as subordinadas (37%). Em geral, encontramos mais taxons de indivíduos subordinados (6) do que dominantes (3) (Tabela 1), sendo que *D. thoracicus* foi mais abundante no solo em relação à vegetação, enquanto *C. crassus* esteve mais presente na vegetação em relação ao solo (Fig 1).

Tabela 1. Hierarquia de dominância (HD) adaptada de Andersen (1995,1997) e localização, solo (S) e vegetação (V), das morfoespécies registradas em áreas do Parque Nacional do Catimbau, PE.

Subfamília	Morfoespécie	HD (Andersen 1995, 1997)	HD adaptado	Localização
Formicinae	<i>Camponotus crassus</i> (Mayr, 1862)	Subordinada	Subordinada	S, V
	<i>Cephalotes</i> sp.	Subordinada	Subordinada	S, V
	<i>Linepithema</i> s.	Oportunista	Subordinada	S
Dolichoderinae	<i>Dorymyrmex spurius</i> (Santschi, 1929)	Oportunista	Dominante	S
	<i>Dorymyrmex thoracicus</i> (Gallardo)	Oportunista	Dominante	S, V
	<i>Forelius</i> sp.	Dominante	Dominante	S, V
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp.1	Generalista	Subordinada	S, V
	<i>Pheidole</i> sp.2	Generalista	Subordinada	S, V
	<i>Solenopsis</i> sp.	Especialista	Subordinada	S, V

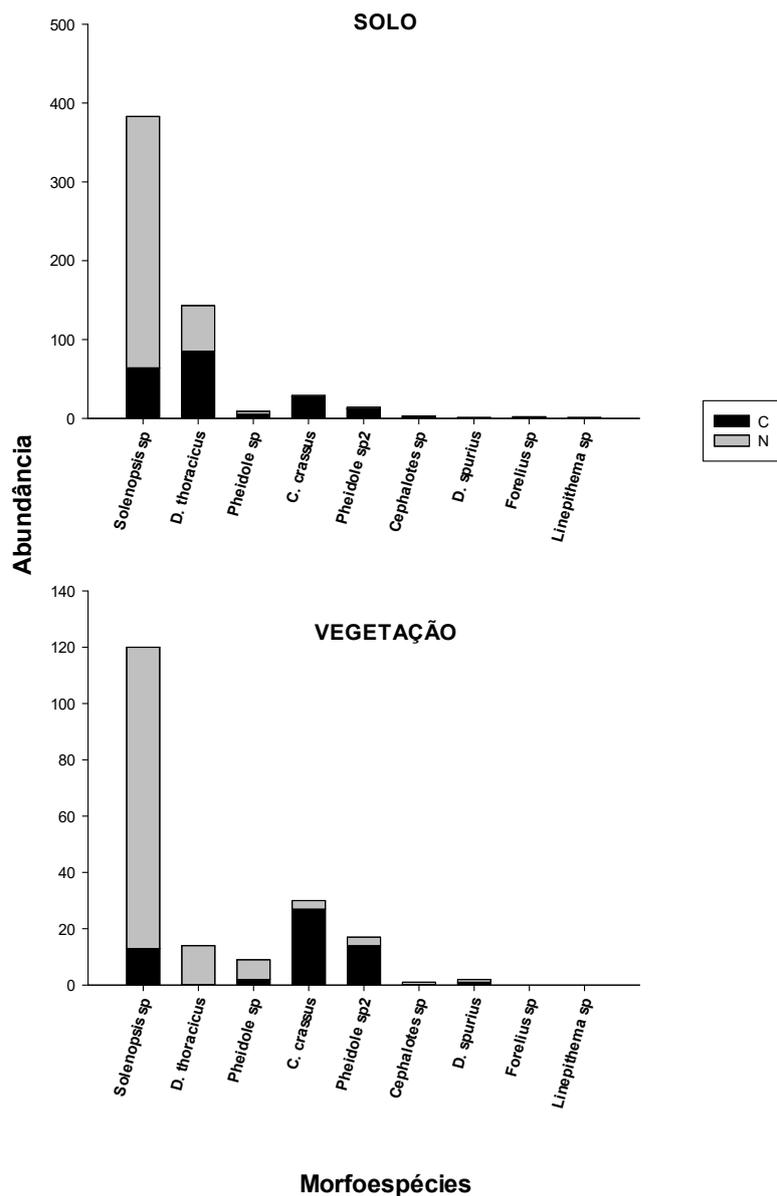


Figura 1. Proporção dos indivíduos por morfoespécie relacionado a C e N em áreas do Parque Nacional do Catimbau, PE. Espécies dos gêneros *Dorymyrmex* e *Forelius* foram consideradas dominantes.

Tanto para o solo como para a vegetação, não houve diferenças entre o número de indivíduos por hierarquia de dominância em relação ao tipo da isca (Tabela 2). No total, para o recurso C a média do número de indivíduos das espécies subordinadas foi três vezes maior

(4.3±3.9) que as espécies dominantes (1.4±3.06). Entretanto, para o recurso N a média das dominantes foi quatro vezes maior (10.7±31.4) com respeito às subordinadas (2.7±4.5) (Fig 2).

Tabela 2. Resumo da ANOVA fatorial da relação entre o número de indivíduos por hierarquia de dominância em relação com o tipo do habitat e o tipo da isca.

Habitat	FV	gl	F	p
Solo	Isca	1	0.003	0.96
	Hierarquia dominância	1	4.111	0.05
	Isca*Hierarquia			
	Dominância	1	0.729	0.40
Vegetação	Isca	1	0.195	0.66
	Hierarquia dominância	1	1.931	0.17
	Isca*Hierarquia			
	Dominância	1	1.786	0.19

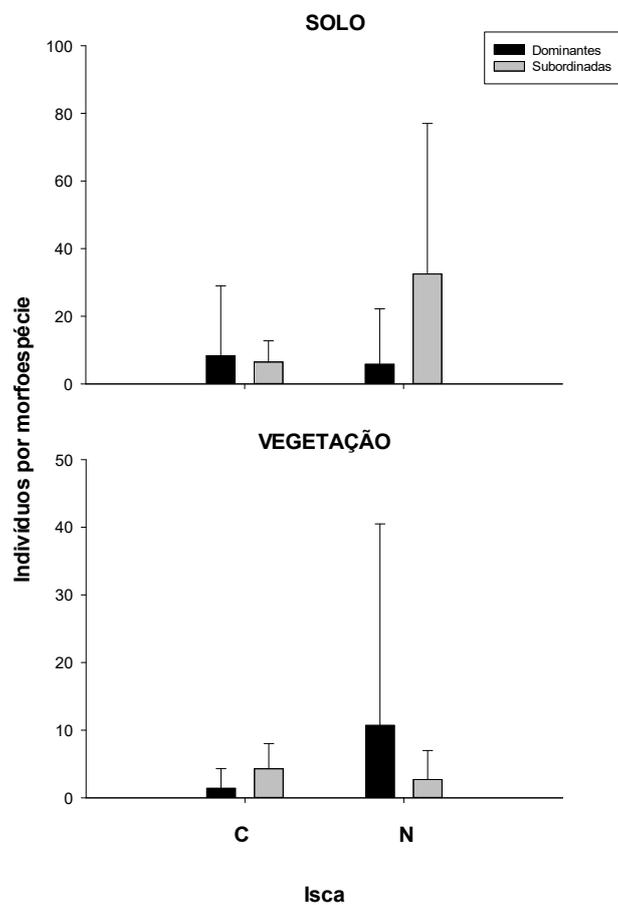


Figura 2. Número de indivíduos e desvio padrão por hierarquia de dominância em relação ao tipo do habitat e ao tipo da isca em áreas do Parque Nacional do Catimbau, PE.

## DISCUSSÃO

Nossa hipótese não foi corroborada uma vez que não encontramos diferenças entre as formigas dominantes e subordinadas em relação ao tipo de habitat e preferência pelo recurso rico em C ou N. As espécies dominantes registradas (*D. spurius*, *D. thoracicus* e *Forelius* sp.) foram encontradas em ambos habitats, com maior abundância na vegetação.

As colônias de formigas com acesso a carboidratos apresentam maior preferência por recursos enriquecidos em proteína, em comparação com colônias carentes de carboidratos e vice-versa (Ness et al. 2009). Neste estudo observou-se que *D. thoracicus* predominou nas iscas proteicas colocadas na vegetação, e no solo preferiu ambos recursos. O que mostra que esta espécie aproveita a disponibilidade do recurso embora este não seja limitante, o que poderia ser considerado como um comportamento oportunista, concordando com a classificação de Andersen (1995, 1997).

Observamos que as formigas do gênero *Solenopsis*, apesar de serem consideradas subordinadas, estiveram presentes de forma abundante no solo sobre o recurso proteico, apresentando um comportamento que poderia ser considerado oportunista ou que representa uma dominância numérica e não comportamental neste habitat.

Para ambientes com escassez de recursos este é um assunto relevante já que o comportamento de muitos grupos de organismos poderá ser diferencial entre regiões como forma de adaptação. Neste contexto, consideramos pertinente a revisão da proposição de Andersen (*in press*) do comportamento para os taxa locais uma vez que as comunidades de espécies respondem de maneiras diferentes de acordo a fenômenos associados à partilha de nicho, resiliência ou plasticidade fenotípica.

## AGRADECIMENTOS

À UFPE e ao PELD Catimbau pelo apoio logístico e financeiro. À coordenação da 8.<sup>a</sup> edição do Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga. Ao Dr. José Domingos Ribeiro Neto e ao monitor Felipe Siqueira, pela orientação e execução deste projeto.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agosti, D. 2000. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Princeton Editorial Associates.
- Andersen, A.N. 1995. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life forms in relation to stress and disturbance. *Journal of Biogeography* 22:15-29.
- Andersen, A.N. 1997. Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: A comparison with Australia. *Journal of Biogeography* 24:433-460.
- Begon, M., Townsend C.R., & Harper J. L. 2006. *Ecology: from individual to ecosystems*. 4th ed. Blackwell publishing. UK.
- Benitez-Malvido, J., García-Guzmán, G., & Kossmann-Ferraz, I. D. 1999. Leaf-fungal incidence and herbivory on tree seedlings in tropical rainforest fragments: an experimental study. *Biological Conservation* 91:143-150.
- Bestelmeyer, B.T. 2000. The trade-off between thermal tolerance and behavioral dominance in a subtropical South American ant community. *Journal of Animal Ecology* 69: 998–1009.
- Blüthgen, N. & Feldhaar, H. 2010. How resources influence ant ecology. In: *Ant Ecology* (eds. Lach, L., Parr, C.L., & Abott, K.L.), pp. 115-136. Oxford University Press, New York, NY, USA), pp. 115-136. Oxford University Press, New York, NY, USA.

- Cavender-Bares, J. et al. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters* 12:693–715.
- Cerdà, X. et al. 1997. Thermal disruption of transitive hierarchies in Mediterranean ant communities. *Journal of Animal Ecology* 66:363–374.
- Cole, M.M. 1960. Cerrado, Caatinga and Pantanal: the distribution and origin of the savanna vegetation of Brazil. *Geographical Journal* 126:168-179.
- Connell, J. H. 1980. Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. *Oikos* 35:131-138.
- Elser, J.J., Fagan, W.F., Denno R. F., Dobberfuhl, D. R., Folarin, A., Huberty, A., Interlandl, S., Kilham, S. S., McCauley, E., Schulz, K. L., Siemann, E. H. & Sterner, R. W.. 2000. Nutritional constraints in terrestrial and freshwater food webs. *Nature* 408:578–580.
- Greenslade, P.J.M. 1971. Interspecific competition and frequency changes among ants in Solomon Islands coconut plantations. *Journal of Applied Ecology* 8:323–52.
- Hölldober & Wilson, E.O. 1977. The number of queens: an important trait in ant evolution. *Naturwissenschaften* 64:8–15.
- Hutchinson, G.E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *American Naturalist* 93:145–159.
- Keeler KH. 2009. World list of angiosperm species with extrafloral nectaries. <http://www.biosci.unl.edu/emeriti/keeler/extrafloral/worldlistfamilies.htm>
- Lach, L., Parr, C.L., & Abott, K.L. 2010. *Ant Ecology*. Oxford University Press, New York, NY, USA.
- MacArthur, R. & Levins, R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *American Naturalist* 101:377–385.
- Ministério Do Meio Ambiente. 2003. Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Universidade Federal de Pernambuco.

- Ness, J. H., Morris, W. F. & Bronstein, J. 2009. For ant-protected plants, the best defense is a hungry offense. *Ecology* 90:2823-2831.
- Parr, C.L. & Gibb, H. 2010. Competition and the role of dominant ants. In: *Ant Ecology* (eds. Lach, L., Parr, C.L., & Abott, K.L.), pp. 115-136. Oxford University Press, New York, NY, USA.
- Queiroz, L., Ana, D. S., & Santiago, D. 2012. How much nitrogen is fixed by biological symbiosis in tropical dry forests ? 1. Trees and shrubs. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 94:171-179.
- Ricklefs, R.E. 2004. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology letters* 7:1-15.
- SAS Institute. 2002. JMP (V5), Statistical Discovery Software. Cary, NC, USA.
- Stachowicz, J.J. 2001. Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. *BioScience* 51:235-246.
- Wilson, E.O. 1971. *The insect societies*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Marrow, P., Dieckmann, U., Law, R. 1996. Evolutionary dynamics of predator-prey systems: an ecological perspective. *Journal of Mathematic Biology* 34:556-578.

# 15 ESTRUTURA TRÓFICA DA COMUNIDADE DE ARTRÓPODES EM BROMÉLIAS DA CAATINGA

Janete F. Andrade<sup>1</sup>, Cecília Dalotto<sup>2</sup>, Corina A. Barrera<sup>3</sup>, Francisco C. Lima-Júnior<sup>4</sup>, Gésica S. Souza<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia - UFU.

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC.

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ.

<sup>4</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

<sup>5</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

Orientador: Prof. Dr. Thiago Gonçalves-Souza

Monitora: Maria Fabíola Barros

## RESUMO

As premissas da Teoria da Biogeografia de Ilhas são fundamentais para o entendimento da estruturação trófica nas comunidades, a qual depende do tamanho e conectividade do habitat. Variações na proporção de predadores e presas causam alterações na biomassa dentro dos níveis tróficos, mudando assim, a estrutura trófica de uma comunidade em todos os seus níveis. Com isso, objetivamos entender como os pressupostos dessa teoria se aplicam a estruturação trófica de artrópodes em bromélias *Aechmea* sp. (Bromeliaceae) da Caatinga. Para tal, testamos a hipótese que o tamanho, a conectividade e a necromassa em manchas de bromélias determinam a complexidade da estrutura trófica desse habitat, através da mensuração de variáveis como: distância mínima entre bromélias (conectividade), tamanho focal e peso seco de necromassa. Verificamos que quanto maior a conectividade maior será a razão predador/presa e que essa proporção, nesse sistema de estudo, é de quase 1:1. O tamanho corporal de alguns organismos predadores pode influenciar na direção e força da razão de biomassa entre predadores e presas. Além disso, na Caatinga pode haver outras especificidades do ambiente que limitam interações mais especializadas entre predadores e presas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Biogeografia de ilhas, Bromeliaceae, Conectividade de habitat, Necromassa, Tamanho de habitat

## INTRODUÇÃO

A Teoria do Equilíbrio da Biogeografia de Ilhas define que o número de espécies em uma ilha é determinado por um balanço dinâmico e contínuo entre imigração e extinção, sendo esse fluxo controlado por características de tamanho e isolamento da ilha (McArthur & Wilson 1963). As premissas dessa teoria são fundamentais para o entendimento da estruturação trófica nas comunidades, a qual depende do tamanho do habitat. Por exemplo, habitats pequenos possuem menor quantidade total de espécies, menos espécies por nível trófico e, como consequência, cadeias alimentares mais curtas (Petermann et al. 2015).

A entrada de energia necessária para a manutenção da estrutura trófica das comunidades nos ecossistemas é determinada pelo grau de conectividade entre os habitats (Santos & Guimarães em prep.). Taylor et al. (1993) definem “conectividade” como aquelas propriedades de um habitat que facilitam ou impedem os movimentos dos organismos ao longo dos ambientes que contém recursos. Essa propriedade destaca a necessidade do movimento de agentes biológicos entre habitats e determina o número de presas e predadores na estrutura trófica.

Os membros dos diferentes níveis tróficos dependem dos recursos oferecidos pelo ambiente (Petermann et al. 2015). A heterogeneidade desses recursos em habitats grandes subsidia um maior número de predadores e presas e, portanto, maior biomassa no sistema (Losos & Ricklefs 2010). Isso pode ser um indicador de mudanças na estrutura e funcionamento das redes alimentares em relação à riqueza e abundância de espécies (Petermann et al. 2015). Quando ocorrem variações na proporção de predadores e presas, a biomassa dentro dos níveis tróficos pode ser alterada, mudando assim, a estrutura trófica de uma comunidade em todos os seus níveis.

Os efeitos do tamanho e conectividade de habitats em comunidades multitróficas têm sido bastante investigados em ilhas, lagos e manchas de vegetação (Petermann et al. 2015). Plantas armazenadoras de água como Bromélias, formam sítios propícios ao estabelecimento

de um conjunto de espécies de artrópodes e vertebrados. Tendo em vista que esses sistemas ainda são pouco conhecidos, objetivamos entender como a Teoria da Biogeografia de Ilhas se aplica à estruturação trófica de artrópodes em bromélias da Caatinga. Para tal, testamos a hipótese que o tamanho, a conectividade e a necromassa em manchas de bromélias determinam a complexidade da estrutura trófica desse habitat.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

Realizamos o estudo na “Trilha do Camelo”, situada no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau) (59°31' S 37°15'W), Pernambuco, Brasil. O solo da região é classificado como regossolo quartzarênico de granulação grosseira. O clima é do tipo tropical semiárido, com temperatura anual média de 23 °C. A precipitação anual oscila entre 650 a 1100 mm, com grande irregularidade no regime interanual (Andrade & Lins 1964). A vegetação varia de caatinga arbórea, com espécies não espinhosas, até arbustiva com predomínio das espécies espinhosas, característica peculiar de ambientes xéricos (Andrade et al. 2004).

### **Coleta de dados**

Amostramos dez indivíduos de *Aechmea* sp. (Bromeliaceae) localizados em manchas de diferentes tamanhos e considerando uma distância mínima de dez metros entre eles. Em cada mancha, nosso indivíduo focal foi à bromélia central, a partir da qual medimos a distância até as três bromélias mais próximas e, consideramos a média das distancias como uma medida de conectividade. Em seguida, medimos o diâmetro da mancha (tamanho de habitat total) e, em cada bromélia focal, o comprimento de uma das folhas da segunda roseta para estimarmos o tamanho do habitat focal. Na bromélia focal de cada mancha, vistoriamos todas as folhas em busca dos artrópodes, os quais coletamos e fixamos em álcool a 70% de concentração. Além dos artrópodes, coletamos a necromassa vegetal presente nas bainhas das bromélias.

Consideramos os herbívoros e os detritívoros como presas e os consumidores como predadores, não importando o nível trófico do predador. No laboratório, pesamos a necromassa em balança de precisão, após secarmos por 2 horas a 50 °C. Em paralelo, medimos o comprimento corporal (em mm) de cada organismo da fauna coletada, desconsiderando apêndices bucais e abdominais, para estimativa da sua biomassa através da seguinte equação:

$$W = a.L^b$$

Onde  $a$  (0.0397) e  $b$  (2.393) são constantes e  $L$  representa o comprimento corporal dos artrópodes.

### **Análise de dados**

Para testar a hipótese que tamanho, conectividade e necromassa da mancha de bromélias determinam a complexidade da estrutura trófica, realizamos uma regressão linear múltipla. As variáveis independentes foram o diâmetro da mancha, a conectividade, o número de folhas, o comprimento de folha e a necromassa, e a razão predador/presa (PD/PR) foi a variável dependente. As premissas de normalidade e homogeneidade das variâncias não foram atendidas, logo, realizamos a transformação dos dados em Log10. Excluímos a variável diâmetro da mancha (independente) por ela apresentar colinearidade com a variável conectividade. Realizamos todas as análises no ambiente computacional R 3.2.0 (Core Team 2015).

## **RESULTADOS**

Identificamos indivíduos de 10 táxons diferentes: 11 aranhas, um escorpião, duas centopeias e duas formigas, os quais classificamos como predadores, e 22 baratas, cinco cupins, um grilo, um piolho de cobra, dois besouros e 13 larvas em geral, os quais classificamos como presas. Em adição, proporcionalmente, a razão de biomassa de predadores e presas foi de 0.87.

Das variáveis analisadas (Tabela 1), a única que respondeu à razão de biomassa predador/presa entre as bromélias foi a conectividade entre a bromélia focal e as outras pertencentes à mesma mancha ( $R^2 = 0.37$ ,  $gl = 6$ ,  $p = 0.034$ ), ou seja, quanto maior a conectividade maior a razão predador/presa (Fig. 1).

Tabela 1. Média e Erro Padrão (EP) para o conjunto de variáveis independentes analisadas nas manchas de bromélias na Trilha do Camelo, Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

	Diâmetro	Conectividade	Nº Folhas	Comprimento foliar	Necromassa
Média	129.9	119.433	13	49.6	8.731
EP	31.38	37.76	1.229	2.31	2.526

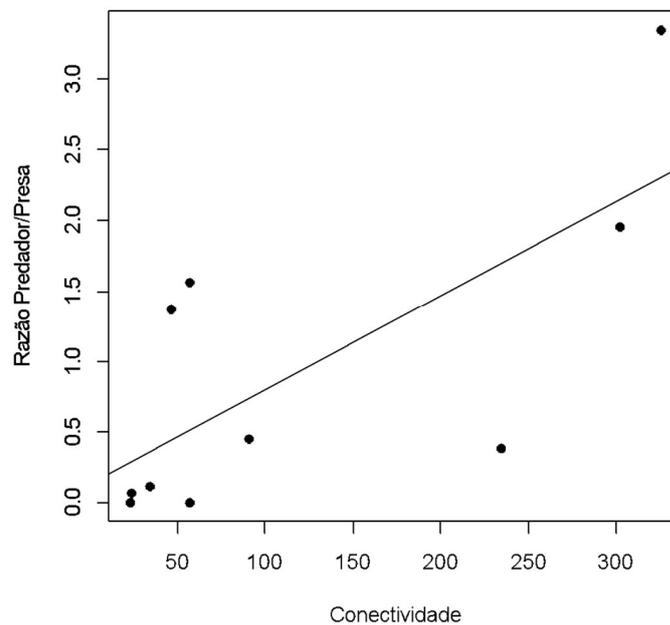


Figura 1. Relação entre a conectividade e a razão predador/presa da comunidade de artrópodes em bromélias estudadas na Trilha do Camelo, Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

## DISCUSSÃO

Nas dez bromélias analisadas, encontramos 16 predadores, dos quais, as aranhas foram as mais numerosas e, 44 presas, com as baratas sendo as mais abundantes. A única variável que explicou a variação na razão predador/presa foi a conectividade entre as bromélias, corroborando parcialmente a hipótese proposta.

As bromélias com maior conectividade apresentaram maior razão de biomassa predador e presa, o que sugere um maior fluxo de organismos entre os habitats. Esse sistema de estudo é relativamente simples quando comparado a outros, contudo é de suma importância à manutenção da biodiversidade local, visto que encontramos diversos grupos taxonômicos. A proporção de biomassa, aproximadamente 1:1, pode indicar que os predadores ali presentes estão forrageando em outros ambientes, pois de acordo com os modelos clássicos de pirâmide trófica, esse sistema não sustentaria a fauna desses predadores. Em adição, o organismo mais encontrado foi um detritívoro (barata), que é fundamental no processo de ciclagem de nutrientes (Begon et al. 2005).

A presença de predadores com grande tamanho corporal em um *pool* regional de espécies pode alterar a relação entre tamanho do habitat e estrutura trófica (Petermann et al. 2015). Assim, a presença do escorpião e de algumas aranhas de maior porte aumentou a amplitude da variação na biomassa de predadores, sendo as espécies de menor tamanho as mais susceptíveis às flutuações ambientais (Srivastava 2008).

Com relação à necromassa encontrada nesta estrutura trófica, a mesma foi menor que a esperada, visto que essa deveria ser maior que a biomassa de presas. Isso pode estar ligado ao grande número de detritívoros, como baratas e piolhos de cobra. Assim, a estrutura trófica dessa comunidade pode estar arranjada de forma similar àquelas encontradas em ambientes marinhos.

Através da análise das estruturas tróficas encontradas nas dez bromélias verificamos que a conectividade das plantas possui um acentuado efeito na proporção de biomassa entre

predador e presa. No entanto, o tamanho corporal de alguns artrópodes predadores com alta mobilidade, encontrados nesse *pool* regional, pode influenciar a direção e força da razão de biomassa entre predadores e presas.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da UFPE e CEPAN pelo auxílio fornecido, à Coordenação do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga e à MSc. Maria Fabíola Barros no auxílio da coleta de dados, triagem do material e orientação.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade, G.O. & Lins, R.C. 1964. O Brejo da Serra das Varas. Recife: Imprensa Universitária, UFPE, Recife, PE, Brasil.
- Andrade, K.V.S.; Rodal, M.J.N.; Lucena, M.F. & Gomes, A.P.S. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. *Hoehnea* 31: 337-348.
- Begon, M.; Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2005. *Ecology: from individuals to ecosystem*. Blackwell Publishing.
- Losos J. B. & Ricklefs, R. 2010. *The Theory of island biogeography revisited*. Published by Princeton University Press
- MacArthur, R. H., and E. O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17:373–387.
- R Core Team. 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

- Rogers, L.E.; Buschom, R.L. & Watson, C.R. 1977. Length-weight relationships of shrub-steppe invertebrates. *Annual Entomology Society American*. 70:51-53.
- Srivastava, D.S.; Trzcinski, M.K.; Richardson, B.A. & Gilbert, B. 2008. Why Are Predators More Sensitive to Habitat Size than Their Prey? Insights from Bromeliad Insect Food Webs. *The American Naturalist* 172:761-771.
- Taylor, P.D.; Fahrig, L.; Henein, K. & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*. 68: 571-573.

## 16 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE CUPINS EM UMA ÁREA DE CAATINGA

Layla S. Reis<sup>1</sup>, Mariana M.R.P. Dias<sup>2</sup>, Diego P.F. Trindade<sup>2</sup>, Clarissa M. Knolchermann<sup>2</sup>, Pedro Henrique A. Sena<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Orientador: Prof. Dr. Felipe P. Lopes Melo

### RESUMO

Uma população é composta por indivíduos de uma mesma espécie que apresentam uma necessidade semelhante de recursos para sobreviver, crescer e se reproduzir. A disponibilidade de recursos pode determinar padrões de distribuição da população. Para animais com comportamento social, como os cupins, a competição intraespecífica pode alterar a estabilidade da colônia. Nossa hipótese propõe que a competição estabelecerá a distribuição espacial dos cupinzeiros. Estabelecemos uma área de 300 m<sup>2</sup> onde todos os cupinzeiros ativos foram amostrados e tiveram altura e perímetro medidos para posterior cálculo do volume. Para avaliar a distância entre os cupins na área amostrada aplicamos o método da distância euclidiana; para a frequência dos cupinzeiros o método de aproximação quadrática e a frequência esperada de cupinzeiros foi gerada pela distribuição de Poisson para posterior análise de qui-quadrado. Na área estudada, foram amostrados 37 cupinzeiros ativos com distribuição aleatória, não havendo relação entre o tamanho do ninho e a distribuição espacial. A partir disso, sugerimos que a competição não é o fator determinante na distribuição da população estudada. Portanto, a estocasticidade pode estar atuando. Diversos fatores influenciam na distribuição da população de cupins na Caatinga, seus entendimentos podem auxiliar na compreensão do papel dessas populações nos processos ecossistêmicos, bem como a sua distribuição.

**PALAVRAS-CHAVE:** Cupinzeiros, Competição, Parque Nacional do Catimbau, População

## INTRODUÇÃO

Uma população, em uma simples interpretação, é composta por indivíduos de uma mesma espécie que apresentam uma necessidade semelhante de recursos para sobreviver, crescer e se reproduzir. Entretanto, o crescimento pode gerar uma redução na disponibilidade de recursos para os indivíduos, causando consequências tanto na distribuição espacial da população, quanto na preferência por um determinado habitat e podendo interferir até nas taxas de crescimento populacional (Begon et al. 2006; Ricklefs 2003).

Em geral, a população ocorre em habitats adequados à sua biologia e diversos fatores, como competição, patógenos e barreiras de dispersão, também influenciam na extensão dessa distribuição (Ricklefs 2003). Para entender esses padrões de distribuição devemos, inicialmente, identificar a escala na qual se trabalhará. Ela pode ser macro, meso e micro. Neste caso, três padrões são utilizados para classificar a distribuição espacial das espécies numa escala micro: (1) agrupado, quando os indivíduos apresentam uma tendência a formar grupos; (2) aleatório, sem tendência a agregação e sem dependência de distância em uma área; e por fim, (3) homogêneo, quando os indivíduos apresentam uma distância mínima entre si e seus vizinhos (Odum 1988; Ricklefs 2003).

Quando dois ou mais indivíduos da mesma espécie competem pelo mesmo recurso, como alimento e espaço, ocorre a competição intraespecífica. Para animais com comportamento social, como formigas e cupins, essa competição pode alterar a estabilidade da colônia modificando, por exemplo, as áreas de forrageamento e reduzindo o tamanho da colônia (Parr & Gibb 2010). Os cupins podem viver em galerias, dentro de troncos ou no solo, contribuindo para o funcionamento do ecossistema (Wilson 1980). Eles alteram características físicas e químicas do solo facilitando o crescimento de plantas através da construção dos cupinzeiros e dos túneis de forrageamento. Além desse efeito, participam ativamente do ciclo do carbono auxiliando na reincorporação do mesmo na atmosfera (DeSouza et al. 2012). O comportamento

social de cupins, de viver em colônias, implica que os indivíduos que saem em busca de alimento precisam voltar para o cupinzeiro devido ao risco de predação e à disponibilidade de alimentos que regulam a atividade dos indivíduos (DeSouza et al. 2012). Diante do exposto, nossa hipótese propõe que a competição estabelecerá a distribuição espacial dos cupinzeiros. Esperamos que quanto maior o cupinzeiro, maior a distância entre eles.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

O estudo foi realizado na Serrinha, situada no Parque Nacional do Catimbau, localizado na zona de transição entre o agreste e o sertão pernambucano e apresenta clima semiárido com temperatura média anual de 23 °C (IBAMA 2005). As médias pluviométricas anuais variam entre 650 a 1100 mm, com grande irregularidade no regime interanual (Andrade & Lins 1964). A fisionomia vegetacional forma um mosaico de acordo com o tipo de solo e umidade, variando de caatinga arbórea a arbustiva com predomínio das espécies espinhosas, característica peculiar de ambientes xéricos (Andrade et al. 2004).

### ***Delineamento amostral***

Estabelecemos uma área de 300 m<sup>2</sup> onde todos os cupinzeiros ativos foram amostrados e tiveram altura e perímetro medidos, para posterior cálculo do volume:  $V = (4/3) \pi (r.h/2)$  (r = raio; h = altura). A partir de um eixo de 60 m (eixo norte-sul) e um de 50 m (eixo Leste-Oeste) foi estabelecida a coordenada na área para cada cupinzeiro.

### ***Análise de dados***

Para avaliar a distância entre os cupins na área amostrada aplicamos o método da distância euclidiana e a partir disso foi gerada uma matriz de distância para todos os pares possíveis. Posteriormente, aplicamos o método de aproximação quadrática que dividiu a área em 100 quadrados para mostrar a frequência dos cupinzeiros em cada um desses. A frequência

esperada de cupinzeiros em cada quadrado foi gerada pela distribuição de Poisson a partir da frequência observada. Por fim, para avaliar a frequência de cupinzeiros observada com a esperada aplicamos o teste de qui-quadrado. As análises foram conduzidas utilizando o ambiente computacional R, versão 2.15.0 (R Development Core Team 2012).

## RESULTADOS

Foram amostrados 37 cupinzeiros ativos na área e o volume médio dos mesmos foi de  $1728,35 \pm 897,28 \text{ cm}^3$ , com valores mínimos de  $24,6 \text{ cm}^3$  e máximos de  $3706 \text{ cm}^3$ . Através do método da distância euclidiana foi observado que não houve um padrão nas distâncias entre as colônias de cupins (Fig. 1).

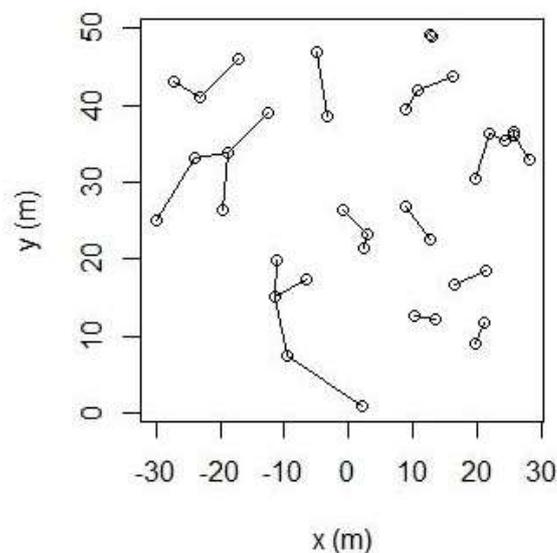


Figura 1. Distribuição das distâncias entre os cupinzeiros e todos os pares possíveis no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

A partir do método de aproximação quadrática foi gerado um grid com 100 quadrados e a partir disso a distribuição espacial dos cupins na área de estudo (Fig.2). Com isso, foram gerados os valores esperados para a distribuição através do teste de Poisson (Fig. 2) e por fim, estes valores não diferiram significativamente do esperado ( $X\text{-squared} = 2,5$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0,47$ ).

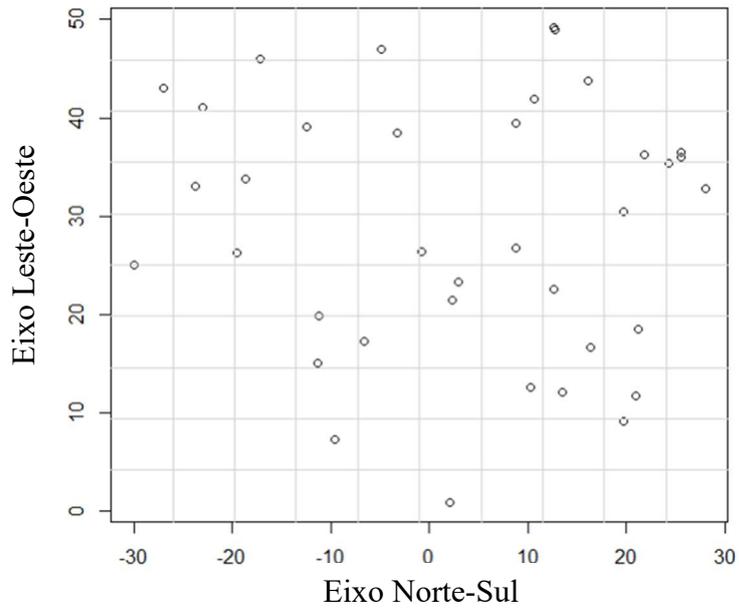


Figura 2. Distribuição espacial de cupinzeiros a partir do método de distribuição quadrática no Parque Nacional do Catimbau.

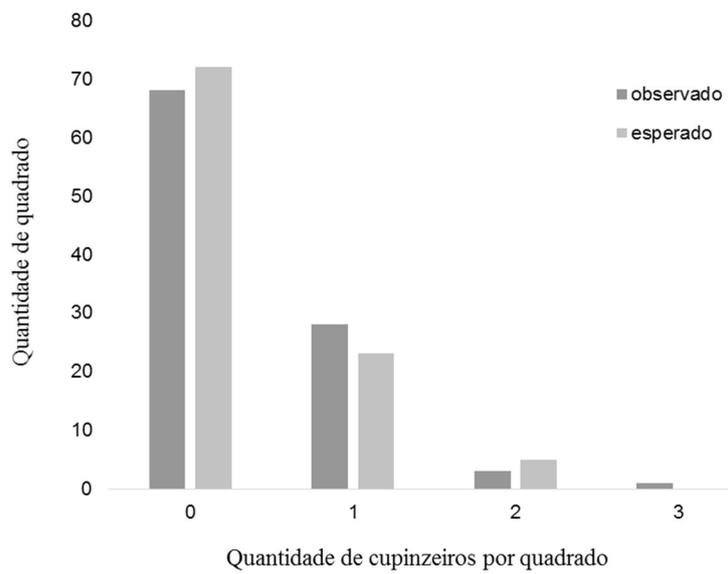


Figura 3. Número de cupinzeiro distribuídos nos 100 quadrados gerados pelo método de aproximação quadrática no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

Com base na distância euclidiana e no resultado gerado pelo método de aproximação quadrática, ficou evidente que na escala estudada a distribuição espacial dos cupins se apresenta de maneira aleatória.

## **DISCUSSÃO**

Os resultados do nosso estudo sugerem que não deve estar ocorrendo competição por recurso ao ponto de estabelecer uma distribuição espacial uniforme dos cupinzeiros; de acordo com o fato de não haver relação entre o tamanho do ninho e a distância entre eles. Portanto, a competição não parece ser um fator limitante na população estudada e a estocasticidade pode estar atuando (Ricklefs 2003). Isso é raro, porém acontece quando o ambiente é uniforme e não há tendência para agregação (Odum 1988). Neste caso, a área pode estar apresentando uma homogeneidade na distribuição das espécies vegetais gerando um processo não seletivo pelos indivíduos (Ludwig & Reynolds 1988). A área estudada apresenta-se em estágio de regeneração intermediário e, portanto, há uma grande quantidade de necromassa no solo, fonte de alimentação dos cupins.

Se pensarmos em uma escala maior, a distribuição espacial dos cupins, provavelmente, será agrupada, visto que a Caatinga se apresenta como um ecossistema bastante heterogêneo e com histórico de perturbações antrópicas crônicas e áreas em diferentes estágios de regeneração (Castelletti et al. 2003). Isso poderia influenciar na distribuição de necromassa no solo e limitar a ocorrência das populações em diferentes habitats na Caatinga.

Como direcionamentos futuros, novos estudos poderiam avaliar diversos fatores que influenciam na distribuição da população de cupins na Caatinga, tais como suas relações com diferentes áreas em processo de regeneração, composição de espécies vegetais, necromassa do solo e tipos de solo. Com essas abordagens poderemos compreender melhor o papel dessas populações nos processos ecossistêmicos, bem como a sua distribuição.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Begon, M.; Townsend, C. R.; Harper, J. L. 2006. Ecology: From individuals to ecosystems. 4<sup>a</sup> ed. Blackwell Publishing, Oxford, Reino Unido.
- Castelletti, C. H. M., Santos, A. M. M., Tabarelli, M., Silva, J. M. C. 2003. Quando ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: Ecologia e Conservação da Caatinga. (eds. I. R. Leal, M. Tabarelli & J. M. C. da Silva), pp. 719-734. Editora Universitária da UFPE, Recife, Pernambuco, PE, Brasil.
- Connell, J. H. 1961. The influence of the interspecific competition and other factors on the distribution of the Barnacle *Chthamalus stellatus*. Ecology. 42: 710-723.
- DeSouza, O., Cristaldo, P. F., Rosa, C. S., Florencio, D. F. & Marins, A. 2012. Cupins consumindo detritos vegetais: Impactos ecológicos sobre a biota tropical. In: Ecologia das Interações Plantas-Animais: Uma abordagem ecológico-evolutiva. 1<sup>a</sup> ed. (eds. K. Del-Claro & H. M. Torezan-Silingardi). pp 203-213. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Hay J. D., Bizerril M. X., Calouro A. M., Costa E. M. N., Ferreira A. A., Gastal M. L. A., Goes Jr. C. D., Manzan D. J., Martins C. R., Monteiro J. M. G., Oliveira S. A., Rodrigues M. C. M., Seyffarth J. A. S., Walter B. M. T. 2000. Comparação do padrão da distribuição espacial em escalas diferentes de espécies nativas do cerrado, em Brasília, DF. Revista Brasileira de Botânica 23: 341-347.
- Ludwig J. A. & Reynolds J. F. 1988. Statistical ecology: a primer on methods and computing. New York: John Wiley & Sons.
- Odum, E. P. 1988. Fundamento em Ecologia. 6<sup>a</sup> ed. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Parr, C. L. & Gibb, H. 2010. Competition and the Role of Dominant Ants. In: *Ant Ecology*, 1<sup>a</sup> ed. (eds. L. Lach, C. L. Parr e K. L. Abbott). pp. 77-96. Oxford University Press, New York, NY, USA.

R Development Core Team. 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Available in: <<http://www.R-project.org/>>.

Ricklefs, R. E. 2003. *A Economia da Natureza*. Guanabara Editora, Rio de Janeiro, Brasil.

Wilson, E. O. 1980. *Sociobiology*. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachussets and London, England.

## 17 MAIOR DISPONIBILIDADE HÍDRICA PODE DIMINUIR A DIVERSIDADE BETA NA CAATINGA?

Ana Rafaela D’Amico<sup>1</sup>, Pedro E. Santos-Neto<sup>2</sup>, Jhonny Capichoni Massante<sup>3</sup>, Mariana Delgado-Jaramillo<sup>2</sup>, Bianca Butter Zorger<sup>4</sup>, Maira A. Ortíz-Cordero<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG.

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE.

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Marinha e Ambientes Costeiros, Laboratório de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Federal Fluminense.

<sup>4</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>5</sup>Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

Orientador: Prof. Dr. Felipe P.L. Melo

Monitora: Maria Fabiola Barros

### RESUMO

Compreender como a diversidade biológica nas escalas alfa, beta e gama estão distribuídas e estruturadas em um ambiente é de grande importância, especialmente em regiões marcadas pela heterogeneidade de habitats e pressões antrópicas como a Caatinga. Avaliamos a diversidade beta de plantas lenhosas em áreas com diferentes disponibilidades hídricas no interior do Parque Nacional do Catimbau. Testamos a hipótese de que há maior diversidade em áreas mais restritivas (secas), devido à grande adaptação das espécies da Caatinga à seca. Amostramos todas as plantas lenhosas acima de um metro de altura em 10 parcelas, divididas igualmente em áreas menos e mais restritivas quanto aos recursos hídricos. Identificamos 38 morfoespécies, 25 na área mais húmida e 22 na área seca, sendo nove comuns às duas áreas. O ambiente mais restritivo apresentou maior diversidade alfa média que o ambiente menos restritivo, mas as diversidades beta e gama foram maiores na área com menor restrição hídrica, onde as espécies raras tiveram maior peso na diferenciação das comunidades. No entanto, os resultados encontrados indicam que a Caatinga segue o padrão de outros ambientes, onde áreas mais restritivas em termos de recursos apresentam menor diversidade beta. Dois fatores podem estar interagindo para a dissimilaridade: limitação de dispersão e filtro ambiental.

**PALAVRAS-CHAVE:** Dispersão de espécies, Diversidade biológica, Estruturação de comunidades, Floresta seca, Restrição ambiental

## INTRODUÇÃO

Diferentes mecanismos influenciam na estruturação da diversidade biológica. No longo prazo, processos evolutivos atuam na diferenciação das espécies em diferentes localidades. Em uma escala de tempo mais restrita, os principais mecanismos que influenciam na diferenciação das comunidades locais são a disponibilidade de recursos e as condições ambientais (filtro ambiental), interações bióticas e o limite de dispersão das espécies (Morin 2011; De Cáceres et al. 2012). Compreender como esses mecanismos interagem para estruturar a diversidade biológica é de grande importância, especialmente para embasar ações de recuperação ou conservação ambiental (Magurran & McGill 2011; Morin 2011).

A diversidade biológica de uma região pode ser avaliada em três escalas: alfa ( $\alpha$ ), beta ( $\beta$ ) e gama ( $\gamma$ ). Alfa representa a diversidade biológica de um local ou habitat específico no interior da área maior, enquanto a diversidade do conjunto desses habitats é chamada de gama. Como existem variações nas condições ambientais, na disponibilidade de recursos entre os habitats, e limitação à dispersão entre eles, a composição de espécies tende a ser diferente (Buckland et al. 2011; Morin 2011), e esta diferença é expressa pela diversidade beta. Assim, quanto maior a diversidade beta, maior pode ser a heterogeneidade ambiental ou maior a limitação à dispersão entre os habitats locais.

A relação entre as três escalas de diversidade pode ser expressa através de uma abordagem multiplicativa, onde a diversidade beta é igual à razão entre as diversidades gama e alfa (Jost 2007). A noção multiplicativa da diversidade biológica trata, portanto, a diversidade beta não só como a diferença na composição florística entre localidades, mas permite inferir sobre o número efetivo de comunidades distintas que existem na área avaliada. Abordagens recentes também possibilitam definir o perfil da diversidade beta, e assim compreender como a abundância relativa das espécies influencia na sua formação (Chao et al. 2014).

Identificar o perfil da diversidade beta é especialmente importante em regiões com diferente disponibilidade de recursos, pois estes influenciam o crescimento populacional e as interações entre as espécies, determinando a composição de uma comunidade (De Cáceres et al. 2012). Assim, quanto maior a disponibilidade de um recurso limitante, menor será a competição entre as espécies e maior a coexistência entre elas (Ricklefs 2003), elevando a diversidade alfa de uma dada área. Por outro lado, se este recurso é distribuído espacialmente de forma desigual e as espécies possuem limitações de dispersão para alcançá-los, temos maior diferenciação entre comunidades e, portanto, maior diversidade beta.

Entretanto, alguns ambientes são naturalmente restritivos à ocorrência de certas espécies e as florestas tropicais secas como a Caatinga são um exemplo. Neste ecossistema, a aridez sazonal é marcante, devido a um longo período quente e seco anual, funcionando como semi-desertos durante as secas mais longas (Ab'Sáber 2003). Esses longos períodos secos determinam a estruturação das comunidades vegetais, mantendo apenas as espécies mais adaptadas ao estresse hídrico sazonal em grande parte do ecossistema. A Caatinga também apresenta uma variação nas condições climáticas e orográficas em escala regional, que, em conjunto com a variação na geomorfologia e no solo, propiciam um mosaico de tipos vegetacionais (Sampaio 1995). Este mosaico inclui matas secas ou “brancas”, distribuídas amplamente, e áreas menos restritivas quanto à disponibilidade de água e que permanecem verdes por maior período, mas com distribuição pontual, principalmente as próximas ao sopé de paredões rochosos. Assim, é razoável esperar uma diferente composição de espécies entre essas áreas, com maior diversidade beta nas áreas mais secas devido à adaptação da vegetação a essa condição mais restritiva e amplamente distribuída no ecossistema.

Pouco se sabe sobre a diferença na diversidade entre as áreas mais secas (restritivas) e verdes (menos restritivas) da Caatinga, especialmente quanto à diversidade beta. No entanto, diante da alta adaptabilidade das espécies vegetais ao estresse hídrico da Caatinga, como um

todo, e considerando o princípio das comunidades controladas por dominância, onde as melhores competidoras seriam as “vencedoras” no ambiente com condições diferenciadas (Begon 2006), nos questionamos se o ecossistema da Caatinga seguiria o mesmo padrão de distribuição da diversidade beta que ambientes mais favoráveis, como as florestas tropicais úmidas. Nossa hipótese é que o ambiente com maior disponibilidade hídrica será dominado pelas melhores competidoras, tornando este ambiente mais homogêneo e, portanto, com menor diversidade beta em relação à matriz, onde as espécies mais adaptadas ao estresse hídrico permaneceriam. Além disso, esperamos que quanto maior a distância entre estes ambientes, maior será a dissimilaridade de espécies entre eles.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

Realizamos o estudo no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco, na região da Serra Branca. O clima predominante na região é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso, do tipo As' segundo escala de Köppen. A precipitação pluviométrica anual varia na região de 650 a 1100 mm, com grande irregularidade no regime interanual e a temperatura média anual oscila em torno dos 23 °C, com mínima de 21 e máxima de 25 °C (SNE 2002).

Amostramos duas áreas: uma com menor disponibilidade hídrica, localizada ao longo da trilha que dá acesso ao paredão da Serra Branca, entre as coordenadas geográficas 8°33'15"S e 37°14'04"O e 8°33'13"S e 37°14'08"O. E outra com maior disponibilidade hídrica, localizada no sopé do mesmo paredão, entre as coordenadas geográficas 8°33'18"S e 37°14'14"O e 8°33'24"S e 37°14'14"O.

A área da trilha se caracteriza por ter vegetação mais seca e esparsa, sendo considerada por nós como uma área mais restritiva ao desenvolvimento vegetal. Enquanto que no sopé do

paredão a vegetação é mais verde e densa, contendo árvores mais altas e alguns elementos de floresta úmida, como ervas do gênero *Anthurium* (Aracea), e assim foi considerada como uma área menos restritiva.

### **Desenho amostral**

Estabelecemos 10 parcelas com dimensões de 5 m x 10 m, sendo cinco na trilha (área restritiva) e cinco no sopé do paredão da Serra Branca (área menos restritiva). Amostramos todas as plantas lenhosas com mais de 1 m de altura em cada parcela, e em seguida separamos os indivíduos por morfoespécie anotando a abundância de cada uma. Registramos as coordenadas geográficas de cada parcela para aferir a distância entre elas.

### **Análise de dados**

Construímos uma matriz de similaridade de Bray-Curtis baseada na abundância das morfoespécies em cada área. A partir desta matriz, usamos um escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) para ilustrar a separação entre as duas comunidades. Calculamos o perfil da diversidade das comunidades nas escalas alfa, beta e gama usando o método dos números de Hill (Jost et al. 2007) para as ordens “ $q=0$ ; 1 e 2” através do pacote “Divpart” do software R (R development Core Team 2008). Por último, para testar a relação entre a composição florística e a distância geográfica das comunidades amostradas, fizemos um teste de Mantel.

## **RESULTADOS**

Amostramos 224 indivíduos de 38 morfoespécies, com 25 ocorrendo na área menos restritiva (sopé do paredão) e 22 na área mais restritiva (trilha), sendo nove espécies comuns às duas áreas. As duas espécies mais abundantes foram *Trischidium molle*, com 26 registros (24 no sopé do paredão e dois ao longo da trilha) e *Byrsonima gardneriana*, com 23 registros (15 na trilha e oito no sopé do paredão). As áreas se mostraram diferentes em composição de espécies (Fig. 1).

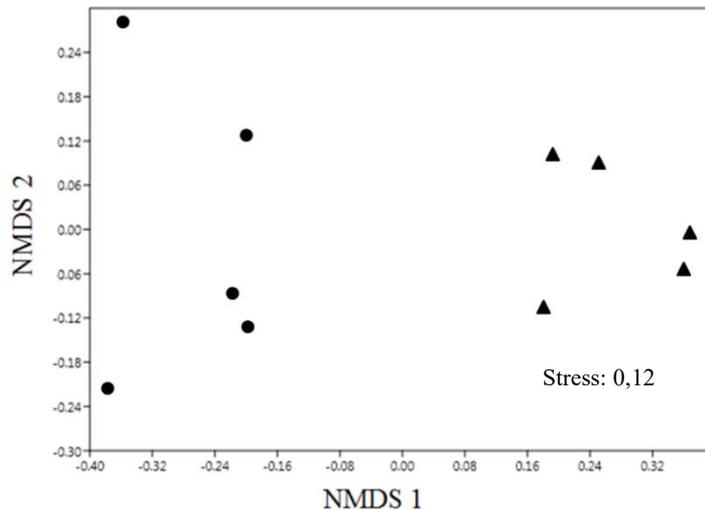


Figura 1. Ordenação da comunidade de plantas lenhosas da Serra Branca, Parque Nacional do Catimbau-PE. Triângulos representam a área restritiva (trilha) e círculos representam a área menos restritiva (sopé do paredão).

O ambiente restritivo apresentou diversidade alfa média maior que o ambiente menos restritivo. As espécies comuns e abundantes contribuíram mais equitativamente para a diversidade alfa média das áreas amostradas no ambiente restritivo, enquanto que no menos restritivo, as espécies raras são as que apresentaram maior peso para a diversidade alfa (Fig. 2a). A diversidade gama é similar entre as áreas, com 25 espécies para a área menos restritiva e 22 para a restritiva. As espécies raras contribuem mais para a diversidade gama no ambiente menos restritivo em comparação com o restritivo (Fig. 2b). A diversidade beta foi maior no ambiente menos restritivo, variando de 1,8 a 2,5 comunidades efetivas, enquanto que no mais restritivo variou de 1,54 a 2,15. Entretanto, a variação entre as ordens de diversidade foi similar em ambas as áreas (Fig. 3).

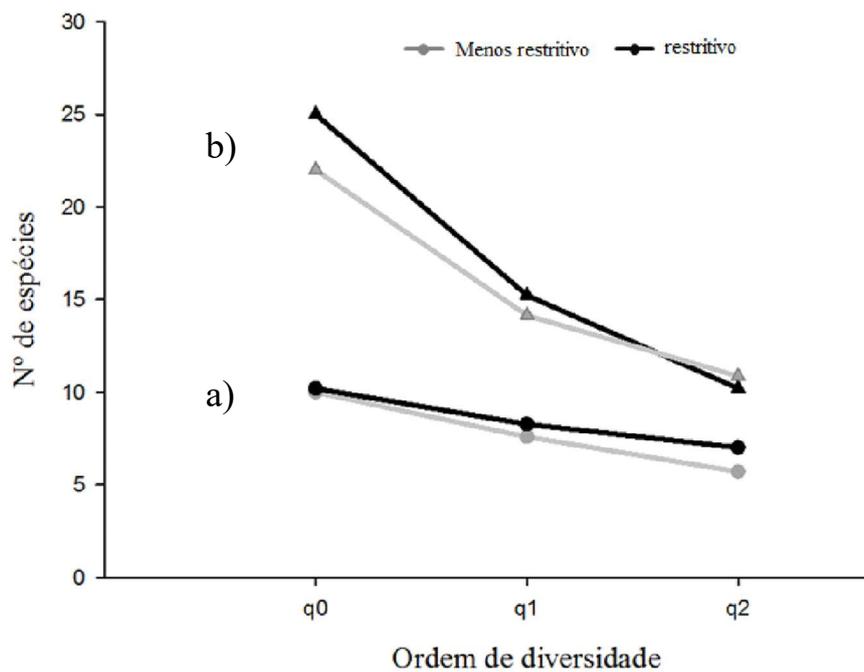


Figura 2. Perfil da diversidade alfa (a) e gama (b) em ambientes com diferentes restrições de recurso hídrico no Parque Nacional do Catimbau-PE.

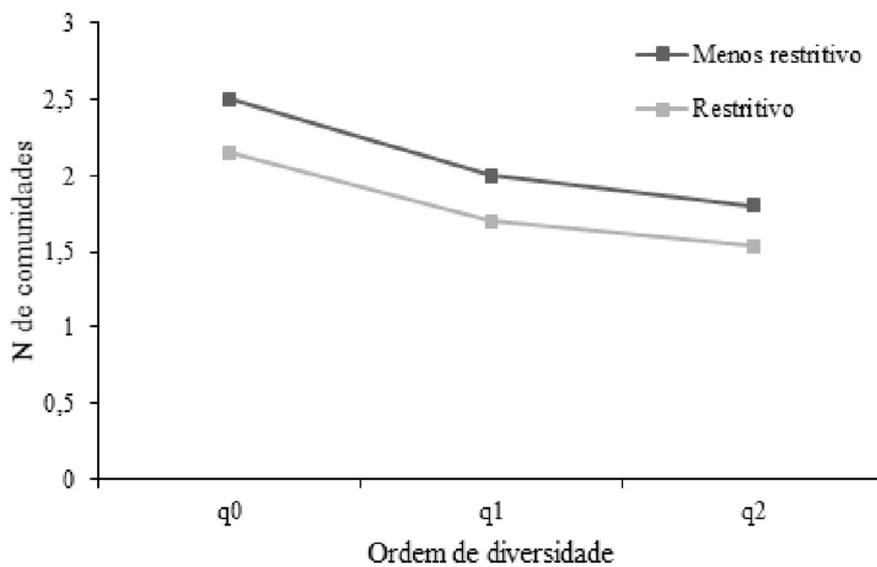


Figura 3. Perfil da diversidade beta em ambientes com diferentes restrições de recurso hídrico no Parque Nacional do Catimbau-PE.

Não encontramos relação entre a distância e a dissimilaridade de espécies entre as parcelas de cada área de estudo. Entretanto, a correlação é significativa quando comparamos as parcelas entre as áreas restritivas e menos restritivas (Tabela 1).

Tabela 1. Relação entre a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis e a matriz de distância entre as áreas estudadas no Parque Nacional do Catimbau - PE.

<b>Ambiente</b>	<b>Rho</b>	<b>p</b>
Menos restritivo	- 0,40	0,9
Restritivo	- 0,47	0,9
Todas as parcelas juntas	0,63	0,004

## **DISCUSSÃO**

Os resultados encontrados não corroboraram nossa hipótese principal, de que as áreas menos restritivas apresentariam menor diversidade beta. No entanto, corroboramos a hipótese de que quanto maior a distância entre as comunidades estudadas maior a dissimilaridade entre elas, sugerindo que a limitação da dispersão das espécies pode ser um fator estruturador da comunidade vegetal na escala estudada.

Apesar do maior número médio de espécies entre as parcelas da área mais restritiva (maior diversidade alfa), a área seca é mais homogênea na composição das comunidades locais. A maior similaridade das espécies entre as parcelas estudadas na área seca explica a menor diversidade beta e gama em relação à área úmida.

O perfil da diversidade beta é similar para as duas comunidades estudadas. A contribuição das espécies raras, comuns e abundantes para a estruturação da diversidade beta também é proporcionalmente igual nos dois ambientes, diferindo apenas em termos de

magnitude, sendo sempre maior no ambiente menos restritivo. Em ambos os ambientes estudados as espécies raras tiveram maior peso na composição da diversidade beta. Esse resultado corrobora com o padrão geral de estruturação das comunidades biológicas, onde poucas espécies possuem maior abundância relativa e muitas espécies são raras (Ricklefs 2003).

As duas áreas apresentam dissimilaridade de espécies, que pode ser explicada pela limitação de dispersão entre as áreas. Apesar da escala local do trabalho, algumas espécies podem não ter obtido sucesso em colonizar as áreas mais distantes e restritivas, devido a barreiras ou mesmo falha na dispersão de sementes (Calderón-Patrón 2012; De Cáceres et al. 2012), ficando restritas ao ambiente mais úmido. Essa limitação pode criar aglomerações distintas de espécies mesmo em áreas sem variações ambientais, e tem sido indicada como um fator preponderante na diversidade beta de florestas tropicais, especialmente aquelas com maior número de espécies raras (De Cáceres et al. 2012; Myers 2013).

No entanto, a ação do filtro ambiental não deve ser totalmente descartada, uma vez que algumas espécies podem ter alcançado o ambiente mais restritivo, mas não conseguiram se estabelecer nele devido às condições ambientais ou a disponibilidade de recursos. Desta forma, os dois efeitos podem estar atuando simultaneamente para a diferenciação das comunidades estudadas (Anderson et al. 2011 *apud* Cáceres et al. 2012).

Nossos resultados, aliados ao fato de as áreas menos restritivas ocorrerem em menor proporção que as áreas secas, possuem implicações para o manejo e conservação no interior do Parque Nacional do Catimbau. Entre eles, recomenda-se a inclusão destas áreas em zonas de maior proteção no zoneamento do Parque, e a priorização delas para ações de redução dos impactos antrópicos, como o uso para agricultura ou pastagem natural para os bodes pelos moradores locais. Ressalta-se também a importância de avaliar se há dissimilaridade de espécies entre os habitats úmidos do Parque. Caso isso ocorra, a seleção de múltiplas áreas úmidas como zonas de maior proteção será necessária para garantir a conservação da

diversidade beta e gama apresentada por essas áreas (Baselga 2010). Alguns estudos adicionais podem ser realizados para melhor compreensão da distribuição da diversidade em ambientes mais e menos restritivos no interior do Parque e na Caatinga. Entre eles, sugerimos relacionar as comunidades locais com outros fatores ambientais, como os tipos de solo e comparar áreas com diferentes níveis de pressões antrópicas.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE e CEPAN pelo apoio logístico e financeiro. Aos organizadores do Curso de campo: Ecologia e Conservação da Caatinga. Ao professor Dr. Felipe Melo pela orientação e a MSc. Maria Fabíola Barros pelo apoio na execução deste projeto.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Ab'Sáber, A. 2003. Os Domínios de Natureza no Brasil. Potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial. São Paulo, Brasil.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19:134-143.
- Begon, M.C.R.; Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2006. *Ecology from Individuals to Ecosystems*. 4<sup>o</sup> edição. Blackwell Publishing. USA
- Buckland, S.T., Studeny, A.C., Magurran, A.E. & Newson, S.E. in Magurran, A.E. & McGill, B. J. 2011, *Biological Diversity, Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press. USA.
- Calderón-Patrón, J.M., Moreno, C.E., Zuria, I. 2012. La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:879-891

- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K. & Ellison, A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84:45-67.
- De Cáceres, M., Legendre, P., Valencia, R., Chang, M.C.L., Chuyong, G., Condit, R., Hao, Z., Hsieh, C., Hubbell, S., Kenfack, D., Ma K., Mi, X., Noor, M.N.S., Kassim, A.R., Ren, H., Su, S., Sun, I., Thomas, D., Ye, W. & He, F. 2012. The variation of tree beta diversity across a global network of forest plots. *Global Ecology and Biogeography* 21:1191-1202.
- Hammer, O.; D.A.T Harper & P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4:9-15.
- Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88:2427-2439.
- Magurran, A.E. & McGill, B.J. Challenges and opportunities in the measurement and assessment of biological diversity. in Magurran, A.E. & McGill, B. J. 2011, *Biological Diversity, Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press. USA.
- Morin, P.J. 2011. *Community Ecology*. 2aed. Wiley-Blackwell. Oxford. UK.
- Myers, J.A., Chase, J.M., Jime, I.N, Jørgensen, P.M., Araujo-Murakami, A., Paniagua-Zambrana, A & Seidel, R. 2013. Beta-diversity in temperate and tropical forests reflects dissimilar mechanisms of community assembly. *Ecology Letters* 16:151-157
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ricklefs, R.E. 2003. *Economia da Natureza. A Economia da Natureza*. Guanabara Editora, Rio de Janeiro, Brasil.
- Sampaio, E.V.S.B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. In Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. 1995. *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press. UK.

Sociedade Nordestina de Ecologia, 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco – SECTMA, Recife.

# 18 EFEITO DO PROPRIETÁRIO POR FORMIGAS DOMINANTES E ESPECIALISTAS NA CAATINGA

Pedro Henrique A. Sena<sup>1</sup>, Clarissa M. Knoechelmann<sup>2</sup>, Diego P.F. Trindade<sup>2</sup>, Layla S. Reis<sup>3</sup>, Maryana R.P. Dias<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia – Departamento de Biologia – Universidade Federal Rural de Pernambuco.

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – Departamento de Botânica – Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) – Departamento de Sistemática e Ecologia – Universidade Federal da Paraíba.

Orientador: Dr. José Domingos Ribeiro-Neto

Monitor: Felipe Siqueira

## RESUMO

Formigas são organismos eussociais, caracterizados por dividir tarefas entre membros de um mesmo grupo. Uma destas funções é a defesa do ninho, a qual pode ser explicada pelo efeito do proprietário, com defesa mais eficiente nas imediações do ninho do que em locais mais distantes dele. Neste sentido, testamos se o efeito do proprietário existe para duas espécies de formigas, avaliando o tempo de detecção e subjugação em duas distâncias a partir do ninho. Para examinar a eficiência do ataque de *Dorymyrmex thoracicus* (dominante) e *Dinoponera quadriceps* (especialista) foram amostrados nove ninhos de cada espécie. Em cada ninho, foram dispostos dois tratamentos (ninho e controle) com iscas de cupim. Nossos resultados não corroboraram a hipótese do efeito do proprietário, visto que não houve diferença na proteção próxima e distante do ninho. Isso pode ter ocorrido por três motivos: (1) o efeito do proprietário é inexistente; (2) as formigas estavam forrageando, não protegendo o ninho ou (3) a área de proteção do ninho é maior do que a estudada. Os resultados obtidos e as novas hipóteses sugeridas podem gerar subsídios para outros estudos que visem responder sobre o efeito do proprietário e o comportamento de formigas, sobretudo na Caatinga.

**PALAVRAS-CHAVE:** Agressividade, *Dinoponera quadriceps*, *Dorymyrmex thoracicus*, Recrutamento, Ownership

## INTRODUÇÃO

A eussociabilidade é definida de acordo com três características básicas, a cooperação entre membros da colônia com juvenis, a divisão reprodutiva de tarefas e sobreposição de pelo menos duas gerações colaborando simultaneamente na divisão de trabalho (Wilson 1980). Dos grupos de organismos eussociais, podemos citar abelhas, termitas e formigas (Wilson 1980). As últimas são as mais abundantes, diversas e ecologicamente dominantes do planeta (Bourke 1997; Beattie & Hughes 2002), sendo esse um dos principais fatores responsáveis pelo sucesso do grupo, com o espectro de vantagens indo desde a aquisição eficiente de comida até a proteção do ninho contra ataques (Steiner et al. 2010). As estratégias de defesa se estendem desde odor uniforme da colônia, para distinção entre membros e invasores, até mecanismos de comunicação entre indivíduos para facilitação de recrutamento diante de ameaça (Steiner et al. 2010).

O comportamento defensivo pode variar dependendo do grupo funcional. Andersen (1997), em uma proposta de classificação funcional, separou as formigas em vários grupos e dois deles são notavelmente opostos: as formigas dominantes, com espécies mais abundantes, extremamente ativas e agressivas e, as formigas predadoras especialistas, que possuem grande tamanho corporal, colônias com poucos indivíduos e pouca interação com outras formigas devido à sua dieta especializada. Espécies do grupo Dolichoderinae são bons representantes do grupo de dominantes, enquanto a família Ponerinae é caracterizada por ser, em sua maior parte, formada por predadores especialistas (Andersen 1997).

O comportamento das formigas, de defesa do ninho ou de algum recurso, é definido como o efeito do proprietário (Way 1963). Esse comportamento defensivo pode desempenhar um benefício direto, protegendo as proximidades dos ninhos, mas também um benefício indireto para espécies vegetais. Isso fica evidente quando as formigas inibem a presença de granívoros, diminuindo a predação de sementes depositadas ao redor dos ninhos e,

consequentemente, aumentando a chance de recrutamento das espécies depositadas no solo (Lôbo et al. 2011). Sendo assim, nos propomos a testar se o efeito do proprietário existe para duas espécies distintas de formigas, avaliando o tempo de detecção e subjugação em duas distâncias a partir do ninho. Sugerimos que esse comportamento ocorrerá para as duas espécies, contudo, formigas dominantes terão maior eficácia do que formigas especialistas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau), localizado entre as coordenadas 8°24'00" e 8°36'35" S e 37°09'30" e 37°14'40" W e pertencente aos municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. O clima é semiárido estacional, com precipitação de 250 a 1000 mm/ano, temperatura média anual de 24 a 26 °C e altitudes de 600 a 1000 m (MMA, 2003). O parque abriga uma vegetação de caatinga com fisionomias que variam de vegetação herbácea até arbórea, assim como assentamentos rurais que desenvolvem atividades de agricultura e criação de caprinos (Prado 2003). Especificamente, utilizamos o sítio do Seu Jacó como unidade experimental, localizada em uma área próxima à Pedra do Cachorro (8°34'13" S e 37°14'44" W), que possui vegetação arbustiva arbórea espaçada com solo arenoso.

### **Desenho experimental**

Coletamos cupins de duas espécies, presentes no solo e em troncos, para oferecê-los como presas para as formigas. Posteriormente, percorremos uma trilha e selecionamos 18 ninhos, sendo nove de *Dinoponera quadriceps* e outros nove de *Dorymyrmex thoracicus*. Medimos o diâmetro maior dos ninhos e esse foi utilizado como medida para o estabelecimento da área controle, a qual foi estabelecida da borda do ninho para fora da área do mesmo. Utilizamos a entrada do ninho como tratamento. Colamos cinco cupins vivos na borda de um

quarto de folha A4 (15 x 10 cm) para servirem como modelo de um possível invasor dos ninhos de formigas.

Avaliamos tanto no controle quanto no tratamento o comportamento de inspeção (ação da formiga tocar o cupim com suas antenas para reconhecimento da presa) e o comportamento de subjugamento (quando a formiga mata ou retira o cupim do lugar). Para isto, as iscas foram posicionadas em dois tratamentos: (1) borda do ninho; (2) controle, posicionada distante da borda, especificamente após o equivalente ao diâmetro total do ninho e contado partir do tratamento de borda do ninho.

Observamos o comportamento das formigas por 15 minutos ou até todos os cupins terem sido subjugados, no controle ou no tratamento. Nas observações, anotamos o tempo da primeira inspeção, os tempos do primeiro até o último subjugamento, bem como a interação de outras espécies de formigas.

### **Análise de dados**

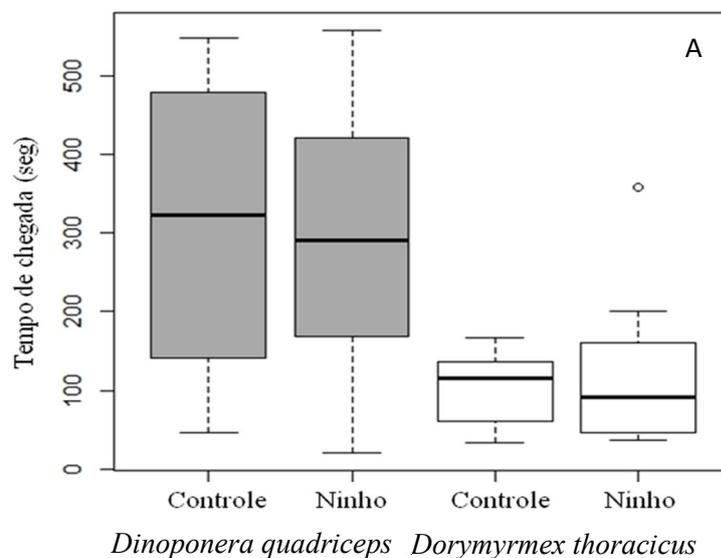
Os dados foram tratados e normalizados com a aplicação do  $\log+1$ . Para testar a rapidez na proteção do ninho com base nos dois tratamentos e entre as duas espécies, aplicamos uma Anova de dois fatores – sendo as variáveis independentes: ninho e tratamento (categóricas); e as variáveis dependentes: tempo de chegada e tempo de subjugamento (contínuas). Todos os testes foram realizados a um nível de significância de 0,05 ( $\alpha$ ) e as análises foram conduzidas utilizando o programa estatístico R, versão 2.15.0 (R Development Core Team 2012).

## **RESULTADOS**

Foram observadas formigas do gênero *Ectatoma* sp. atacando e subjugando as presas próximas ao ninho de *D. quadriceps*, somente quando estas não estavam presentes (Obs. pess.). O tempo médio de chegada e subjugamento de *D. quadriceps* no tratamento controle foi de  $226 \pm 238$  (segundos) e  $138 \pm 211$  (segundos), respectivamente, enquanto que no tratamento ninho

essas médias foram de  $189 \pm 150$  (segundos) e  $260 \pm 196$  (segundos), respectivamente. Em *D. thoracicus* o tempo médio de chegada e subjugamento das presas no tratamento controle foi de  $63 \pm 67$  (segundos) e  $57 \pm 67$  (segundos), respectivamente. Para o tratamento no ninho, essas médias foram de  $53 \pm 102$  (segundos) e  $110 \pm 110$  (segundos), respectivamente (Fig. 1).

Quando considerada as diferenças entre as espécies, o tempo de chegada de *D. thoracicus* foi 3,5 vezes mais rápido do que *D. quadriciceps* ( $F = 18.33$ ;  $GL = 1$ ;  $p < 0,001$ ). Esse padrão se repetiu para o tempo de subjugamento, que foi 2,5 vezes maior por parte de *D. thoracicus* ( $F = 5,19$ ;  $GL = 1$   $p = 0,03$ ). Os diferentes tratamentos (ninho e controle) não diferiram quanto ao tempo de chegada ( $F = 0.17$ ;  $GL = 1$ ;  $p = 0.68$ ) e quanto ao tempo de subjugamento ( $F = 0,006$ ;  $GL = 1$ ;  $p = 0,94$ ) para as duas espécies.



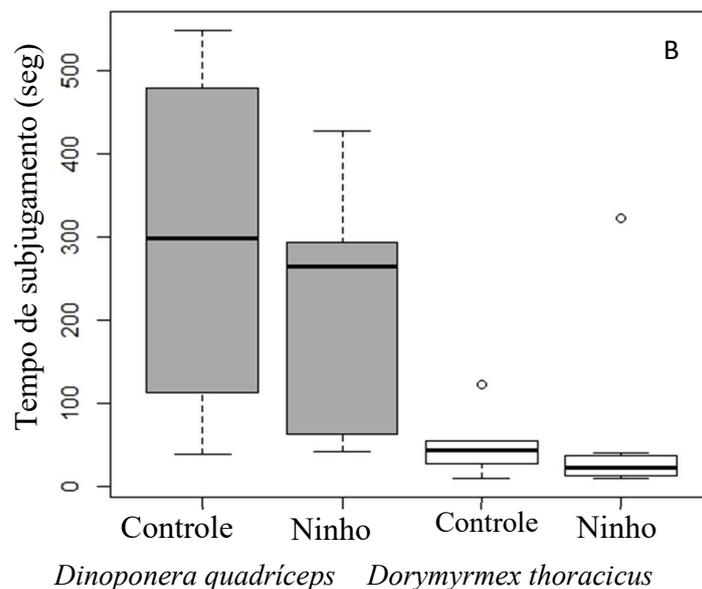


Figura 1. A) Tempo de chegada e B) tempo de subjugamento em tratamentos de controle e ninho de *Dinoponera quadriceps* e *Dorymyrmex thoracicus* no PARNA Catimbau, Pernambuco, Brasil.

## DISCUSSÃO

Apesar de termos observado diferenças entre as espécies com relação ao tempo de ataque, nossos resultados não corroboraram a hipótese do efeito do proprietário, visto que não houve diferença na proteção próxima e distante do ninho. Isso pode ter ocorrido por três motivos: (1) para essas formigas, o efeito do proprietário é inexistente; (2) as mesmas estavam forrageando e não protegendo o ninho de possíveis invasores ou (3) a área de proteção do ninho é maior do que a que estudamos. Apesar do efeito do proprietário não ter sido evidenciado, quando o mesmo existe possui implicações extremamente positivas para as populações de formigas e também de plantas, como por exemplo, a proteção das sementes situadas ao redor do ninho (Lôbo et al. 2011).

Estudos futuros devem considerar horários em que as espécies não estejam forrageando, além de diferentes distâncias do ninho para que esses efeitos sejam isolados. Além disso, informações sobre comportamento de defesa de ninhos são importantes para o melhor entendimento de características eussociais, como o papel da partição de funções dentro de uma mesma colônia. Sendo assim, os resultados obtidos e as novas hipóteses sugeridas podem gerar subsídios para outros estudos que visem responder sobre o efeito do proprietário e o comportamento de formigas, o que contribuirá efetivamente para o entendimento das diferenças e particularidades entre os diversos grupos, sobretudo na Caatinga.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos à gestão do Parque Nacional do Catimbau - PE e ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD) desenvolvido pela UFPE, pelo provimento das condições logísticas necessárias para realização da pesquisa. Ao Msc. Felipe Siqueira pelo auxílio na coleta dados.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Andersen, A.N. 1997. Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. *Journal of Biogeography* 24: 433-460.
- Beattie, A.J. & Hughes, L. 2002. Ant-plant interactions. In: *Plant-animal Interactions: An Evolutionary Approach* (eds. Herrera, C. M. & Pellmyr, O.), pp. 211-235. Blackwell Publishing, Oxford.
- Bourke, A.F.G. 1997. Sociality and Kin Selection in Insects. In: *Behavioural Ecology: An Evolutionary Approach*, (eds. Krebs, J.R. & Davies, N. B.), pp. 203-227. Blackwell Publishing, Malden, USA.

- Lôbo, D.; Tabarelli, M. & Leal, I.R. 2011. Relocation of *Croton sonderianus* (Euphorbiaceae) seeds by *Pheidole fallax* Mayr (Formicidae): a case of post-dispersal seed protection by ants? *Neotropical Entomology* 40: 440-444.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2003. Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Universidade Federal de Pernambuco. 382 p.
- Prado, D.E. 2003. Seção I- Cap.1: Padrões de Diversidade e Distribuição de Espécies em Escala Regional: As Caatingas da América do Sul. In: Ecologia e conservação da caatinga/editores Leal, I.R., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. Recife: Ed. Universitária da UFPE. 822 p.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Available in: <<http://www.R-project.org/>>
- Steiner, F.M.; Crozier, R.H. & Schlick-Steiner, B.C. 2010. Colony Structure. In: Ant Ecology, (eds. Lach, L.; Parr, C.L. & Abbott, K. L.), pp. 177-193. Oxford University Press, Oxford, USA.
- Wilson, E.O. 1980. Sociobiology. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, UK.

## 19 DIVERSIDADE FUNCIONAL DA VEGETAÇÃO AUMENTA A DIVERSIDADE DE ARTRÓPODES DE SERRAPILHEIRA

Cláudia S.G. Martins<sup>1</sup>, Alana Pacheco-Flores<sup>2</sup>, Cacilda Rocha<sup>3</sup>, Ligia A.F. Vieira<sup>3</sup>, Madson A.B. Freitas<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Centro de Energia Nuclear Aplicada à Agricultura, Universidade de São Paulo – CENA/USP.

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biologia, Universidade Nacional Autónoma do México - UNAM.

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

Orientador: Prof. Dr. Thiago Gonçalves-Souza

Monitora: Fernanda Oliveira

### RESUMO

A teoria da heterogeneidade de habitat afirma que maior complexidade do ambiente promove mais nichos ecológicos e diferentes modos de exploração dos recursos, aumentando a diversidade de espécies presentes. Uma das formas de medir essa heterogeneidade e suas implicações é recorrendo à diversidade funcional da vegetação. Na Caatinga, há uma dominância de uma espécie arbórea exótica, potencialmente invasora, conhecida como algaroba, que exibe vantagens competitivas sobre espécies nativas e gera redução da heterogeneidade nos lugares onde se encontra, também no sentido descendente, até à serrapilheira. Este estudo buscou determinar se áreas dominadas por algaroba diminuem a diversidade  $\beta$  de artrópodes, com resultados que poderiam inferir quanto ao manejo da paisagem em áreas de Caatinga. Identificamos morfoespécies de artrópodes em área poliespecífica (considerada de Caatinga menos perturbada) e em área monoespecífica (considerada de dominância de algaroba). Não verificamos diferença na composição de grupos de artrópodes entre os dois habitats. Encontramos as mesmas espécies identificadas em área monoespecífica em área poliespecífica. O inverso não foi verificado, o que pode revelar que está acontecendo perda, mas não substituição de espécies.

**PALAVRAS-CHAVE:** Algaroba, Artrópodes, Caatinga, Diversidade funcional, Serrapilheira

## INTRODUÇÃO

A teoria da heterogeneidade de habitat assume que a estrutura complexa do ambiente promove mais nichos ecológicos e diferentes modos de exploração dos recursos, aumentando a diversidade de espécies (Bazzaz 1975). Em muitos habitats, as comunidades de plantas determinam a estrutura física do ambiente e assim têm uma considerável influência na distribuição e interações das espécies animais (Lawton 1983; McCoy & Bell 1991). Está bem documentada a relação positiva entre heterogeneidade de habitat determinada pela vegetação e a diversidade das espécies animais (Davidowitz & Rosenzweig 1998), mas também encontramos referências de efeitos variados de atributos estruturais da vegetação, conforme se considere um ou outro grupo taxonômico animal (Okland 1996). A heterogeneidade tem sido medida em termos de diversidade funcional, uma métrica multivariada de atributos ecológicos de uma comunidade de plantas (Petchey & Gaston 2006).

Em uma área coberta por vegetação, a serrapilheira é a camada mais superficial do solo, formada a partir dos resíduos orgânicos e detritos. Desempenha funções no equilíbrio e na dinâmica dos ecossistemas (Costa et al. 2010) e controla diretamente a quantidade de nutrientes que retorna ao solo, ainda servindo de substrato para decompositores. Em escalas locais, uma maior concentração de nutrientes da camada da serrapilheira está relacionada com a abundância e diversidade de artrópodes (Sawyer 2008). Inversamente, verificou-se que algumas características da serrapilheira de ambientes pouco heterogêneos têm contribuído potencialmente para a erosão das comunidades de artrópodes, porque reduzem condições ótimas de habitat para estes organismos (Haslett 1997; Brose 2003).

Na Caatinga, há uma ocupação desordenada da *Prosopis juliflora* (Sw) Dc. (Leguminosae – Mimosoideae), considerada uma espécie potencialmente invasora, presente em muitas regiões áridas e semiáridas do mundo (Pegado et al. 2006). Popularmente conhecida como algaroba, essa espécie apresenta vantagens competitivas sobre espécies nativas arbustivas-arbóreas

(Nascimento 2007), gerando redução da heterogeneidade vegetal em áreas onde se encontra e também nos níveis tróficos subordinados ao estrato arbóreo-arbustivo.

Neste contexto, pretendemos investigar como a diversidade funcional da vegetação de Caatinga influencia a diversidade de artrópodes na serrapilheira. Assumimos uma área mais heterogênea em termos de vegetação como poliespecífica e um algarobal como área monoespecífica. Partindo da premissa que uma área de vegetação mais heterogênea teria maior diversidade funcional de folhas na serrapilheira, nossa hipótese foi de que haveria maior diversidade de artrópodes neste ambiente do que na área monoespecífica.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

Este estudo foi desenvolvido em áreas de Caatinga no povoado Ponta da Vargem, no Parque Nacional do Catimbau, localizado entre os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga, na região agreste de Pernambuco. O clima da região é semiárido, com precipitação irregular, variando entre 450 e 1000 mm e temperatura entre 21 °C e 25 °C (MMA 2002). Em ambas as áreas do estudo, o solo é de origem sedimentar.

### **Desenho experimental**

Escolhemos duas áreas: uma de Caatinga com vegetação heterogênea, que consideramos poliespecífica, e outra com dominância de *P. juliflora* (Sw) Dc., que consideramos monoespecífica. Esta espécie potencialmente invasora é exótica, tendo sido introduzida no Brasil como forragem para caprinos e ovinos em meados de 1960 (Pegado et al. 2006). Na área poliespecífica, selecionamos aquela com maior representatividade de espécies vegetais no nível arbustivo-arbóreo.

Em cada um dos ambientes selecionamos 10 áreas sob diferentes indivíduos do estrato arbóreo, tomando como base a quantidade de serrapilheira acumulada. Sorteamos cinco para

amostragem e utilizamos quadrados de 0,4 x 0,4 m<sup>2</sup> para coletar a serapilheira dentro da área. A serapilheira foi triada para separação do material vegetal e dos artrópodes associados a mesma. O material vegetal foi pesado em balança semianalítica e foi calculada sua biomassa (g/m<sup>2</sup>). Os artrópodes foram identificados e contabilizados com o uso de estereomicroscópio no menor nível taxonômico possível, consultando referência especializada (Gullan & Cranston 1994).

### **Análise de dados**

Para testar se os fatores ‘habitat’ (monoespecífico ou poliespecífico) influenciavam a riqueza de artrópodes, realizamos uma Análise de Covariância (ANCOVA) utilizando a biomassa da serrapilheira como covariável. Testamos a diferença da composição de artrópodes entre as áreas através de uma Análise Multivariada de Permutação (PERMANOVA) unifatorial. A comparação entre a diversidade  $\beta$  das áreas e entre áreas foi feita usando um Teste de Dispersão Beta a partir da matriz de composição, utilizando a função BetaDis. O tratamento estatístico dos dados foi realizado no ambiente computacional R (R Core Team 2014).

## **RESULTADOS**

Na área de Caatinga poliespecífica registramos um total de 41 morfoespécies de artrópodes e na área de predominância de algaroba, 11 morfoespécies de artrópodes. As morfoespécies partilhadas correspondiam a apenas três grupos (Tabela 1).

A riqueza de artrópodes em área poliespecífica foi quatro vezes maior do que na área monoespecífica (Figura 1). Contudo, a biomassa de serrapilheira não afetou a diversidade de artrópodes associados à serrapilheira (Tabela 2).

Tabela 1. Grupos taxonômicos de artrópodes registrados nas áreas amostradas no povoado Ponta da Vargem no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco.

Área Poliespecífica	Área Monoespecífica	Grupos compartilhados
Acarii	Aranea	Aranea
Araneae	Formicidea	Formicidea
Blattodea	Geometridae	Thysanura
Colembola	Thysanura	
Formicidea		
Heteroptera		
Isoptera		
Orthoptera		
Pseudoscorpionida		
Thysanura		

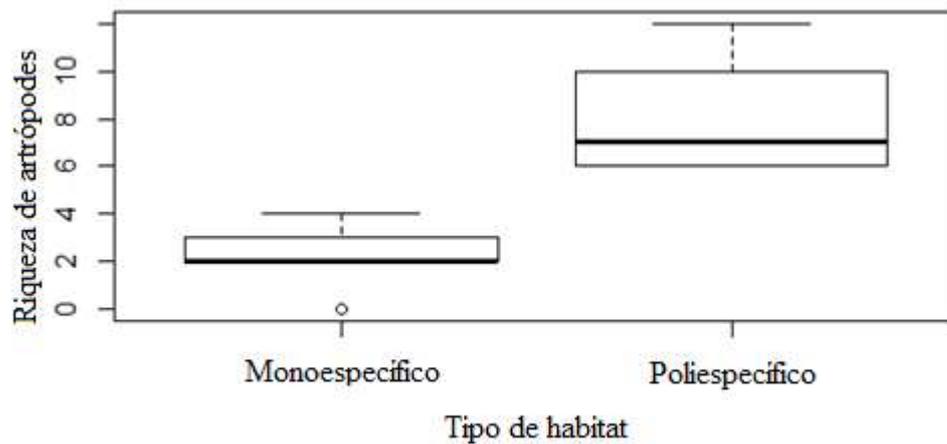


Figura 1. Riqueza de espécies de artrópodes nos dois habitats estudados no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco.

Tabela 2. Resumo de Análise de Covariância realizado entre os habitats (monoespecífico e poliespecífico) assumindo biomassa de artrópodes como cofator.

FV	Gl	Média	F	P
Habitat	1	90	20.2921	0.003
Biomassa	1	6.553	1.4776	0.264
Resíduos	7	4.435		

A análise de PERMANOVA revelou não haver diferença entre a composição de espécies nas áreas amostradas ( $R^2=0.195$ ;  $p=0.104$ ). Também não houve substituição de espécies (diversidade  $\beta$ ) entre áreas (Figura 2).

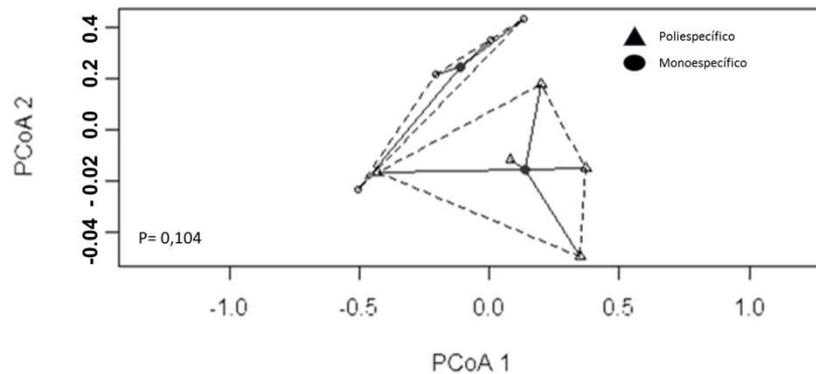


Figura 2. Representação gráfica da composição de espécies entre as áreas mono e poliespecíficas. Ponto central representa a média da composição de espécies e as linhas pontilhadas delimitam as áreas dos polígonos que correspondem às amplitudes das variações das composições de morfoespécies dentro de cada área amostrada no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco.

## DISCUSSÃO

Os resultados corroboram nossa hipótese, uma vez que evidenciamos diferença nas diversidades  $\alpha$  entre as áreas poliespecífica e monoespecífica. Encontramos maior diversidade de espécies na área poliespecífica. Quanto à diversidade  $\beta$ , ela foi maior na área poliespecífica, porém, não diferiu entre os ambientes. Isso sugere que não há substituição de espécies da área monoespecífica para a área poliespecífica.

Porque encontramos maior riqueza de artrópodes na área poliespecífica, corroboramos a relação positiva entre heterogeneidade das comunidades de vegetação e a diversidade de espécies animais (Davidowitz & Rosenzweig 1998). Em áreas mais heterogêneas há uma maior variabilidade nos processos físicos e químicos, conferindo ao ambiente mais microhabitats, ampliando a diversidade de espécies no mesmo nível trófico, ou seja, diversidade horizontal

(Cardinale et al. 2006). Assim, a maior presença de artrópodes de serrapilheira, principalmente organismos detritívoros, permite-nos supor que se mantêm a ciclagem de nutrientes e processos ecossistêmicos (Gessner et al. 2010).

O fato de não se ter verificado diferença na composição de grupos de artrópodes entre os dois habitats, nos permite algumas inferências em relação à presença da algaroba, em meio a uma resistência recorrente à presença de espécies exóticas em ambientes naturais, por se julgar que invariavelmente elas excluem espécies locais. Na área de algaroba encontramos algumas morfoespécies que também ocorreram na área poliespecífica de Caatinga, logo, se a algaroba está interferindo na diversidade de espécies pode ser que seja apenas no nível da perda e não da substituição de espécies.

Por não termos avaliado a eficiência dos grupos de artrópodes na área monoespecífica e na poliespecífica, não podemos tirar conclusões quanto a qual dos ambientes é mais estável ou resiliente. Mas o primeiro resultado de ausência de substituição de espécies entre as áreas amostradas destaca a importância de avaliar se a diversidade funcional de plantas e a sua influência na diversidade de organismos, para investigar se sistemas naturais mais heterogêneos suportam mais interações que sistemas monoespecíficos.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE e ao PELD CATIMBAU pelo apoio logístico e financeiro. À coordenação da 8.<sup>a</sup> edição do Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga. Ao Professor Dr. Thiago Gonçalves-Souza e à monitora MSc. Fernanda Oliveira, pela orientação na execução deste projeto.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Bazzaz, F.A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56: 485–488.
- Brose, U. 2003. Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands mediated: by vegetation structure or plant diversity? *Oecologia* 135: 407–413.
- Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M. et al. 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443: 989–992.
- Costa, C.C.A.; Camacho, R. G. V.; Macedo, I. D; Silva, P. C. M. 2010. Análise comparativa da produção de serrapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de Caatinga na Flona de Açú – Rio Grande do Norte. *Revista Árvore* 34: 259-265.
- Davidowitz, G. & Rosenzweig, M.L. 1998 The latitudinal gradient of species diversity among North American grasshoppers within a single habitat: a test of the spatial heterogeneity hypothesis. *Journal of Biogeography*. 25: 553– 560.
- Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M. & DeClerk, F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22-33
- Gessner, M.O., Swan, C. M., Dang, C.K., McKie, B.G., Bardgett, R.D., Wall, D.H. & Hattenschwiler, S. 2010. Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 372-380.
- Gullan, P.J. & P. S. Cranston. 1994. *The insects: an outline of entomology*. Chapman & Hall, USA.
- Haslett, J. 1997. Insect communities and the spatial complexity of mountain habitat. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6: 39–48.
- Lawton J.H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annu Review of Entomology* 28: 23–39.

- MMA - Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. 2002. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Brasília, Universidade Federal de Pernambuco, Conservation Internacional do Brasil e Fundação O Boticário.
- McCoy, E.D. & Bell, S.S. 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. Habitat structure: the physical arrangement of objects in space (eds. S.S. Bell, E.D. McCoy & H.R. Mushinsky), p. 3–27. Chapman & Hall, London.
- Nascimento, C. E. E. S. 2007. Capacidade adaptativa da algarobeira *Prosopis juliflora* (Sw) DC. na região semiárida do nordeste do Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, PE, Brasil.
- Okland, B. 1996 Unlogged forests: important sites for preserving the diversity of mycetophilids (Diptera: Sciaroidea). *Biological Conservation* 76: 297–310.
- Pegado, C. M. A., L. A. Andrade, L. P. Félix, I. M. Pereira. 2006. Efeitos da invasão biológica de algaroba –*Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 20:887-898.
- Petchey, O.L. & Gaston, K.V. 2009. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-758
- Prado, D. E. 2003. As Caatingas da América do Sul. In I. R. Leal, M. Tabarelli, J. M. C. Silva. (Eds.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*, p. 3-74. Editora Universitária da UFPE, Pernambuco, Brasil.
- Sawer, D. 2008. Climate change biofuels and eco-social impacts in the Brazilian Amazon and Cerrado. *Philosophical Transactions of the Royal Society Lond B* 363: 1747-1752
- Violle, C.; Navas, M.L. Vile, D.; Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I. & Eric Garnier. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116: 882-892.

## 20 INVESTIMENTO REPRODUTIVO DE *Croton campestris* EM DIFERENTES ÁREAS DA CAATINGA

Gésica Souza<sup>1</sup>, Cecília Dalotto<sup>2</sup>, Corina A. Barreto<sup>3</sup>, Francisco C. Lima-Júnior<sup>4</sup>, Janete F. Andrade<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de Rural do Rio de Janeiro, UFRRJ

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia em Ecologia, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina.

<sup>4</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>5</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia.

Orientador: Prof. Dr. Bráulio Santos

Monitora: Maria Joana S. Specht

### RESUMO

A disponibilidade de recursos modifica o investimento da planta nos processos vitais, enfrentando compensações entre seu crescimento e reprodução. Compreender como as condições abióticas e a disponibilidade de recursos influenciam os organismos vegetais pode fornecer respaldo acerca do investimento reprodutivo das populações. Portanto, o objetivo do estudo foi investigar se ambientes com diferentes condições ambientais influenciam o investimento reprodutivo de *Croton campestris* (A.St.-Hil.), uma espécie arbustiva da Caatinga. A hipótese desenvolvida foi que em condições favoráveis, a disponibilidade de recursos seria maior para a planta investir em reprodução. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, Buíque – Pernambuco, onde foram amostradas 30 plantas no total, metade em cada área, uma considerada favorável e a outra desfavorável para o desenvolvimento da espécie. Foi medido o diâmetro do tronco ao nível do solo e contado o número de inflorescências de cada planta. Para a análise dos dados foi realizada uma Análise de Covariância (ANCOVA). A média de diâmetro e do número de inflorescências foi maior na área considerada favorável e a ANCOVA foi significativa. Desse modo, a relação entre diâmetro e inflorescências foi menor na área desfavorável, evidenciando que os recursos eram suficientes para que os indivíduos investissem em crescimento vegetativo, além da reprodução.

**PALAVRAS-CHAVE:** Alocação de recursos, Catimbau, Condições desfavoráveis, Crescimento diferencial

## INTRODUÇÃO

A escassez de recursos pode modificar a maneira como os seres vivos utilizam sua energia para seus processos vitais e quando os recursos são escassos a planta pode investir preferencialmente em reprodução (Van Schaik et al. 1993). Quando há uma perturbação, seja ela antrópica ou natural, os recursos passam a ser variáveis e alguns indivíduos podem ser afetados de forma positiva ou negativa. Isso reflete no modo como eles empregam suas demandas energéticas em crescimento, defesa ou reprodução (Reekie & Bazzaz 2005). O investimento reprodutivo é importante para mostrar a interação do indivíduo com o ambiente natural, a disponibilidade de recursos e sua variação no espaço e no tempo (Odum & Barret 2007; Ricklefs 2003). Portanto, compreender como as condições abióticas modificam as características reprodutivas pode fornecer respostas acerca da distribuição e ocorrência das espécies.

Ainda que as espécies estejam adaptadas ao ambiente, existem condições que limitam o seu desenvolvimento. Condições favoráveis são relativas ou inerentes aos indivíduos. Uma condição favorável é aquela que não é limitante, ou seja, permite o desenvolvimento pleno sem restringir seu crescimento ou reprodução (Begon et al. 2007). As populações vegetais de ambientes áridos e semiáridos apresentam diferentes estratégias reprodutivas (Santos 2003), pois além da escassez de água, sofrem também com distúrbios de origem antrópica, como queimadas, atividades agrícolas e a domesticação de herbívoros de médio e grande porte (Leal et al. 2003), que podem interferir na propagação e desenvolvimento de algumas espécies. Em condições desfavoráveis, os indivíduos podem alterar seu metabolismo a taxas mínimas e, como consequência, podem perder suas estruturas foliares (Silva et al. 2004) e cessar o investimento em reprodução (Reekie & Bazzaz 2005).

As espécies que são capazes de se estabelecer em áreas extensas podem se manter durante muitas gerações, impedindo o reestabelecimento de processos e serviços ecológicos no

ecossistema (Peh et al. 2011). Em diversas áreas da Caatinga é possível observar a monodominância de espécies, principalmente em áreas que foram expostas a cortes, queimadas e ao cultivo de monoculturas. Levando em consideração esse contexto, o presente estudo aborda como ambientes com diferentes condições ambientais influenciam o investimento reprodutivo de *Croton campestris* (A.St.-Hil.), uma espécie arbustiva encontrada na Caatinga. Essa espécie é abundante em áreas abertas ou perturbadas podendo ser encontrada facilmente em diversas áreas no PARNA Catimbau. Testamos a hipótese de que em condições favoráveis a disponibilidade de recursos seria maior para planta investir em reprodução, portanto esperava-se que, quanto maior o diâmetro do tronco, maior o número de inflorescências.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, localizado entre as coordenadas 8°24'00" e 8°36'35" S e 37°09'30" e 37°14'40" W e pertencente aos municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. A coleta de dados ocorreu especificamente na "Pedra do Cachorro" e "Trilha do Camelo". O clima é semiárido estacional, com precipitação de 250 a 1000 mm/ano, temperatura anual de 24 a 26 °C e altitudes de 600 a 1000 m (MMA 2003). O solo é de origem sedimentar, com arenito de granulação grosseira, micáceos ou mesmos feldspáticos. O parque abriga uma vegetação de caatinga com fisionomias que variam de vegetação herbácea até arbórea, assim como existem assentamentos humanos dentro do parque que desenvolvem atividades de agricultura e criação extensiva de caprinos (Prado 2003).

### **Desenho experimental**

Foi escolhida como objeto de estudo a espécie *Croton campestris*, por ter ocorrência ampla no local de estudo, um arbusto que varia de 0,5 a 2 m de altura e ocorre preferencialmente em áreas ensolaradas ou em locais perturbados da Caatinga. A planta é rica em óleos essenciais

perfumados, possui floração abundante e pode ser utilizada na apicultura, jardinagem e na medicina popular. Apresenta flores femininas na parte superior do pedicelo e flores masculinas na parte inferior do mesmo, com separação temporal de floração (Andrade-Lima 1989).

Foram selecionados 30 indivíduos de *C. campestris* em duas áreas – os 15 primeiros foram analisados na Pedra do Cachorro e os restantes foram na Trilha do Camelo. Em cada indivíduo foi medido o diâmetro do tronco ao nível do solo e contado o número de inflorescências totais de cada planta. A área da Pedra do Cachorro foi considerada como favorável porque apresenta características propícias ao desenvolvimento da espécie. A área tem histórico de uso agrícola, é aberta, com pouca cobertura vegetal e aparentemente possui pouca diversidade de espécies, sendo a mais abundante a *C. campestris*. A Trilha do Camelo foi considerada desfavorável por ser um local visivelmente menos perturbado, com diferentes extratos de cobertura vegetal e sem registro de atividade agrícola. Para a análise dos dados foi realizada uma Análise de Covariância (ANCOVA) no programa SYSTAT 10.2.

## RESULTADOS

O valor do diâmetro do caule, tanto na área favorável como na área desfavorável, não variou muito em relação aos valores máximos e mínimos, no entanto, a média desses valores variou bastante. Na área favorável, a média dos diâmetros do caule foi quase o dobro em relação à média de caules da área desfavorável (Tab. 1). Com respeito ao número de flores ou inflorescências os valores mínimos foram semelhantes, porém, em relação ao valor máximo na área favorável, o número de flores foi duas vezes maior que na área desfavorável. Já a média do número de inflorescências na área favorável foi dez vezes maior que na área desfavorável (Tab. 2). Portanto, de fato, em áreas mais favoráveis encontramos indivíduos que estavam investindo tanto em crescimento quanto em reprodução (Fig. 1).

Tabela 1. Diâmetro acima do solo obtido de indivíduos de *Croton campestris* (A.St.-Hil.) em áreas favoráveis e desfavoráveis para sua ocorrência no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE.

	Valor mínimo (mm)	Valor máximo (mm)	Média (mm)
(Área favorável)			
<b>Pedra do Cachorro</b>	4	23	13,2
(Área desfavorável)			
<b>Trilha do Camelo</b>	3	23	7,68

Tabela 2. Número mínimo, máximo e médio de inflorescências *Croton campestris* (A.St.-Hil.) em áreas favoráveis e desfavoráveis para sua ocorrência no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE.

	Nº mínimo de inflorescências	Nº máximo de inflorescências	Média de inflorescência/planta
(Área favorável)			
<b>Pedra do Cachorro</b>	2	240	69,3
(Área desfavorável)			
<b>Trilha do Camelo</b>	0	107	7,13

Os resultados da ANCOVA mostraram uma correlação positiva entre o número de inflorescências e diâmetro do tronco em áreas favoráveis ( $F_{1,57} = 22,607$ ,  $p < 0,01$ ,  $R^2 = 0,64$ ), o que indica que as médias dos dois grupos amostrados são diferentes, confirmando nossa hipótese que a espécie em condições favoráveis (com maior a disponibilidade de recursos) teria condições de investir não só em crescimento, mas também em reprodução, medido pelo maior o número de inflorescências.

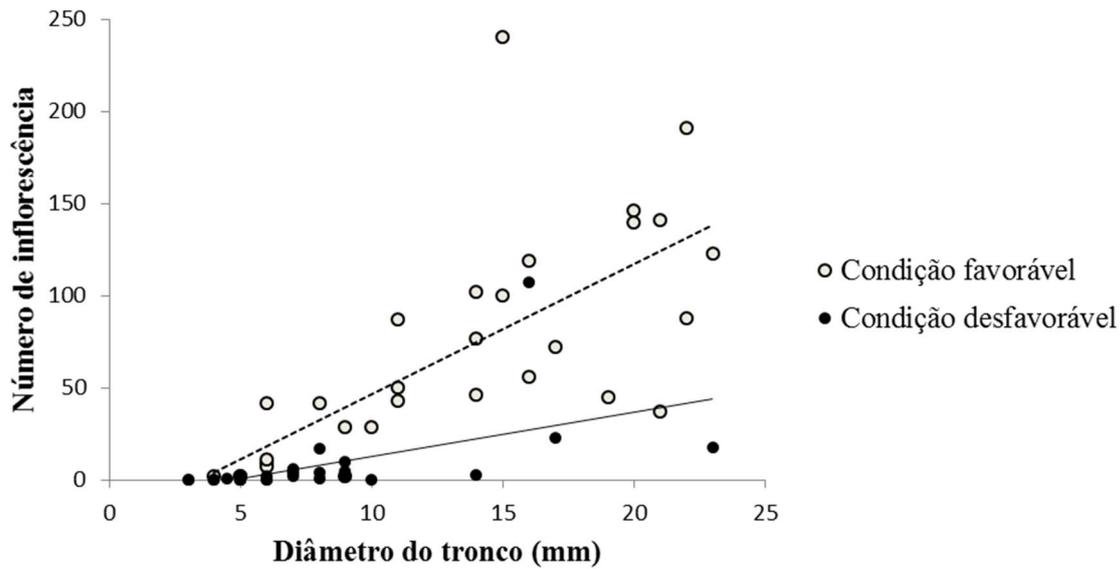


Figura 1. Gráfico de dispersão do número de inflorescências versus diâmetro do tronco de *Croton campestris* (A.St.-Hil) em áreas favoráveis e desfavoráveis no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE.

## DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo sugerem que as condições ambientais afetam diretamente o investimento reprodutivo da espécie porque embora os diâmetros dos caules sejam semelhantes em ambas as áreas, o número de inflorescências foi maior na área considerada favorável (Fig. 1). Segundo o princípio da alocação de Levins e McArthur, as plantas sempre priorizarão a reprodução. A seleção natural é a força que opera na alocação de tempo ou energia de maneira a maximizar a contribuição de genótipo para as gerações seguintes. Desta maneira, os padrões de alocação de recursos são adaptativos e moldados pela seleção natural. Isso indica que a planta possui uma certa plasticidade e consegue se adaptar ao ambiente no qual está inserida, sempre investindo em reprodução. Contudo, caso os indivíduos estejam em ambientes desfavoráveis, esses investirão em mecanismos reprodutivos e os processos de defesa e crescimento serão postergados. Assim, a disponibilidade de recursos na área de condições favoráveis propicia o

investimento em crescimento vegetativo, pois uma vez que a reprodução está garantida a planta passa a investir no acréscimo de biomassa (Reekie & Bazzaz 2005). Observações pessoais em campo sugerem a corroboração com esta teoria, pois foi possível observar que as inflorescências da área desfavorável eram aparentemente menores que as da área favorável. Nesses locais, a disponibilidade de recursos é menor e as inflorescências diminuem em número e parecem diminuir também em tamanho.

As espécies que apresentam reprodução rápida e contínua, geralmente estão adaptadas a distúrbios e são as primeiras a colonizar o ambiente que foi alterado (Begon et al. 2007). No entanto, normalmente, no decorrer do tempo essas espécies tendem a ser substituídas por outras, mas caso haja distúrbios recorrentes (Vogl 1980), que são frequentes em florestas secas (Lebrija-Trejos et al. 2010), a substituição de espécies pode estagnar e estabilizar. Um estudo realizado por Dzwonko & Luster (1997) demonstrou que as espécies dominantes junto com as perturbações recorrentes alteram a composição florística, riqueza e diferenciação espacial na floresta e que a dispersão e a colonização são processos importantes na determinação das espécies presentes na comunidade. Além disso, quando o habitat oferece condições e recursos há também um rápido aumento na densidade de indivíduos. E isso altera a trajetória ou retrocede o desenvolvimento da comunidade, o que por sua vez modifica a composição e estrutura do ecossistema, mantendo a presença de poucas espécies.

Diante disso, é fundamental conhecer as espécies que são favorecidas pelas perturbações porque podemos adotar medidas para restabelecer e restaurar o processo de desenvolvimento da comunidade, uma vez que levando em consideração o sucesso reprodutivo e a dominância da espécie, podemos dar indícios de que fatores estão limitando a dispersão e estabelecimento de indivíduos na comunidade. Para compreender melhor o papel da *C. camprestis* na Caatinga, sugere-se que seja investigada a relação do tamanho das inflorescências em relação à disponibilidade de recursos pra ver como estes influenciam o sucesso reprodutivo dos

indivíduos. Assim como, o tamanho dos frutos e a proporção de sementes abortadas. Observar esses parâmetros fornecerá um entendimento completo da alocação de recursos nos diferentes processos envolvidos na reprodução.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE e CEPAN pelo apoio logístico e financeiro. Aos organizadores do Curso de Campo: Ecologia e Conservação da Caatinga. Ao professores, monitores e colegas pelas recomendações e execução deste projeto, em especial ao Dr. Bráulio Santos e a Msc. Joana Specht, pela ajuda e acompanhamento.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Andrade-Lima, D. 1989. Plantas da Caatinga. Rio de Janeiro, Brasil.
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L. 2007. Ecologia de indivíduos a ecossistema. Artmed, Porto Alegre, Brasil.
- Dzwonko, Z., Loster, S. 1997. Effects of Dominant Trees and Anthropogenic Disturbances on Species Richness and Floristic Composition of Secondary Communities in Southern Poland. *Journal of Applied Ecology* 34: 861-870
- Leal, I.R., Tabarelli, M., and Silva, J.M.C. 2003. Ecologia e conservação da Caatinga. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil, p.806.
- Lebrija-Tejos, E., Meave, J.A., Poorter, L., Pérez-García, E.A., Bongers, F. 2010 Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 267–275.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2003. Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Universidade Federal de Pernambuco, 2003. 382 p.

- Odum, E.P., Barrett, G.W. 2007. Fundamentos de Ecologia. Thomson Learning, São Paulo, Brasil.
- Peh, K.S.H., Lewis, S.L., Lloyd, J. 2011. Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. *Journal of Ecology* 99: 891-898.
- Ricklefs, R.E. 2003. A Economia da Natureza. Guanabara Editora, Rio de Janeiro, Brasil.
- Prado, D.E. 2003. Seção I- Cap.1: Padrões de Diversidade e Distribuição de Espécies em Escala Regional: As Caatingas da América do Sul. In *Ecologia e conservação da caatinga*/editores Leal, I.R., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003. 822 p.
- Reekie, E.G. & Bazzaz, F. A. 2005. *Reproductive Allocation in plants*. Elsevier, Londres, Reino Unido.
- Santos, E.K. 2003. Determinação do sexo em angiospermas. In: *Genética & Evolução*, 1a ed (eds Freitas, L.B & Bered, F) pp 111-130 Editora UFRGS, Porto Alegre, Brasil.
- Silva, E.C.; Nogueira, R.J.M.C.; Azevedo Neto, A.D.; Brito, J.Z.; Cabral, E.L. 2004. Aspectos ecofisiológicos de dez espécies em uma área de Caatinga no município de Cabaceiras, Paraíba, Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 59: 201-205.
- Van Schaik, C.P, Terborgh, J.W. Wright, S.J. 1993. The phenology of tropical forests: adaptive significance and consequences for primary consumers 24: 353-377.
- Vogl, R.J. 1980. The ecological factors that produce perturbation dependent ecosystems. In : *The recovery process in damaged ecosystems*, J. Cairns, Jr., Ed. Ann Arbor Science, pp. 63-69.

**RELATÓRIOS DOS PROJETOS**

**LIVRES**

## 21 FORMIGA-LEÃO (NEUROPTERA: MYRMELEONTIDAE) ASSOCIADA COM NINHOS DE *Dorymyrmex thoracicus* (HYMENOPTERA: FORMICIDAE): TESTANDO A TEORIA DO FORRAGEAMENTO ÓTIMO

Clarissa Mendes Knoechelmann<sup>1</sup>, Francisco C. de Lima-Júnior<sup>2</sup>, Pedro E. Santos-Neto<sup>2</sup>, Diego Trindade<sup>1</sup>, Jhonny C. Massante<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Marinha e Ambientes Costeiros, Laboratório de Ecologia Animal e Vegetal, Universidade Federal Fluminense

A Teoria do Forrageamento Ótimo prevê um conjunto de ações nas quais os organismos maximizam a assimilação de alimento por unidade de tempo, incluindo até mesmo a escolha do local de nidificação ou abrigo. Para otimizar a obtenção de presas, o ninho ou abrigo do predador deve estar localizado em áreas que ofereçam condições abióticas favoráveis, alto número de presas e baixo número de outros predadores/competidores. As larvas de formiga-leão (Neuroptera: Myrmeleontidae) utilizam uma estratégia de forrageamento do tipo senta-espera, construindo armadilhas na areia em forma de funil e mantendo-se no fundo para capturar pequenos organismos. Neste estudo, nos perguntamos se formiga-leão constroem seus ninhos em áreas mais próximas à vegetação devido a uma maior abundância de presas associada com microhabitat sombreado. Esperávamos que a frequência e densidade de funis fosse maior em áreas próximas à vegetação e que em áreas com maior densidade os funis apresentassem menor diâmetro. Executamos o trabalho em uma área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, em ninhos de formiga *Dorymyrmex thoracicus*, que é abundante na área e tem solos pouco compactos e com alta quantidade de ninhos de formiga-leão. Amostramos 10 ninhos de *D. thoracicus* próximos à vegetação arbustiva (tratamento) e 10 em áreas distante da

vegetação (controle). Ao redor de cada ninho foi delimitada uma parcela de 16 m<sup>2</sup> onde contamos os funis e medimos seus diâmetros. Para verificar a frequência e a densidade de funis próximos e distantes da vegetação, usamos um qui-quadrado e um teste-t, respectivamente. Para verificar a relação entre a densidade e o diâmetro dos funis, realizamos uma regressão linear simples. Encontramos maior frequência de funis de Myrmeleontidae em ninhos de *D. thoracicus* localizados próximos à vegetação (55) do que em ninhos distantes da vegetação (3) ( $\chi^2 = 93,24$ , GL = 3, P = 0,0001). Da mesma forma, a densidade de funis nos ninhos próximos à vegetação ( $0,34 \pm 0,28$  indiv/m<sup>2</sup>) foi maior em comparação aos ninhos distante da vegetação ( $0,01 \pm 0,04$  indiv/m<sup>2</sup>, t = 3,55; gl = 18, p = 0,001). Contudo, a densidade não influenciou o diâmetro dos funis ( $R^2 = 0,07$ ; gl = 1; p = 0,60), que variaram de 4.64 cm a 2.45 cm. Nossos resultados indicam que a vegetação propicia um microhabitat adequado para as larvas de formiga-leão, provavelmente porque a temperatura é amena e nesse ambiente o trânsito de pequenos invertebrados, incluindo formigas, deve ser maior em comparação a uma área sem vegetação. No entanto, essa maior densidade de funis não influencia o seu tamanho. Isso pode estar ocorrendo devido à alta disponibilidade de recursos no ambiente e então os indivíduos não estão competindo ou porque o tamanho dos funis não é um parâmetro que determine a redução do desempenho dos indivíduos devido à competição. As larvas de formiga-leão parecem estar forrageando em áreas onde existe mais presas o que pode reduzir o custo-benefício do forrageamento.

**PALAVRAS-CHAVE:** Forrageamento ótimo, Microhabitat, Oviposição, Padrão de nidificação, Predação

## 22 DIVERSIDADE BETA DE ARTRÓPODES EM AMBIENTES EM REGENERAÇÃO

Alana Pacheco-Flores<sup>1</sup>, Cacilda M. Rocha<sup>2</sup>, Ligia A.F. Vieira<sup>2</sup>, Madson A.B. Freitas<sup>2</sup>, Maira A. Ortíz-Cordero<sup>1</sup>, Maryana R.P. Dias<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México - UNAM.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE.

As atividades antrópicas têm transformado os ecossistemas em paisagens semi-naturais, resultando na perda da biodiversidade, redução da qualidade de habitats e alteração das redes tróficas. Essas redes são usadas como ferramenta para investigar a complexidade e organização das comunidades, por exemplo, para estimar serviços ecossistêmicos como a ciclagem de nutrientes no solo realizada por artrópodes, bactérias, fungos e anelídios. Diferentes níveis de perturbação implicam na simplificação dessas redes. Desta maneira, a abundância de indivíduos e riqueza de espécies em áreas perturbadas apresentam demandas conflitantes no balanço energético, levando a uma redução no número de artrópodes de maior tamanho em ambientes perturbados. Isso pode levar à perda da diversidade e conseqüentemente, à homogeneização de atributos das espécies e suas respectivas funções no ecossistema. Nesse contexto, testamos a hipótese de que comunidades de artrópodes em áreas com maior tempo de regeneração possuem maior diversidade beta. Presumimos que uma alta diversidade de artrópodes estaria relacionada com uma grande diversidade de tamanhos corporais. Esperamos encontrar um incremento na diversidade de organismos com maior tamanho corporal em substituição das espécies de menor tamanho em áreas com maior tempo de regeneração. Realizamos o estudo no Parque Nacional do Catimbau, em área de regeneração (quatro anos) e sem histórico de perturbação recente. Coletamos serapilheira em cada sítio para a análise e identificação dos artrópodes em nível de ordem. A variação da composição de espécies entre as comunidades foi analisada pela

diversidade beta, a qual estima uma conexão direta entre a biodiversidade em escalas locais ( $\alpha$ ) e o conjunto de espécies regional ( $\gamma$ ). Analisamos a substituição espacial de espécies e a dissimilaridade resultante do aninhamento entre comunidades através da partição multiplicativa da diversidade beta. Para relacionar a composição das comunidades com as médias de tamanho das espécies e a biomassa da serrapilheira de cada habitat fizemos uma análise de redundância (RDA). E por fim, fizemos um teste de Mantel para correlacionar as matrizes de distância de ambos tipos de diversidade beta com a matriz de distância do tamanho médio de artrópodes em cada comunidade. Registramos 41 morfoespécies, sendo que sete ordens foram compartilhadas em ambas as áreas. Ambos os tipos de diversidade beta não explicaram variações no tamanho corporal. O tempo de regeneração e a biomassa não explicaram a substituição de espécies nas áreas amostradas, no entanto, a perda de espécies resultante do aninhamento se relacionou positivamente com a acumulação de serapilheira ( $F=3.58$ ,  $gl=1$ ,  $p=0,03$ ). Esse resultado sugere que o principal recurso que mantém a diversidade de artrópodes é a quantidade de serapilheira em ambientes em regeneração. Em termos de restauração, as espécies vegetais que acumulam mais quantidade de serapilheira serão aquelas que promoverão maior diversidade de artrópodes e com isso uma ciclagem de nutrientes mais eficiente.

**PALAVRAS-CHAVE:** Aninhamento, Diversidade  $\beta$ , Regeneração, Traço funcional, “*Turnover*”

## 23 HEMIPARASITAS INFLUENCIAM NA DEFESA CONTRA HERBIVORIA DE SUA HOSPEDEIRA?

Cecilia E.S. Dalotto<sup>1</sup>, Bianca Butter Zorger<sup>2</sup>, Gésica S. Souza<sup>2</sup>, Janete F. Andrade<sup>3</sup>, Pedro Henrique A. Sena<sup>5</sup>

1-Programa de Pós-Graduação em Ecologia – Departamento de Ecologia e Zoologia – Universidade Federal de Santa Catarina

2-Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – Departamento de Botânica – Universidade Federal de Pernambuco

3-Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais – Instituto de Biologia – Universidade Federal de Uberlândia

4-Programa de Pós-Graduação em Ecologia – Departamento de Biologia – Universidade Federal Rural de Pernambuco

Parasitismo é um exemplo de interação desfavorável, na qual, um organismo obtém nutrientes de um ou mais indivíduos, causando danos no mesmo, sem leva-lo à morte. Organismos parasitas podem ser classificados como holoparasitas, que dependem exclusivamente do hospedeiro para obter água, gás carbônico e nutrientes, e hemiparasitas, que são fotossinteticamente ativos, porém, formam conexões com as raízes ou galhos do hospedeiro, utilizando seus recursos. A presença de hemiparasitas pode gerar consequências negativas no crescimento e na fenologia da planta hospedeira, podendo afetar a produtividade vegetal, atrasar a floração e diminuir a qualidade dos frutos e sementes. Os efeitos negativos também podem ter implicações nos mecanismos de defesa da planta hospedeira, como as defesas constitutivas (químicas ou físicas), induzidas e sobrecompensação, podendo gerar uma susceptibilidade ao ataque por herbívoros. Diante disso, objetivamos avaliar se indivíduos parasitados por uma hemiparasita estão mais susceptíveis à herbivoria. Para tal, testamos a hipótese que a incidência de herbivoria será maior em indivíduos parasitados. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau) PE, Brasil. O solo da região é do tipo regossolo quartzênico

de granulação grosseira e o clima é semiárido estacional com precipitação variando entre 250 a 1000 mm. A temperatura média varia entre 24 a 26 °C e a vegetação é típica de Caatinga, caracterizada pelo porte arbustivo e arbóreo com espécies perenifólias. Para testar a influência do hemiparasitismo sobre a herbivoria, selecionamos duas espécies como modelo, uma planta hemiparasita *Euphorbia* sp. (Euphorbiaceae) e a hospedeira *Byrsonima* sp. (Malpighiaceae). Amostramos 20 plantas, 10 com e 10 sem hemiparasitas e coletamos 10 folhas aleatoriamente para estimar o grau de herbivoria. Obtivemos tais estimativas com a divisão da folha em quatro quadrantes e quantificamos a porcentagem de área foliar perdida em cada uma delas. O grau de parasitismo foi calculado por meio da razão entre o diâmetro da hemiparasita e o diâmetro da copa da árvore hospedeira. A comparação das médias da herbivoria entre indivíduos parasitados e não parasitados foi calculada com o teste paramétrico de comparação de médias (teste t de Student); a influência do grau de parasitismo sobre o dano foliar foi estimada utilizando uma regressão linear. A média de porcentagem de dano foliar não foi diferente entre as duas situações analisadas ( $t = 2.1$ ; g.l. = 18;  $p = 0.054$ ) e o grau de parasitismo não explicou a porcentagem de dano foliar ( $R^2 = 0.003$ ; g.l. = 18;  $p = 0.873$ ). Nossos resultados não evidenciaram efeitos negativos das plantas hemiparasitas com relação ao grau de herbivoria. Dessa forma, não se pode associar diretamente o parasitismo ao dano foliar dos indivíduos parasitados. No entanto, com o já conhecido efeito negativo de hemiparasitas em plantas hospedeira, inferimos que essas plantas parasitadas estejam adotando mecanismos de sobrecompensação, com maior alocação de recursos para produção de novas folhas e, então, tolerando a herbivoria.

**PALAVRAS-CHAVE:** Dano foliar, Parasitismo, Planta hospedeira, Tolerância à herbivoria, Vulnerabilidade à herbivoria

## 24 SELEÇÃO DE SÍTIOS DE FORRAGEIO POR *Thrichomys laurentius* (RODENTIA: ECHIMYIDAE)

Layla S. Reis<sup>1</sup>, Cláudia S.G. Martins<sup>2</sup>, Mariana Delgado-Jaramillo<sup>3</sup>, Corina A. Barrera<sup>4</sup>, Ana Rafaela D'Amico<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba - UFPB.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Centro de Energia Nuclear aplicada à Agricultura, Universidade de São Paulo - CENA/USP.

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE.

<sup>4</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ.

<sup>5</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG.

Os animais vivem em ambientes sujeitos a mudanças constantes, por isso precisam tomar “decisões” comportamentais que, em geral, são voltadas para questões alimentares. Várias teorias tentam explicar tais decisões, entre elas a Teoria de Forrageamento Ótimo, embasada no custo-benefício de cada comportamento. Com base nesta teoria, os indivíduos selecionados são aqueles que realizam estratégias com melhor custo-benefício quanto à energia gasta na busca do alimento e na defesa contra predação, em relação ao ganho energético obtido com o alimento. Grupos, como roedores, conhecidos itens alimentares de diversos predadores, precisam investir ainda mais em estratégias de defesa, especialmente durante o forrageio quando estão mais expostos à predação. Na Caatinga, podemos citar o *Thrichomys laurentius* (punaré). Roedor da família Echimyidae que apresenta distribuição do Ceará à Bahia e costuma construir seus sítios de forrageio em rochas, arbustos e raízes, como estratégia para uma alimentação mais segura. Diante disto, cabe perguntar: como funciona a seleção de sítios de forrageio por *Thrichomys laurentius* em uma área de Caatinga? Esperamos que o *Thrichomys*

*T. laurentius* selecione sítios mais próximos de indivíduos de *Syagrus coronata*, o licuri, uma espécie vegetal comum na região e fonte de alimento do roedor. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, na trilha dos “Homens Sem Cabeça” (8°31’26’’S 37°14’24’’O). A área apresenta solo arenoso de origem sedimentar e com afloramentos rochosos. A vegetação é de Caatinga arbórea com adensamentos de *S. coronata*. O método usado consistiu de uma busca ativa por dez sítios de forrageio e dez sítios controle, abandonados ou com menos de 10 frutos de *S. coronata*, que não diferiram em altura ( $t=0.82$ ;  $p=0.42$ ) e largura ( $t=0.24$ ;  $p=0.8$ ). A distância mínima entre cada sítio foi de 30 m. Foi medida a distância dos três indivíduos de *S. coronata* que se encontravam mais próximos de cada sítio e quando algum indivíduo não era encontrado assumimos que a distância era maior que 50 m. Para comparar as distâncias médias entre os indivíduos de *S. coronata* e os sítios controle e ativos foi usado o Teste de Mann-Whitney. Os sítios de forrageio estavam três vezes mais próximos dos indivíduos de *S. coronata* em comparação com os sítios controle. A distância mínima encontrada entre o sítio e o indivíduo de *S. coronata* mais próximo foi de 2 m e 7,3 m para os sítios ativos e de controle, respectivamente. Dos sítios de forrageio, 95% apresentaram indivíduos de *S. coronata* a menos de 15 m. Portanto, nossa hipótese de que os sítios de forrageio estavam mais próximos dos indivíduos de *S. coronata* em comparação com os sítios controle foi corroborada ( $U=11$ ;  $p<0.01$ ). De fato, o *T. laurentius* busca o melhor custo-benefício para o forrageamento, ou seja, percorre menores distâncias para o consumo dos frutos de *S. coronata*. Isto poderia ser explicado pelo fato de que roedores buscam um equilíbrio entre a busca pelo recurso alimentar e a sua segurança e, conseqüentemente, diminuindo sua exposição à predação. Considerando a existência de gradientes de perturbação na Caatinga sugere-se a avaliação deste comportamento em áreas abertas alteradas onde a exposição a predadores pode ser maior e o recurso alimentar é mais escasso.

RELATÓRIOS DOS PROJETOS

# INDIVIDUAIS



**¿LAGARTIJAS RESILIENTES O SOBREVIVIENTES?  
INCIDENCIA DE DEPREDACIÓN EN HÁBITATS POCO HETEROGÉNEOS**

Alana Pacheco-Flores

Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de  
México

## RESUMEN

Las lagartijas utilizan la autotomía caudal como método de escape a depredadores, la cual implica altos costos energéticos, sociales y de supervivencia. La frecuencia en autotomía es utilizada como índice de depredación, y varía por el comportamiento y preferencia de hábitat de cada especie. Considerando que a menor heterogeneidad del hábitat podría aumentar la incidencia de depredación de lagartijas, esperaba que en los caminos esta sea mayor en lagartijas arborícolas y terrestres. Registré vistamientos de lagartijas con autotomía caudal en caminos e interior de la vegetación. Como indicador de heterogeneidad, medí el porcentaje de cobertura de vegetación en cada sitio. Registré 69 individuos de cinco especies y cinco morfospecies de lagartijas. Ocho presentaron incidencia de depredación, y 75% correspondió a especies del género *Tropidurus*. No encontré diferencias en la heterogeneidad de ambos ambientes ni hubo relación entre la frecuencia de autotomía y el tipo de ambiente. En el interior de la vegetación (N=5) se encontraron más individuos con este tipo de incidencia. *T. hispidus* tuvo más registros de autotomía (N=3), seguida de *T. semitaeniatus* (N=3). *T. cocorobensis*, de hábito terrestre, fue la más abundante en los caminos y no presentó daño evidente en la cauda.

**PALABRAS-CLAVE:** Autotomía caudal, Caatinga, Defensa, Estructura del hábitat, *Tropidurus*

## INTRODUCCIÓN

La depredación es una fuerza importante en la evolución de las defensas antipredatorias debido a sus efectos en la adecuación de las especies interactuantes, las características que afectan la habilidad de escape están bajo una fuerte selección natural (Marrow 1996; Abrams 2000; Takehito et al. 2003). Es definida como la interacción en la que individuos de una especie matan y son capaces de consumir una fracción significativa de la biomasa de los individuos de otra especie (Abrams 2000).

Las lagartijas son presas de un gran número de especies como cangrejos, arañas, serpientes, aves, mamíferos y también otras lagartijas (Vitt & Caldwell 2009). Como una adaptación defensiva, las lagartijas presentan autotomía caudal la cual consta del desprendimiento voluntario de la cauda que permite el escape, dejando una distracción al depredador (Bateman & Fleming 2009). Sin embargo, la pérdida de las partes corporales desprendibles tiene altos costos que incluyen la disminución de habilidad de la misma defensa, pérdida de energía, así como el decremento en el crecimiento, éxito reproductivo y supervivencia (Copper et al. 2004).

La frecuencia en las caudas regeneradas es utilizada comúnmente como un índice de depredación. Esta medida es debatible ya que bajas tasas de autotomía podrían reflejar el éxito de los depredadores. Empero, se ha utilizado a menudo como un estimador de intentos de depredación (Vitt 1983; Bateman & Fleming 2009; Passos et al. 2013). La frecuencia de la autotomía puede variar principalmente por la preferencia de hábitat de cada especie (Smith 1996; Tanner & Perry 2007) y el comportamiento (Van Sluys et al. 2002); especies territoriales pueden presentar agresiones intra e interespecíficas (Stamps 1977).

Debido a que son animales poiquilotermos, las lagartijas prefieren hábitats con mayor exposición solar y claros para la regulación de su temperatura (Gienger et al. 2002). Este requerimiento podría favorecer a las lagartijas consideradas resilientes, las que son capaces de

utilizar un mayor número de ambientes, y tienen mayor posibilidad de sobrevivir a las perturbaciones antrópicas dependiendo de la heterogeneidad del hábitat (Jellinek et al. 2004). Sin embargo, para los animales que habitan cerca de caminos, también podría haber una relación de costo-beneficio al tener más opciones térmicas pero estando más expuestos a automóviles y depredadores de esos hábitats (Copper et al. 2004).

En este contexto ¿En hábitats más expuestos habrá mayor vulnerabilidad a la depredación de lagartijas? Considerando menor heterogeneidad del hábitat en caminos al presentar poca cobertura vegetal y mayor exposición a depredadores en comparación con sitios en el interior de la vegetación. Por lo tanto, bajo la hipótesis de que a menor heterogeneidad del hábitat aumentará la incidencia de depredación de lagartijas, esperaríamos que en los caminos exista mayor incidencia de depredación en lagartijas arborícolas y terrestres.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### ***Sitio de estudio***

El Parque Nacional do Catimbau (8°32' a 8°35' S y 37°14' a 37°15' W) abarca parte de los municipios Buíque, Tupanatinga y Ibimirim, en el nordeste brasileño. Es considerado un área de extrema importancia biológica y prioritaria para conservación de la Caatinga por presentar números relevantes de endemismos y especies raras (MMA 2002). El clima es tropical semiárido con temperatura media anual de 23 °C, pluviosidad media de 300-500 mm anuales y altitud entre 600-1000 m (IBAMA 2005). La fisionomía vegetal de la región forma un mosaico de acuerdo con el tipo de suelo y humedad, variando de caatinga arbórea, con especies no espinosas, hasta arbustiva con predominio de especies espinosas, característica peculiar de ambientes xéricos (Andrade et al. 2004). Para el nordeste de Brasil se han registrado 78 especies de lagartijas (Delfim 2012), de las cuales 25 están registradas para el Parque Nacional do Catimbau (Pedrosa et al. 2014).

### **Muestreo de lagartijas**

Realicé una búsqueda activa de especies de lagartijas en la vegetación, suelo y rocas mediante el método de tiempo limitado durante cuatro días del mes de junio, en un horario de 8:00-12:00 horas, 14:00-16:00 horas. Registré la abundancia por morfo especies y el número de avistamientos de lagartijas sin cauda o con cola en regeneración. La identificación de los géneros y/o especies la hice mediante guías de campo regionales o artículos publicados de los reptiles (Rodrigues 2003; Delfim 2012; Pedrosa et al. 2014). Tomé fotografías para referencia posterior.

En cada sitio donde encontré un organismo medí la cobertura de la vegetación con Canopy App, una aplicación para celular que calcula el porcentaje de vegetación a través de fotografías, la cual cuenta con un calibrador y ajuste manual.

### **Análisis estadístico**

Para analizar la relación entre la incidencia de depredación y los ambientes camino e interior de la vegetación, así como con el uso de habitat donde se encontró cada organismo: árbol, suelo y roca, realicé un Modelo Lineal Generalizado (GLM).

## **RESULTADOS**

Registré 69 individuos de cinco especies y cinco morfoespecies de lagartijas pertenecientes a seis familias de reptiles, de las cuales *Gymnodactylus geckoides* y *Tropidurus semitaeniatus* únicamente fueron localizadas en el interior de la vegetación, en formaciones rocosas. Del total de individuos ocho fueron los que presentaron incidencia de depredación, siendo seis de estos correspondientes a individuos del género *Tropidurus* (Tabla 1).

Tabla 1. Abundancia y número de individuos con incidencia de depredación de las morfoespecies/especies registradas en áreas del Parque Nacional do Catimbau, PE. C= camino, IV= interior vegetación.

Familia	Especie	Abundancia	Incidencia de depredación	Hábitat de registro
Gymnophthalmidae	<i>Vanzosaura multiscutatus</i>	4	0	C
Leiosauridae	<i>Enyalius bibronii</i>	3	2	C, IV
Phyllodactylidae	<i>Gymnodactylus geckoides</i>	2	0	C, IV
	<i>Phyllopezus pollicaris</i>	1	0	IV
Scincidae	<i>Mabuya heathi</i>	2	0	C
Teiidae	<i>Cnemidoporus gr. ocellifer</i>	2	0	C
Tropiduridae	<i>Tropidurus cocorobensis</i>	17	0	C, IV
	<i>Tropidurus hispidus</i>	7	3	C, IV
	<i>Tropidurus semitaeniatus</i>	31	3	IV
Total	9	69	8	

El interior de la vegetación fue el hábitat en el que encontré mayor número de individuos con incidencia de depredación (Fig. 1). La especie más abundante en los caminos y que no presentó daño en la cauda fue *T. cocorobensis* (45%) la cual es de hábito terrestre, y que también pude registrarla, en menor medida, el interior de la vegetación. *T. semitaeniatus* fue la segunda especie más abundante (26%). Sólo estuvo presente en los ambientes de interior de la vegetación y presentó tres individuos con incidencia de depredación. *Enyalius bibronii* presentó evidencia de autotomía y la registré tanto en los caminos como en el interior de la vegetación.

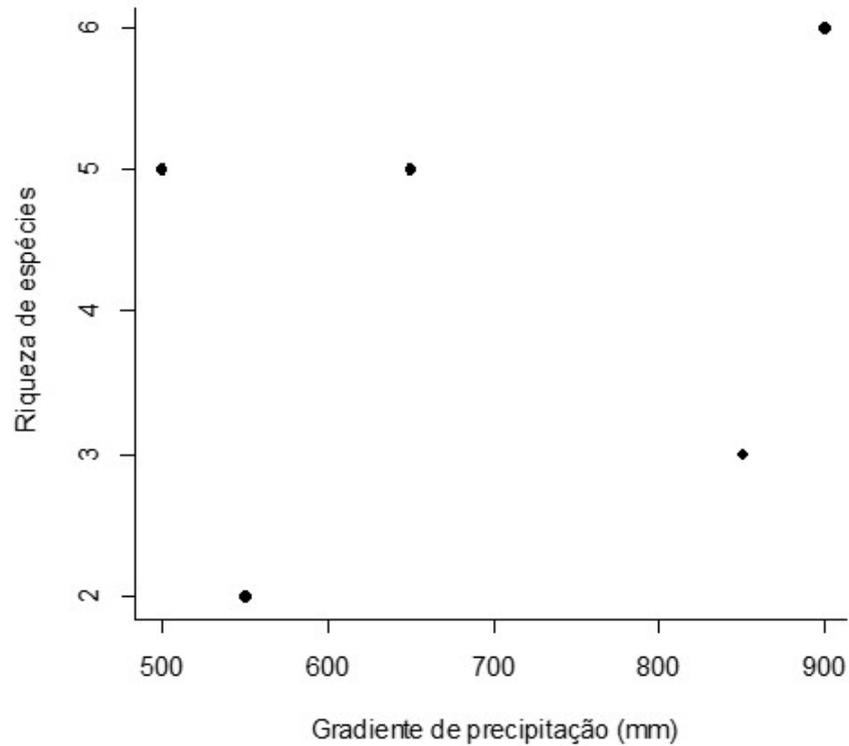


Figura 1. Abundancia de lagartijas por uso de hábitat encontradas en el interior de la vegetación y caminos del Parque Nacional do Catimbau, PE. Los números indican los individuos registrados con incidencia de depredación.

No hubo relación entre el porcentaje de cobertura vegetal y el tipo de ambiente ( $\chi^2=0.002$ , g.l.=1,  $p=0.96$ ) (Fig. 2), ni tampoco entre el número de individuos con incidencia de depredación y el uso de hábitat ( $\chi^2=0.01$ , g.l.=2,  $p=0.99$ ) en ambos tipos de ambiente ( $\chi^2=0.002$ , g.l.=1,  $p=0.9$ ).

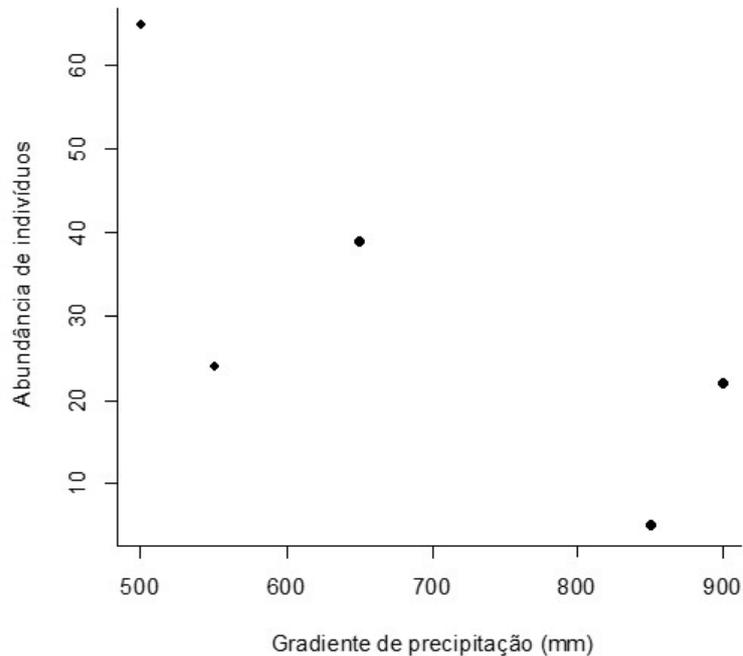


Figura 2. Porcentaje de cobertura de vegetación y desviación estándar de los ambientes en los que se encontraron las lagartijas en el Parque Nacional do Catimbau, PE.

## DISCUSIÓN

Mi hipótesis no fue corroborada ya que no encontré diferencias en el porcentaje de cobertura vegetal de ambos hábitats estudiados, considerado como medida de heterogeneidad. Tampoco hubo relación entre el número de lagartijas con incidencia de depredación, y el tipo de ambiente. Contrario a lo esperado, en los sitios muestreados en el interior de la vegetación se encontraron más de la mitad de los individuos registrados con este tipo de incidencia.

Del total de individuos con daño en la cauda, 75% correspondió a especies de *Tropidurus*. Este género es considerado altamente territorial, presentando agresiones intraespecíficas (Stamps 1977). Aunque no se ha reportado como una evidencia directa para la pérdida de cauda, podría ser un factor relacionado a este fenómeno debido a que algunas especies de lagartijas pueden matar a sus congéneres como respuesta competitiva (Vitt & Caldwell 2009). En este estudio *T. semitaeniatus* fue la especie con más registros de pérdida

de cauda, seguida de *T. hispidus*. Resultados similares en estudios realizados en la región por Vitt (1983) y Passos et al. (2013) mostraron alta tasa de autotomía para estas especies.

Sin embargo *T. cocorobensis*, de hábito terrestre, fue la más abundante en los caminos y no presentó daño en la cauda. Esta especie es de menor tamaño. En *Tropidurus itambere* y *Mabuya frenata*, la frecuencia de pérdida de cauda tiende a aumentar conforme es más grande el tamaño corporal y mayor la actividad de forrajeo (Van Sluys et al. 2002). Aunado a este hecho, su abundancia en este ambiente puede representar que *T. cocorobensis* aproveche el hábitat que brindan los caminos, o bien que los depredadores sean muy exitosos y por lo tanto no se evidencie la autotomía.

Las lagartijas que son capaces de utilizar un mayor número de hábitats tienen mayor posibilidad de sobrevivir a las perturbaciones antrópicas, siendo así que la abundancia y riqueza de lagartijas en sitios perturbados podría indicar resiliencia de algunas especies a la pérdida de hábitat (Jellinek et al. 2004). *V. multiscutatus* y *Cnemidoporus* sp. fueron especies con mayor número de observaciones en caminos que en el interior de la vegetación, y tampoco presentaron incidencia de depredación. Sin embargo, muchas especies de lagartijas requieren ser capturadas para inspeccionarlas y corroborar la presencia de autotomía pues es difícil detectarlo a simple vista.

Los pocos registros de autotomía para estas especies encontradas en los caminos podrían reflejar la eficiencia de los depredadores. Su aparente abundancia también podría representar sesgo en los muestreos al interior de la vegetación. Así mismo, es recomendable la captura de los individuos para su inspección detallada de la cauda y realizar el estudio con más esfuerzo de muestreo por especie considerando el uso de hábitat. En un ambiente como la Caatinga, medir cobertura vegetal como estimador de heterogeneidad no siempre es recomendable debido a la gran cantidad de afluentes rocosos con poca vegetación que son hábitat para algunas especies de lagartijas.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abrams P.A. 2000. The evolution of predator-prey interactions: Theory and evidence. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 79-105.
- Bateman, P.W., & Fleming, P.A. 2009. To cut a long tail short: A review of lizard caudal autotomy studies carried out over the last 20 years. *Journal of Zoology* 277: 1–14.
- Cooper, W.E., Pérez-Mellado, V., & Vitt, L. J. 2004. Ease and effectiveness of costly autotomy vary with predation intensity among lizard populations. *Journal of Zoology of London* 262: 243–255.
- Delfim, F.R. 2012. Riqueza e padrões de distribuição dos lagartos de domínio morfoclimático da caatinga. Tese de doutorado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil.
- Gienger, C.M., Beck, D.D., Sabari, N.C., & Stumbaugh, D.L. 2002. Dry season habitat use by lizards in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Herpetology* 36: 487–490.
- IBAMA. 2005. Unidades de Conservação. [www.ambientebrasil.com.br](http://www.ambientebrasil.com.br) (Acesso em: 20/04/2015).
- Jellinek, S., Driscoll, D. A., & Kirkpatrick, J.B. 2004. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. *Austral Ecology* 29: 294–304.
- Marrow, P., Dieckmann, U., Law, R. 1996. Evolutionary dynamics of predator-prey systems: an ecological perspective. *Journal of Mathematic Biology* 34: 556-578.
- Ministério Do Meio Ambiente. 2003. Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Universidade Federal de Pernambuco.

- Passos, D.C., Galdino, C.A.B., Bezerra, C.H., & Zanchi, D. 2013. Indirect evidence of predation and intraspecific aggression in three sympatric lizard species from a semi-arid area in northeastern Brazil. *Zoologia* 30: 467–469.
- Pedrosa, I.M.M.de C., Costa, T.B., Faria, R.G., França, F.G.R., Laranjeiras, D.O., Oliveira, T.C.S.P., Palmeira, C.N.S., Torquato, S., Mott, T., Vieira, G.H. Calazans, & Garda, A. A. 2014. Herpetofauna of protected areas in the Caatinga III: The Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropical* 14: 1-12.
- Rodrigues, M.T. 2003. Herpetofauna da Caatinga. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*, 1<sup>a</sup> ed. (eds. I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva), pp. 695-718. Editora Universitária da UFPE, Recife, PE, Brasil.
- Smith, G.R. 1996. Tail loss in the striped plateau lizard, *Sceloporus virigatus*. *Journal of Herpetology* 30: 552–555.
- Stamps, J.A. 1977. Social behavior and spacing patterns in lizards. In: Gans, C., Tinkle, D.W., eds., *Biology of the Reptilia*, 7. New York, Academic Press, pp. 265–334.
- Takehito, Y., Jones, L.E., Ellner, S.P., Fussmann, G.F., & Hairston, N.J. 2003. Rapid evolution drives ecological dynamics in a predator–prey system. *Nature* 424: 303-306.
- Tanner, D. & Perry, J. 2007. Road effects on abundance and fitness of Galapagos lava lizards (*Microlophus albemarlensis*). *Journal of Environmental Management* 85: 270–278.
- Thompson, J.N. 1994. *The coevolutionary process*. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Van Sluys, M., Vrcibradic, D. & Duarte, C.F. 2002. Tail loss in the syntopic lizards *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) and *Mabuya frenata* (Scincidae) in Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37: 227–231.
- Vitt, L.J. & Caldwell, J.P. 2009. *Herpetology*. 3ra ed. Elsevier.

Vitt, L.J. 1983. Tail loss in lizards: the significance of foraging and predator escape modes.  
*Herpetologica* 39: 151–162.



**UM HABITAT OCUPADO: MAMÍFEROS SILVESTRES E DOMÉSTICOS NO PARQUE  
NACIONAL DO CATIMBAU**

Ana Rafaela D'Amico

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto  
de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Instituto Chico  
Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio

## RESUMO

A manutenção de Unidades de Conservação é estratégia fundamental para a conservação da biodiversidade, pois essas resguardam espécies ameaçadas e ecossistemas saudáveis. Os mamíferos silvestres possuem papel fundamental para o funcionamento dos ecossistemas, entretanto, estão ameaçados pela perda de habitat, caça e contato com animais domésticos. Assim, a situação do Parque Nacional do Catimbau é preocupante devido a sua intensa ocupação antrópica. O objetivo deste estudo foi avaliar se a presença de mamíferos domésticos interfere na riqueza e na presença dos mamíferos silvestres de médio e grande porte nesta Unidade. Amostrei os dois grupos, por métodos diretos e indiretos, em cinco estradas com diferentes níveis de uso no interior do Parque. Identifiquei 14 espécies de mamíferos, 10 silvestres e quatro domésticas, em um total de 432 registros. Não houve relação entre a presença de mamíferos domésticos e a riqueza e a presença de silvestres. O trânsito de veículos automotores, a localização de remanescentes vegetacionais com menor uso antrópico e a restrição ambiental própria da Caatinga podem estar influenciando, em conjunto com a presença de animais domésticos, a distribuição dos mamíferos silvestres nos locais estudados. Recomendações de ações de manejo e pesquisas são apresentadas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Impacto de animais domésticos, Mamíferos silvestres, Parque Nacional do Catimbau, Unidades de Conservação

## INTRODUÇÃO

A criação de Unidades de Conservação é uma estratégia fundamental para a conservação da biodiversidade no mundo (Le Saout et al. 2013). É reconhecido que estas áreas, desde que bem manejadas, resguardam espécies ameaçadas e ecossistemas saudáveis. (Bertzky et al. 2012). Entretanto, é necessário compreender os fatores que ameaçam a biodiversidade ou as funções ecológicas de seus ecossistemas, para que seja possível desenvolver ações de manejo adequadas (Sayre et al. 2003).

Entre os elementos que compõem um ecossistema terrestre, os mamíferos possuem papel fundamental para a manutenção de suas funções (Emmons 1989; Redford 1992). Este grupo ocupa diversos níveis na cadeia trófica, sendo ótimos indicadores de qualidade ambiental (Grelle et al. 1999). Atuando como dispersores de sementes, são importantes para o recrutamento de plantas por levarem as sementes para longe da planta mãe (Wright et al. 2007). Também influenciam no controle do crescimento vegetal pela herbivoria de brotos e plantas jovens. Os carnívoros, por sua vez, atuam no controle da população de suas presas, mantendo a estabilidade da cadeia trófica (Ricklefs 2003). No entanto, este grupo é frágil ecologicamente e depende de grandes áreas relativamente preservadas e com baixa interferência antrópica para manutenção de uma população viável a médio e longo prazo (Costa et al. 2005). Desta forma, Unidades de Conservação extensas e manejadas adequadamente são importantes para a manutenção deste grupo.

Além da perda de habitat e da caça, uma das ameaças mais graves aos mamíferos silvestres é o contato com animais domésticos. Entre os problemas causados por esta convivência está a transmissão de doenças, a competição por recursos, a predação direta e distúrbios no ambiente (Young et al. 2011; Cleaveland et al. 2006). O surgimento de doenças emergentes nos animais silvestres, como cinomose, parvovírus, raiva e adenovírus, tem levado a perda de diversidade, pois compromete a viabilidade das espécies silvestres e acelera seu

processo de extinção (Cleaveland et al. 2006). A competição por recursos também possui papel importante nessa interação. Ungulados e carnívoros domésticos ocupam os mesmos nichos ecológicos de seus similares silvestres, o que pode forçar uma adaptação dos silvestres para diminuição da competição (Mitchell & Banks 2005), ou, em casos mais graves, à exclusão competitiva (Begon et al. 2006). Os distúrbios causados pela presença dos animais domésticos e outras interferências antrópicas no ambiente também podem alterar a densidade populacional e o comportamento dos mamíferos silvestres, afugentando-os para áreas menos perturbadas (Cole 1993).

Ainda, outros fatores, como a restrição ambiental, também podem afetar a distribuição dos mamíferos silvestres e aumentar a fragilidade do grupo. Em ambientes semiáridos, como a Caatinga brasileira, a falta de água e a limitação de recursos alimentares podem ser condicionantes à distribuição desse grupo, favorecendo a permanência de espécies com relativo grau de tolerância às condições ambientais extremas (Mares 1985).

Nesse contexto, é de grande preocupação a situação atual do Parque Nacional do Catimbau, localizado no ecossistema Caatinga e que ainda apresenta propriedades rurais e pequenos núcleos de vizinhança em seu interior (SNE 2002). Animais domésticos, como bodes, equinos, bovinos e cães são vistos com grande frequência no interior da Unidade, e transitam tanto pelas estradas quanto em trilhas ou áreas mais isoladas. Assim, a interação entre esses animais e os mamíferos silvestres pode comprometer a conservação deste grupo em seu interior, e conseqüentemente, a funcionalidade do ecossistema protegido pelo Parque. O presente estudo tem por objetivo avaliar se a presença de animais domésticos interfere na comunidade de mamíferos silvestres de médio e grande porte no Parque Nacional do Catimbau, e propor recomendações de manejo para a área. Minha hipótese de trabalho é que a perturbação ambiental causada pela presença de animais domésticos influencia negativamente a riqueza e a presença dos mamíferos silvestres.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

Realizei o estudo no Parque Nacional do Catimbau, localizado no município de Buíque, Pernambuco (08° 29' 27" S, 037° 20' 53" W). O Parque está inserido no ecossistema Caatinga, em área de extrema importância biológica para a conservação, devido à ocorrência de espécies endêmicas de flora (p. ex. *Oxandra reticulata* Mart. e *Dyckia limae* L.B. Sm.) e por ser de provável importância para mamíferos, pois, apesar da ausência de dados, a baixa alteração na cobertura vegetal e a inexistência de núcleos de desertificação podem favorecer a ocorrência do grupo (MMA 2002). Apresenta vegetação característica deste ecossistema, com mosaicos de formações arbustivo-arbóreas, estabelecidas em solo arenoso de origem sedimentar (Andrade 2004). As áreas estudadas apresentam vegetação em diferentes estágios de regeneração, diferentes níveis de ocupação humana e de trânsito de veículos e animais de carga.

### **Esforço amostral**

Amostrei cinco estradas de 22 a 25 de junho de 2015, no período da manhã, exceto na estrada Principal próximo à vila do Muquém, amostrada na tarde do dia 22. Os locais de estudo foram definidos de forma aleatória, e o mesmo se deu com os quilômetros de início da amostragem, sempre que a logística permitiu. A distância percorrida foi diferente entre as estradas: cinco quilômetros nas estradas Principal (próximo à Vila do Catimbau), Gado e Açude Velho; três na Principal (próximo a Vila do Muquém) e dois na Alcobaça e Fazenda Brejo (Fig. 1). Para diferenciação, a região da estrada Principal próxima à Vila do Catimbau será chamada neste relatório apenas de Principal e a outra apenas de Muquém.

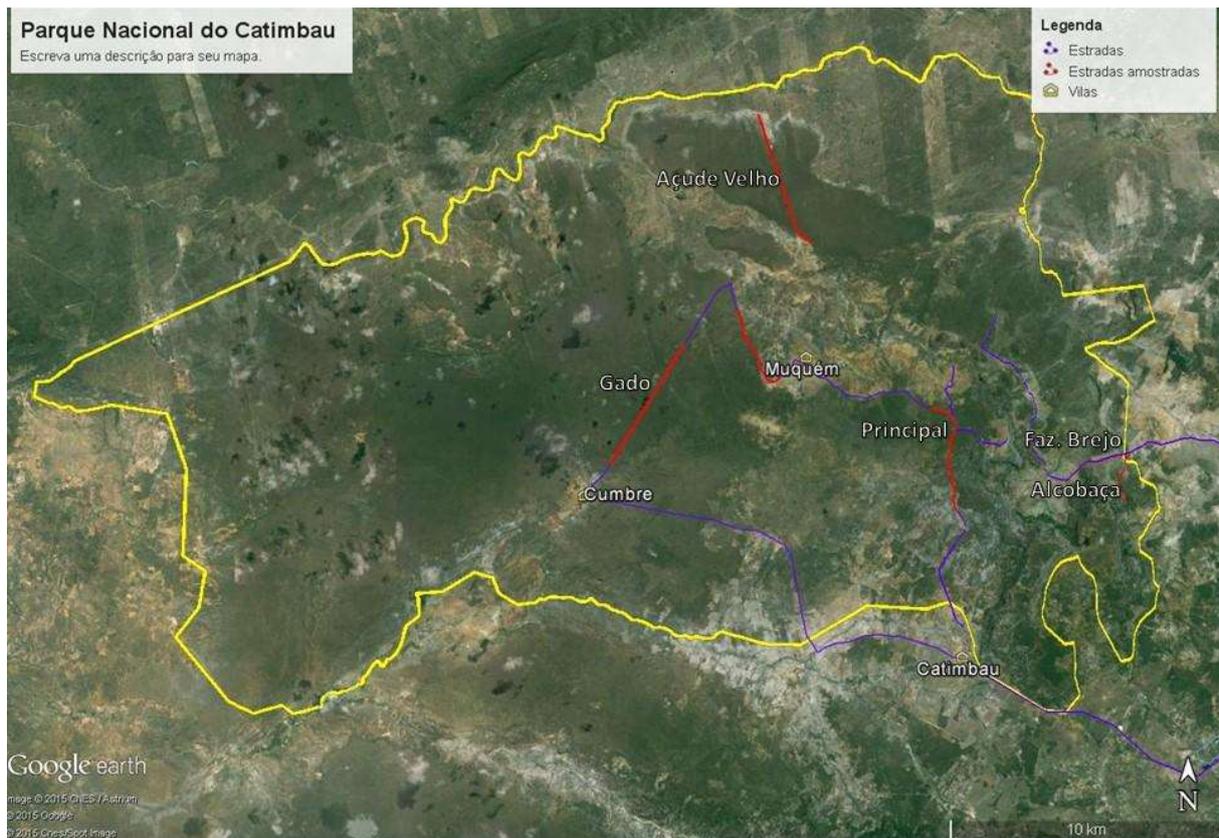


Figura 1. Limites do Parque Nacional do Catimbau (linha amarela) e localização das estradas amostradas (linha vermelha).

Percorri as estradas a pé, realizando busca ativa por registros diretos (visualizações e vocalizações) e indiretos (pegadas, fezes, carcaças, etc.) de mamíferos silvestres e domésticos. Identifiquei as pegadas em campo quando possível, ou tomei medidas e fotos para confirmação posterior com auxílio de guias especializados (Borges & Tomás, 2004; Becker & Dalponte 1999). As espécies com registros constantes nas estradas foram registradas somente a cada 100 m.

### **Análise de dados**

Considereei como variáveis para as análises a riqueza de espécies de mamíferos silvestres e a frequência de registros das espécies silvestres e domésticas nas estradas. A abundância não foi estimada devido à dificuldade de sua determinação em estudos rápidos e baseados em vestígios indiretos.

A relação entre a riqueza e a frequência de mamíferos silvestres e a frequência de domésticos foi testada pela correlação de Pearson. A diferença de riqueza média por quilômetro entre as estradas foi avaliada com o teste de Kruskal-Wallis, com teste posterior de Student-Newman-Keuls. As análises foram realizadas no software Bioestat 5.0 (Ayres et al. 2007).

## RESULTADOS

Registrei 14 espécies de mamíferos, 10 silvestres e quatro domésticas, divididas em cinco Ordens (Tabela 1). As estradas com maior riqueza relativa de mamíferos silvestres foram Alcobaça (2,0 espécies/km) e Gado (1,8 espécie/km). As demais estradas apresentaram menos de uma espécie silvestre por quilômetro (Principal 0,8, Muquém 0,7, Açude Velho 0,6, e Fazenda Brejo 0,5).

A principal forma de registro foi a identificação de pegadas, sendo o vestígio mais abundante e utilizado para todas as espécies. Tocas também foram utilizadas para identificar as espécies da Ordem Cingulata (tatus), e houve um registro de fezes de *Cerdocyon thous* (lobinho). As demais formas de registro (visualização, vocalização e carcaças) ocorreram somente para as espécies domésticas (Tabela 1).

Tabela 1. Lista de espécies de mamíferos silvestres e domésticos e locais de registro no Parque Nacional do Catimbau.

<i>Espécie</i>	<i>Nome comum</i>	<i>Forma de registro</i>	<i>Estradas com registro</i>
Ordem Cingulata			
<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peba	P/T	Principal, Gado e Açude Velho
		P/T	Gado, Açude Velho e Alcobaça
<i>Dasybus</i> sp.	tatu-galinha		
Ordem Perissodactyla			
<i>Equus</i> sp.*	cavalo e/ou jegue	P/F/V	Todas

Ordem Artiodactyla

<i>Mazama gouazoupira</i>	veado-catingueiro	P	Gado
<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	P	Gado
<i>Capra hircus</i> *	Bode	P/F/V/A	Todas
<i>Bos taurus</i> *	Boi	P/F/V	Todas

Ordem Carnívora

<i>Cerdocyon thous</i>	Lobinho	P/F	Todas
<i>Canis familiaris</i> *	cão-doméstico	P/V/C	Todas
<i>Leopardus sp.</i>	gato-do-mato	P	Principal e Gado
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	P	Gado
<i>Galictis sp.</i>	Furão	P	Gado

Ordem Rodentia

<i>Cavia sp.</i>	Preá	P	Principal, Gado e Alcobaça
<i>Dasyprocta sp.</i>	Cutia	P	Gado e Alcobaça

\* espécies domésticas. Formas de registro: P – pegadas; T – tocas; F – fezes; V – visualização;

A – registro auditivo e Ca – carcaça.

Quanto à riqueza média de mamíferos silvestres por quilômetro, a estrada do Gado apresentou valor superior às demais, exceto Alcobaça. Por sua vez, a estrada de Alcobaça também é semelhante às outras (Fig. 2).

Identifiquei 432 vestígios de mamíferos, 305 de domésticos e 127 de silvestres. Em todas as estradas os dois grupos foram encontrados, com grande predominância dos mamíferos domésticos (Fig. 3). O único local que apresentou maior número de registros de silvestres em relação aos domésticos foi a estrada do Gado.

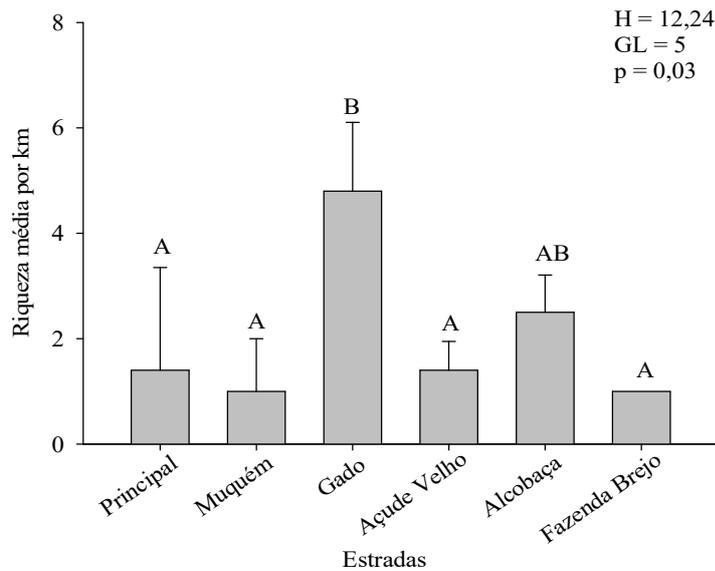


Figura 2. Riqueza média de mamíferos silvestres por quilômetro nas estradas amostradas no Parque Nacional do Catimbau.

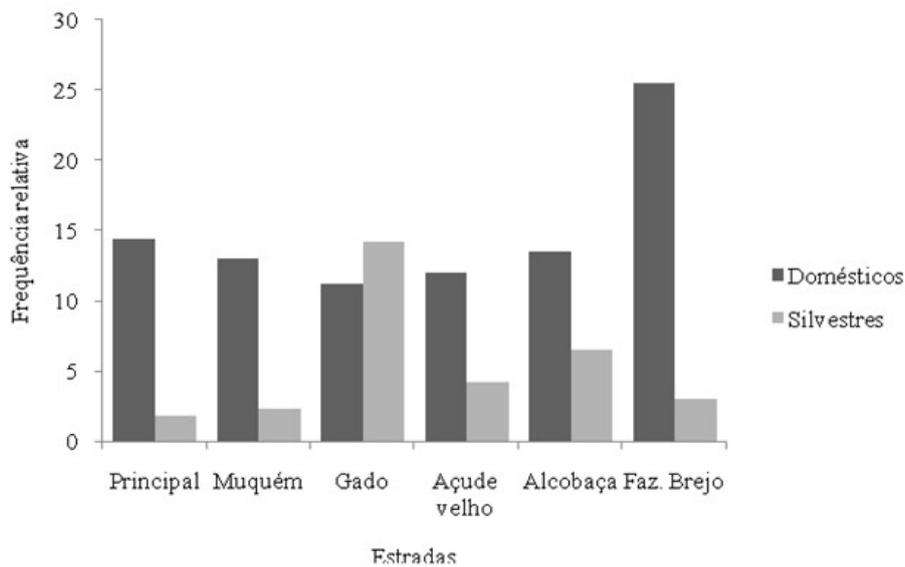


Figura 3. Frequência relativa (registros/km) de mamíferos domésticos e silvestres nas estradas amostradas no Parque Nacional do Catimbau.

A espécie mais registrada foi *Capra hircus* (bode) com 142 vestígios - 32,9% do total. A segunda foi *Cerdocyon thous* (lobinho) com 88 registros - 20,4% do total e 69,3% entre os mamíferos silvestres. As espécies menos registradas foram *Leopardus pardalis* (jaguaritica) e *Galictis* sp. (furão), com dois e um vestígios respectivamente.

Não houve relação entre a riqueza de espécies de mamíferos silvestres e a frequência de registros de domésticos nos locais estudados (Fig. 4). Também não encontrei relação entre a frequência de registros dos dois grupos (Fig. 5).

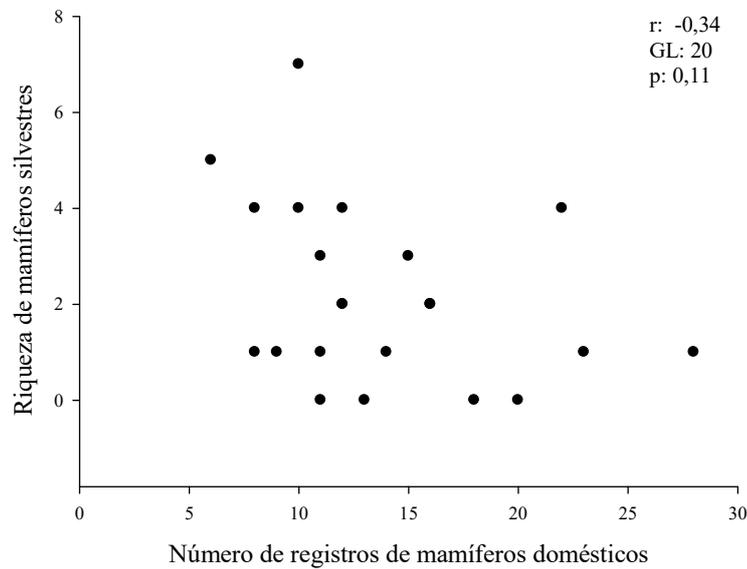


Figura 4. Relação entre riqueza de mamíferos silvestres e frequência de registros de domésticos nas estradas no interior do Parque Nacional do Catimbau. Os pontos referem-se a cada quilômetro amostrado.

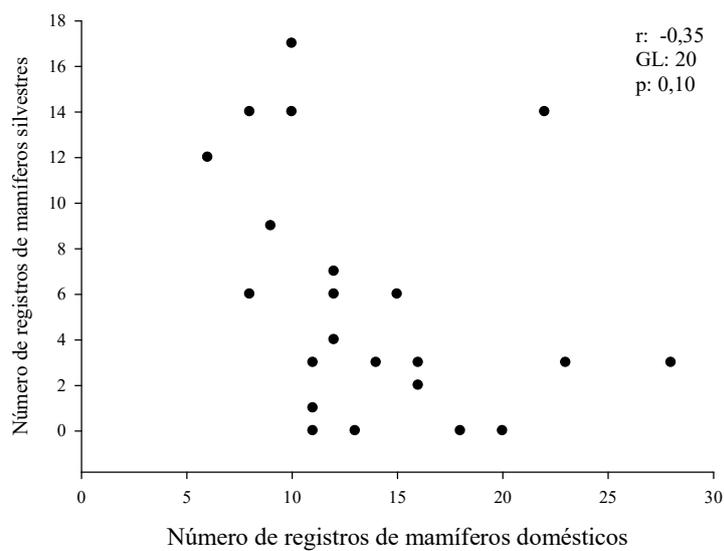


Figura 5. Relação entre frequência de registros de mamíferos silvestres e frequência de registros de domésticos nas estradas no interior do Parque Nacional do Catimbau. Os pontos referem-se a cada quilômetro amostrado.

## DISCUSSÃO

Com base nos resultados obtidos neste estudo, não há relação entre a presença de mamíferos domésticos e a riqueza e a presença de mamíferos silvestres de médio e grande porte nas estradas estudadas no Parque Nacional do Catimbau. Desta forma, a hipótese apresentada não foi corroborada.

O estudo realizado contribui para o conhecimento do Parque Nacional do Catimbau, uma vez que inclui duas novas espécies (*Pecari tajacu* e *Galictis* sp.) na lista de mamíferos de médio e grande porte elaborada por SNE (2002). Além disso, ressalta a importância da região da estrada do Gado para a conservação deste grupo, pois foi a estrada com maior riqueza média de mamíferos por quilômetro, e a única a apresentar maior número de registros de mamíferos silvestres do que domésticos.

O presente estudo também demonstra a importância do uso de métodos indiretos, especialmente pegadas, para o registro de mamíferos de médio e grande porte no Parque. Apesar da dificuldade de identificação dos rastros devido ao terreno arenoso e bastante seco, esse foi o método que propiciou a maior parte dos registros deste estudo. A não visualização de mamíferos silvestres, menos abundantes que os domésticos, demonstra a dificuldade do uso de transecção linear, especialmente em levantamentos rápidos. Os resultados de Freitas (2010) corroboram esta constatação, a autora registrou apenas três espécies pelo método de censo, em um estudo com 24 dias de campo no sertão Sergipano.

Quanto às espécies mais registradas, o resultado obtido era esperado. *Capra hircus* é uma espécie rústica e amplamente utilizada como fonte de proteína animal na Caatinga, o que

torna sua criação comum em propriedades rurais desta região. Já a frequência quase constante de *Cerdocyon thous* reforça o caráter generalista e de tolerância a ambientes com distúrbios provenientes da ação antrópica dessa espécie (Courtenay & Maffei 2004). Ressalta-se que *Cerdocyon thous* foi registrado em todas as estradas e geralmente em conjunto com registros de animais domésticos.

Quanto à relação entre mamíferos silvestres e domésticos, outros fatores podem estar interagindo para determinar a distribuição dos mamíferos silvestres no interior do Parque. O trânsito de veículos automotores, que é diferente entre as estradas estudadas, a localização de remanescentes vegetacionais com menor uso antrópico e a restrição ambiental própria da Caatinga podem atuar em conjunto com a presença de mamíferos domésticos e influenciar a distribuição do grupo estudado.

A estrada do Gado, que apresentou maior riqueza média por quilômetro, apresenta o menor fluxo de veículos automotores e de pessoas, e atravessa uma grande área de vegetação relativamente conservada no Parque. Assim, o contínuo vegetal e a baixa ocorrência de outros fatores antrópicos podem favorecer a permanência de mamíferos silvestres nesta região (Costa et al. 2005). O contínuo vegetacional desta região pode ser um refúgio para o grupo, apesar da elevada frequência de mamíferos domésticos na estrada. Ressalta-se que as espécies com maior restrição quanto à perturbação ambiental foram encontradas somente nesta estrada (*Leopardus pardalis*, *Pecari tajacu* e *Mazama gouazoupira*). Nesta estrada também foram encontrados vestígios recentes de ações de caçadores, o que reforça a presença de espécies cinegéticas nesta região e a necessidade de ações de manejo específicas.

Por sua vez, a estrada do Açude Velho teve baixos valores de riqueza e de frequência de mamíferos silvestres. Embora essa estrada também atravessasse uma área de vegetação relativamente conservada, possua pouco trânsito de veículos automotores, e frequência de mamíferos domésticos similar a estrada do Gado, a mesma está inserida em uma área com baixo

índice de pluviosidade em relação as demais. Desta forma, possivelmente essa área apresenta maior restrição hídrica que a estrada do Gado, o que pode dificultar a permanência dos mamíferos silvestres (Mares 1985).

Apesar da interação desses outros fatores, os resultados encontrados demonstram uma tendência de diminuição da riqueza e da frequência de mamíferos silvestres com o aumento da frequência de domésticos. Além disso, fica clara a convivência estreita entre esses dois grupos no interior da Unidade, o que reforça o risco a que as populações silvestres estão expostas. A situação encontrada no Parque Nacional do Catimbau potencializa o risco das doenças emergentes da vida selvagem, pois este aumenta com maior contato com humanos e seus animais domésticos, com as alterações ecológicas locais e pode ter consequências críticas em populações reduzidas ou isoladas de mamíferos silvestres (Aguirre et al. 2002 *apud* Morato et al. 2006; Daszak et al. 2000).

Outro dado preocupante é a ampla distribuição de *Capra hircus* em todas as áreas estudadas. Esta espécie é citada como uma das 100 piores exóticas invasoras no mundo (Lowe et al. 2000). Também é considerada como espécie invasora em diversas Unidades de Conservação do Nordeste, sua presença em áreas naturais está associada a escapes de sistemas de produção (Ziller & Dechoum 2013). Sua ampla distribuição no Parque é preocupante pois produzem sobrepastoreio, ameaçam espécies raras ou endêmicas por consumirem ampla gama de vegetais, são responsáveis pelo pisoteio de espécies de baixo porte e cactáceas, e a longo prazo podem alterar as comunidades vegetais e causar destruição de habitat (Schüttler & Karez 2008). Além disso, competem por alimento e áreas de uso com os ungulados nativos, como veados e porcos-do-mato, o que é ainda mais grave em ambientes semiáridos onde o alimento é escasso (Borgnia 2008).

Os resultados obtidos também propiciam recomendações de algumas ações de manejo para minimizar as pressões sobre os mamíferos silvestres no Parque Nacional do Catimbau.

Recomenda-se maior restrição no uso da estrada do Gado, e intensificação nas ações de monitoramento de fauna e de fiscalização contra caça nessa região. Deve-se priorizar a indenização de moradores próximos às áreas mais conservadas do Parque e em áreas de possíveis corredores entre estas e áreas com maior disponibilidade hídrica. A manutenção da conectividade entre áreas com menor intensidade de uso é importante para favorecer as populações de mamíferos que possuem grandes áreas de vida (Costa et al. 2005). Micro-habitats mais úmidos, associados às chapadas e serras também devem ser priorizados tanto para indenização de moradores quanto para ações de fiscalização, pois são refúgios para a fauna, especialmente em secas prolongadas (Mares 1985). Além disso, enquanto a regularização fundiária total da Unidade não é possível, acordos comunitários podem ser construídos como estratégia para reduzir e monitorar o uso das áreas mais conservadas por espécies domésticas, especialmente caprinos e bovinos.

Recomendo também aprofundar o estudo da relação entre mamíferos silvestres e domésticos, esperando que com maior esforço amostral e maior controle dos outros fatores ambientais essa relação seja encontrada. Também é importante avaliar a ocorrência de possíveis doenças emergentes que possam afetar as já reduzidas populações silvestres da Unidade. Ainda, identificar outras possíveis “áreas refúgio” para a mastofauna de médio e grande porte, como a região da estrada do Gado, é necessário para melhor direcionar ações de proteção e monitoramento. A realização dessas e de outras pesquisas com mamíferos silvestres é importante para embasar adequadamente o manejo do Parque Nacional do Catimbau, e garantir a manutenção da biodiversidade e das funções ecológicas por ele resguardadas.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE e CEPAN pelo apoio logístico e financeiro. Aos organizadores do Curso de Campo: Ecologia e Conservação da Caatinga. Ao professor Dr. Felipe Melo pelo auxílio na

elaboração do projeto e análise dos dados. À Cláudia Martins e Layla Reis pelas discussões e companheirismo na luta pela conservação. Aos monitores do ECCA 2015 por todo o apoio prestado durante o curso.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguirre, A.A., Ostfeld, R.S., Tabor, G.M., House, C. & Pearl, M. C. 2002. Conservation Medicine: Ecological Health in Practice. New York: Oxford University Press, 407p. IN: Morato, R.G., Rodrigues, F.H.G., Eizirick, E., Mangini, P.R., Azevedo, F.C.C. & Marinho-Filho, J. S. 2006. Manejo e Conservação de Carnívoros Neotropicais. Ibama. São Paulo 396p.
- Andrade, K.V.S., Rodal, M. J. N., Lucena, M. F. & Gomes, A. P. S. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. Hoehnea 31: 337-348.
- Ayres, M., Ayres M Jr., Ayres, D.L & Santos, A.S. 2007. BioEstat 5.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Manaus: Sociedade Civil Mamirauá.
- Becker, M. & Dalponte, J.C., 1999. Rastros de Mamíferos Silvestres Brasileiros. 2ª Ed. Brasília: Ed. UNB; Ed. IBAMA. 180p.
- Begon, M.C.R., Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2006. Ecology From Individuals to Ecosystems. 4º edição. Blackwell Publishing. USA
- Bertzky B., Corrigan C., Kemsey J., Kenney S., Ravilious C., Besançon C. & Burgess N. 2012. Protected Planet Report 2012: Tracking progress towards global targets for protected areas. IUCN, Gland, Switzerland and UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Borges, P.A.L. & Tomás, W.M., 2004. Guia de Rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal.139p.

- Borgnia, M., Vila, B.L. & Cassini, M.H. 2008. Interaction between wild camelids and livestock in an Andean semi-desert region. *Journal of Arid Environments* 72: 2150–2158.
- Cleaveland, S., Hess, G. R., Dobson, A.P., Laureson, M.K., McCallum, H.I., Roberts, M.G. & Woodroffe, T. 2002. The Role of Pathogens in Biological Conservation. In: Rizzoli, A., Grenfell, T., Heesterbeek, H. & Dobdson, A.P. (Ed.). *The ecology of wildlife diseases*. New York: Oxford University Press, p.139-150.
- Cole, D.N. 1993. Minimizing conflict between recreation and nature conservation. In: Smith, D.S.; Hellmund, P.C., eds. *Ecology of greenways: design and function of linear conservation areas*. Minneapolis, MN: University of Minnesota Press 105-122p.
- Costa, L.P., Leite, Y.L.R., Mendes, S.L. & Ditchfield, A.D. 2005. Mammal Conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 672–679.
- Courtenay, O. & Maffei, L. 2004. Crab-eating fox *Cerdocyonthous* (Linnaeus, 1766), In: IUCN 2004 *Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs - Status Survey and Conservation Action Plan*. Canid Specialist Group.
- Daszak, P., Cunningham, A.A. & Hyatt, A.D. 2000. Emerging Infectious Diseases of Wildlife - Threats to Biodiversity and Human health. *Science* 287: 443-449.
- Emmons, L.H. & Feer, F. 1998. *Neotropical Rainforest Mammals, A Field Guide*. Second Edition. University of Chicago Press, Chicago.
- Freitas, E. B. 2010. Levantamento das populações de mamíferos e aves em um fragmento de Caatinga no alto sertão Sergipano. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Sergipe. 79p.
- Grelle, C.E.V., Fonseca, G.A.B., Fonseca, M.T. & Costa, L.P. 1999. The question of ecale in threat analysis: a case study with Brazilian mammals. *Animal Conservation* 2: 149-52.

- Le Saout, S., Hoffmann, M., Shi, Y., Hughes, A., Bernard, C., Brooks, T.M., Bertzky, B., Butchart, S.H. M., Stuart, S. N., Badman, T. & Rodrigues, A.S.L. 2013. Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. *Science* 342: 803-805.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). 12p.
- Mares, M.A., Willig, M.R. & Lacher JR., T.E. 1985. The Brazilian Caatinga in South American zoogeography: tropical mammals in a dry region. *Journal of Biogeography* 12: 57-69.
- Mitchell, B.D. & Banks, P.B. 2005. Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. *Austral Ecology* 30: 581–591.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. 2002. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Brasília, Universidade Federal de Pernambuco, Conservation Internacional do Brasil e Fundação O Boticário.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42: 412- 422.
- Ricklefs, R.E. 2003. *Economia da Natureza. A Economia da Natureza*. Guanabara Editora, Rio de Janeiro, Brasil.
- Sayre, R., Roca, E., Sedaghatkish, G., Young, B., Keel, S., Roca, R. & Sheppard, S. 2003. *Natureza em Foco: Avaliação Ecológica Rápida*. Arlington: The Nature Conservation. 175p.
- Schüttler, E. & Karez, C.S. 2008. *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas*. UNESCO, Montevideo.

- Sociedade Nordestina de Ecologia, 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco – SECTMA, Recife.
- Wright, S.J., Stoner, K.E., Beckman, N., Corlett, R.T., Dirzo, R., Muller-Landau, H.C., Nuñez-Iturri, G., Peres, C.A. & Wang, B.C. 2007. The Plight of Large Animals in Tropical Forests and the Consequences for Plant Regeneration. *Biotropica* 39: 289 -291.
- Young, J.K., Olson, K.A., Reading, R.P., Amgalanbaatar, S., Berger, J., 2011. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *Bioscience* 61: 1725–132.
- Ziller, S.R. & Dechoum, M.S. 2013. Plantas e Vertebrados Exóticos Invasores em Unidades de Conservação no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3: 4-31.



**DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE CACTACEAE NA CAATINGA  
EM RESPOSTA AO GRADIENTE DE PLUVIOSIDADE**

Bianca Butter Zorger

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade

Federal de Pernambuco-UFPE

## RESUMO

A Caatinga é o terceiro maior centro de endemismo de Cactaceae no mundo e apresenta espécies raras e únicas. No entanto, ainda existe uma lacuna teórica sobre o padrão de estruturação da comunidade de cactos em relação a variáveis ambientais. Objetivei compreender os padrões da estruturação da comunidade de cactos em resposta a variação na disponibilidade hídrica. Desenvolvi o estudo no Parque Nacional do Catimbau, onde amostrarei cinco parcelas sob diferentes regimes de pluviosidade e quantifiquei a riqueza de espécies e a abundância de indivíduos. Para avaliar a relação entre a pluviosidade e a riqueza e entre a pluviosidade e a abundância realizei regressões lineares simples no ambiente computacional R. Para verificar como as espécies variam em relação às parcelas realizei uma análise de correspondência distendida (DCA). Para verificar se existe influência da pluviosidade sobre a composição de espécies de Cactaceae usei o eixo 1 da DCA que contém a maior quantidade de informação e realizei uma regressão linear. Não encontrei evidências de que a variação na pluviosidade explica a riqueza ( $r^2 = 0,07$  e  $p = 0,22$ ), abundância ( $r^2 = 0,54$  e  $p = 0,15$ ) e composição ( $r^2 = 0,35$  e  $p = 0,29$ ) de espécies. Outros fatores podem estar contribuindo para a similar diversidade e composição de cactos em relação a diferentes níveis de pluviosidade. Exemplos desses fatores são a sazonalidade do ecossistema, a presença de plantas e rochas enfermeiras e eventos estocásticos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Caatinga, Endemismo, Filtro ambiental, Floresta tropical sazonalmente seca

## INTRODUÇÃO

Um dos principais objetivos da ecologia de comunidades é compreender a estruturação de comunidades biológicas (Lebrija-Trejos et al. 2010). Nesse sentido, dois processos determinísticos chave têm sido bastante explorados: A similaridade limitante e o filtro ambiental (Chesson 2000; Wieher & Keddy 2004; Grime 2006). A similaridade limitante assume que espécies co-ocorrerem somente quando apresentam atributos distintos, enquanto que o filtro ambiental biótico (e.g. facilitação e competição) e abiótico (e.g. temperatura, umidade) se refere ao favorecimento de espécies que conseguem tolerar as condições impostas pelo meio (Kraft 2014).

Diferente das florestas úmidas que apresentam como principal fator limitante a luz, florestas sazonalmente secas como a Caatinga apresentam a água como fator limitante (Lüttge 2008). Nessas florestas secas as plantas são altamente adaptadas à baixa disponibilidade hídrica (e.g. *Ceiba glaziovii* - Malvaceae, *Jatropha molissima* - Euphorbiaceae, *Pilosocereus pachycladus* - Cactaceae) (Siqueira Filho 2012). Desses exemplos, as cactáceas em particular, constituem um grupo que comumente possui várias adaptações ao clima seco como: caules suculentos e clorofilados e folhas reduzidas ou modificadas evolutivamente em espinhos (Mauseth 2006). Além disso, nessas regiões áridas e semiáridas, os cactos são espécies chave na comunidade uma vez que disponibilizam serviços ecossistêmicos importantes como a produção de frutos para diversos animais durante a estação seca (Taylor & Zappi 2004).

A Caatinga corresponde ao terceiro maior centro de endemismo de Cactaceae no mundo (o primeiro é localizado entre o norte do México e o sudoeste dos Estados Unidos) apresentando espécies raras e espécies únicas desta família (Santos et al. 2009). No entanto, para a Caatinga e outros ecossistemas ainda existe uma lacuna teórica sobre o padrão da estruturação da comunidade de cactos em resposta a variáveis ambientais. Poucos são os estudos já realizados

com essa abordagem, se destacando o de Gurvtch et al. (2014) em relação ao gradiente de altitude e o de Dutra et al. (2012) em relação a condições edáficas de solo e rochas.

Nesse contexto, elaborei a pergunta: como a disponibilidade hídrica influencia a diversidade e a composição da assembleia de Cactaceae na Caatinga? Minha hipótese é que a pluviosidade afetará a diversidade e a composição das comunidades de cactos. Dessa forma, este estudo objetiva compreender os padrões da estruturação da comunidade de cactos em resposta a variação da disponibilidade hídrica, o que pode auxiliar na conservação da família Cactaceae em florestas sazonalmente secas nas Américas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

Realizei o estudo no Parque Nacional do Catimbau (Fig. 1), uma área de extrema importância biológica para a conservação da Caatinga que possui números relevantes de endemismos e espécies raras (MMA 2002). O Parque apresenta clima tropical semiárido com temperatura média anual de 23 °C, pluviosidade média entre 650-1100 mm anuais (SNE 2002) e 600-1000 m de altitude (IBAMA 2005). A fisionomia vegetacional forma um mosaico de acordo com o tipo de solo e umidade, variando de caatinga arbórea com espécies não espinhosas, até arbustivas com predomínio das espécies espinhosas, característica peculiar de ambientes xéricos (Andrade et al. 2004). Realizei a coleta em cinco parcelas (20 x 50 m) estabelecidas pelo Projeto Ecológico de Longa Duração sob diferentes regimes de pluviosidade (900, 850, 650, 550, 500 mm anuais).



Figura 1. Localização do Parque Nacional do Catimbau no estado de Pernambuco, Brasil.

### ***Desenho amostral***

Quantifiquei a riqueza de espécies e a abundância de indivíduos pertencentes à família Cactaceae em cada uma das parcelas selecionadas. Para as espécies que apresentaram reprodução clonal, além da reprodução sexuada, identifiquei o organismo maior no centro e a partir dele delimitar uma circunferência de raio de dois metros onde todos os indivíduos presentes nessa área foram considerados clones (Ribeiro et al. 2015).

### ***Análise de dados***

Para testar se a pluviosidade local afeta as variáveis dependentes riqueza de espécies e abundância de indivíduos, realizei regressões lineares simples. Para verificar como a composição da comunidade de cactos é influenciada pela pluviosidade, realizei uma análise de correspondência distendida (DCA). Em seguida, realizei uma regressão linear entre o eixo 1 do DCA e o gradiente de pluviosidade. Realizei as regressões lineares no ambiente computacional R (R Core Team 2015) e a DCA no FITOPAC (Shepherd 2009).

## RESULTADOS

Inventariei sete espécies de Cactaceae (*Melocactus* sp., *Tacinga inamoena*, *Tacinga inodora*, *Pilosocereus pachycladus*, *Pilosocereus tuberculatus*, *Pilosocereus gounelli* e *Harrisia adscendens*) ao longo das parcelas, totalizando 155 indivíduos. Para cada uma das espécies amostradas calculei valores de mínimo, máximo, média e desvio padrão (Tabela 1).

Tabela 1. Valores mínimo, máximo, média e o desvio padrão (DP) de espécies amostradas ao longo do gradiente de pluviosidade na Caatinga, Pernambuco, Brasil.

Espécie	Min	Máx	Média + DP
<i>Melocactus</i> sp.	0	12	3,6 ± 4,97
<i>Tacinga inamoena</i>	0	23	11 ± 11,15
<i>Tacinga palmadora</i>	0	27	12.2 ± 11,56
<i>Harrisia adscendens</i>	0	2	0,8 ± 1,30
<i>P. pachycladus</i>	0	3	0,4 ± 0,89
<i>P. tuberculatus</i>	1	4	1 ± 1,22
<i>P. gounelli</i>	0	5	1 ± 2,23

Não verifiquei influência da pluviosidade sob a riqueza ( $r^2 = 0,07$  e  $p = 0,66$ ) (Fig. 2), sobre a abundância ( $r^2 = 0,54$  e  $p = 0,15$ ) (Fig. 3) e sobre a composição de espécies ( $y = -3.1539 + 0.0189*x$ ;  $p = 0,29$ ;  $r^2=0,35$ ) (Fig. 4) ao longo do gradiente de pluviosidade. Além disso, não houve influência da pluviosidade em relação a cada uma das espécies amostradas ao longo do gradiente, *Melocactus* sp. ( $r^2 = 0,18$  e  $p = 0,47$ ), *Tacinga inamoena* ( $r^2 = 0,81$  e  $p = 0,75$ ), *Tacinga palmadora* ( $r^2 = 0,09$  e  $p = 0,62$ ), *Harrisia adscendens* ( $r^2 = 0,43$  e  $p = 0,22$ ), *Pilosocereus pachycladus* ( $r^2 = 0,81$  e  $p = 0,75$ ), *Pilosocereus tuberculatus* ( $r^2 = 0,05$  e  $p = 0,71$ ) e *Pilosocereus gounelli* ( $r^2 = 0,81$  e  $p = 0,75$ ).

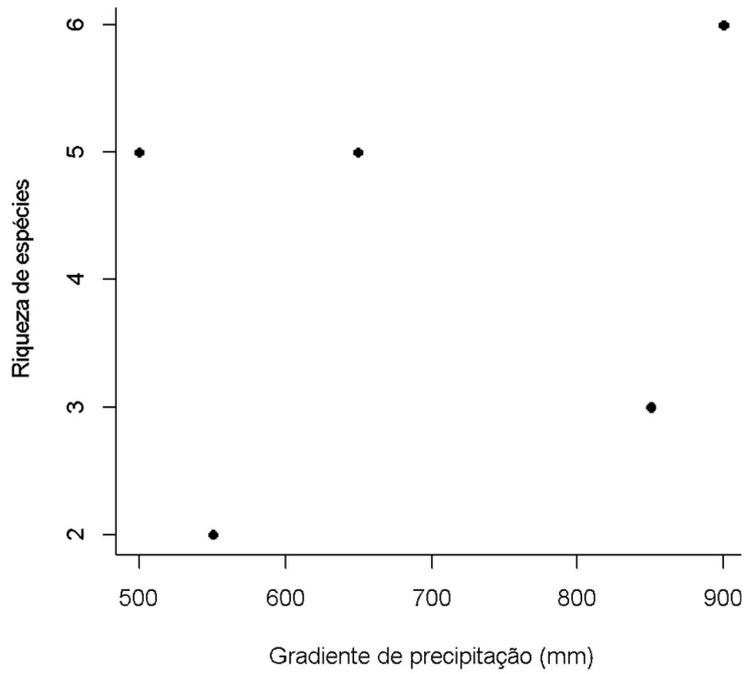


Figura 2. Relação entre a riqueza de espécies de Cactaceae com o gradiente de pluviosidade no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco, Brasil.

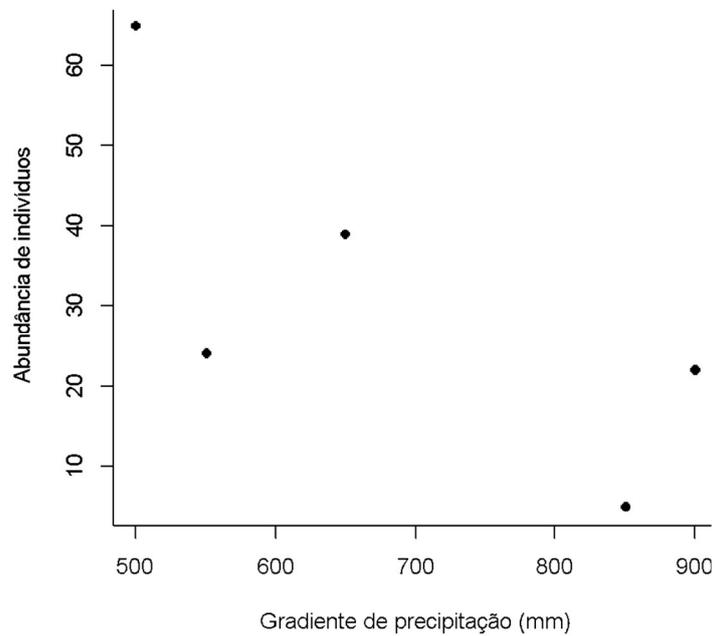


Figura 3. Relação entre a abundância de indivíduos de Cactaceae com o gradiente de pluviosidade no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

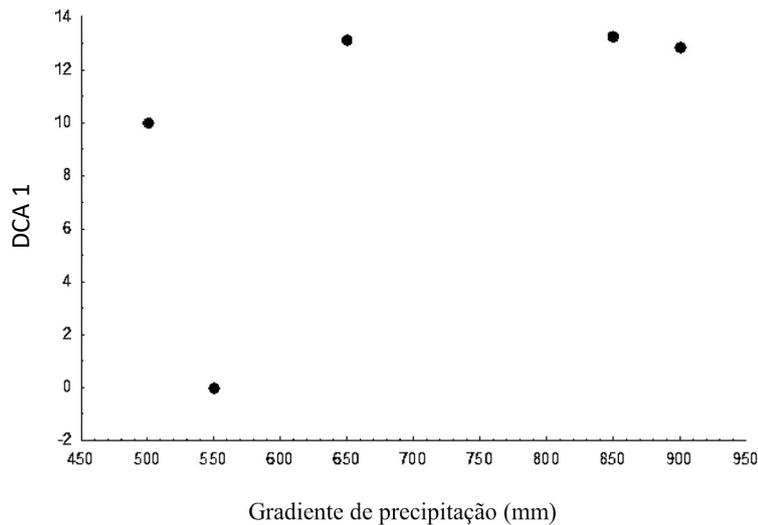


Figura 4. Relação entre o eixo 1 da análise de correspondência distendida (DCA) representando a composição de cactáceas em resposta ao gradiente de pluviosidade no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

## DISCUSSÃO

Neste estudo não foram encontradas evidências de que a disponibilidade hídrica explica a riqueza de espécies, abundância de indivíduos e a composição de espécies ao longo do gradiente de pluviosidade. Assim, a hipótese de que cactos apresentarão menor diversidade e composição em ambientes com maior pluviosidade não foi corroborada.

A diversidade de cactos pode ser influenciada por diversas variáveis climáticas, edáficas, antrópicas e pela sazonalidade (Murphy & Lugo 1986). Assim, espécies colunares, globosas e palmáceas são favorecidas pelo clima semiárido, com áreas mais abertas e ensolaradas (Santos 2009). Enquanto espécies epífitas são comumente encontradas em áreas com maior umidade e baixa sazonalidade (Hernandez et al. 2001; Santos et al. 2009; Silva et al. 2009). Como o Parque Nacional do Catimbau apresenta sazonalidade dentro de todo o gradiente de pluviosidade, a variação hídrica avaliada neste estudo pode não ter sido suficiente para influenciar a diversidade e composição da assembleia de cactos.

Além da limitação de água influenciada pela sazonalidade, outros fatores podem estar contribuindo para a ausência de variação da diversidade e composição de Cactaceae. Dentre eles a presença de plantas e rochas enfermeiras que facilitam a germinação, crescimento e o desenvolvimento de muitas espécies de Cactaceae (Drezner 2006; Peters et al. 2008), podendo ser encontradas em todas as parcelas independente do regime pluviométrico. Além disso, fatores estocásticos podem ser responsáveis pela similaridade na diversidade e composição de espécies de cactos no gradiente de pluviosidade.

Nesse contexto, meu estudo sugere que outros fatores abióticos e bióticos como a heterogeneidade dos solos, facilitação e competição devem ser considerados para futuras pesquisas que visem analisar a montagem das comunidades de Cactaceae em florestas secas, assim como fatores estocásticos que podem estar preponderando sobre fatores determinísticos.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE, ao PELD Catimbau, ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV) pelo apoio financeiro e logístico. À coordenação do XIII Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga. A todos os professores e a todos os monitores, em especial a Nívea Dias, José Domingos Ribeiro Neto e Fernanda Pereira Oliveira pela ajuda nas análises estatísticas, a Pieter Vranckx pela ajuda na identificação de plantas e a Marcelo Tabarelli pelas discussões construtivas durante o projeto individual.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Andrade, K.V.S., M.J.N. Rodal, M.F. Lucena & AP.S. Gomes. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. *Hoehnea* 31: 337-348.

- Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 31: 343–366.
- Drezner, T.D. 2006. Plant facilitation in extreme environments: the non-random distribution of saguaro cacti (*Carnegiea gigantea*) under their nurses associates and the relationship to nurse architecture. *Journal of Arid of Enviromentals* 65: 46-61.
- Dutra Saravia, D., A. Souza. 2012. Effects of environmental factors and plantation forest on endangered cactus diversity and composition in subtropical South America grasslands. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 14: 267–274.
- Gurvich, D. E., S. R. Zeballos & P. H. Demaio. 2014. Diversity and composition of cactus species along an altitudinal gradiente in the Sierras del Norte Mountains (Córdoba, Argentina). *South African Journal of Botany* 93: 142–147
- Hernández, H. M., C. Gómez-hinostrosa & R.T. Bárcenas. 2001. Diversity, spatial arrangement, and endemismo of Cactaceae in the Huizache area, a hot-spot in the Chihuahuan Desert. *Biodiversity & Conservation* 10: 1097–1112.
- IBAMA. 2005. Unidades de Conservação. [www.ambientebrasil.com.br](http://www.ambientebrasil.com.br) (Acesso em: 20/04/2015).
- Lebrija-Trejos, E., F. Bongers, E. A. Perez-Garcia, & J. A. Meave. 2010. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40: 422–431.
- Lüttge, U. 2008. *Physiological ecology of tropical plants*. Springer, Berlin, Germany
- Mauseth, J. *Structure–Function Relationships in Highly Modified Shoots of Cactaceae*. 2006. *Annals of Botany* 98: 901–926.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. 2002. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga*. Brasília,

- Universidade Federal de Pernambuco, Conservation Internacional do Brasil e Fundação O Boticário.
- Peters, E.M., C. Martorell & E. Ezcurrac. 2008. Nurse rocks are more important than nurse plants in determining the distribution and establishment of globose cacti (*Mammillaria*) in the Tehuacan Valley, Mexico. *Journal of Arid Environments* 72: 593–601.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- 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* 9: 27-33.
- Santos, M.R. 2009. Influência de variáveis ambientais e espaciais na distribuição geográfica da família Cactaceae no leste do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Lavras. 76pp.
- Shepherd, G.J. 2009. FITOPAC 2.1 (versão preliminar). Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas.
- Silva K.A., E. L. Araújo & E. M. N. Ferraz. 2009. Estudo florístico do componente herbáceo e relação com solos em áreas de caatinga do embasamento cristalino e bacia sedimentar, Petrolândia, PE, Brasil. *Acta Botânica. Brasília* 23: 100-110.
- Siqueira Filho, J. A. 2012. Flora das Caatingas do Rio São Francisco. História Natural e Conservação. Rio de Janeiro; Andrea Jacobson 552 p.
- Sociedade nordestina de ecologia. 2002. Projeto técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Secretaria de Ciência, tecnologia e meio ambiente de Pernambuco-SECTMA, Recife.
- Taylor, N. P & D. C. Zappi. 2004. Cacti of Eastern Brazil. Royal Botanical Gardens, Kew, 499p.
- Weiher, E.; Keddy, P. A. 2004. Ecological assembly rules, perspectives, advances, retreats. Cambridge University Press.



## **COMUNIDADES DE ARTRÓPODES EM DIFERENTES NÍVEIS DE PRECIPITAÇÃO NA CAATINGA**

Cacilda Michele Cardoso Rocha

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade  
Federal de Pernambuco

## RESUMO

Comunidades de artrópodes têm sido usadas com êxito no monitoramento da diversidade ecológica e o conhecimento de como os fatores ambientais influenciam seus atributos em florestas secas, como a Caatinga, todavia são incipientes. Este estudo se propôs investigar a influência da produtividade e precipitação na riqueza e abundância de artrópodes em áreas da Caatinga. O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau, e os artrópodes foram coletados em cinco áreas com diferentes níveis de precipitação utilizando guarda-chuva entomológico. A biomassa da serapilheira coletada com quadrados foi a medida de produtividade. Contabilizei 595 artrópodes, com 72 morfoespécies distribuídas em 11 ordens. O efeito produtividade e precipitação foram analisados e não influenciaram a riqueza e abundância de artrópodes. O dendrograma de similaridade detectou a formação de quatro grupos distintos, um com maior dissimilaridade. A Caatinga é um bioma degradado e altamente antropizado, sabendo de como os estudos com comunidades de artrópodes são escassos, torna-se urgente dispender esforços no sentido de compreender padrões e processos que regem suas interações no sentido para traçar estratégias de conservação de seus componentes.

**PALAVRAS-CHAVE:** Fauna invertebrada, Fatores ambientais, Semiárido de Pernambuco

## INTRODUÇÃO

Nos ambientes terrestres, grande parte dos recursos é proveniente da biomassa das plantas (produtividade primária), que está diretamente relacionada com fatores ambientais como a precipitação e disponibilidade de recursos (Gentry 1988). A distribuição e ocorrência de diferentes espécies em proporções distintas nas assembleias utilizando diferentemente recursos (i.e. radiação solar e umidade) podem ser explicadas por fatores como a produtividade primária e precipitação (Begon et al. 2006). Para Gentry (1988), a precipitação é uma das forças que moldam a riqueza de espécies nos trópicos, estando correlacionada positivamente com o aumento da riqueza, uma vez que em ambientes tropicais há maior produtividade resultando na maior oferta de recursos, conseqüentemente as populações são mais diversas.

O papel dos fatores ambientais sobre a biota tem sido um dos temas mais estudados em ecologia (Costa et al. 2014). Florestas secas são ambientes restritivos e a precipitação é um fator limitante que regula a atividade de grande parte das plantas (Barbosa et al. 2003). Nesses ambientes, a precipitação é irregularmente distribuída, tornando-se um recurso limitante para a biota. No entanto, as florestas tropicais secas estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo, suas áreas têm sido degradadas e fragmentadas pelas atividades humanas, levando a perdas de seus componentes (Neves et al. 2014; González et al. 2015). Comunidades de artrópodes têm sido usadas com êxito no monitoramento da diversidade ecológica, devido à grande representatividade de táxons existentes e espantosa abundância de espécies descritas com ampla distribuição (Brown 1997; González et al. 2015).

A Caatinga é uma floresta tropical sazonalmente seca que devido à singularidade e heterogeneidade permite predizer que a fauna invertebrada deve ser rica, com muitas espécies endêmicas (MMA 2005). No entanto, dados existentes sobre os invertebrados desse ambiente são escassos (Leal et al. 2003; Santos 2011) e as pesquisas sobre os insetos e artrópodes, incipientes. Nesse sentido, este estudo teve como objetivo investigar a influência da

precipitação e produtividade primária na riqueza e abundância de artrópodes em diferentes áreas de Caatinga e investigar a similaridade das áreas com relação à riqueza de artrópodes. A questão levantada aqui foi como comunidades de artrópodes são afetadas por fatores ambientais, tendo como hipótese que estes fatores influenciam positivamente a riqueza e abundância de artrópodes e que haverá dissimilaridade desses atributos entre áreas com diferentes níveis de precipitação.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

O estudo foi desenvolvido em áreas de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau - PARNA Catimbau - (08°31'18.0"S e 037°14'29.9"W), localizado entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. Inserido em uma área de transição entre Agreste e Sertão, o PARNA Catimbau é considerado uma área prioritária para conservação da Caatinga, por apresentar diversas espécies raras e endêmicas (MMA 2003). O clima da região é do tipo semiárido quente, a precipitação anual é variada, estando entre 500 a 1000 mm, temperaturas médias anuais entre 24 °C e 28 °C, e altitudes entre 650 a 1000 m (MMA 2003). A vegetação da Caatinga apresenta fitofisionomias com características xerofíticas, abrangendo florestas arbóreas e arbustivas, muitas das quais decíduas e espinhosas, onde as famílias Cactaceae e Euphorbiaceae são muito representativas (Prado 2003).

### ***Delineamento amostral***

Foram selecionadas cinco áreas com diferentes níveis de precipitação (913, 843, 647, 555 e 510 mm/ano) no mês de junho de 2015, para as quais foram delimitadas uma parcela (50 x 20 m). Os locais escolhidos estão inseridos nas áreas de estudos permanentes do Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD) no PARNA (PELD Catimbau), de onde os dados pluviométricos foram cedidos.

Para amostragem dos artrópodes, oito indivíduos arbóreo-arbustivos de diferentes espécies com altura superior a um metro foram selecionados em cada uma das cinco áreas, totalizando 40 amostras. A coleta foi realizada com guarda-chuva entomológico, constituído de quadrado de pano na cor branca, de 70 cm de cada lado mantido por meio de dois canos de PVC cruzados em X, e presos na cantoneira do pano. O procedimento de coleta consistia em sacudir cada galho 3 vezes sobre o guarda-chuva pelo mesmo coletor e a coleta dos artrópodes foi realizada manualmente ou com pinça. O material foi acondicionado em potes de polipropileno com solução alcoólica (70%) e identificados com dados da área. A contagem das amostras procedeu com auxílio de estereomicroscópio. Os animais foram identificados ao menor nível taxonômico possível, consultando referência especializada (Gullan & Cranston 1994). A serapilheira foi adotada como medida de produtividade. Em cada uma das cinco parcelas amostradas, próximo a um dos indivíduos arbóreo-arbustivos selecionados para coleta dos artrópodes, a serapilheira foi removida utilizando quadrados (0,4 x 0,4 m), o material foi etiquetado e levado à sede do PELD. A serapilheira foi seca em estufa com temperatura constante de 60 °C por 48 horas. Posteriormente, foi pesada em balança semi-analítica e os dados da biomassa calculados em gramas por peso seco (gPS/m<sup>2</sup>).

### **Análise de dados**

Para responder como fatores ambientais influenciam as assembleias de artrópodes, utilizei o Modelo Misto Linear Generalizado (GLMM), considerando o efeito da precipitação e biomassa influenciando tanto a riqueza quanto abundância dos artrópodes. A análise considerou as amostras as oito pseudoréplicas de cada área, a qual foi tratada estatisticamente no ambiente computacional R versão 2.8.1 (R Development Core Team, 2008).

A similaridade quanto à riqueza de artrópodes foi calculada por meio de uma análise exploratória dos dados no intuito de detectar formação de diferentes grupos nas áreas estudadas. Desta forma, uma matriz com morfoespécies identificadas dos artrópodes (amostras) coletados

nas cinco áreas (descritores) foi construída, com base nos dados de incidência (presença/ausência) no programa FITOPAC 2.1 (Shepherd 2009). Posteriormente, a matriz foi submetida ao cálculo do coeficiente de similaridade Bray-Curtis, que não considera as duplas-ausências e é fortemente influenciado pelas espécies dominantes (Valentim 2012). O método de agrupamento utilizado foi o da Associação Média Aritmética - UPGMA (Sneath & Sokal 1973).

## RESULTADOS

Foram contabilizados 595 artrópodes, com 72 morfoespécies identificadas, distribuídas em 11 ordens (Fig 1). As mais abundantes foram Aranae (353); Coleoptera (75); Hymenoptera (75) e Hemiptera (43). As ordens que ocorreram em menor abundância foram Acarii (11); Blattariae (9); Diptera (9); Mantodea (9); Diplura (6); Orthoptera (3) e Phasmida.

As áreas com diferentes níveis de precipitação apresentaram composições distintas tanto na riqueza quanto na abundância, que podem ser atribuídas a outros fatores como, por exemplo, a cobertura vegetal, que não foi analisada no presente estudo (Tabela 1).

Tabela 1. Riqueza e abundância de artrópodes nas áreas amostradas com diferentes níveis de precipitação no PARNA Catimbau – PE (Junho de 2015).

Área	Nível precipitação	Riqueza	Abundância
P02	400	32	130
P15	500	23	169
P16	700	33	96
P21	900	26	112
P30	1000	32	100

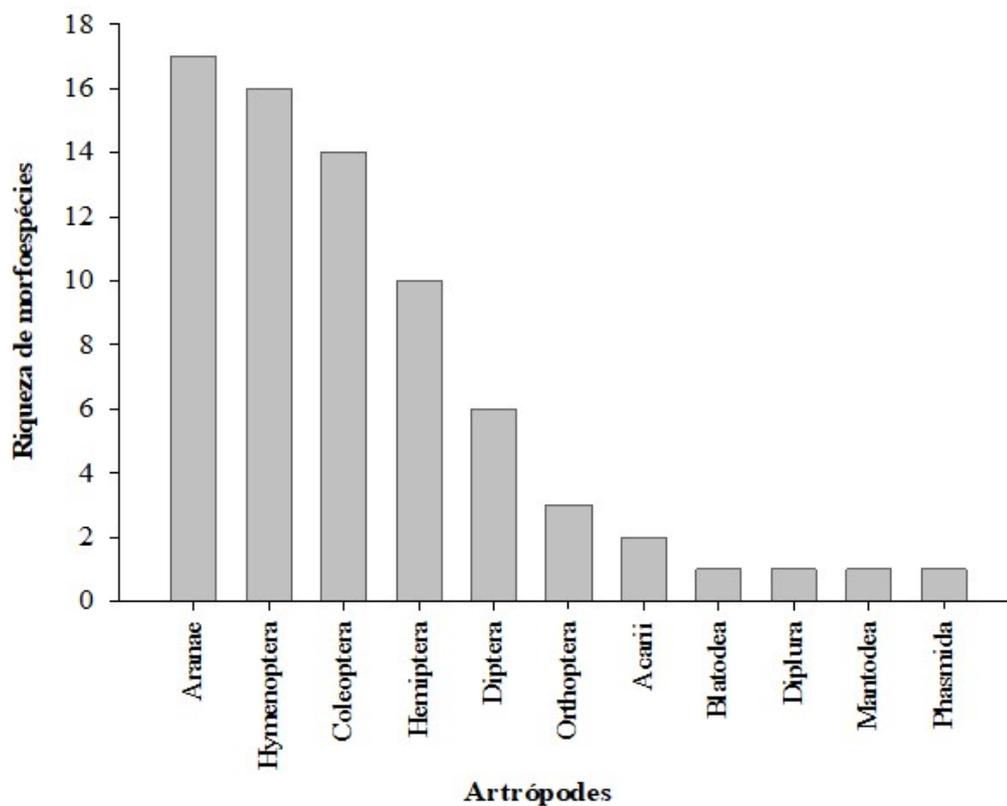


Figura 1. Riqueza de artrópodes em áreas com diferentes níveis de precipitação no PARNA Catimbau – PE (Junho de 2015).

Os resultados do GLMM não deram suporte à hipótese de que fatores ambientais (precipitação e biomassa) influenciam positivamente a riqueza e abundância de comunidades de artrópodes em áreas com diferentes níveis de precipitação na Caatinga (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados do Modelo Misto Linear Generalizado usado para investigar o efeito de cada fator ambiental (precipitação e biomassa) nas comunidades (riqueza e abundância) de artrópodes em áreas com diferentes níveis de precipitação no PARNA Catimbau – PE (Junho de 2015).

Variável	Efeito	gl	glDen	F	P	R <sup>2</sup>
Riqueza	Precipitação (mm)	1	2	0,06	0,83	0,03
	Biomassa (g PS/m <sup>2</sup> )	1	2	0,00	1,00	
Abundância	Precipitação (mm)	1	2	0,48	0,56	0,02
	Biomassa (gPS/m <sup>2</sup> )	1	2	0,00	0,99	

A influência da precipitação quando analisada isoladamente tanto para a riqueza quanto para a abundância das assembleias de artrópodes nas cinco áreas não apresentou diferenças entre si (Tabela 2; Fig 2 e 3).

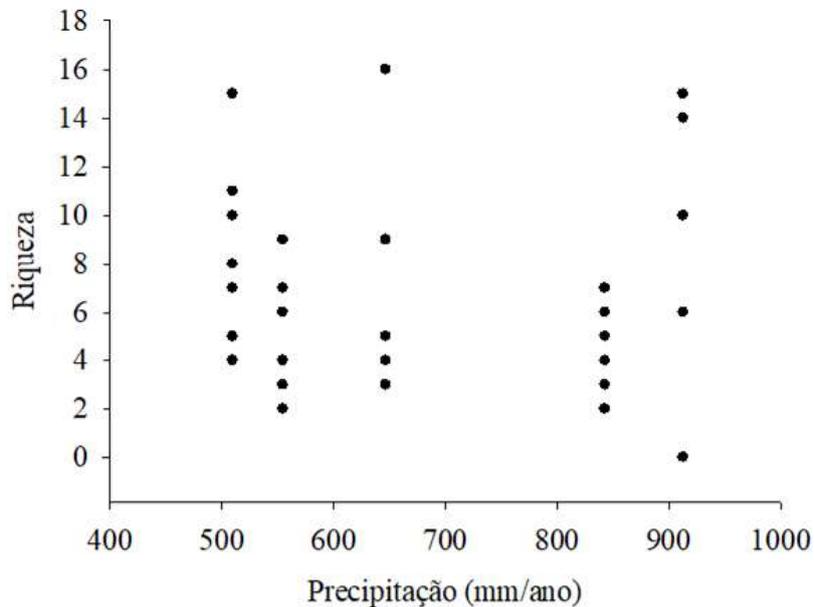


Figura 2. Efeito da precipitação sobre a riqueza de artrópodes em áreas com diferentes níveis de precipitação no PARNA Catimbau – PE (Junho de 2015).

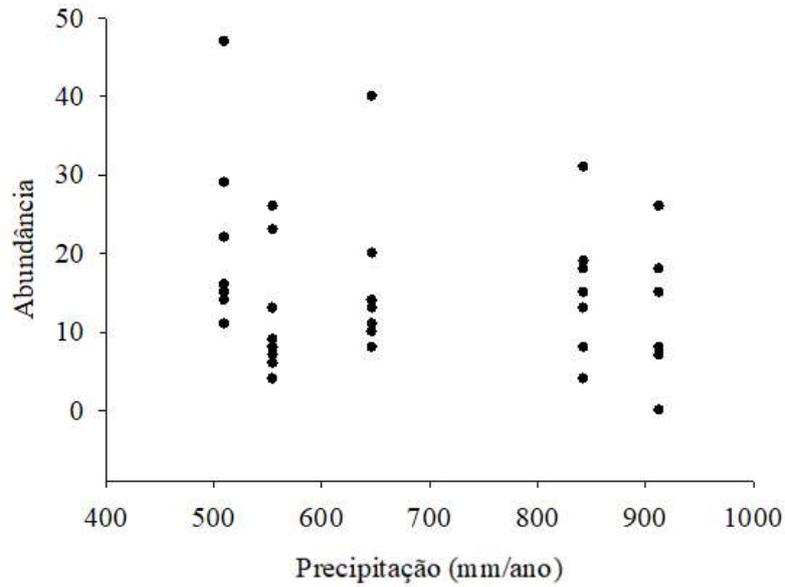


Figura 3. Efeito da precipitação sobre abundância de artrópodes em áreas com diferentes níveis de precipitação no PARNA Catimbau – PE (Junho de 2015).

O efeito isolado da biomassa influenciando a riqueza e abundância das assembleias de artrópodes foi analisado nas cinco áreas e não apresentou diferenças significativas (Tabela 2; Fig 3 e 4).

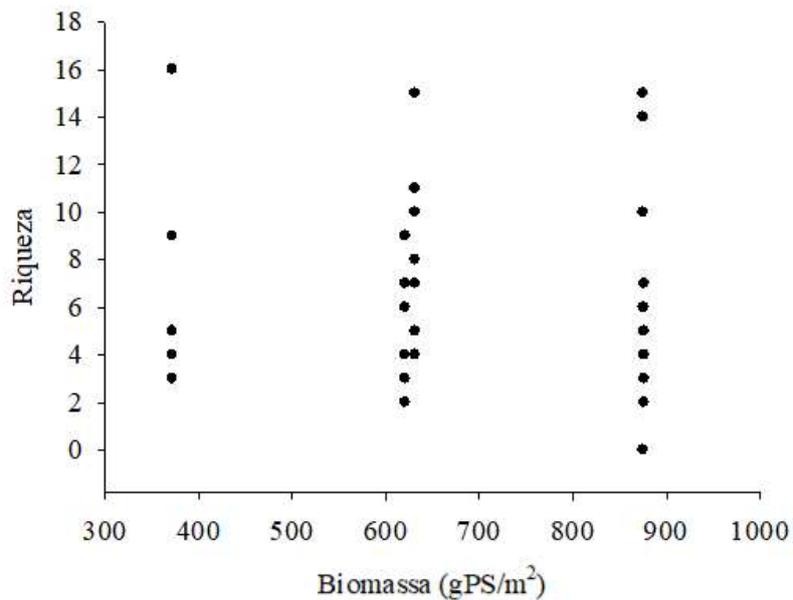


Figura 4. Efeito da biomassa (produtividade) sobre riqueza de artrópodes em áreas com diferentes níveis de precipitação, no PARNA Catimbau – PE (Junho de 2015).

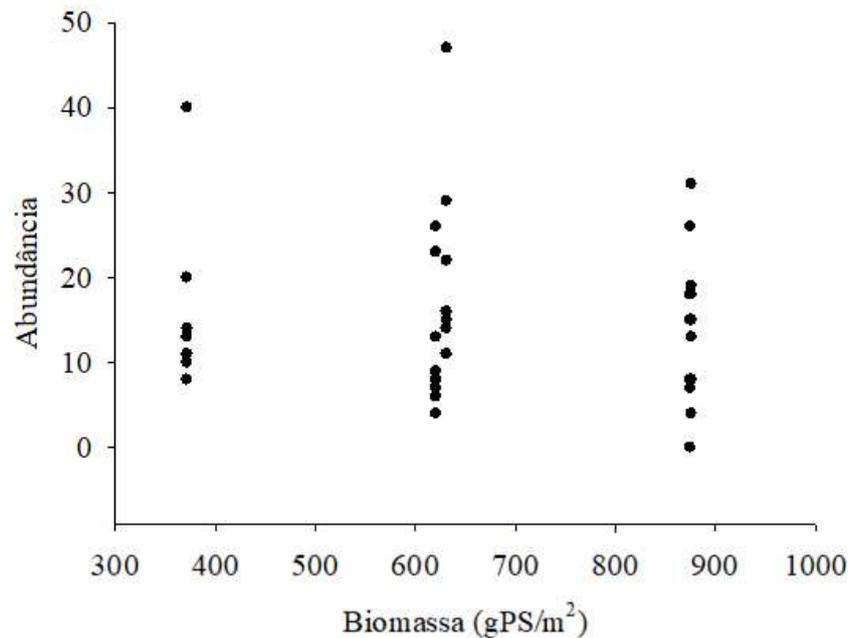


Figura 5. Efeito da biomassa (produtividade) sobre abundância de artrópodes em áreas com diferentes níveis de precipitação, no PARNA Catimbau – PE (Junho de 2015).

O agrupamento por UPGMA (correlação cofenética 0.83) foi mais consistente que os outros métodos analisados e permitiu melhor compreensão do posicionamento das morfoespécies dentro dos grupos formados nas áreas. O dendrograma de similaridade detectou a formação de quatro grupos distintos (Fig 6). A área com menor índice de precipitação (555 mm) apresentou a maior dissimilaridade (0,83) entre todas as áreas. Contudo, as áreas com 913 mm (0,63) e 843 mm (0,61) de precipitação foram as mais similares entre si quando comparadas às áreas com 647 mm e 510 mm que apresentaram a mesma similaridade (0,56).

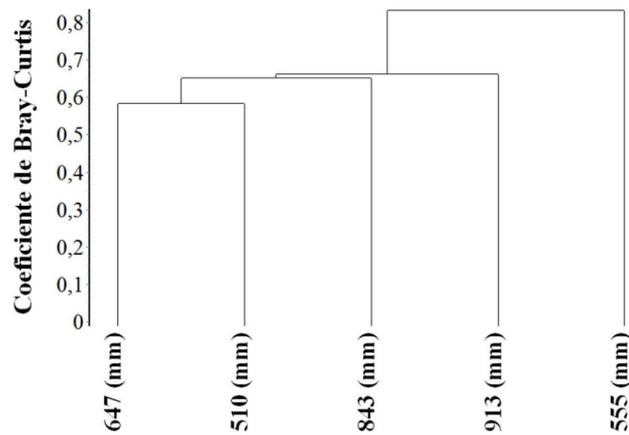


Figura 6. Dendrograma de similaridade (Coeficiente de Bray-Curtis) obtido pelo método de agrupamento Associação Média Aritmética - UPGMA a partir de uma matriz de morfoespécies em cinco áreas com diferentes níveis de precipitação no PARNA Catimbau – PE (Junho de 2015).

## DISCUSSÃO

Os resultados analisados mostraram que a produtividade (biomassa) e a precipitação não influenciaram na riqueza e abundância de artrópodes em diferentes áreas da Caatinga, ao contrário, foi observado que os atributos foram bastante homogêneos. Além disso, as áreas são bastante similares entre si em termos de riqueza de morfoespécies.

Considerando que a Caatinga é um dos ecossistemas mais degradados e negligenciados em termos de pesquisas ecológicas de diversos grupos biológicos, incluindo os artrópodes (Santos 2011; Albuquerque et al. 2012), seria um tanto quanto pretencioso afirmar que esses ambientes passam por processos de homogeneização taxonômica. No entanto, os fatores ambientais estudados podem sofrer variações, principalmente a produtividade (biomassa). É consenso que o ecossistema da Caatinga está altamente antropizado, tendo em vista as intensas

perturbações sofridas como a supressão de vegetação nativa para a agricultura e pastagem, que vêm mudando drasticamente as paisagens naturais deste Domínio (Leal et al. 2005).

A precipitação é um fator ambiental influenciado por padrões climáticos regionais e globais, tornando mais complexo o sistema de estudo proposto, que pode ser afetado pelas ações humanas (Begon et al. 2006). Os distúrbios antropogênicos modificam paisagens naturais, levando a perda e fragmentação de habitats, favorecendo a redução e extinção de espécies da fauna e flora (Lôbo et al. 2011). Nesse contexto, sabendo do quanto incipiente são os estudos com artrópodes, das funções e serviços ecológicos que desempenham, torna-se urgente dispender esforços no sentido de compreender como fatores ambientais afetam suas comunidades de forma a implantar estratégias de conservação nas florestas tropicais secas, especialmente na Caatinga.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE e ao PELD Catimbau pelo apoio logístico e financeiro. À coordenação da 8ª edição do Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga. Agradeço ao Dr. José Domingos Ribeiro Neto e à MsC. Fernanda Maria Pereira de Oliveira pelas contribuições nas análises dos dados.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Albuquerque, U.P. de., et al. 2012. Caatinga Revisited Ecology and Conservation of an important seasonal dry forest. *The Scientific World Journal*.
- Barbosa, D.C.A., Barbosa, M.C.A., Lima, L.C. 2003. Fenologia de espécies lenhosas da caatinga. In: *Ecologia e conservação da caatinga* (eds. I.R., Leal, M., Tabarelli, & J.M.C., Silva), pp. 657-693. Recife: Editora Universitária, UFPE.

- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L. 2006. Ecology: from individuals to ecosystems. 4th ed. Ed. Blackwell Publishing.
- Brown, K.S.Jr. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* 1: 25-42.
- Costa, L.S.M., C.C. Z. Branco, P.C. Bispo. 2014. O Papel dos Fatores Ambientais e Espaciais Sobre a Fauna de Ephemeroptera (Insecta) em Riachos de Mata Atlântica. *Entomo Brasilis* 7: 86-92.
- Gentry, A.H. 1988. Changes in Plant Community Diversity and Floristic Composition on Environmental and Geographical Gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75: 1-34.
- González, E., Salvo, A., Valladares, G. 2015. Arthropods on plants in a fragmented Neotropical dry forest: A functional analysis of area loss and edge effects. *Insect Science* 22: 129–138
- Gullan, P.J., Cranston, P.S. 1994. *Insects: An Outline of Entomology*, 1st edition. Chapman and Hall, London, Glasgow, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, pp. 450.
- Leal I.R, Tabarelli, M., Silva J.M.C., (eds). 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- Leal, I.R., et al. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology* 19: 701-706.
- Lôbo, D. et al. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions* 17: 287–296.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. 2003. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga*. MMA/SBF. Brasília, DF, Brasil.
- MMA-Ministério do Meio Ambiente. 2005. *Biodiversidade brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e*

- repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros: Caatinga. Org. Silva, J.M.da. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília-DF. pg. 430.
- Neves, F.S., et al. 2014. Insect Herbivores and Leaf Damage along Successional and Vertical Gradients in a Tropical Dry Forest. *Biotropica* 46: 14–24.
- Prado, D.E. 2003. Seção I- Cap.1: Padrões de Diversidade e Distribuição de Espécies em Escala Regional: As Caatingas da América do Sul. In *Ecologia e conservação da caatinga* / editores Leal, I.R., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003. 822 p.
- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Santos, J.C. et al. 2011. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. *Tropical Conservation Science* 4: 276-286.
- Sneath, P.H.A., Sokal, R.R. 1973. *Numerical Taxonomy*. Freeman, San Francisco.
- Shepherd, G. J. 2009. FITOPAC 2.1. Departamento de Botânica/UNICAMP.
- Valentin, J.L. 2012. *Ecologia Numérica: uma introdução á análise multivariada de dados ecológicos*. Rio de Janeiro: Interciência 168p.



**INFLUÊNCIA DA DISPONIBILIDADE DE RECURSOS E HETEROGENEIDADE  
AMBIENTAL SOBRE A COMUNIDADE DE ARTRÓPODES NA CAATINGA**

Cecilia Elena Sánchez Dalotto

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia e Zoologia,

Universidade Federal de Santa Catarina

## RESUMO

Heterogeneidade ambiental é um termo que indica a distribuição descontínua dos fatores bióticos e abióticos ao longo do espaço. Quanto maior a heterogeneidade, maior será a oportunidade de exploração de diferentes recursos e condições, e maior será a diversidade de organismos encontrada. O objetivo deste estudo foi investigar se a heterogeneidade ambiental afeta a diversidade de artrópodes de serapilheira em uma área de Caatinga. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, onde foram escolhidas três parcelas de 50 x 20 m abrangendo diferentes índices de precipitação dentro do Parque. Em cada parcela, foram coletadas cinco amostras de serapilheira, utilizando um quadrado de 40 x 40 cm, medidas a espessura, peso total, peso de folhas e de galhos das amostras e realizada a triagem dos artrópodes. A média de todos os parâmetros medidos foi maior nas amostras com precipitação máxima e os resultados da ANOVA entre a precipitação e o número de espécies foi significativa. Uma alta precipitação faz com que haja um acúmulo de umidade entre as folhas no chão, concentrando uma maior atividade de artrópodes decompositores. Assim, conclui-se que a disponibilidade de água possui maior importância na estruturação da comunidade de artrópodes do que outros fatores que geram heterogeneidade ambiental.

**PALAVRAS-CHAVE:** Arthropoda, Parque Nacional do Catimbau, Precipitação, Serapilheira

## INTRODUÇÃO

A heterogeneidade ambiental é um termo utilizado para indicar a distribuição descontínua dos fatores bióticos e abióticos ao longo do espaço. Esse fato está naturalmente relacionado com a distribuição descontínua dos fatores ambientais. A percepção da heterogeneidade depende da escala na qual está sendo analisada e dos padrões propostos para estudo, podendo ser medida de forma quantitativa ou qualitativa (Rosseto & Santos 2007). Segundo a Teoria de Nicho, quanto maior a heterogeneidade de um ambiente, maior será a oportunidade de exploração de recursos e condições diferentes. Como consequência, maiores serão os nichos disponíveis e maior será a diversidade biológica encontrada no local.

Um dos fatores mais importantes que controla a distribuição de espécies terrestres é a disponibilidade de água. Em florestas secas, o regime de chuva afeta os processos ecossistêmicos de diversas maneiras, podendo influenciar os processos de estoque de carboidratos nas folhas, germinação de plântulas e umidade do solo. Dois processos em particular – a produção de sementes e frutos e a produção de biomassa foliar – podem afetar positivamente a comunidade de artrópodes nestas florestas, atraindo populações de herbívoros, dispersores e detritívoros (Maass & Burgos 2011).

A serapilheira, matéria orgânica vegetal depositada no solo, também é diretamente influenciada pelo regime de chuvas. Quanto maior a precipitação, maior será a produção de biomassa foliar e maior será a produção de serapilheira. Isso acaba influenciando o aporte de nutrientes, já que as espécies vegetais presentes afetam a qualidade do substrato, o ambiente de decomposição (microclima) e, assim, a atividade da comunidade decompositora, principalmente de artrópodes (Millán 2011).

Já a comunidade de artrópodes é influenciada pelas condições ambientais locais tais como umidade, tipo de formação vegetal, volume e profundidade da serapilheira. Esse tipo de fauna possui um importante papel na ciclagem de nutrientes e degradação da matéria orgânica

depositada no solo, já que fragmentam a matéria provinda de vegetais próximos. Este grupo pode ser considerado um bom indicador de mudanças ambientais, pois respondem de maneira rápida e possuem um eficiente gradiente de resposta em função do grau da perturbação ou mudanças realizadas no ambiente (Zardo et al. 2010).

Com isso, o objetivo deste estudo foi investigar se a heterogeneidade ambiental afeta a diversidade de artrópodes de serapilheira em áreas de Caatinga, seguindo um gradiente de precipitação. Com isso, espera-se que em locais com maior precipitação haja maior produção de serapilheira (maior peso e espessura) e que, conseqüentemente, haja uma maior diversidade de artrópodes pela maior diferenciação de nicho.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, pertencente aos municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibitimir (Pernambuco). O clima é do tipo semiárido estacional, com precipitação entre 250 a 1000 mm/ano, temperatura média anual de 25 °C e altitudes variando entre 600 a 1000 m. O solo é arenoso de origem sedimentar rasa, com arenito de granulação grosseira, micáceos ou feldspáticos. A vegetação predominante é de caatinga com fisionomias variando de herbácea até arbórea (Leal et al. 2003).

### ***Desenho experimental***

Foram escolhidas três parcelas de 50 x 20 m já demarcadas pelo Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD) - PELD Catimbau - de modo que abrangessem o gradiente de precipitação do Parque. A primeira parcela possui precipitação média de aproximadamente 920 mm (máxima), a segunda 850 mm (média) e a terceira de 550 mm (mínima). Foram escolhidas dez árvores por parcela e sorteadas cinco dessas, nas quais foi coletada uma amostra de serapilheira utilizando um quadrado de 40 x 40 cm, totalizando 15 amostras. Foi realizada a

triagem e classificação de todos os artrópodes presentes nas amostras com o auxílio de uma lupa. A espessura de cada amostra foi medida em campo e o peso total, peso de folhas e peso de galhos foi medido posteriormente em laboratório.

### **Análise de dados**

Para realizar a análise estatística, foram escolhidas as variáveis que não possuíam uma correlação estreita entre si. Para ver a relação entre as variáveis precipitação, espessura da serapilheira, número de espécies e número de indivíduos foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA) no ambiente computacional R.

## **RESULTADOS**

Foram encontrados 119 indivíduos divididos em 13 ordens - Acari, Araneae, Blatodeae, Coleoptera, Diplopoda, Diplura, Formicidae, Hemiptera, Isoptera, Lepidoptera, Myriapoda, Orthoptera e Pseudoescorpionida. A média da espessura de serapilheira, seu peso total e peso de folhas foi maior nas amostras com precipitação máxima (Tabela 1). Os valores médios de número de espécies e indivíduos também foram maiores nas áreas de maior precipitação (Fig 1).

Tabela 1. Média e desvio padrão dos parâmetros medidos nas áreas com diferentes índices de precipitação no Parque Nacional do Catimbau - PE.

Precipitação	Espessura serapilheira (cm)	Peso serapilheira (g)	Peso folhas (g)
Máxima	1,90±0,42	332±139	276±132
Média	0,94±0,40	133±45	96±38
Mínima	1,06±0,63	99±34	67±23

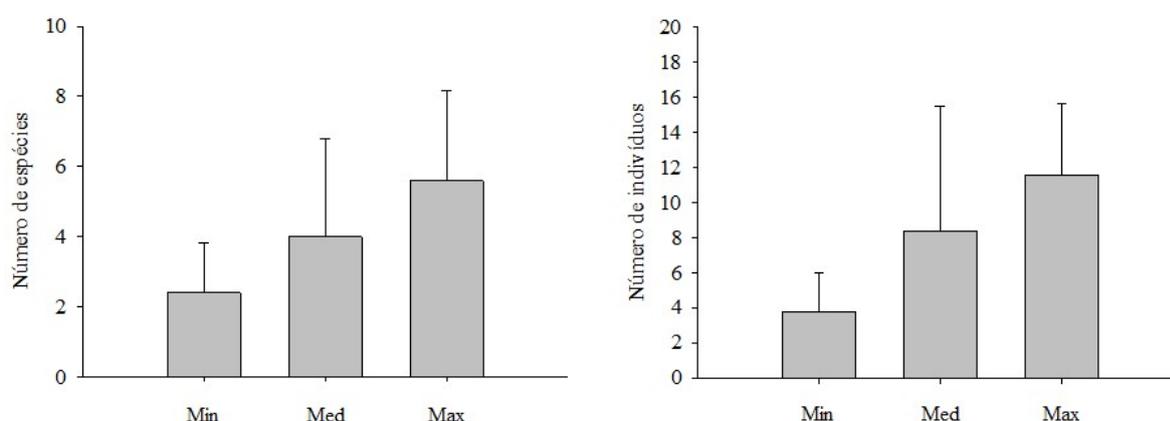


Figura 1. Representação gráfica da média e desvio padrão do número de indivíduos e espécies por área, baseado no nível de precipitação no Parque Nacional do Catimbau – PE. Min: Mínimo, Med: Médio e Max: Máximo

O resultado da ANOVA entre a precipitação e o número de espécies foi significativo ( $F = 6.012$ ,  $p = 0.0321$ ), assim como entre a precipitação e o número de indivíduos ( $F = 8.098$ ,  $p = 0.0159$ ), mostrando que quanto maior a precipitação, mais riqueza e diversidade existe na área. Porém, não houve relação entre a espessura da serapilheira e os demais componentes.

## DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo sugerem que a precipitação influencia positivamente a riqueza e a abundância de artrópodes em ambientes de Caatinga, porém alguns fatores como a espessura, o peso da serapilheira e a proporção de folhas e galhos não estariam diretamente ligados a esta variação.

Uma alta porcentagem de precipitação média, além de proporcionar uma maior produção de matéria orgânica, também faz com que haja um acúmulo de umidade entre as folhas no chão e que essas percam menos água para o solo (Giraldo & Holbrook 2011). Sabe-se que a umidade é um fator limitante para o desenvolvimento de insetos, pois influencia diretamente no seu desenvolvimento, principalmente de larvas e o sucesso reprodutivo dos indivíduos (Rodrigues 2004). Os locais mais úmidos também concentram uma maior atividade de artrópodes decompositores (Castanho et al. 2011), o que acaba elevando a sua diversidade em comparação a ambientes mais secos.

Além da umidade, a serapilheira ameniza as condições extremas de temperatura da Caatinga, servindo também como uma proteção física contra a radiação solar. Por não possuírem um sistema de termorregulação interno, a distribuição de artrópodes fica altamente dependente da temperatura ambiental. Em temperaturas muito elevadas e ambientes muito secos, os insetos não conseguem se desenvolver adequadamente, pois isso afeta as trocas de calor, a respiração, a circulação e conseqüentemente as taxas metabólicas (Rodrigues 2004).

Os ambientes mais secos possuem uma menor taxa de decomposição por não favorecer o desenvolvimento da comunidade de animais e microrganismos decompositores (Castanho et al. 2011). Isso poderia explicar o fato de que no ambiente mais seco foi encontrado uma maior proporção de biomassa de galhos e o peso dessas amostras se igualou às de ambientes mais úmidos. Com isso, apesar de haver uma proporção de folhas e matéria orgânica evidentemente

menor nas áreas mais secas, a espessura e peso das amostras de serapilheira podem não ter diferido das áreas úmidas por conta da lenta composição de galhos.

Assim, conclui-se que a disponibilidade de recursos (água) possui maior importância na estruturação da comunidade de artrópodes do que fatores relacionados à heterogeneidade ambiental, como o peso e espessura da serapilheira e a proporção de folhas e galhos. Sugere-se avaliar se a diversidade dos grupos encontrado em cada local varia com a heterogeneidade do ambiente, pois é provável que os grupos de artrópodes explorem o ambiente de forma distinta.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à equipe que me ajudou em campo, Pedro Felipe, Madson Chimbinha e Bianca Manteiguinha. Aos colegas que me ajudaram na identificação dos artrópodes, Manolo Maxixe, Pedro Tartaruga e à grande Cass Hermafrodita. E ao Padre Diego e Zéééé pela ajuda nas análises estatísticas.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Castanho, C. T., Lorenzo, L., De Oliveira, A. A. 2012. The importance of mesofauna and decomposition environment on leaf decomposition in three forests in southeastern Brazil. *Plant Ecology* 213: 1303-1313.
- Giraldo, J. P. & Holbrook, N. M. 2011. Physiological Mechanisms Underlying the Seasonality of Leaf Senescence and Renewal in Seasonally Dry Tropical Forest Trees. In: *Seasonally Dry Tropical Forests*. Island Press/Center for Resource Economics. p. 129-140.
- Leal I. R., Tabarelli, M., Da Silva, J. M. C. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária UFPE, 2003.

- Maass, M. & Burgos, A. 2011. Water dynamics at the ecosystem level in seasonally dry tropical forests. In: Seasonally dry tropical forests. Island Press/Center for Resource Economics. p. 141-156.
- Millán, C. H. 2013. Efeito da riqueza de plantas presentes na serrapilheira sobre a decomposição. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. 42 p.
- Rodrigues, W. C. 2004. Fatores que influenciam no desenvolvimento dos insetos. *Info Insetos* 1: 1-4.
- Rosseto, V. & Dos Santos, F. A. M. 2008. A heterogeneidade ambiental de três fisionomias Florestais em um fragmento em Campinas (SP). *Revista Brasileira de Biociências* 5: 408-410.
- Zardo, D. C., Carneiro, A. P, Lima L. G., Santos Filho, M. 2010. Comunidade de artrópodes associada à serrapilheira de cerrado e mata de galeria, na Estação Ecológica Serra das Araras–Mato Grosso, Brasil. *Centro Universitário De Araraquara–Uniara*, 13: 105.



## **NINHOS DE FORMIGAS CORTADEIRAS INFLUENCIAM O RECRUTAMENTO DE PLANTAS LENHOSAS NA CAATINGA?**

Clarissa Mendes Knoechelmann

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade  
Federal de Pernambuco

## RESUMO

Engenheiros do ecossistema são importantes responsáveis pela modificação de ambientes. Formigas cortadeiras têm apresentado grande relevância como engenheiras. Em ecossistemas de Caatinga formigas cortadeiras colocam suas lixeiras para o exterior do ninho, enriquecendo a superfície do solo. O objetivo do trabalho foi analisar a influência desses ninhos no recrutamento de plântulas lenhosas, testando a hipótese de que ocorrem modificações em diversos níveis ecológicos. Foram amostrados sete áreas sob influência de ninhos (tratamento) e seus respectivos controles de maneira aleatória. Avaliei a razão parte aérea/subterrânea, abundância e riqueza as áreas. Encontrei 73 indivíduos pertencentes a 31 morfotipos e não houve diferenças em nenhum dos parâmetros testados. Um fator importante no recrutamento dessas plantas está relacionado com a percolação da água no solo dos ninhos. Assim, estudos experimentais com produção de mudas em casas de vegetação usando os mesmos solos para avaliar a percolação da água nos solos de ninhos com e sem a presença da lixeira podem elucidar os benefícios das formigas cortadeiras como engenheiras do ecossistema Caatinga.

**PALAVRAS-CHAVE:** Engenheiros do ecossistema, Fertilidade de solos, Florestas secas, Interação planta-animal, Regeneração natural

## INTRODUÇÃO

A engenharia de ecossistemas pode ajudar no entendimento dos mecanismos e das consequências denso-dependente em uma população, bem como na previsão de mudanças em uma comunidade; como resultados das relações tróficas e dos processos estruturais presentes (Hastings et al. 2007). Os engenheiros de ecossistemas são organismos que direta ou indiretamente regulam a disponibilidade de recursos para outras espécies, devido a mudanças físicas em elementos bióticos ou abióticos, e assim podem modificar, manter ou criar habitats (Jones et al. 1994).

Entre os diferentes organismos que atuam como engenheiros de ecossistema, as formigas são um exemplo destes. Seus ninhos e a construção das galerias subterrâneas promovem a redistribuição de partículas do solo mudando a sua estrutura e composição e também altera a vegetação acima deles (Jones et al. 1997). Em estudo realizado na Europa Central, foi visto que a densidade da colônia de formiga (i.e. *Myrmica rubra* e *Lasius niger*) afetou a densidade de diferentes níveis tróficos como: decompositores, herbívoros e parasitoides, afirmando o seu papel como engenheira de ecossistema (Sanders & Frank van Veen 2011). E nos trópicos americanos existem os chamados “jardins de formigas”, que são interações entre plantas epífitas e formigas, onde essas constroem ninhos em torno de raízes epífitas desenvolvendo agregações de solo artificial formando um habitat para uma infinidade de espécies de plantas e uma fauna associada (Jouquet et al. 2006).

Na floresta Amazônica brasileira, as formigas cortadeiras (e.g. *Atta* sp.) podem aumentar o nível de nitrato nos arredores do seu ninho, devido a deposição de matéria orgânica rica em nitrogênio nas câmaras dos solos profundos (Verchot et al. 2003). Na floresta Atlântica, as formigas cortadeiras (e.g. *Atta cephalotes*) demonstram que a perturbação mediada pelo formigueiro promove modificações ambientais em torno dos ninhos e assim, reduz o recrutamento de espécies de plantas tolerantes à sombra e, conseqüentemente, podem alterar

tanto características florísticas quanto funcionais na assembleia de plantas (Correa et al. 2010). Estes ninhos também promovem uma mudança microclimática que influencia na germinação, crescimento e sobrevivência de mudas de plantas pioneira, o que enfatiza o papel das formigas cortadeiras com engenheiras de ecossistemas (Meyer et al. 2011).

No Cerrado brasileiro, floresta tropical sazonal seca, a construção e manutenção dos ninhos de saúva geram acentuadas modificações nas condições ambientais com reflexos negativos na diversidade de plantas (Costa 2013). Na Caatinga, também exemplo de floresta sazonal seca brasileira, têm se observado que essas espécies de formigas cortadeiras depositam sua lixeira na superfície do solo, aumentando a quantidade de matéria orgânica e nutrientes, conseqüentemente, enriquecendo o solo em áreas sob influência dos ninhos (Siqueira et al. *Dados não publicados*). Isso pode influenciar no recrutamento de espécies de plantas ao redor desses ninhos e assim apresentarem o papel de engenheira de ecossistemas para este ambiente.

Para avaliar se ninhos de formigas cortadeiras influenciam o recrutamento de plântulas de espécies lenhosas em áreas adjacentes aos mesmos, testei a hipótese que essas formigas alteram os padrões de recrutamento em diferentes níveis de organização biológica devido à presença de lixeiras externas. Assim, em área sob influência do ninho: (a) a riqueza de espécies será diferente da área controle; (b) haverá maior abundância de indivíduos de plântulas em relação à área controle e (c) as plântulas recrutadas terão maior investimento na parte aérea em relação àquelas da área controle.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, cuja localização abrange os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, Pernambuco, Brasil. O clima característico é do tipo tropical semiárido com temperatura e precipitação média anual de 26 °C e 569 mm,

respectivamente (CPRM 2005). Na Unidade de Conservação Parque Nacional do Vale do Catimbau, verifica-se a ocorrência da associação Neossolos Quartzarênicos - RsQ (EMBRAPA, 2006) que ocupa cerca de 72,30% do total da área. São solos pouco desenvolvidos e profundos e se localizam em áreas de sedimentos arenosos com relevo plano ou de ondulação suave, têm característica ácida e são dotados de baixa disponibilidade de nutrientes e água (Jatobá 2003). Nas áreas onde ocorrem relevos residuais e chapadas, a vegetação presente caracteriza-se como caducifólia (perdem as folhas na época seca) e perenifólia (não perde as folhas na estação seca) (Ribeiro 2007).

### **Coleta de dados**

Selecionei sete ninhos de formigas cortadeiras com lixeiras externas. A lixeira foi o ponto de referência para a área tratamento e a borda do ninho para a área controle. Em cada área, tratamento e controle, lancei aleatoriamente um quadrante de 1m<sup>2</sup> e coletei todas as plântulas com até 70 cm de altura. Excluí os indivíduos portadores de *ramets* da amostragem, pois apresentavam evidências de rebrotamento. Cada indivíduo foi retirado do solo com pá e o devido cuidado para não romper a raiz.

Considere cada ninho, com área tratamento e controle, uma parcela. Para cada parcela separei as plântulas, morfotipei e registrei a riqueza e a abundância relativa. Medii a parte aérea e a parte subterrânea de cada plântula para obter a razão e assim avaliar alocação de recurso.

### **Análise de dados**

Os dados atenderam ao pressuposto da normalidade através do teste de Lilliefors. Comparei a riqueza e abundância relativa entre as áreas tratamento e controle utilizando o teste de Wilcoxon. Para entender se existia alocação diferencial de recurso, por meio da razão entre parte aérea e subterrânea, usei o teste de Mann-Witney. Os testes foram realizados no programa BioEstat versão 5.3.

## RESULTADOS

Encontrei 73 indivíduos, pertencentes a 31 morfotipos de espécies lenhosas em estágio de plântula. Parcelas da área tratamento e controle apresentaram um total de 40 e 33 indivíduos respectivamente (Tabela 1). As espécies recrutadas na área tratamento não foram diferentes das recrutadas no grupo controle ( $Z= 0,94$  e  $p= 0,17$ ) (Fig. 1a), bem como a abundância entre os indivíduos presentes na área tratamento e controle não apresentou diferença ( $Z = 0.81$  e  $p = 0.20$ ) (Fig. 1b).

Tabela 1. Quantidade de morfotipos e abundância de plântulas presentes nas áreas tratamento e controle nos ninhos de formiga cortadeira (*Atta* sp.) estudados no Parque Nacional no Catimbau – PE, Brasil.

Parcela	Tratamento		Controle	
	Riqueza	Abundância	Riqueza	Abundância
1	0	0	2	6
2	2	4	2	4
3	2	6	0	0
4	3	4	3	4
5	4	8	6	7
6	6	7	2	4
7	11	11	2	8
Total	28	40	17	33
Mediana	3	6	2	4
Máximo	11	11	6	8
Mínimo	0	0	0	0

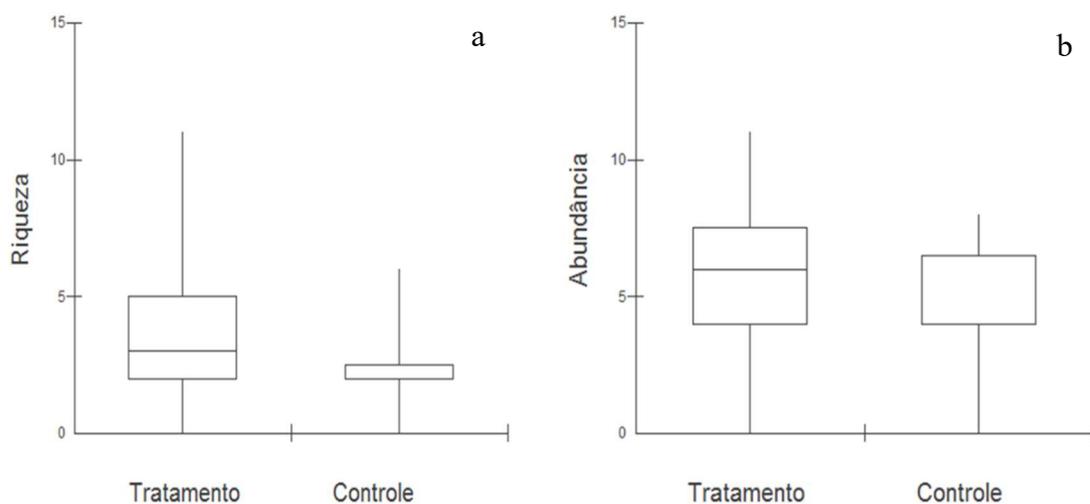


Figura 1. Riqueza (a) e abundância (b) entre as áreas tratamento e controle, nos ninhos de formiga cortadeira (*Atta* sp.) estudados no Parque Nacional do Catimbau – PE.

O comprimento da parte aérea das plantas amostradas apresentou valores que variaram entre 0.91 cm e 68 cm e a parte subterrânea variou entre 2,5 cm e 34 cm (Tabela 2). Não houve diferença na razão parte aérea/parte subterrânea das plântulas amostradas nas áreas tratamento e controle ( $U=558$  e  $p=0.13$ ) (Fig. 2).

Tabela 2. Comprimento da parte aérea e subterrânea das plântulas presentes nas áreas tratamento e controle nos ninhos de formigas cortadeira (*Atta* sp.) estudados no Parque Nacional no Catimbau – PE.

	Tratamento			Controle		
	Parte aérea	Parte Subterrânea	Parte aérea/Parte Subterrânea	Parte aérea	Parte Subterrânea	Parte aérea/Parte subterrânea
Mediana	14.95	13.6	0.87	12.5	12.5	1.11
Máximo	57.5	29.5	3.957	68	34	3.95
Mínimo	0.9	2.5	0.16	2	4.58	0.16

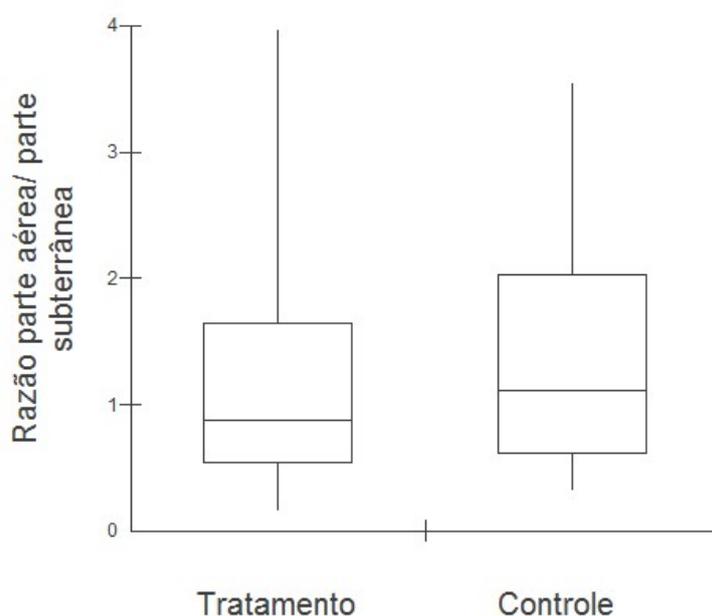


Figura 2. Razão entre parte aérea e subterrânea das plântulas, das áreas tratamento e controle, dos ninhos de formiga cortadeira (*Atta* sp.) estudados no Parque Nacional do Catimbau – PE, Brasil.

## DISCUSSÃO

Neste estudo feito na Caatinga, exemplo de floresta tropical sazonal seca, a riqueza de espécies e a abundância dos indivíduos de plântulas de espécies lenhosas presentes nas áreas de influência do ninho de formiga cortadeira (*murundus*) e do entorno do ninho, não diferiram.

Esse resultado na Caatinga pode indicar que os ninhos de formigas cortadeiras não devem alterar o ambiente conforme acontece em outros ecossistemas. Por exemplo, o Cerrado é um ecossistema em que ninhos de formigas cortadeiras têm impacto negativo sobre a vegetação, pois a riqueza e a abundância de plantas sobre os murundus são menores do que a do entorno (Costa, 2013).

A razão entre parte aérea/parte subterrânea não diferenciou entre as plântulas presentes nos murundus e no entorno do ninho, refutando a hipótese de um maior investimento em parte aérea quando próximo aos murundus, pois neles as características químicas do solo são modificadas devido a elevação na concentração de matéria orgânica trazida pelas formigas (Folgarait, 1998).

Existem evidências de que a percolação da água no solo dos ninhos de formigas cortadeiras é baixa quando comparada com o solo da área do entorno do ninho. Estudos futuros de transporte de água nos solos dos ninhos devem ser realizados visando entender os mecanismos do efeito das formigas cortadeiras no ecossistema.

## **REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Corrêa, M. M., Silva, P. S. D., Wirth R., Tabarelli, M. & Leal, I. R. 2010. How leaf-cutting ants impact forests: drastic nest effects on light environment and plant assemblages. *Oecologia* 162:103–115.

Costa, A. N. 2013. Efeitos diretos e indiretos das formigas cortadeiras de folha (*Atta*) sobre a dinâmica da vegetação em uma savana neotropical. Tese de doutorado. Universidade Federal de Uberlândia. 108p.

CPRM; Serviço Geológico do Brasil. 2005. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Buíque. CPRM. PRODEEM. Recife, PE, Brasil.

- EMBRAPA 2006. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2º ed. Brasília, DF.306p.
- Folgarait, P. J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity & Conservation* 7:1221-1244.
- Hastings, A. et al. 2007. Ecosystem engineering in space and time. *Ecology letters*10:153-164.
- Jatobá, L. Introdução a Geomorfologia. Recife: Bagaço, 2003.
- Jones, C. G., Lawton, J. H. & Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373–386.
- Jones, C.G; Lawton, J. H.; Shachak, M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78: 1946-1957.
- Jouquet, P; Jens Dauber, J; Jan Lagerlo, J; Lavelle, P; Michel Lepage, M. 2006. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. *Applied Soil Ecology* 32: 153–164.
- Verchot, L.V; Moutinho, P.R; Davidson, E.A. Leaf-cutting ant (*Atta Sexdens*) and nutrient cycling: deep soil inorganic nitrogen stocks, mineralization, and nitrification in Eastern Amazonia. *Soil Biology and Biochemistry*. 2003.
- Meyer, S.T., Leal, I., Tabarelli, M. & Wirth, R. 2011b. Ecosystem engineering by leaf-cutting ants: nests of *Atta cephalotes* drastically alter forest structure and microclimate. *Ecological Entomology* 36: 14–24.
- Ribeiro, E. M. S. 2007. Parque Nacional do Catimbau. História, aspectos naturais e suas trilhas. 25 p.
- Sanders, D. & Frank van Veen, F.J. 2011. Ecosystem engineering and predation: the multi-trophic impact of two ant species. *Journal of Animal Ecology* 80: 569–576.



## **PERCEPÇÕES E ATITUDES DOS GUIAS DE TURISMO DO PARQUE NACIONAL DO CATIMBAU EM RELAÇÃO À FAUNA SILVESTRE**

Cláudia Sofia Guerreiro Martins

Doutoranda do Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, Centro de Energia Nuclear Aplicada à Agricultura, Universidade de São Paulo – ESALQ/CENA-USP

## RESUMO

O Parque Nacional do Catimbau é uma Unidade de Conservação (UC) de proteção integral que preserva uma das últimas áreas de Caatinga no estado de Pernambuco. Fundado em 2002, não possui Plano de Manejo. Apresenta uma ocupação humana elevada, com atividades incompatíveis com a categoria. Para começar a entender as dimensões humanas inerentes à conservação no Parque, avaliaram-se conhecimentos, as atitudes e as percepções em relação a elementos da fauna silvestre, a partir de um dos grupos que interage com a UC e com outros grupos (e.g. residentes, visitantes, pesquisadores). O objetivo foi obter uma amostra representativa da comunidade e de sua capacidade e vontade em participar na elaboração do Plano. Entrevistas estruturadas foram aplicadas em oito guias. Os resultados evidenciaram um bom nível de “conhecimento”, principalmente em relação às interações pessoas X fauna silvestre; “atitudes” de forma geral positivas e “percepção de dificuldade” associada a categorias que implicam dependência da aprovação de outros. Dessa forma, começaram a emergir os obstáculos à participação em processos a favor da conservação da fauna. É urgente aprofundar as razões subjacentes aos conflitos e ampliar a análise a outros grupos que usam a UC, para atender aos objetivos de sua criação.

**PALAVRAS-CHAVE:** Caatinga, Conflitos humanos-fauna silvestre, Dimensões humanas, Unidade de conservação

## INTRODUÇÃO

O Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau) é uma unidade de conservação (UC) de proteção integral desde 2002, sem Plano de Manejo e com questões pendentes relativas à regularização fundiária. Cerca de 234 famílias residem no entorno do Parque, muitas em situação de extrema pobreza (Amigos do Bem s/d), mantendo suas atividades econômicas de produção agrícola e pecuária, além de extração de mel e madeira para lenha (Rodrigues 2006). Por sua relativa proximidade à capital do estado de Pernambuco, a visitação por turistas ao Parque é frequente e crescente, porém não se encontra regulamentada. Além disso, por suas características geológicas, históricas e ambientais, o Parque é objeto de estudo de vários grupos de pesquisa.

A movimentação e uso do espaço no mesmo recorte temporal por distintos grupos e arranjos institucionais e os daí derivados conflitos de interesse quanto à mesma área são aspectos trazidos à discussão por vários autores (Rodrigues 2006; Siqueira 2006; Barbosa 2007; Silva & Maia 2011; Paula 2013). Esses autores se referem a coexistência dos que querem fazer valer a preservação do ecossistema exclusivamente através de pesquisas científicas, atividades de educação, interpretação ambiental e recreação, e outros que afirmam depender fortemente dos recursos naturais e/ou da interação entre recursos naturais e elementos alheios ao local como fonte de subsistência. Exemplos desse último caso são a criação extensiva de rebanhos de caprinos, extração de lenha, caça e atividades agrícolas em uma área com poucos estudos sobre seus impactos locais sobre flora e fauna silvestre.

Apesar desse conhecimento produzido, ainda não surgiram propostas efetivas de métodos para a resolução desses conflitos. Além disso, carecem estudos que abordem especificamente os conflitos entre as atividades humanas e seus impactos sobre a fauna local. Isso passará pela elaboração do Plano de Manejo do Parque, com a ampla participação integradora e colaborativa do maior número possível de grupos de interesse na área (Evans 2009), incluindo profissionais

que trabalhem com a conservação da fauna, principalmente as espécies que se encontram ameaçadas ou vulneráveis na Caatinga.

O aporte conceitual e teórico da subdisciplina do manejo da vida silvestre, Dimensões Humanas da Vida Silvestre, incorporou à ciência as variáveis relacionadas aos indivíduos e às populações humanas que partilham território e/ou têm problemas reais ou imaginários com elementos da fauna silvestre (Cavalcanti et al. 2010). A ênfase deixou de estar nos animais e seus habitats e se transferiu para as dimensões humanas da relação com os animais. A aplicação das Dimensões Humanas da Vida Silvestre permite antecipar os problemas que a comunidade enfrenta e formas de mitigá-los, através da predição dos comportamentos humanos, da definição dos problemas e da resolução dos conflitos (Manfredo et al. 1996; Manfredo et al. 1998; Manfredo 2008).

Os grupos com distintos níveis de aderência ao lugar, atuação e vivências, muitas vezes estão mais aptos do que os gestores a identificar os desafios e as potencialidades da área, incluindo a aceitação social e o grau de envolvimento com a UC (Suman et al. 1999). Com essa premissa, o grupo de interesse focal deste estudo foram os guias da Associação de Guias de Turismo do Catimbau (AGTURC), a fim de determinar as percepções e atitudes desse grupo em relação à fauna silvestre do PARNA Catimbau. A hipótese deste estudo foi a de que um amplo conhecimento da área, sua flora e fauna, das interações entre ambiente natural e população humana, bem como atitudes favoráveis quanto à presença de fauna silvestre, associadas ao reconhecimento de sua própria capacidade em se envolver em ações de conservação, faz desse grupo um importante contribuinte para o processo de elaboração e proposição de um Plano de Manejo para o Parque.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O Parque Nacional do Catimbau possui uma área de 62.294 ha, está localizado no semiárido do estado de Pernambuco, na zona de transição entre o Agreste e o Sertão, entre as coordenadas geográficas 8°24'00" e 8°36'35" S e 37°09'30" e 37°14'40" W. Sua área encontra-se distribuída entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. Partindo de Recife, capital do estado, o acesso mais próximo é através da BR-232 até Arcoverde (240 km), daí pela PE-270 até Buíque (34 km), e, finalmente, uma estrada vicinal dá acesso ao Parque (ICMBio s/d; Silva & Maia 2011).

O Parque foi criado pelo Decreto-Lei s/n de 13 de Dezembro de 2002 em conformidade com a Lei 9.985 do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (MMA s/d), após ter sido considerada uma Área de Extrema Importância Biológica em um *Workshop* organizado pela Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE) realizado em Petrolina, PE, no ano de 2000. Entre as razões que levaram a enquadrar esta área como uma Unidade de Conservação (UC) de Proteção Integral, estão (i.) a sua representatividade da geologia do estado de Pernambuco, (ii.) a sua beleza cênica derivada dos paredões com diferentes tonalidades e outros afloramentos rochosos que testemunham longos processos de erosão eólica e pluvial, (iii.) a presença de cavernas, (iv.) as diversas fitofisionomias de caatinga em função da variação de relevo e aspectos climáticos (a chapada de São José, onde está inserido o Parque, é composta de cinco ambientes distintos: caatinga arbustivo-arbórea, caatinga arbustiva com predominância de elementos de cerrado, caatinga arbustiva com elementos de campos rupestres, vegetação florestal perenifolia e caatinga arbustiva perenifolia), (v.) a sua fauna bem diversificada, apresentando espécies endêmicas, outras em processo de extinção, além de algumas vulneráveis e, (vi.) a ocorrência de numerosos sítios de pinturas e gravuras rupestres de grande heterogeneidade gráfica (SNE 2000).

Pelas suas características, o lugar atrai um número considerável de pesquisadores de diversas áreas do conhecimento (Paula 2013). O turismo praticado movimenta parte da economia local. Essas atividades cabem dentro das possíveis permitidas pelo SNUC para as UC's de proteção integral, cujo principal objetivo é a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica. Apesar de ser aberto à visitação pública, o Decreto 84.017 de 1979 obriga a estabelecer restrições orientadas pelo Plano de Manejo da Unidade.

Até à data não foi elaborado o Plano de Manejo do Parque, persistindo ainda questões relacionadas com a regularização fundiária e conflitos com a comunidade indígena (Siqueira 2006). Dentro do Parque residem mais de 234 famílias, entre a Vila do Catimbau, existente como Vila anterior a 1969<sup>1</sup>, Puiu, e outros aglomerados, comunidades e roças<sup>2</sup> individuais.

A visitação vem ocorrendo de forma sistemática, sendo a interface com o Parque facilitada pelo grupo de guias da AGTURC. Há 12 trilhas abertas para visitação, com diferentes graus de dificuldade para o visitante<sup>1</sup>. Da Associação, criada em 2001, fazem parte 11 guias, todos nascidos dentro do que é hoje área do Parque e que mantêm suas roças em paralelo com pequenas atividades comerciais desenvolvidas na Vila (mercadinho, pintura e venda de camisetas aos turistas com desenhos inspirados nas pinturas rupestres do Parque, serviços), agentes de endemias, vigilantes, professores ou outras atividades esporádicas. Seu serviço de guia depende totalmente do turismo. Todos do grupo visitaram o Parque Nacional da Serra da Capivara em 2006, como reconhecimento de uma UC estruturada e operando de acordo com o esperado, por meio de um curso de formação de condutores de trilhas oferecido pelo ICMBio em parceria com o Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (SEBRAE) e da

---

<sup>1</sup> Informação prestada por um dos guias da Associação, à data das entrevistas.

<sup>2</sup> “Roça” designa a parcela de terra usada para fins agrícolas, seja para produção dos alimentos para a família, seja para produção da forragem para as criações domésticas (rebanhos).

ONG Amigos do Bem<sup>3</sup>. Além disso, os guias agregam conhecimentos que lhes facilitam apresentar o Parque, a partir da iniciativa de alguns professores e pesquisadores em contribuir com conteúdo de sua área do conhecimento, e da iniciativa do grupo em buscar profissionais que possam atender alguma carência do próprio grupo.

### **Grupo de interesse**

Grupos de interesse definem-se como os grupos de indivíduos que afetam e/ou são afetados pelas decisões relativas a regulamentações e restrições em uma área protegida (Suman et al. 1999). Este estudo focou no grupo de guias da AGTURC, porque (i.) pertencem à comunidade do Parque, o que os habilita, como aos demais residentes, à inclusão no processo de concepção do Plano de Manejo do Parque; (ii.) sua atividade econômica principal depende da visitação do Parque, o que pode determinar no desenvolvimento das atividades de turismo, recreação e educação ambiental no Parque e, (iii.) estão na interface do grupo de residentes e do público externo, podendo agregar elementos tanto de demanda por informação quanto disponibilizar conhecimento já sistematizado sobre o local.

Não existe informação confiável quanto ao fluxo de visitantes no Parque. Na Associação há um livro de registros que permite ter uma ideia aproximada, bem como por consulta junto aos donos das pousadas da região. Resta-nos apenas a referência por Silva e Maia (2011) de que, comparativamente com estudos anteriores, há um fluxo crescente de visitantes.

### **Coleta de dados**

No mês de junho de 2015, durante três dias úteis consecutivos, foram conduzidas entrevistas com oito dos 11 guias da AGTURC, na sede da Associação, Vila do Catimbau. No planejamento da entrevista, elaboração do questionário, atribuição de pesos às respostas, condução do pré-teste, coleta de dados, ajustes no questionário e minimização da margem de

---

<sup>3</sup> <http://www.amigosdobem.org/cidades-do-bem/catimbau-pe>

erro, segui a série metodológica da American Statistical Association (1997, 1997a, 1997b, 1998, 1998a), Burgess (2001) e Clason e Dormody (1994).

Elaborei 24 questões relacionadas a “conhecimento” sobre o Parque, sua fauna e interações com as pessoas, com três possibilidades de resposta: “sim”, “não” ou “não sei”. Atendendo ao fato de haver uma referência à onça-parda (*Puma concolor*) na área do Parque (Hauff 2010) e a ela ser um predador topo de cadeia criticamente ameaçada de extinção no bioma, carismática e polêmica, com o qual, em outras regiões da Caatinga, as pessoas têm conflitos, por questões econômicas de dano aos seus rebanhos, por percepção de risco ou outros fatores, mais perguntas sobre onça foram elaboradas em relação a outras espécies.

Dez questões contemplaram a variável “atitude” e quatro questões a variável “percepção de dificuldade”, com possibilidades de resposta dentro de uma escala de Likert, indicando graus de apoio ou oposição à declaração (ver Tabela 1). Cabe aqui referir que usei o conceito de “atitude” já estabelecido por vários autores, nomeadamente como uma avaliação psicológica rápida de um objeto, resumida em dimensões a que se atribuem qualidades tais como boas-más, prejudiciais-benéficas, prazerosas-desagradáveis e atraentes-repulsivas (Ajzen & Fishbein 2000; Eagly & Chaiken 1993; Petty et al. 1997) (tradução livre).

Além das variáveis mencionadas, dados sociodemográficos foram coletados, incluindo idade, grau de escolaridade, ocupação profissional, local de nascimento e de residência. Não defini *a priori* o tempo para cada entrevista, assim disponibilizando tempo para coletar informações adicionais, espontâneas, derivadas das questões de resposta categórica e, liberdade para a entrevista poder ser interrompida e continuada mais tarde, no caso de visitantes solicitarem serviços de guia.

Tabela 1. Questões da entrevista aplicada aos guias e a escala das possíveis respostas.

<b>Categorias</b>	<b>Questões</b>	<b>Respostas possíveis</b>
<b>Conhecimento</b> Institucional	Sabe a data de criação do Parque Nacional do Catimbau?	Não sei
	O Parque é uma unidade de conservação federal? Em Pernambuco há outras UC's federais?	Sim Não
Físico	O Plano de Manejo do Parque já foi elaborado? O ecossistema predominante no Parque é de caatinga? A principal atração do Parque são as pinturas rupestres? Existem outros sítios arqueológicos para pesquisa e visitação no Brasil? O PARNA Catimbau é o segundo maior sítio arqueológico do Brasil?	
	Aspectos ecológicos da fauna	Tem ocorrência de onças no Parque/ Onças são carnívoros? Onças têm um a dois filhotes por ano? Onças têm pelo marrom? Onças caçam de dia? Onças estão ameaçadas de extinção na Caatinga? Indique alguma ave exclusiva do Catimbau Indique algum animal que ajude a dispersar o licuri? Já viu tatu (animal ou rastro)? Indique a trilha com maior probabilidade de avistar jaguatirica? Todas as cobras do Catimbau são venenosas? Os lagartos têm preferência de habitat? Morcegos formam colônias em cavernas? A principal presa das onças são os bodes? A raposinha prefere atacar galinhas? Todos os morcegos transmitem doenças ao gado?
Interações pessoas e fauna		
<b>Atitude</b>	A existência de um museu com fotos dos animais silvestres do Parque seria...	Muito mau (-2)
	Aumentar o número de trilhas seria...	Mau (-1)
	Os investimentos feitos para divulgar o Parque são...	Indiferente (0)
	Para o Parque receber visitas para observação de aves é...	Bom (+1)
	O costume de criar passarinho em gaiola é...	Muito bom (+2)

---

	Retirar da Natureza preá, mutum, tatu, seriema ou outros animais pequenos é...	
	Se as populações de animais silvestres aumentarem, isso é...	
	Se os rebanhos de bodes aumentarem na Caatinga, isso é...	
	Um programa de fogões ecológicos para as famílias do Parque seria...	
	Manter uma parceria com universidades para assegurar programas de educação, extensão e pesquisa de longa duração é...	
<b>Percepção de dificuldade</b>	Falar sobre conservação dos animais silvestres durante meu trabalho de guia é...	Muito difícil (-2)
	Dialogar com o escritório do Parque para mim é...	Difícil (-1)
	Participar em campanhas a favor dos animais silvestres do Catimbau seria...	Indiferente (0)
	Participar em decisões relacionadas ao Plano de Manejo do Parque para mim é...	Fácil (+1)
		Muito fácil (+2)

---

### **Análise de dados**

A fim de evitar o tratamento das informações qualitativas obtidas de forma narrativa, com conseqüente prejuízo de oportunidade de produção de conhecimento, segui o método de Pereira (2001). O objetivo do método é analisar os dados qualitativos recorrendo a representação visual, através de um processo de redução da multidimensionalidade do objeto de estudo, a fim de tirar conclusões que sejam comparáveis com outros estudos, nomeadamente quanto à identificação das categorias de mais destaque ou de maior ocorrência (Miles & Huberman 1984).

Atribuí às respostas (qualitativas) de “conhecimento” valores ordinais (quantitativos), de “1” para resposta correta e “0” para resposta incorreta ou não fornecida. Classifiquei “conhecimento” em quatro categorias distintas: (i.) “conhecimento das características físicas do Parque” (quatro perguntas); (ii.) “conhecimento de aspectos institucionais do Parque” (quatro

perguntas); (iii.) “conhecimento de aspectos ecológicos de espécies da fauna silvestre” (13 perguntas) e, (iv.) “conhecimento das interações fauna e populações humanas” (três perguntas). Utilizei a frequência das respostas como indicativos do grau de conhecimento do grupo naquelas categorias.

As respostas (qualitativas) de “atitude” e as de “percepção de dificuldade” foram dispostas em escala de Likert, variando entre “-2” e “+2”, com um ponto neutro central (Clason & Dormody 1994). Classificou-se “atitude” em relação à “visitação/ecoturismo”, “uso dos recursos naturais”, “parcerias institucionais” e “interações pessoas-fauna silvestre”. Determinei a média ponderada das respostas, seguindo o método de Pereira (2001) como estratégia de sucessivas transformações das variáveis que permite melhor visualizar informações mais conclusivas quanto aos componentes que emergem como mais relevantes para a categoria de análise. Segui o mesmo método para “percepção de dificuldade”, com as categorias “confiança e espontaneidade: conteúdo conservação da fauna”, “diálogo institucional”, “participação em campanhas para conservação da fauna”, e, “participação futura no Plano de Manejo do Parque”. Determinei o número de respostas por peso por categoria (frequência) e a intensidade da “percepção de dificuldade” (linha no gráfico, relativa às médias) do grupo de guias.

## **RESULTADOS**

Da variável “conhecimento” dos guias, do total de respostas, 80,7% estavam corretas; 13,5% corresponderam a “não sei” e 5,7% foram de respostas erradas. O maior número de respostas corretas relacionou-se com o conhecimento das interações entre pessoas e fauna silvestre (95%). O conhecimento sobre as características físicas do Parque e aspectos institucionais igualaram-se (90%). As maiores dúvidas em relação às questões elaboradas estavam relacionadas com biologia e ecologia das onças, aves endêmicas e serpentes. Como

atribuí a “não sei” o mesmo peso da resposta incorreta, a representação gráfica do conhecimento dos guias surge como frequência de respostas (Figura 1).

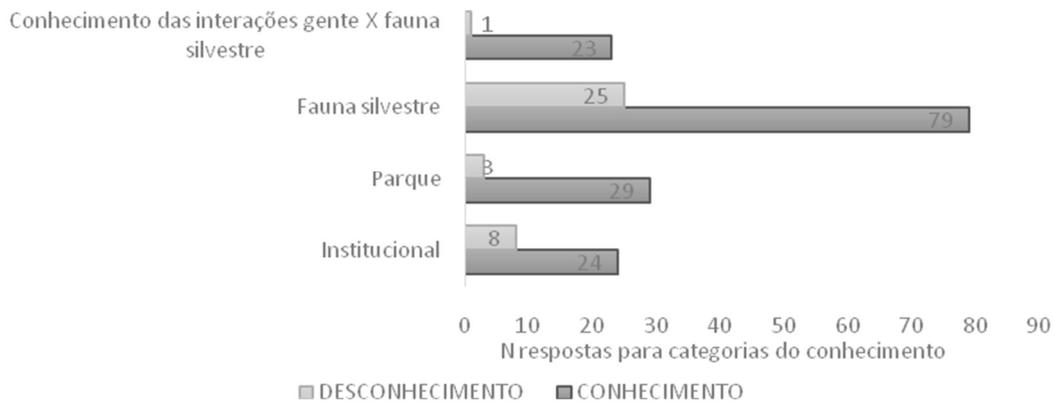


Figura 1. Frequência de respostas corretas e incorretas relativas ao conhecimento sobre o Parque Nacional do Catimbau, a fauna silvestre e as interações pessoas x fauna silvestre, conforme percebido pelos guias da AGTURC do PARNA Catimbau, 2015.

Relacionado à variável “atitude” nas categorias “parcerias institucionais” e “uso dos recursos naturais” os guias evidenciaram apenas atitudes “favoráveis” e “muito favoráveis”. Nas categorias “interações pessoas x fauna silvestre” e “visitação/ecoturismo” as atitudes variaram de “muito desfavorável” (“muito mau”, para a declaração) a “muito favorável” (“muito bom”, para a declaração). As respostas de “indiferente” corresponderam às questões relativas ao “aumento do número de trilhas” e a “receber visitas para observação de aves”, na categoria “visitação/ecoturismo” e, “retirada da natureza de pequenos animais silvestres para alimentação humana” e “aumento de rebanhos na Caatinga”, para a categoria “interações pessoas x fauna silvestre”. A linha no gráfico corresponde à intensidade da variável “atitude”, cujos pontos da linha correspondem aos valores absolutos das médias para cada categoria de atitude: “interação pessoas x fauna silvestre” ( $M = -0.53$ ), “parcerias institucionais” ( $M = 2.25$ ), “uso recursos naturais” ( $M = 2$ ) e, “visitação/ecoturismo” ( $M = 0.91$ ).

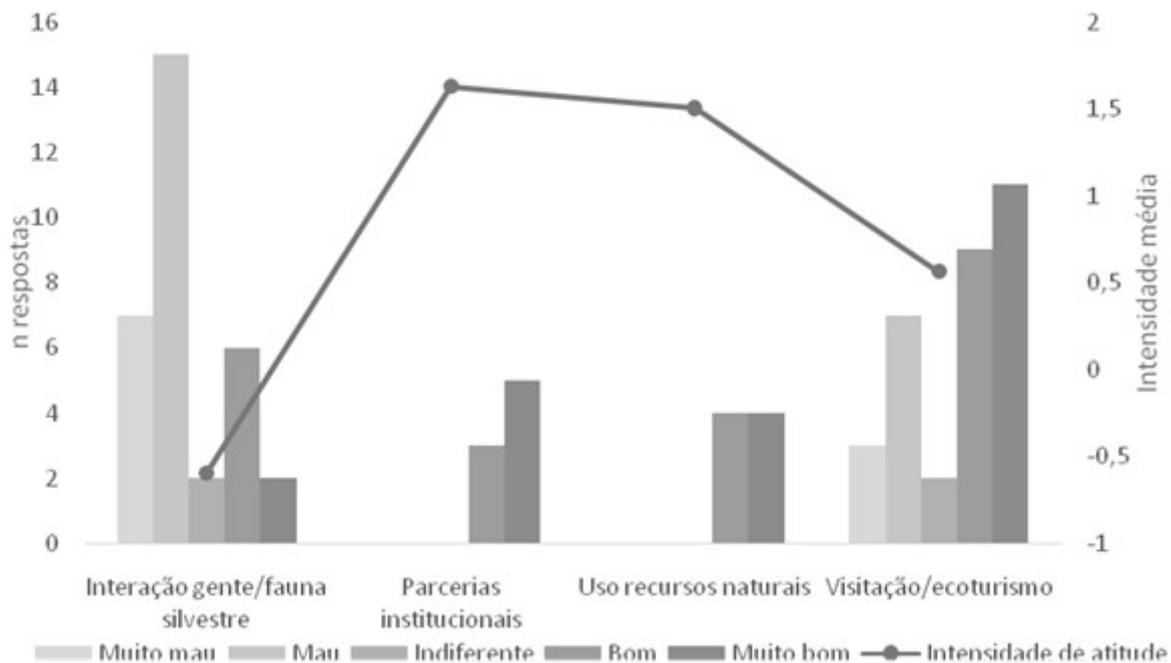


Figura 2. Frequência de respostas de apoio ou oposição dos guias da AGTURC do PARNA Catimbau, 2015, nas categorias de “atitude” e intensidade da variável “atitude”, por categoria.

Relativo às “percepções de dificuldade” (Figura 3), as respostas de “muito difícil” apareceram somente nas categorias “diálogo institucional” e “participação em campanhas a favor da conservação da fauna silvestre”. As respostas de “difícil” apareceram em quase todas as categorias exceto, “participação em campanhas para a conservação da fauna”. As respostas para “indiferente” surgiram nas categorias “confiança e espontaneidade: conteúdo conservação de fauna” e “participação futura em decisões do Plano de Manejo do Parque”. Os respondentes que contribuíram para este resultado disseram que falariam sobre conservação de fauna se o grupo visitante assim o demandasse e, que por pressão social haveria condicionantes à sua participação nos processos associados ao Plano de Manejo do Parque (com. pess.). A linha no gráfico corresponde à intensidade de percepção de dificuldade: “confiança e espontaneidade: conteúdo conservação de fauna” (M = 0.62); “diálogo institucional” (M = -0.12); “participação

em campanhas de conservação da fauna”, (M = 0.5) e, “participação futura no Plano de Manejo” (M=0.62).

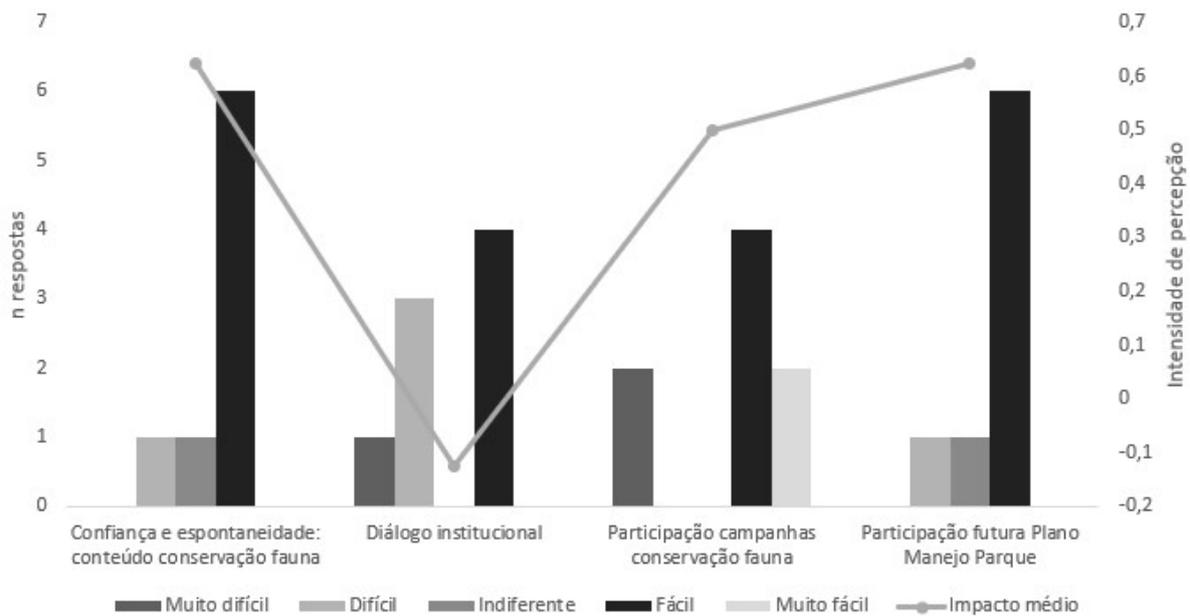


Figura 3. Frequências dos graus de percepção dos guias da AGTURC do PARNA Catimbau, 2015, da dificuldade presente ou futura em desempenhar algum papel ou assumir um determinado comportamento e intensidade da variável “percepção de dificuldade”, por categoria.

## DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo mostraram que os guias da AGTURC detêm conhecimento considerável sobre aspectos físicos e institucionais do Parque Nacional do Catimbau, bem como sobre a fauna local. Observou-se que os guias locais são a favor (i.) da existência e fortalecimento de parcerias institucionais, nomeadamente com a universidade e outros grupos de pesquisa que têm no Parque Nacional do Catimbau a sua área de estudo e (ii.) da implementação de tecnologias que interfiram na qualidade de vida das populações humanas residentes no Parque, mas condizentes com a capacidade de suporte do ambiente. Coexiste a

percepção de dificuldade e facilidade de diálogo com a administração do Parque e a possibilidade de envolvimento pessoal em campanhas a favor da conservação da fauna silvestre local.

As debilidades do grupo em conhecimento na categoria “fauna silvestre” relacionaram-se apenas a alguns aspectos da ecologia das onças (espécie(s) que todos afirmam ter desaparecido da região, por ter sido caçada como presa e como retaliação, que todos afirmam nunca ter visto um exemplar e por isso confundem com outras espécies de felinos menores que ocorreriam no Parque). Seria interessante, em estudos futuros que usem o mesmo aporte teórico e metodológico, ampliar a amostragem do conhecimento relativo a outras espécies da fauna silvestre.

Na categoria “interação pessoas x fauna silvestre” apenas a generalização do risco de doenças causadas ao gado por morcegos (“todos causam”) foi evidência de desconhecimento do grupo. Isso é coerente com as informações pessoais coletadas: todos os guias são da região e todos mantêm suas roças em paralelo com sua atividade de guia turístico, vivência que lhes dá um conhecimento abalizado das relações possíveis entre as populações humanas dependentes dos recursos naturais e esses mesmos recursos, como acontece com outros grupos populacionais em outros biomas (Begossi 1998).

Os resultados permitem inferir que os guias veem de forma negativa a forma como evoluíram as “interações pessoas x fauna silvestre”. As declarações mais sensíveis foram as relativas à “retirada da natureza de pequenos animais para alimentação humana” e “aumento dos rebanhos na Caatinga”. Um dos respondentes referiu, para o primeiro item, que, além dos aspectos de “costume” (ou “cultura”) que levam as pessoas a caçar, também a falta de opções de geração de renda e o baixo poder aquisitivo de muitas famílias faz com que a caça aconteça para suprir uma carência nutricional (TNC-Brasil & Associação Caatinga 2003). Quanto aos rebanhos, todos os guias foram unânimes em afirmar que “o bode é predador da Caatinga”, no

entanto, é fonte de renda e de proteína de muitos residentes, que ainda mantêm a caprinocultura na região, mesmo dentro dos limites do Parque.

Pereira (2001) explica que intensidades negativas de respostas correspondem a baixo impacto dessa categoria na variável de estudo. A intensidade média da “interação pessoas x fauna silvestre” foi a única negativa na categoria “atitudes”, o que se explica não pela pouca importância da contribuição dessa categoria na atitude dos guias, mas pelo fato de que as questões foram colocadas afirmativamente. Assim, “o costume de criar passarinhos em gaiola” foi classificado em “muito mau” ou “mau” por todos os respondentes, afetando a média ponderada final.

O número de guias que percebe como “muito difícil” e “difícil” o diálogo com o escritório local do ICMBio é o mesmo que percebe esse diálogo como “fácil”. Ainda assim, esta é a categoria que tem menor impacto sobre a variável “percepção de dificuldade”, por causa de seu valor negativo. Os respondentes que apontaram a sua “participação em campanhas a favor da conservação da fauna” como “difícil” referiram a pressão social como explicativo (pode haver pessoas que vão confundir essa ação com alguma proximidade formal ao escritório do ICMBio, quando sua atividade econômica totalmente independe deste, uma vez que a unidade ainda não se encontra estruturada o suficiente). Os que referiram como “fácil” discutiram questões como cadeias tróficas, equilíbrio de ecossistemas, dependência de um ambiente não perturbado para a continuação e crescimento de sua atividade econômica e, respeito pela vida enquanto vida, antes que determinadas espécies sejam apenas conhecidas por registros como as pinturas rupestres (estáticas) encontradas no Parque.

Diferentes grupos e até diferentes indivíduos dentro do mesmo grupo têm visões distintas sobre manejo e conservação da vida silvestre, e não é possível antecipar qual grupo será mais ou menos favorável à conservação de uma espécie ou à implementação de estratégias de manejo (Peterson et al. 2005; Evans 2009). Por isso, este estudo deve ser encarado como

preliminar no que diz respeito às atitudes e percepções de quem de alguma forma se relaciona com o Parque Nacional do Catimbau e com sua fauna silvestre, nomeadamente espécies que se encontram vulneráveis, endêmicas ou sobre as quais as informações são escassas, como é o caso dos mamíferos de médio e grande porte.

Visando a proteção e conservação da UC, existente desde 2002 e ainda sem um Plano de Manejo, é relevante trazer para o processo de gestão o maior número possível de atores sociais, articular esses grupos e tornar o processo participativo (Silva et al. 2003). Como recomendações futuras, é importante aprofundar os estudos das categorias “conhecimento”, “atitudes” e “percepções de dificuldade” de forma a se engajarem ações cotidianas ou formais a favor da conservação da fauna silvestre ao grupo de guias da AGTURC, inclusive ampliando as questões, a fim de ter um melhor equilíbrio no tratamento quantitativo das variáveis qualitativas. Também, é fundamental estender esta pesquisa a outros grupos (pessoas que vivem do turismo na região, professores e outras lideranças locais, indígenas e não indígenas, turistas, roceiros, funcionários dos escritórios do ICMBio e da Fundação Nacional do Índio, que atendem e/ou administram o Parque, e pesquisadores que têm no Parque sua área de estudo) uma vez que este estudo, de apenas três dias, tem limitações óbvias de interpretação da situação local e de recomendações para a gestão. Também perceber como as variáveis se correlacionam dentro do mesmo grupo e entre grupos. A prioridade é conservar a vida silvestre e os recursos naturais aproveitando o conhecimento local de populações humanas e quando dentro do possível, atendendo a seus anseios.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE e ao PELD Catimbau pelo apoio logístico e financeiro. À coordenação da VIII edição do Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga. Aos guias da AGTURC que colaboraram para que este estudo acontecesse.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN STATISTICAL ASSOCIATION. What is a survey: How to plan a survey. Alexandria, VA, USA: ASA – Section of Survey Research Methods, 1997, 13 p.
- AMERICAN STATISTICAL ASSOCIATION. What is a survey: How to collect survey data. Alexandria, VA, USA: ASA – Section of Survey Research Methods, 1997a, 13 p.
- AMERICAN STATISTICAL ASSOCIATION. What is a survey: How to conduct pretesting. Alexandria, VA, USA: ASA – Section of Survey Research Methods, 1997b, 13 p.
- AMERICAN STATISTICAL ASSOCIATION. What is a survey: Judging the quality of a survey. Alexandria, VA, USA: ASA – Section of Survey Research Methods, 1998, 13 p.
- AMERICAN STATISTICAL ASSOCIATION. What is a survey: Margin of error. Alexandria, VA, USA: ASA – Section of Survey Research Methods, 1998a, 12 p.
- AMIGOS DO BEM. Disponível em: <http://www.amigosdobem.org/cidades-do-bem/catimbau-pe>. Acesso em 21 jul. 2015.
- Barbosa, R.J.N. 2007. As pinturas rupestres da área arqueológica do Vale do Catimbau – Buíque, Pernambuco: estudo das fronteiras gráficas da paisagem. 177 p. Dissertação (mestrado em Arqueologia/Conservação do Patrimônio) – Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Pernambuco.
- Begossi, A. 1998. Extractive reserve in the Brazilian Amazon: an example to be followed in the Atlantic Forest? *Ciência & Cultura* 50: 24-28.
- BRASIL. Parque Nacional do Catimbau. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/o-que-fazemos/visitacao/ucs-abertas-a-visitacao/732-parque-nacional-do-catimbau.html>. Acesso em: 20 jul. 2015.
- BRASIL (a). Lei n.º 9.985 de 18 de Julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, DF, 18 jul. 2000. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm).

- Burgess, T.F. Guide to the design of questionnaires: a general introduction to the design of questionnaires for survey research. Ed. 1.1. UK: University of Leeds, 2001. 75 p.
- Clason, D.L. & Dormody, T.J. Analyzing data measured by individual Likert-type items. *Journal of Agricultural Education, New Mexico State University* 35:31-35, 1994.
- Evans, L. Understanding divergent perspectives in marine governance in Kenya. *Mar Policy* 33:784-93, 2009.
- Hauff, S.N. Representatividade do Sistema Nacional de Unidades de Conservação na Caatinga. Brasília, DF: PNUD, Projeto BRA/00/021: Sustentabilidade e Repartição dos benefícios da Biodiversidade, 54 p., 2010.
- Manfredo, M.J. Who cares about wildlife? Social science concepts for exploring human-wildlife relationships and conservation issues. Fort Collins, CO: Springer, 2008.
- Manfredo, M.J.; Vaske, J.J.; Sikorowski, L. 1996. Human dimensions of wildlife management. *Natural resource management: the human dimensions*. Westview press, p. 53-72.
- Manfredo, M.J.; Decker, D.J.; Duda, M.D. 1998. What is the future for human dimensions in wildlife? In: *American Wildlife and Natural Resources Conference*.
- Miles, M.B. & Huberman, A.M. *Qualitative data analysis: a sourcebook of new methods*. Beverly Hills: Sage Publ., 1984.
- Paula, E. 2013. Territórios vividos no contexto da proteção ambiental, uma problemática socioambiental. *Revista Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais, Recife*, 2: 82-91.
- Pereira, J.C.R. *Análise de dados qualitativos – estratégias metodológicas para as ciências da saúde, humanas e sociais*. 3.<sup>a</sup> ed. São Paulo: EDUSP, 155p. 2001.
- Peterson, M.N.; Peterson, M.J. & Peterson, T.R. 2005. Conservation and the myth of consensus. *Conservation Biology* 15: 762-7.
- Ribeiro, E.M.S. 2007. *Parque Nacional do Catimbau: história, aspectos naturais e suas trilhas*. Recife: Ribeiro, E.M.S. 25 p.

- Rodrigues, N.M. 2006. Potencialidades e impactos ambientais no Parque Nacional do Catimbau e sua zona de amortecimento. 2006. 108 p. Dissertação (mestrado em Gestão e Políticas Ambientais) – Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Silva, J.M.; Tabarelli, M.; Da Fonseca, M.T. & Lins, L.V. 2003. Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação, Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente: Universidade Federal de Pernambuco. 382 p.
- Silva, J.H. & Maia, F.B.A. Organização local e gestão participativa do turismo em unidades de conservação: a difícil tarefa de integração no Parque Nacional do Catimbau (PE). Caderno Virtual de Turismo, UFRJ – RJ, 11: 36-48, abr. 2011.
- Siqueira, G.R. 2006. Avaliação da implementação do Parque Nacional do Catimbau – PE: uma análise do desenvolvimento sustentável na perspectiva do ecoturismo e da comunidade local. 173 p. Dissertação (mestrado em Geografia) – Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- SNE - Sociedade Nordestina de Ecologia. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE – versão final. Recife: SNE, 2002. Subprojeto Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE, cumprimento ao Contrato n ° 086-00/02.
- Suman, D.; Shivlani, M. & Milon, J.W. 1999. Perceptions and attitudes regarding marine reserves: a comparison of stakeholders groups in the Florida Keys National Sanctuary. *Ocean & Coastal Management* 42: 1019-40.
- TNC-BRASIL & ASSOCIAÇÃO CAATINGA. As unidades de conservação do bioma Caatinga. 2003. In: SILVA, J.M.; TABARELLI, M.; DA FONSECA, M.T. & LINS, L.V. (Orgs.) Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação, Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente: Universidade Federal de Pernambuco, 2003. 382 p.



**A FORMIGA CORTADEIRA *Atta opaciceps* TEM PREFERÊNCIA POR FOLHAS MAIS PALATÁVEIS EM FLORESTA TROPICAL SAZONALMENTE SECA?**

Corina A. Barrera

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ

## RESUMO

A seleção de plantas por formigas cortadeiras é influenciada por diferentes propriedades das folhas. Em florestas úmidas, elas têm preferência por plantas com estresse hídrico e alta concentração de nutrientes. Entretanto, não se conhece se esse padrão também acontece em florestas secas. Na Caatinga, *Atta opaciceps* é uma das espécies endêmicas e está adaptada às condições severas. Aqui, o objetivo foi avaliar como conteúdo de água e idade das folhas influenciam a seleção de *A. opaciceps*. Foi testada a hipótese de que *A. opaciceps* tem preferência por folhas mais palatáveis. Em dez colônias no Parque Nacional do Catimbau, PE, Brasil, foi oferecido quatro grupos de folhas de *Croton argirophyloides*: murchas-jovens, murchas-maduras, frescas-jovens e frescas-maduras. Foi registrado cada evento de seleção durante 30 minutos ou até que um dos grupos fosse totalmente removido. A seleção das folhas não apresentou diferenças significativas entre os grupos. A hipótese não foi corroborada, mas, o resultado é de grande interesse já que poderia se inferir que nas florestas secas o padrão é diferente. Devido a Caatinga ser conhecida como limitada em termos de biomassa vegetal, poderia se esperar que alguns herbívoros dessa região não apresentem condição de escolha nos recursos utilizados. Considera-se importante ampliar o estudo para tentar estabelecer se existe um padrão de seleção no caso das formigas cortadeiras de florestas secas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Caatinga, Estresse hídrico, Herbivoria, Palatabilidade, Seleção de folhas

## INTRODUÇÃO

A seleção de plantas por herbívoros com ou sem estresse hídrico, tem sido objeto de estudo impulsionado por duas hipóteses. A hipótese da "planta estressada" estabelece que os herbívoros preferem material vegetal estressado por apresentar uma maior qualidade nutricional nos tecidos. Esse aumento na qualidade é causado por processos fisiológicos, como por exemplo, a mobilização de nitrogênio como resposta ao estresse (White 1984). Por outro lado, a hipótese da "planta vigorosa" propõe que os herbívoros consomem, preferencialmente, partes de plantas vigorosas devido a uma maior disponibilidade de nutrientes nos tecidos de crescimento (Price 1991).

Formigas cortadeiras são insetos herbívoros altamente polívoros, mas, são consideradas muito seletivas ao mesmo tempo (Wirth et al. 2003). A seleção de plantas por formigas cortadeiras é influenciada por diferentes propriedades do material vegetal, principalmente defesas físicas, como a dureza (Nichols-Orians & Schultz 1989), e químicas, como metabólitos secundários (Howard 1987) e a concentração de nutrientes (Berish 1986). Além disso, a alteração dessas propriedades em função de fatores ambientais pode afetar a palatabilidade das plantas (Nichols-Orians 1991) e, conseqüentemente, influenciar a preferência pelas formigas. No caso do estresse hídrico, essas mudanças envolvem redução no conteúdo de água e aumento na concentração osmótica, principalmente pelo acúmulo de prolina e carboidratos não-estruturais (Meyer et al. 2006).

Estudos anteriores, desenvolvidos em ambientes de florestas tropicais úmidas, avaliaram os efeitos do conteúdo de água das folhas na preferência por formigas cortadeiras obtiveram resultados inconsistentes. Porém, a maioria deles mostrou que essas formigas têm preferência por material vegetal submetido a estresse hídrico, com conteúdo de água mais baixo e maior concentração de nutrientes (Blanton & Ewell 1985; Vasconcelos & Cherrett 1996; Meyer et al. 2006; Ribeiro Neto et al. 2012).

Inclusive se sabe que em áreas mais abertas e/ou perturbadas das florestas úmidas, como por exemplo, ambientes de borda, as plantas são mais atrativas para as formigas cortadeiras. Nesses ambientes predominam plantas pioneiras (Tabarelli et al. 1999) com baixo teor de defesas químicas e maior qualidade nutricional e, o microclima é mais seco, o que intensifica o estresse hídrico da vegetação (Meyer et al. 2006). No entanto, na Caatinga, em um dos ecossistemas mais perturbados do Brasil (Silva et al. 2003), ocupado por floresta tropical sazonalmente seca (Castelletti et al. 2003) e onde as condições climáticas são severas, o que acontece? (precipitações limitadas e irregulares, alta radiação solar, alta temperatura média anual, baixas taxas de umidade relativa e elevada evapotranspiração potencial - Reis 1976; Sampaio 1995).

Diante disso, o objetivo deste estudo foi avaliar como o conteúdo de água e a idade das folhas influencia a seleção da formiga cortadeira *Atta opaciceps* Borgmeier durante seu forrageamento em uma floresta tropical sazonalmente seca. Assim, foi testada a hipótese de que *A. opaciceps* têm preferência por folhas consideradas mais palatáveis, ou seja, murchas e mais jovens.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado no Sítio Arqueológico Alcobaça localizado no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco, Brasil, mais precisamente na Fazenda Brejo (S 08°28'38.8"; W 037°14'11.1"). Essa fazenda apresenta diferentes áreas que variam de 20 a 70 anos de abandono após o seu uso para criação de gado feita pelos moradores da região (F. Siqueira, comunicação pessoal).

O clima predominante é o semiárido com precipitação pluviométrica anual entre 650 a 1100 mm e temperatura média anual em torno dos 23 °C. A paisagem se estende ao longo de

uma zona de transição geomorfológica entre os solos sedimentar e cristalino, com afloramentos rochosos do Cretáceo ou Terciário. Além disso, apresenta elementos vegetacionais das duas geomorfologias, muito diversa e do tipo caatinga arbustiva-arbórea, caducifólia e espinhosa (SNE 2002). Fabaceae, Euphorbiaceae e Anacardiaceae são algumas das famílias de plantas lenhosas típicas das caatingas (Prado, 2003) e presentes na área de estudo.

### **Espécie em estudo**

*Atta opaciceps* por ser uma espécie endêmica da Caatinga, assim como outros animais com essa mesma condição (Werneck et al. 2015), possui uma distribuição restrita a essa região ecológica do nordeste do Brasil e está adaptada a suas condições severas. Essa é uma espécie de formiga cortadeira a qual se conhece muito pouco, elas constroem ninhos que podem conter vários metros de diâmetro quando maduros e sua dieta é generalista. Observações prévias de campo revelaram que as espécies de plantas mais consumidas por *A. opaciceps* são: *Poincinella mycrophila*, *Poincinella pyramidalis*, *Tacinha inamoema*, *Cnidosculus* sp. e *Croton argyrophyloides* (F. F. Siqueira, dados não publicados). Essa última foi escolhida para o oferecimento de folhas às operárias, pois é encontrada facilmente na área de estudo e é uma das espécies mais atrativas para *A. opaciceps*. Aliás, é de fácil contraste e distinção pela sua coloração prata na parte abaxial da folha, característica que facilitou a observação e acompanhamento durante a execução dos bioensaios.

### **Desenho amostral**

Foram preparados quatro grupos de folhas de *C. argyrophyloides*: murchas-jovens, murchas-maduras, frescas-jovens e frescas-maduras. As folhas tratadas (grupo tratamento) foram coletadas aproximadamente 12 horas antes do início de cada bioensaio e para garantir a perda no conteúdo de água, essas folhas foram desidratadas em estufa durante quatro horas e armazenadas em sacolas de papel. As folhas frescas ou vigorosas (grupo controle) foram recolhidas pouco antes (menos de 30 minutos) do início do bioensaio. Por outro lado, para

controlar a diferença de idade das folhas, tanto para o grupo tratamento quanto para o grupo controle, foram coletadas em extremos opostos do mesmo galho com um distanciamento mínimo de dez centímetros, considerando como folhas maduras aquelas na base e como jovens as localizadas no ápice das plantas (Vasconcelos & Cherrett, 1996).

Foi amostrado um total de dez ninhos. Em cada colônia foram oferecidas, sobre a interseção da trilha de forrageio mais ativa e o sítio de corte, cinco folhas de cada grupo preparado. Após o início do bioensaio, cada evento de seleção de folha (corte ou remoção) foi registrado durante 30 minutos ou até que um dos grupos fosse totalmente removido pelas operárias. A amostragem foi feita durante o horário de maior atividade de forrageio das formigas (depois das 20:00 hrs).

### **Análise de dados**

A normalidade dos dados de quantidade de folhas selecionadas de cada grupo foi testada através do teste de Shapiro-Wilk. Em seguida, para avaliar se existia diferença no número de eventos de seleção para cada grupo de folhas oferecidas às formigas foi utilizada uma análise de variância não paramétrica (teste de Friedman).

## **RESULTADOS**

Os resultados mostraram que a seleção das folhas por *A. opaciceps* não foi afetada nem pelo estresse hídrico nem pela idade da folha ( $F_r = 1,63$ ;  $GL = 3$ ;  $p = 0,65$ ) (Figura 1). Estas removeram quase a metade do total de folhas oferecidas (41,6%), mas, como expõe o resultado do teste, sem diferenças significativas entre os distintos grupos de folhas.

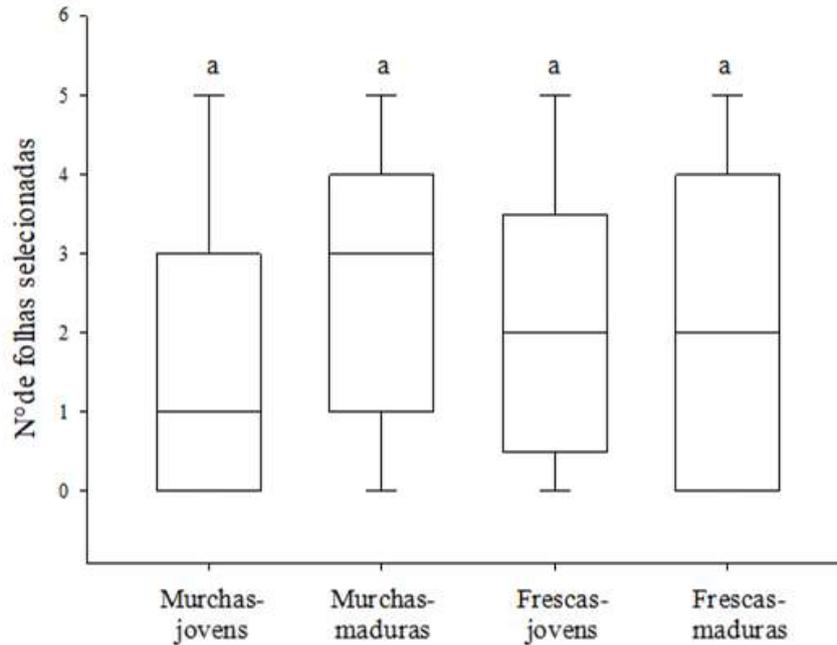


Figura 1. Quantidade de folhas selecionadas pelas operárias de *Atta opaciceps* na Fazenda Brejo, Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. As linhas sólidas no centro representam a média e as barras representam o erro padrão.

## DISCUSSÃO

Os resultados revelam que não houve diferença nem na seleção de folhas murchas em relação às vigorosas, nem nas jovens em relação às maduras como se esperava. Este é o primeiro estudo onde se testou se o conteúdo de água do material vegetal influencia a seleção por formigas cortadeiras pertencentes à floresta tropical sazonalmente seca. A falta de preferência na escolha de folhas com distintas características não pode se determinar como um novo padrão, mas sim como um primeiro indício para esse tipo de ambiente.

Comparado com o conhecido até agora, apenas para ambientes de florestas úmidas, os resultados coincidem parcialmente com os de Howard (1987), quem mostrou que o conteúdo de água da folha não tem nenhum efeito na seleção pelas formigas cortadeiras. Ele sugere que as diferenças na escolha poderiam estar relacionadas com mudanças nos compostos químicos

secundários, mas, seus resultados são baseados em uma ampla variedade de espécies de plantas. O fato de que no presente estudo também não houve preferência por folhas jovens (com menos metabolitos secundários, Coley 1988) ou maduras, pode ser atribuído à variação na qualidade das folhas ser muito menor entre plantas da mesma espécie e inclusive dentro de uma mesma planta (Meyer et al. 2006).

Por outro lado, a influência do estresse hídrico sobre a seleção intraespecífica de folhas estressadas experimentalmente, como observado por Vasconcelos & Cherrett (1996) e Ribeiro et al. (2012), pode não ter acontecido em *C. argyrophyloides*. Talvez, o tempo de desidratação necessário para garantir diferenças na fisiologia vegetal entre folhas vigorosas e murchas de esta espécie em particular, não foi suficiente.

Embora a hipótese testada tenha sido refutada, o resultado é considerado de grande interesse. Ao contrário do que se tem reportado para as florestas úmidas, de que as formigas cortadeiras apresentam preferência por plantas estressadas (Meyer et al. 2006; Ribeiro Neto et al. 2012), isso não ocorreu neste estudo podendo-se esperar que nas florestas secas o padrão seja diferente. Qual seria esse padrão? Talvez que nesses ambientes não há uma preferência por um tipo específico de folha/plantas ou que a diferença no conteúdo de água não influencia significativamente a palatabilidade das mesmas.

Em outro contexto e como referência para pesquisas futuras, poderia se sugerir que no caso de florestas secas, tanto áreas abertas quanto mais fechadas, poderiam favorecer a proliferação de ninhos de *A. opaciceps*. Isso por elas não estarem preferindo só folhas predominantes em plantas pioneiras, ou seja, jovens, com poucas substâncias de defesa e mais palatáveis, como achado para outras espécies de formigas cortadeiras e em ecossistemas de florestas tropicais úmidas (Moutinho et al. 2003).

De acordo com os resultados deste estudo e devido ao fato de que ambientes de Caatinga são conhecidos como limitantes em termos de biomassa vegetal (Chiang & Koutavas 2004),

seria razoável esperar que alguns herbívoros dessa região não apresentem condição de escolha nos recursos utilizados. Finalmente, para tentar determinar se existe ou não um padrão na seleção de folhas no caso das formigas cortadeiras de florestas tropicais secas, considera-se importante ampliar o estudo nesses ambientes. Sugere-se adicionar a análise de outros fatores, como por exemplo: oferecimento de folhas de diferentes espécies de plantas, oferecimento de folhas e/ou plantas submetidas a estresse hídrico natural, análise de seleção intraespecífica e intraindividual, assim como testar tais variáveis sobre outras espécies de formigas cortadeiras da região.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE e ao CEPAN pelo apoio logístico e financeiro. Aos organizadores do Curso de campo: Ecologia e Conservação da Caatinga pela aprovação e apoio na execução do projeto, especialmente à Prof. Inara Leal pelas suas orientações. Ao monitor Felipe Siqueira pela ajuda e acompanhamento no trabalho de campo.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Berish, C.W. 1986. Leaf-cutting ants (*Atta cephalotes*) select nitrogen rich forage. *American Midland Naturalist*, 115: 268–276.
- Blanton, C.M. & Ewel, J.J. 1985. Leaf-cutting ant herbivory in successional and agricultural tropical ecosystems. *Ecology*, 66: 861-869.
- Castelletti, C.H.M.; Santos A.M.M.; Tabarelli M. & Silva J.M.C. 2003. Quanto ainda resta da caatinga? Uma estimativa preliminar. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*, 1a ed. (eds. I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. da Silva), pp. 719-734. Ed. Universitária da UFPE, Recife, PE, Brasil.
- Chiang, J.C.H. & Koutavas, A. 2004. Tropical flip-flop connections. *Nature*, 432: 684-685.

- Coley, P.D. 1988. Effects of plant growth rate and leaf lifetime on the amount and type of anti-herbivore defense. *Oecologia*, 74: 531-536.
- Howard, J.J. 1987. Leaf-cutting ant diet selection: the role of nutrients, water, and secondary chemistry. *Ecology*, 68: 503-515.
- Meyer, S.T.; Roces, F. & Wirth, R. 2006. Selecting the drought stressed: effects of plant stress on intraspecific and within-plant herbivory patterns of the leaf-cutting ant *Atta colombica*. *Functional Ecology*, 20: 973–981.
- Moutinho, P.; Nepstad, D.C. & Davidson, E.A. 2003. Influence of leaf-cutting ant nests on secondary forest growth and soil properties in Amazonia. *Ecology*, 84: 1265-1276.
- Nichols-Orians, C.M. 1991. Environmentally induced differences in plant traits: consequences for susceptibility to a leaf-cutter ant. *Ecology*, 72: 1609-1623.
- Nichols-Orians, C.M. & Schultz, J.C. 1989. Leaf toughness affects leaf harvesting by the leaf cutter ant, *Atta cephalotes* (L.) (Hymenoptera: Formicidae). *Biotropica*, 21: 80–83.
- Prado, D.E. 2003. As Caatingas da América do Sul. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*, 1a ed. (eds. I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. da Silva), pp. 3-73. Ed. Universitaria da UFPE, Recife, PE, Brasil.
- Price, P.W. 1991. The plant vigour hypothesis and the attack of herbivores. *Oikos*, 62: 244-251.
- Reis, A.C. 1976. Clima da Caatinga. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 48: 325-335.
- Ribeiro Neto, J.D.; Pinho, B.X.; Meyer, S.T.; Wirth, R. & Leal, I.R. 2012. Drought stress drives intraspecific choice of food plants by *Atta* leaf-cutting ants. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 144: 209-215.
- Sampaio E.V.S.B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. In: *Seasonally dry tropical forests*. (Eds. S.H Bullock, H. Mooney, & E. Medina), pp. 35-63. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

- Silva, J.M.C.; Tabarelli, M.; Fonseca, M.T. & Lins, L.V. 2003. Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Ministério do Meio Ambiente. Universidade Federal de Pernambuco, Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da UFPE, Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, EMBRAPA Semi-Árido, Brasília, DF.
- SNE. 2002. Projeto técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Médio Ambiente de Pernambuco - SECTMA, Recife. Sociedade Nordestina de Ecologia.
- Tabarelli, M.; Mantovani, W. & Peres, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91: 119-127.
- Vasconcelos, H.L. & Cherrett, J.M. 1996. The effect of wilting on the selection of leaves by the leaf-cutting ant *Atta laevigata*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 78: 215-220.
- Werneck, F.P.; Leite, R.N.; Geurgas, S.R. & Rodrigues, M.T. 2015. Biogeographic history and cryptic diversity of saxicolous Tropicuridae lizards endemic to the semiarid Caatinga. *Evolutionary Biology*, 15: 94. DOI 10.1186/s12862-015-0368-3.
- White, T.C.R. 1984. The abundance of invertebrate herbivores in relation to the availability of nitrogen in stressed food plants. *Oecologia*, 63: 90-105.
- Wirth, R.; Beyschlag, W.; Ryel, R.; Herz, H. & Hölldobler, B. 2003. *Herbivory of Leaf-cutting Ants: a Case Study on Atta colombica in the Tropical Rainforest of Panama*. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.



**MURUNDUS ATIVOS DE *Atta* sp. REDUZEM A COBERTURA DE CROSTAS  
BIOLÓGICAS DE SOLO (CBS) NA CAATINGA**

Diego Pires Ferraz da Trindade

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade  
Federal de Pernambuco

## RESUMO

As formigas do gênero *Atta* removem uma grande quantidade de solo na construção dos seus ninhos e formam estruturas conspícuas denominadas “murundus”. Essa remoção suprime a vegetação lenhosa de pequeno porte e também pode reduzir a cobertura das crostas biológicas de solo (CBS). As CBS são formadas por cianobactérias, algas, líquens e briófitas, que têm a capacidade de diminuir a erosão e aumentar a qualidade nutricional do solo. Com isso, o objetivo deste estudo foi avaliar se a cobertura de CBS é influenciada pela atividade dos murundus, bem como pela presença de vegetação no seu entorno. O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, onde foi estimada a cobertura das CBS com parcelas de 40 cm<sup>2</sup> em murundus ativos e inativos. Os resultados demonstraram que murundus ativos reduzem drasticamente a cobertura de CBS e que a vegetação não exerce influência nesse processo. Esses resultados sugerem que, caso a densidade de formigas cortadeiras aumente em um curto espaço de tempo, a cobertura das CBS na Caatinga pode sofrer uma redução significativa.

**PALAVRAS-CHAVE:** Cianobactérias, Engenheiros ecossistêmicos, Formigas, Perturbação

## INTRODUÇÃO

Na natureza, os organismos que modificam as características do ambiente, alterando a disponibilidade de recursos e criando novos habitats para outras espécies, são conhecidos como engenheiros ecossistêmicos (Jones et al. 1994). Existe uma grande variedade desses organismos, que vão desde cianobactéria (West 1990), fitoplâncton (Townsend et al. 1992), até castores (Wright et al. 2002) e elefantes (Pringle 2008). Outro grupo de engenheiros ecossistêmicos bastante estudado é o das formigas do gênero *Atta*, também conhecidas como formigas cortadeiras ou saúvas (Wirth et al. 2003). Esses insetos modificam o ambiente no entorno dos seus ninhos, construindo grandes estruturas, com muitos canais e galerias (Farji-Brener & Ghermandi 2004), diminuindo a densidade vegetal, alterando a fertilidade do solo e aumentando a incidência luminosa que, por sua vez, favorece o recrutamento de espécies menos tolerantes à sombra (Corrêa et al. 2010; Meyer et al. 2011). Na construção dos ninhos, as operárias acabam formando os murundus, que são montes conspícuos de terra produzidos no momento da escavação. Essa alta remoção do solo para construção dos ninhos pode suprimir, por soterramento, tanto a vegetação lenhosa de menor porte (Perin & Guimarães 2012) quanto organismos menores como as crostas biológicas de solo (CBS) (Belnap & Eldridge 2001).

As CBS consistem em associações entre cianobactérias, algas, líquens e briófitas, podendo ter todos ou alguns desses grupos em um dado momento, que se estabelecem na camada superficial do solo (Belnap & Lange 2001). Essas associações são bastante sensíveis à perturbação, sobretudo ao pisoteio, queimadas e revolvimento do solo (Belnap & Eldridge 2001). No entanto, em ambientes áridos ou semiáridos, esses são, na maioria das vezes, os primeiros organismos que se estabelecem após uma perturbação. Apresentam uma sucessão própria, caracterizada pela chegada dos grupos pioneiros - cianobactérias e algas e, posteriormente, os tardios musgos e/ou líquens (Büdel 2001). Ao colonizarem um ambiente, as CBS, especialmente as cianobactérias, estabilizam o solo criando uma camada na superfície do

mesmo, diminuindo a erosão pelo vento ou pela chuva, além de aumentarem a quantidade nutricional, pela captação de nitrogênio e carbono presentes no ar (Belnap 2003).

Na Caatinga, os murundus de *Atta* possuem baixa quantidade de matéria orgânica (Oliveira et al. dados não publicados), o que pode dificultar ou inibir o recrutamento de plântulas nesses locais. No entanto, quando esse ninho morre ou é abandonado, ele pode ser colonizado por plantas mais tolerantes à baixa qualidade nutricional ou por organismos que não são dependentes de locais férteis para seu estabelecimento, como é o caso dos grupos pioneiros das CBS. Com base nesses pressupostos, o presente estudo objetivou avaliar a cobertura de CBS em murundus ativos e abandonados, bem como, a presença ou ausência de vegetação nesses murundus. Para isso, sugeri as hipóteses de que (1) murundus ativos reduzem a cobertura das comunidades de CBS, por conta do forrageio, remoção e revolvimento do solo pelas formigas cortadeiras e (2) murundus com vegetação terão menor cobertura de CBS, pois esses organismos não conseguiriam competir com as plantas lenhosas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de Estudo**

O estudo foi realizado na área da Serrinha, dentro do Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" S e 37°09'30" e 37°14'40" W). Nesse local existe uma área em regeneração de 18 anos e uma de floresta madura. Em ambas, a vegetação é aberta com a predominância de arbustos e algumas árvores. O clima local é do tipo semiárido estacional, com precipitação de 250 a 1000 mm/ano, temperatura anual entre 24 a 26 °C e altitudes de 600 a 1000 m (MMA 2002). O solo é de origem sedimentar, com arenito de granulação grosseira, micáceos ou feldspáticos. O parque abriga uma vegetação de Caatinga com fisionomias que variam de vegetação herbácea até arbórea, assim como assentamentos rurais que desenvolvem atividades de agricultura e criação de caprinos (Prado 2003).

### ***Delineamento Amostral***

Para amostrar a cobertura de CBS, foi delimitado um transecto de 200 m na área, onde, a cada 10 metros foram percorridos 20 m para a direita e 20 m para a esquerda. Os murundus avistados foram marcados e observados quanto a atividade de *Atta* sp. por meio de busca focal. Como a unidade amostral utilizada foi o murundu, alguns ninhos grandes tiveram mais de uma dessa estrutura amostrada. Ao longo do transecto não foram encontrados muitos murundus em atividade, com isso, os mesmos foram amostrados de maneira aleatória, dentro da respectiva área. A partir da borda para o centro do murundu, amostrarei três pontos, com um quadrante de 40 x 40 cm. Esses pontos foram distanciados 30 cm um do outro, onde quantifiquei a porcentagem de cobertura de cada grupo encontrado. A cobertura foi mensurada por meio do método de Dirzo (Dirzo & Dominguez 1995), utilizado para quantificar herbivoria, que foi adaptado para a presente amostragem. Esse método consiste em dividir a área total do objeto de amostragem em seis categorias de porcentagem: 0%, 1-6%; 6-12%; 12-25%; 25-50% e 50-100%. A partir dessa porcentagem foram tiradas as médias de cada murundu. A vegetação nos murundus foi categorizada como presença, quando havia cobertura vegetal sombreando as CBS, e ausência, quando o solo estava exposto.

### ***Análise dos Dados***

Os dados foram tratados e normalizados com a aplicação da raiz quadrada do seno. Para avaliar o efeito da atividade do murundu na cobertura das CBS, apliquei uma ANOVA de dois fatores, sendo as variáveis independentes: atividade do murundu e vegetação (categóricas) e, a variável dependente: cobertura das CBS. Todos os testes foram realizados a um nível de significância de 0,05 ( $\alpha$ ) e as análises foram conduzidas utilizando a linguagem estatística R, versão 2.15.0 (R Development Core Team, 2012).

## **RESULTADOS**

Os valores de cobertura de CBS variaram de 0 a 62,5% nos murundus abandonados e de 0 a 9,17% nos murundus ativos. Os primeiros apresentaram cianobactérias, algas, musgos e hepáticas, enquanto os murundus ativos apresentaram somente cianobactérias e algas. Os líquens não foram encontrados em nenhum dos ambientes. Dos 48 murundus amostrados, 21 não apresentaram vegetação, destes, 13 eram ativos e oito abandonados. Por outro lado, 27 apresentaram vegetação, dos quais 10 eram ativos e 17 abandonados.

A média da porcentagem de cobertura de CBS em murundus abandonados foi de  $7,5 \pm 10,39$  (média  $\pm$  DP;  $n = 25$ ), enquanto que em murundus ativos foi de  $0,55 \pm 1,73$  (média  $\pm$  DP;  $n = 23$ ). Essa porcentagem foi de  $5,35 \pm 9,40$ , quando as associações estavam sob vegetação e de  $2,65 \pm 6,46$  quando não havia cobertura vegetal. A diferença de 15 vezes na cobertura de CBS entre murundus abandonados e ativos foi significativa ( $F_{1;188} = 71,21$ ;  $p < 0,001$ ) (Figura 1). Entretanto a presença ou ausência de vegetação não foi um fator limitante para o estabelecimento das associações ( $F_{1;188} = 1,57$ ;  $p = 0,2$ ) (Figura 2).

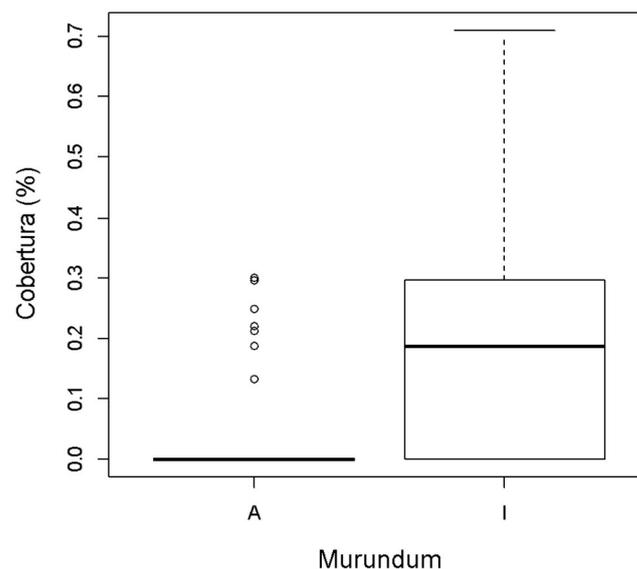


Figura 1. Porcentagem de cobertura de CBS em murundus ativos (A) e inativos (I) de formigas cortadeiras no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.

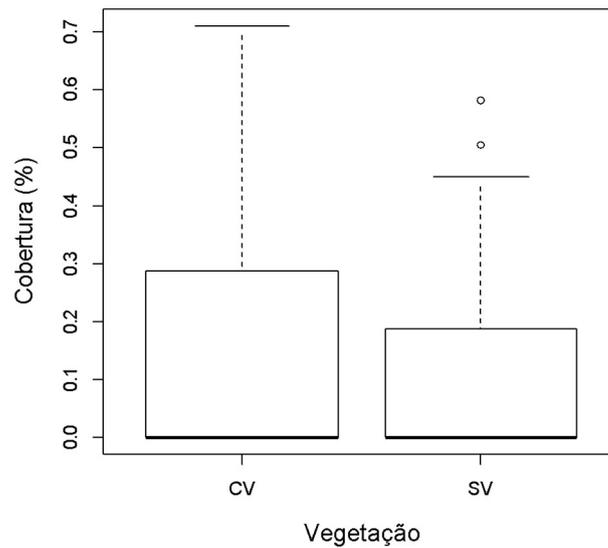


Figura 2. Porcentagem de cobertura de CBS em murundus com vegetação (CV) e sem vegetação (SV) de formigas cortadeiras no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.

## DISCUSSÃO

Os resultados que encontrei corroboram a hipótese de menor cobertura de CBS em murundus ativos, mas, refutam a hipótese de menor cobertura na presença de vegetação. Aparentemente, murundus ativos não são locais propícios ao estabelecimento das CBS por conta da perturbação exercida pelo forrageio e modificação do solo por parte das formigas cortadeiras (Perin & Guimarães 2012). Portanto, parece existir um efeito antagônico entre formigas cortadeiras e comunidades de CBS na Caatinga. Quando os murundus estão ativos, as formigas suprimem a ocorrência desses grupos, mas quando o ninho é abandonado, fornecem sítios propícios para a colonização e estabelecimento dos mesmos. Em contrapartida, o fato da vegetação não inibir o estabelecimento das CBS sugere que: (1) esses organismos se estabelecem tanto em locais com vegetação quanto em solo exposto; (2) as CBS se estabeleceram quando o solo estava exposto e agora estão facilitando a presença de plantas ou,

(3) as CBS se estabeleceram quando o solo estava exposto, facilitaram a presença de plantas e agora estão diminuindo sua cobertura.

Não existe consenso na literatura a respeito da associação entre vegetação e cobertura de CBS (Belnap et al. 2001). Alguns estudos relatam que as CBS podem favorecer a germinação de determinadas espécies (Büdel et al. 1997) e que podem inibir esse processo em outras (Johansen 1993). Também existem estudos que não encontraram relação entre vegetação e CBS (Kleiner & Harper 1977; Anderson et al. 1982), alguns que encontraram relação positiva (Eldridge & Greene 1994; Belnap 2002) e outros que encontraram relação negativa (Johansen 1993; Li et al. 2002). Apesar do presente estudo não ter demonstrado relação entre a vegetação e as CBS, abordagens futuras e de longa duração são necessárias e devem se atentar a mais aspectos dessa associação. Dentre os pontos que devem ser abordados, sugiro a avaliação da cobertura inicial e final das CBS em murundus com e sem vegetação, além do acompanhamento do recrutamento e mortalidade de plântulas em murundus com e sem CBS.

Contrariando o que foi encontrado no presente estudo, Li et al. (2011) observaram que quanto maior o estágio sucessional e a espessura das CBS, maior a riqueza e a densidade de ninhos de formigas, numa área desértica da China. Isso ocorre, pois, essas associações fornecem refúgio e alimento para as formigas, além de reduzirem a temperatura e aumentarem a qualidade do solo (Li et al. 2011). No entanto, as formigas que esses autores encontraram construíam ninhos de pequeno porte, totalmente distintos daqueles que as saúvas fazem.

Como as formigas cortadeiras respondem positivamente à perturbação (Wirth et al. 2007) e as CBS respondem negativamente (Belnap & Eldridge 2001), caso a densidade de *Atta* sp. aumente num curto espaço de tempo, as comunidades de CBS podem sofrer um declínio contundente. Com isso, talvez esses organismos não tenham tempo de se restabelecerem em murundus abandonados e podem vir a se tornarem cada vez menos abundantes e complexos. Estimativas a respeito da resiliência das CBS após perturbação são bastante variáveis e

dependem de uma série de fatores, mas estima-se que essa resiliência, em ambientes áridos, esteja em torno de 2 a 3000 anos (Belnap & Eldridge 2001).

Por fim, os resultados deste estudo sugerem que murundus ativos de saúva reduzem o estabelecimento de CBS na Caatinga. Por isso, estudos futuros devem estimar a densidade atual de murundus ativos e inativos de *Atta* sp., além das respectivas coberturas de CBS, para avaliar se essa relação antagônica está sendo deletéria para estas comunidades. Além disso, deve-se avaliar qual o papel ecossistêmico das CBS na Caatinga, sobretudo nos murundus abandonados, sob o contexto da estabilização do solo, incorporação de nutrientes e sua influência na regeneração natural.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, D.C., Harper, K.T. & Holmgren, R.C. 1982. Factors influencing development of cryptogamic soil crusts in Utah desert. *J. Range Manage*, 35: 180–185.
- Belnap, J. 2002. Nitrogen fixation in biological soil crusts from southeast Utah, USA. *Biol. Fert. Soils*, 35: 128–135.
- Belnap, J. 2003. The world at your feet: desert biological soil crusts. *Front Ecol Environ*, 1: 181-198.
- Belnap, J & Eldridge, D. 2001. Disturbance and recovery of biological soil crusts. In: Belnap, J; Lange, O.L (Eds) *Biological soil crusts: structure, function and management*. pp 363-383. Springer-Verlag. Berlin, Germany.
- Belnap J. & Lange O.L. 2001. *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*. Springer-Verlag. Berlin, Germany. pp 506.
- Büdel, B. 2001. Biological soil crusts in European temperate and Mediterranean regions. In: Belnap, J; Lange, O.L (Eds) *Biological soil crusts: structure, function and management*. pp 75-86. Springer Verlag. Berlin, Germany.

- Büdel, B., Karsten, U. & Garcia-Pichel, F. 1997. Ultraviolet-absorbing scytenemin and mycosporine-like amino acid derivatives in exposed, rock-inhabiting cyanobacterial lichens. *Oecologia*, 112: 165–172.
- Corrêa, M.M., Silva, P.S.D., Wirth, R. Tabarelli, M. & Leal, I.R. 2010. How leaf-cutting ants impact forests: drastic nest effects on light environment and plant assemblages. *Oecologia*, 162: 103–115.
- Dirzo, R. & Dominguez, C. 1995. Plant animal interactions in Mesoamerican tropical dry forest. In: Bullock, M. & Mooney, H. (Eds.). *Seasonally Dry Forest*, Cambridge University Press, Cambridge, p. 132-143.
- Eldridge, D.J. & Greene, R.S.B. 1994. Microbiotic soil crusts: a view of their roles in soil and ecological processes in the rangelands of Australia. *Aust. J. Soil Res.*, 32: 389–415.
- Farji-Brener, A.G. & Ghermandi, L. 2004. Seedling recruitment in a semiarid Patagonian steppe: Facilitative effects of refuse dumps of leaf-cutting ants. *Journal of Vegetation Science*, 15: 823-830.
- Johansen, J.R. 1993. Cryptogamic crusts of semiarid and arid lands of North America. *J. Physiol.*, 29: 140–147.
- Kleiner, E.F., & Harper, K.T. 1977. Soil properties in relation to cryptogamic groundcover in Canyonlands National Park. *J. Range Manage*, 30: 202–205.
- Meyer, S.T., Leal, I.R., Tabarelli, M. & Wirth, R. 2011. Ecosystem engineering by leaf-cutting ants: nests of *Atta cephalotes* drastically alter forest structure and microclimate. *Ecol Entomol*, 36: 14–24.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2002. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Universidade Federal de Pernambuco/ Fundação de Apoio ao desenvolvimento/ Conservation Internacional do Brasil, Fundação Biodiversitas. EMBRAPA/Semiárido. MMA/SBF. Brasília.

- Li, X.R. Jia, R.L. Chen, Y.W. Huang, L. & Zhang, P. 2011. Association of ant nests with successional stages of biological soil crusts in the Tengger Desert, Northern China. *Applied Soil Ecology*, 47: 59-66.
- Li, X.R., Wang, X.P., Li, T. & Zhang, J.G. 2002. Microbiotic soil crust and its effect on vegetation and habitat on artificially stabilized desert dunes in Tengger Desert, North China. *Biol. Fert. Soils*, 35: 147–154.
- Prado, D.E. 2003. Padrões de Diversidade e Distribuição de Espécies em Escala Regional: As Caatingas da América do Sul. In: Leal, I.R.; Tabarelli, M.; Silva, J.M.C. (org). pp 822. Recife: Ed. Universitária da UFPE.
- Pringle, R.M. 2008. Elephants as agents of habitat creation for small vertebrates at the patch scale. *Ecology*, 89: 26-33.
- Perin, M.A.A. & Guimarães, J.F. 2012. Efeitos dos ninhos de *Atta laevigata* (Fr. Smith, 1858) (Hymenoptera: Formicidae) sobre a vegetação do Cerrado. *Revista Árvore*, 36: 463-470.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Available in: <<http://www.R-project.org/>>
- Townsend, D.W. Keller, M.D. Sieracki, M.E. & Ackleson, S.G. 1992. Spring phytoplankton blooms in the absence of vertical water column stratification. *Nature*, 360: 59-62.
- West, N. E. 1990. Structure and function of microphytic soil crusts in wild land ecosystems of arid to semi-arid regions. *Adv. Ecol. Res.*, 20: 180-223.
- Wirth, R. Herz, H. Ryel, R. Beyschlag, W. & Hölldobler, B. 2003. Herbivory of leaf-cutting ants – A case study on *Atta colombica* in the Tropical Rainforest of Panama. Springer, Berlin, Germany.

Wirth, R. Meyer, S.T. Almeida, W.R. Araujo Jr, M.V. Barbosa, V.S & Leal, I.R. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest.

Wright, J.P. Jones, C.G. Flecker, A.S. 2002. Na ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia*, 132: 96-101.



**RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE FORMIGAS AO LONGO DE UM GRADIENTE DE  
HETEROGENEIDADE VEGETACIONAL**

Francisco C. Lima-Jr

Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade  
Federal de Pernambuco – UFPE

## RESUMO

A hipótese da heterogeneidade de habitats assume que ambientes mais heterogêneos fornecem uma maior quantidade e diversidade de recursos, resultando na maior diversidade de espécies. Diante da perda e fragmentação dos habitats é importantíssima a realização de estudos sobre a diversidade biológica e de ecossistemas. Neste estudo, investiguei a relação entre a heterogeneidade de habitat, representada pela riqueza de plantas e, a riqueza e abundância de formigas. Para isso instalei 60 “pitfalls” em seis áreas com diferentes riquezas de plantas em áreas de Caatinga do PARNA Catimbau. Coletei 17 espécies de 8 gêneros pertencentes a 5 subfamílias de formigas. Encontrei um decréscimo na abundância de formigas com o aumento da riqueza vegetal. Ambientes mais heterogêneos e com nichos mais estreitos devido a uma maior quantidade de espécies, incluindo competidores e predadores, abrigam populações menores de formigas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Caatinga, Fitofisionomia, Floresta seca, Formicidae, Heterogeneidade de habitats

## INTRODUÇÃO

A hipótese de que a heterogeneidade de habitat determina o aumento da diversidade, desenvolvida por MacArthur & MacArthur (1961), considera que ambientes mais heterogêneos disponibilizariam mais recursos, o que acarretaria em maior número de nichos, suportando assim, maior diversidade de espécies do que ambientes menos heterogêneos (Bazzaz 1975).

A mudança na heterogeneidade de habitat também influencia a composição de espécies (Lassau & Hochuli 2004). Diferentes níveis de heterogeneidade de habitat influenciam em diferentes níveis de luminosidade, temperatura e umidade (Li & Reynolds 1994). Essas características podem determinar a ocorrência de espécies, dando suporte para a reprodução, nidificação, desenvolvimento e forrageamento de diferentes espécies de animais.

Essa afinidade entre o aumento da heterogeneidade do habitat e o aumento da riqueza é uma relação positiva descrita para várias espécies de animais. Entretanto, dependendo do grupo taxonômico e da escala espacial, a riqueza pode apresentar relação negativa com o aumento da heterogeneidade de habitat (Tews et al. 2004).

Contudo, estamos diante de um cenário de perturbações crônicas e agudas nos habitats naturais. Portanto, torna-se cada vez mais importante a realização de estudos sobre a diversidade biológica e de ecossistemas (Wilson 2000). As formigas (Hymenoptera: Formicidae) são úteis para o monitoramento ambiental por sua facilidade de amostragem e de identificação, diversidade taxonômica e ecológica, por apresentarem colônias sésseis que garantem mais certeza da sua resposta às condições ambientais, por serem comuns o ano inteiro e, por responderem rapidamente a alterações ambientais (Freitas et al. 2006).

Nesse contexto, perguntei qual seria a relação entre a heterogeneidade de habitat, representada pela riqueza de plantas, e a riqueza e abundância de formigas. Hipotetizei que: (I) quanto maior a riqueza de plantas maior a riqueza de formigas e, (II) quanto maior a riqueza de

plantas menor a abundância de formigas, por causa do aumento na coexistência de espécies de formigas e outros artrópodes, gerado pelo estreitamento de nichos.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau) (8° 36' 35" S e 37°14'40" O), localizado na zona de transição entre o agreste e o sertão pernambucano. O PARNA Catimbau apresenta clima semiárido com temperatura média anual de 23 °C (IBAMA 2005) e as chuvas anuais oscilam entre 650 a 1100 mm com grande irregularidade no regime interanual (Andrade & Lins 1964). A fitofisionomia forma um mosaico de acordo com o tipo de solo e umidade, variando de caatinga arbórea, com espécies não espinhosas, até arbustiva com predomínio das espécies espinhosas, característica peculiar de ambientes xéricos (Andrade et al. 2004).

### **Desenho amostral**

As formigas foram coletadas em seis áreas, as quais, após inventário prévio, possuíam 8, 13, 17, 27, 32 e 45 espécies de plantas. Em cada área foram instaladas 10 armadilhas de queda do tipo "pitfall" espaçadas em 10 m entre elas, totalizando 60 "pitfalls". As armadilhas consistiram de copos plásticos de 180 mL com água e detergente, para quebrar a tensão superficial da água, que permaneceram ativas no solo por 48 horas. Após coletadas as formigas, foram levadas para laboratório e identificadas no nível de espécie.

### **Análise de dados**

Para analisar a relação entre a riqueza de plantas e a riqueza e abundância de formigas foram realizadas regressões lineares simples conduzidas na linguagem estatística R.

## RESULTADOS

Para os 60 “pitfalls” nas as seis áreas do PARNA Catimbau, foram registradas 17 espécies de formigas distribuídas em cinco subfamílias, das quais Myrmicinae foi a mais diversificada com quase 60% das espécies coletadas (10 espécies). Em seguida, Dolichoderinae (3), Formicinae (2), Ectatomminae (1) e Ponerinae (1). Com exceção das Ponerinae, as outras três subfamílias amostradas são grupos filogeneticamente próximos de Myrmecinae (Ward 2010). Quanto aos gêneros, amostramos *Pheidole* (6 espécies), *Dorymyrmex* (3), *Camponotus* (2), *Solenopsis* (2), *Acromymex* (1), *Atta* (1), *Dinoponera* (1) e *Ectatomma* (1). Sendo *Ectatomma* o mais abundante, o qual só não foi registrado em uma das seis áreas (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies de formigas coletadas em 60 "pitfalls" instalados em seis áreas do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco – Brasil.

Subfamília	Espécie
<b>Myrmicinae</b>	<i>Atta Sexdens</i> <i>Acromymex</i> sp1 <i>Solenopsis</i> sp1 <i>Solenopsis</i> sp2 <i>Pheidole</i> sp1 <i>Pheidole</i> sp2 <i>Pheidole</i> sp3 <i>Pheidole</i> sp4 <i>Pheidole</i> sp5 <i>Pheidole</i> sp6
<b>Dolicoderinae</b>	<i>Dorymyrmex thoracicus</i> <i>Dorymyrmex</i> sp1 <i>Dorymyrmex</i> sp2
<b>Formicinae</b>	<i>Camponotus</i> sp1 <i>Camponotus</i> sp2
<b>Ponerinae</b>	<i>Dinoponera quadriceps</i>
<b>Actatomminae</b>	<i>Ectatomma</i> sp1

A riqueza de formigas não estava relacionada ao gradiente de riqueza vegetal ( $GL = 4$   $p = 0.3241$ ) (Fig. 1) e ao longo do gradiente vegetal a riqueza de espécies de formigas apresentou-se de maneira similar (variação = 6-7 espécies). A abundância de formigas apresentou-se significativamente relacionada com a riqueza de plantas, sendo que a abundância de formigas foi maior nas áreas com menor riqueza vegetal ( $R^2 = 0.94$ ,  $GL = 4$ ,  $p < 0.05$ ) (Fig. 2), condizendo com nossas expectativas.

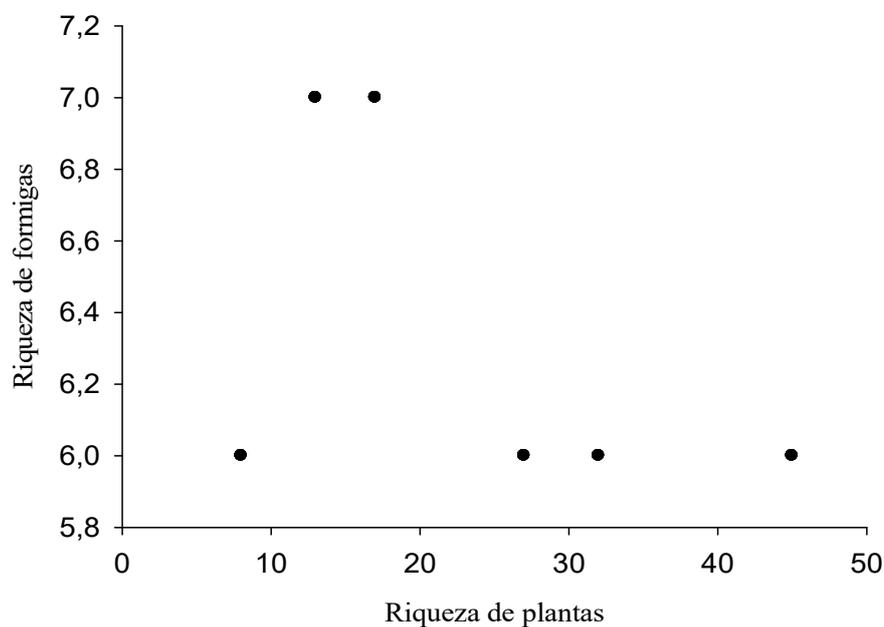


Figura 1. Relação entre a riqueza vegetal e a riqueza de formigas coletadas no Parque Nacional do Catimbau – Brasil.

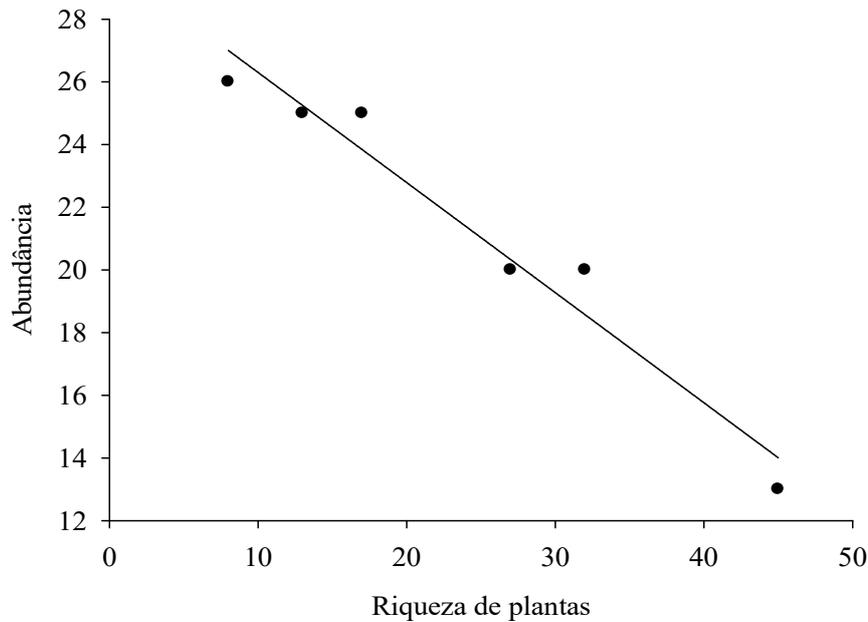


Figura 2. Relação entre a riqueza vegetal e a abundância de formigas coletas no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco – Brasil.

## DISCUSSÃO

A riqueza de formigas não se relacionou com o gradiente de riqueza vegetal. Já a abundância de formigas apresentou uma relação negativa com esse gradiente de riqueza vegetal. O fator riqueza de plantas não explicou a riqueza de formigas, possivelmente, uma análise a partir de uma riqueza das características funcionais da vegetação deva explicar melhor (Diaz & Cabido 2001) uma relação com a comunidade de formigas. Ao mesmo tempo, o aumento da heterogeneidade de habitat, medido através da riqueza vegetal, deve ter favorecido a presença de predadores, o que controlaria as populações de formigas.

Além disso, o fato da heterogeneidade de habitat não mostrar-se relacionada com a riqueza de formigas pode ser por consequência das perturbações agudas e crônicas que a Caatinga vem sofrendo, causando o rompimento de processos biológicos fundamentais, tais como a dispersão de recursos e aquisição (Saunders et al. 1991), processo que pode ser estendido para outros ecossistemas.

Habitats com maior heterogeneidade, a qual foi medida pela riqueza vegetal, devem favorecer a presença de outros artrópodes competidores e predadores (Begon 2007), embora tal fator não tenha sido mensurado. Com a presença desses animais, os nichos ficam mais estreitos, abrigando populações menores de formigas, causando uma diminuição na abundância destes invertebrados. Além da competição, outro fator que deve ser levado em consideração é a capacidade de dispersão das espécies (Begon 2007) e o grau de isolamento das áreas. Uma área mais heterogênea pode apresentar relação positiva com a riqueza de espécies de formigas, se essas formigas conseguirem dispersar para a área em questão.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE e ao PELD Catimbau pelo apoio logístico e financeiro. À coordenação do Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga. À monitora Fernanda Oliveira e o monitor José Domingos (Zezinho) pela ajuda na execução deste projeto.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Andrade, G. O. & Lins, R. C. 1964. O Brejo da Serra das Varas. Recife: Imprensa Universitária, UFPE, Recife, PE, Brasil.
- Andrade, K. V. S., Rodal, M. J. N., Lucena, M. F. & Gomes, A. P. S. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. *Hoehnea* 31: 337-348.
- Bazzaz F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56: 485-488.
- Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. L. 2007. Condições In: *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4 ed. PP. 30-57. Ed. Artmed. Porto Alegre, RS, Brasil.

- Diaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 646-655.
- Freitas, A. V. L., Francini, R. B. & Brown Jr, K. S. Insetos como indicadores ambientais. In: Cullen JR, L.; Valladares-Padua, C.; Rudran, R. (Org.) *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. 2 ed. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná, 2006. p. 125-146.
- IBAMA. 2005. Unidades de Conservação. Disponível em [www.ambientebrasil.com.br](http://www.ambientebrasil.com.br). Acesso em 20 abr. 2015.
- Lassau S. A. & Hochuli D. F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography* 27: 157-164.
- Li H. & Reynolds J. L. 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology* 74: 2446- 2455.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R. (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Tews J., Brose U., Grimm V., Tielborger K., Wichmann M. C., Schwager M., Jeltsch F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79-92.
- Ward, P. S. 2010. Taxonomy, Phylogenetics, and Evolution In: L. ach, C. Parr & K. Abbott (eds.) *Ant Ecology*. pp. 3-19. Ed. UP Oxford. NY. EUA
- Wilson, E. O. 2000. Foreword, p. xv-xvi. In: D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso & T. R. Schultz (eds.). *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington, Smithsonian Institution Press, xix + 280 p.



**EFEITO DA SERRAPILHEIRA DE *Senna cana* (Nees & Mart.) H.S.Irwin & BarnNA  
ASSEMBLEIAS DE PLANTAS EM ÁREAS DE CAATINGA**

Gésica S.Souza

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade

Federal de Pernambuco - UFPE

## RESUMO

A facilitação é uma interação positiva cujo processo é mediado por plantas facilitadoras ou enfermeiras que favorecem a sobrevivência, crescimento e estabelecimento dos indivíduos em suas adjacências por meio da associação com fungos, bactérias ou da produção de serrapilheira. A serrapilheira geralmente apresenta um papel relevante em ambientes áridos pois ela pode alterar o microclima e promover mudanças no solo. Desse modo, o objetivo deste estudo foi avaliar qual o efeito da serrapilheira no estabelecimento de plântulas, testando a hipótese de que a serrapilheira produzida por *Senna cana* favorece um maior número e riqueza de plântulas abaixo de sua copa. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau - PARNA Catimbau -, Buíque – Pernambuco, onde foram selecionados 20 indivíduos de *S. cana* e 20 indivíduos controle para observar o acúmulo de serrapilheira e o estabelecimento da assembleia de plântulas. Abaixo da copa de cada indivíduo foi colocada uma parcela de 50 x 50 cm e contabilizado o número de plântulas e morfotipos. A biomassa da serrapilheira, assim como a abundância de plântulas sob os indivíduos de *S. cana* foi maior do que no controle, entretanto a riqueza abaixo não apresentou diferença significativa. O estudo demonstrou que *S. cana* influencia positivamente o estabelecimento de plantas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Biomassa, Facilitação, Florestas secas, Semiárido, *Senna cana*

## INTRODUÇÃO

A facilitação é um processo fundamental em ambientes que foram intensamente explorados. Uma espécie facilitadora pode amenizar as condições microclimáticas sobre outras, reduzir a evapotranspiração, fornecer nutrientes para o solo por meio da serrapilheira e ainda diminuir a incidência de herbívoros (Gomes-Aparicio et al. 2004). O semiárido brasileiro, como outras regiões áridas, apresenta uma alta densidade populacional e atualmente, enfrenta diversas perturbações causadas por ações antrópicas como o abandono de terras agrícolas, a criação extensiva de grandes herbívoros e o corte indiscriminado de madeira (MMA 2010). Dessa forma, o ecossistema da Caatinga representa um ótimo modelo para observação dos mecanismos de facilitação e essa interação planta-planta pode ser primordial para a continuidade e preservação do mesmo.

A facilitação é uma interação positiva cujo processo é mediado por plantas facilitadoras ou enfermeiras, onde elas favorecem a sobrevivência, crescimento e estabelecimento dos indivíduos em suas adjacências (Gomes-Aparicio et al. 2004). Quando se trata de recomposição da flora em florestas secas, a facilitação é o processo mais relatado porque as plantas facilitadoras alteram as propriedades edáficas através da associação com fungos, bactérias ou da produção de serrapilheira (Flores & Jurado 2003).

As plantas que produzem quantidades maiores de serrapilheira geralmente apresentam um papel relevante para ambientes áridos, principalmente por alterar o microclima abaixo de sua copa e promover mudanças nas propriedades químicas e físicas do solo. A serrapilheira evita a compactação e erosão do solo (Facelli & Pickett 1991) além de fornecer nutrientes, proteger das altas temperaturas (Vazquez-yanes et al. 1990) e aumentar a umidade local. Essas modificações favorecem a germinação e estabelecimento de espécies sucessionais tardias e promove o aumento na riqueza e abundância das assembleias de plantas (Ganade & Brown 2002).

A composição da serrapilheira varia de acordo com a espécie, estação e tipos de folhas e isso interfere no tempo de formação e decomposição, na disponibilidade de nutrientes e absorção de água (Facelli & Pickett 1991). Desse modo, a biomassa presente na serrapilheira pode ter efeitos positivos ou negativos sobre seus vizinhos. Plantas que possuem folhas com metabólitos secundários tóxicos ou com maior quantidade de lignina, por exemplo, podem reduzir significativamente a decomposição da serrapilheira (Day 1983), pois os organismos detritívoros não conseguem degradar e conseqüentemente o acúmulo de nutrientes é interrompido. Desse modo o objetivo deste estudo foi avaliar qual o efeito da serrapilheira no estabelecimento de plântulas. A hipótese testada foi que a serrapilheira produzida por *Senna cana* (Ness & Mart.) H.S Irwin & Barneby favorece um maior número e riqueza de plântulas abaixo de sua copa.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

A coleta de dados ocorreu na área “Trilha dos homens sem cabeça”, localizada no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00” S 37°09'30”W e 8°36'35”S 37°14'40”W) pertencente aos municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. O clima na área de estudo é semiárido estacional, com precipitação de 650 a 1000 mm/ano, temperatura anual de 24 a 26 °C e altitudes de 600 a 1000 metros (MMA 2003). O solo é de origem sedimentar, com arenito de granulação grosseira, micáceos ou mesmo feldspáticos. O Parque abriga uma vegetação de Caatinga com fisionomias que variam de vegetação herbácea até arbórea, com espécies perenes comuns em solos rasos e poucos nutrientes (Prado 2003).

### **Espécie estudada**

A espécie estudada foi *Senna cana* (Nees & Mart.) H.S.Irwin & Barn, um arbusto perenefólio comum em solos arenosos. Uma espécie nativa, endêmica do nordeste do Brasil,

ocorrendo em quase todos os estados desta região. A planta apresenta queda foliar constante principalmente durante a época seca, abaixo de sua copa é comum o acúmulo de serrapilheira e a presença de plântulas. A espécie possui flores amareladas vistosas, a sua floração é anual e sua polinização é feita por insetos como borboletas, formigas, besouros, sobretudo abelhas. Essa espécie é bastante utilizada como fonte energética pela população local devido à sua ramificação expressiva (Gomes et al. 2006; Souza et al. 2012). O fato de *S. cana* ser perene, leguminosa e produzir serrapilheira a torna uma potencial espécie facilitadora porque essas características fazem com que ela consiga manter o microclima e fornecer nutrientes mesmo nas estações mais secas, o que é primordial para o estabelecimento da maior parte das espécies de ambientes secos. As leguminosas geralmente possuem associações simbióticas com fungos ou bactérias que auxiliam na aquisição de nutrientes e os tornam disponíveis no solo (Castro et al. 2002).

### ***Desenho Experimental***

Foram selecionados 20 indivíduos de *S. cana* e 20 indivíduos controle para observar o acúmulo de serrapilheira e o estabelecimento da assembleia de plantas. Para o controle foram selecionados os indivíduos que possuíam porte semelhante ao de *S. cana*, estavam mais próximos da espécie alvo, que apresentavam folhas e que possuíam serrapilheira abaixo de sua copa. Isso foi feito para observar se o estabelecimento de plântulas era ao acaso ou ocorria de forma independente da espécie alvo. Foram consideradas plântulas os indivíduos com a altura de 3 a 15 cm.

Abaixo da copa de cada indivíduo nos locais de maior acúmulo de serrapilheira foi colocado uma parcela de 50 x 50 cm e foram observados a riqueza e o tipo de morfotipos presentes dentro de cada parcela. Também foram coletadas amostras da biomassa de serrapilheira; elas foram colocadas em estufa por 24h e posteriormente foram pesadas. Todas as análises de dados foram feitas com o teste t pareado com o programa SYSTAT 10.2.

## RESULTADOS

A biomassa da serrapilheira produzida por *Senna cana* foi maior em relação ao controle ( $t = -1.73$ ;  $df = 19$ ;  $p = 0.04$ ). A quantidade média de serrapilheira foi de 13g para *S. cana* e 10,39g no controle (Fig. 1 A). A abundância de plântulas abaixo da copa de *S. cana* foi significativamente maior ( $t = -2.90$   $df = 19$   $p = 0.004$ ) e o número médio de indivíduos sob *Senna* foi quase o dobro, ou seja, 4,15 sob enquanto que média de indivíduos no controle foi de 2,5 (Fig. 1 B). Entretanto, o número de morfotipos ou riqueza abaixo de sua copa ( $t = -1.03$   $df = 19$   $p = 0.15$ ) (Fig. 1 C) foi independente da espécie modelo ( $t$  - valor do teste/  $df$  - grau de liberdade).

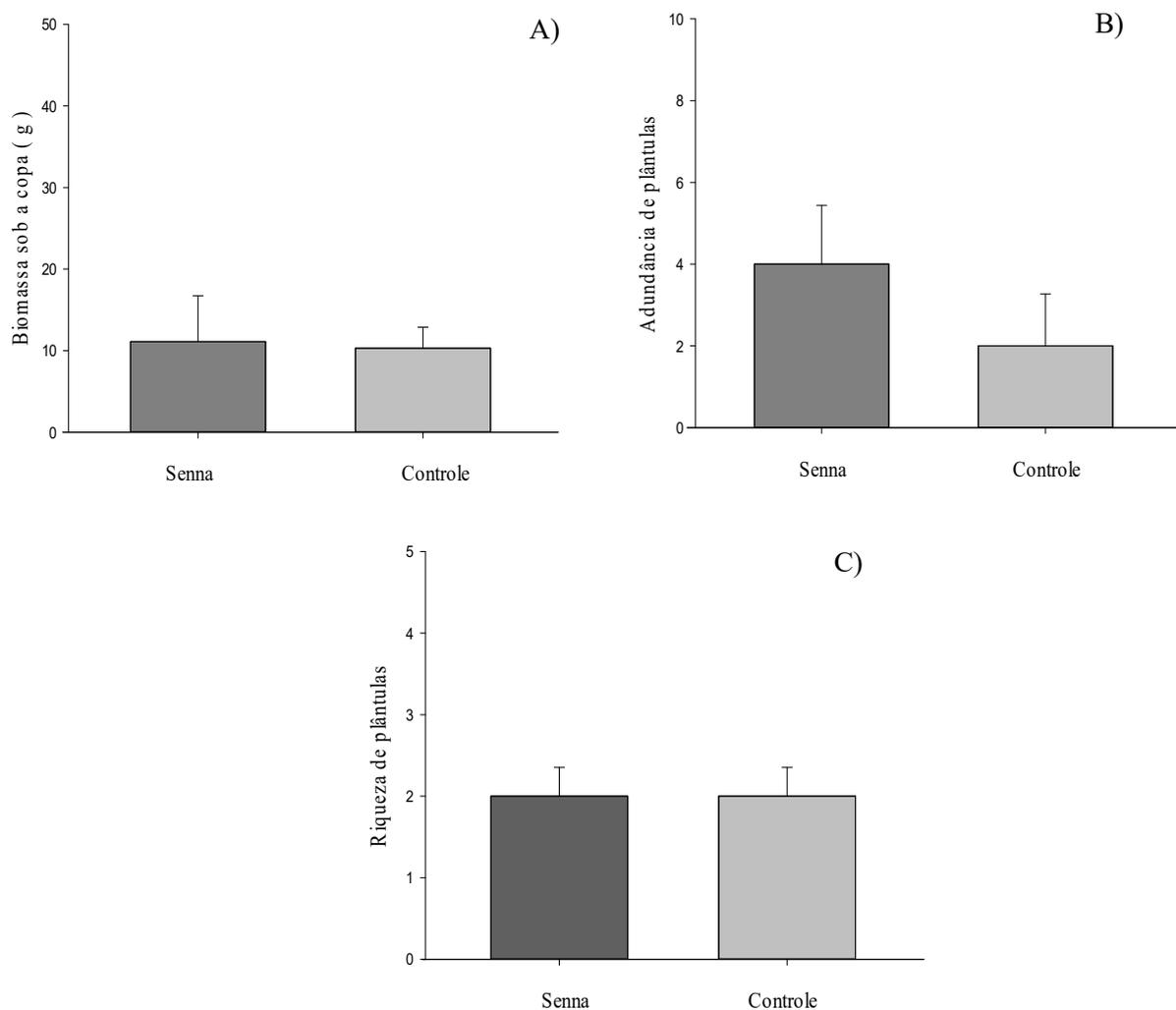


Figura 1. A) Biomassa, B) Número de indivíduos e C) Número de morfotipos de plântulas encontradas sob a copa de *Senna cana* e controle na “Trilha dos homens sem cabeça” no Parque Nacional do Catimbau – PE.

## DISCUSSÃO

Os resultados indicam que *S. cana* pode influenciar positivamente os seus vizinhos e a serrapilheira produzida por essa espécie parece favorecer o estabelecimento de outros indivíduos. Embora não tenha havido diferenças na riqueza de espécies, o número de plântulas abaixo da copa de *S. cana* foi maior em relação ao controle. Isso sugere que *S. cana* propicia um melhor nicho, pois provavelmente ela altera tanto o microclima quanto a oferta de recursos como água e nutrientes.

A interação planta-planta normalmente é espécie-específica e depende das condições ambientais e atributos das espécies envolvidas (Soliveres et al. 2012). Em condições ambientais limitantes, como é o caso de ambientes áridos, é comum a presença de interações positivas (Callaway 1997). Os indivíduos que toleram as condições adversas podem proporcionar melhores habitats para os organismos a sua volta. Por exemplo, a produção de serrapilheira modifica o micro-habitat e promove um maior recrutamento de plântulas (Facelli & Pickett 1991). Ela protege as sementes contra dessecação e ataque de predadores e também permite uma melhor ciclagem de nutrientes (Ganade 1996). Apesar disso, somente alguns indivíduos conseguem alterar as propriedades edáficas do solo (Crews 1999, Roggy & Prevost 1999) e favorecer o estabelecimento de outros organismos.

Neste estudo sugerimos que algumas espécies, como *Senna canna* podem ser utilizadas para a restauração de ecossistemas, recompondo paisagens que foram transformadas. Para estudos futuros seria adequado avaliar se a interação entre *Senna canna* e os indivíduos que

ocorrem sob sua copa é espécie-específica e de que modo *S. cana* pode alterar as condições microclimáticas, edáficas e a fauna associada à serrapilheira.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Callaway, R. M. 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia*, 112: 143-149.
- Castro, J. Zamora, R. Hódar, J. A. Gómez, A. 2002 Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean Mountains. *Restoration Ecology*, 10: 297-305.
- Crews, T. E. 1999. The presence of nitrogen fixing legumes in terrestrial communities: Evolutionary vs ecological considerations. *Biochemistry*, 46: 233-246.
- Day, A. D. 1983. Effects of flooding on leaf litter decomposition in microcosms. *Oecologia*, 56: 180-184.
- Facelli, J. M. Pickett, S. T. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The Botanical Review*, 57: 2- 24.
- Flores, J. Jurado E. 2003. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science*, 14: 911-916.
- Ganade, G. 1996. Seedling establishment in Amazon rainforest and old fields. Dissertation. Imperial College, University of London, London, UK.
- Ganade G. & Brown V. K. 2002. Succession in old pastures of central amazonia: role of soil fertility and plant litter. *Ecology*, 83: 743–754.
- Gomez-Aparicio, L. Zamora, R. Gomez, J. M. Hodar, J. A. Castro, J. Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use shrubs as nurse plants. *Ecological Applications*, 14: 1128-1138.

- Gomes, A. P. Rodal, M. J. N. Melo, A. L. 2006. Florística e fitogeografia da vegetação arbustiva subcaducifólia da Chapada de São José, Buíque, PE, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*, 20: 37-48.
- Koechlin, J. 1972. Flora and vegetation of Madagascar. In: Battistini R, Richard-Vindard G, eds. *Biogeography and ecology in Madagascar*. Hague: Dr. W Junk B.V. Publishers.
- Lebrija-Trejos E., Meaveb J. A, Poortera L., Pérez-García E. A, Bongersa F. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12: 267–275.
- MMA. 2003. Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para conservação. MMA, Universidade Federal de Pernambuco, Brasília.
- MMA. 2010. Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga / Maria Auxiliadora Gariglio. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro. 368p.
- Mora, F. Martínez-Ramos, M. Ibarra-Manríquez, G. Pérez-Jimenez, A. Trilleras, J. Balvanera, P. 2014. Testing Chronosequences through Dynamic Approaches: Time and Site Effects on Tropical Dry Forest Succession *Biotropica*, 110: 1-11.
- Prado, D. E. 2003. Seção I- Cap.1: Padrões de Diversidade e Distribuição de Espécies em Escala Regional: As Caatingas da América do Sul. In *Ecologia e conservação da caatinga*/editores Leal, I.R., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003. 822 p.
- Roggy, J. C. Prevost, M. F. 1999. Nitrogen-fixing legumes and silvigenesis in a rain forest in French Guiana: a taxonomic and ecological approach. *New Phytologist*, 144: 283-294.
- Soliveres, S. Eldridge, D. J. Hemmings, F. Maestre, F. T. 2012. Nurse plant effects on plant species richness in drylands: The role of grazing, rainfall and species specificity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14: 402–410.

- Souza, I. M. Coutinho, K. Funch, L. S. 2012 Estratégias fenológicas de *Senna cana* (Nees & Mart.) H.S. Irwin & Barneby (Fabaceae: Caesalpinioideae) como mecanismo eficiente para atração de polinizadores. *Acta Botânica Brasilica*, 26: 435-443.
- Vazquez-yanes, C. Orozco-segovia, A. E. Rincon, E. Sanchez-coronado, M. E. Huante, P. Toledo, J. R. Barradas, V. L. 1990. Light beneath the litter in a tropical forest: effect on seed germination. *Ecology*, 71: 1952-1958.



**EXISTE SINERGISMO ENTRE HEMIPARASITAS E HERBÍVOROS NA ASSIMETRIA  
FOLIAR DE *Byrsonima gardneriana* JUSS. (MALPIGHIACEAE)?**

Janete Ferreira Andrade

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais, Instituto de  
Biologia, Universidade Federal de Uberlândia

## RESUMO

A infestação por plantas parasitas, assim como ação de insetos herbívoros, pode causar diversas injúrias às plantas hospedeiras, como alterações fisiológicas, perda de biomassa, redução da capacidade reprodutiva e pequenos desvios da simetria bilateral (assimetria foliar) nas plantas hospedeiras. Objetivei avaliar se há efeito sinérgico entre a infestação por hemiparasitas (*Phoradendron tunaeforme*) e a herbivoria sobre a assimetria foliar (AF) de *Byrsonima gardneriana*. Realizei o estudo no PARNA Catimbau onde aferi a AF de 10 folhas de 40 indivíduos categorizadas de acordo com a infestação por *P. tunaeforme* e com herbivoria. Não observei efeito sinérgico entre a infestação por *P. tunaeforme* e a herbivoria sobre a AF média dos diferentes grupos, bem como desses fatores isolados. A assimetria foliar em *B. gardneriana* variou independentemente da infestação por *P. tunaeforme* e dos danos causados por insetos herbívoros. Assim, outros fatores podem determinar a AF, como o aporte nutricional do solo e as condições xéricas da região amostrada. Este estudo sugere avaliações futuras na AF de hospedeiras compartilhadas por parasitas e insetos herbívoros, pois o entendimento dessas interações pode auxiliar no preenchimento de lacunas relacionadas à estruturação de comunidades e distribuição de espécies.

**PALAVRAS-CHAVE:** Biomassa vegetal, Desempenho reprodutivo, Insetos mastigadores, Parasitismo, Tolerância

## INTRODUÇÃO

Interações consumidor-recurso são fundamentais à entrada de energia nos ecossistemas, à manutenção de populações, à estruturação de comunidades e determinação de processos ecológicos (Chapin III 2002). Em interações como a herbivoria e o parasitismo, por exemplo, ocorrem o consumo de apenas partes dos tecidos vegetais ou a drenagem de água e substâncias nutritivas do hospedeiro, respectivamente. Em ambas as interações há diversos prejuízos ao desempenho dos hospedeiros, contudo os mesmos não são eliminados da população (Ricklefs 2010).

Relações de parasitismo também podem ser observadas entre plantas, as quais buscam fontes de carbono, nutrientes e água nas partes aéreas ou subterrâneas de plantas hospedeiras por meio de raízes modificadas, denominadas haustórios (Nickrent 2002). Aproximadamente quatro mil espécies de angiospermas são classificadas como plantas parasitas, as quais são encontradas desde ecossistemas tropicais úmidos ao ártico e têm como plantas hospedeiras espécies anuais, arbustivas e arbóreas (Press 1998).

Tais plantas são classificadas em parasitas de raízes ou caules, dependendo do ponto de inserção do haustório na planta hospedeira, e em holoparasitas e hemiparasitas de acordo com a ausência ou presença de cloroplastos funcionais (Press 1998). As espécies holoparasitas possuem total dependência das plantas hospedeiras, pois são aclorofiladas e, portanto, não fotossintéticas, drenam água, nutrientes e açúcares, causando grandes prejuízos às hospedeiras. Essas plantas se estabelecem nas porções aéreas e, principalmente, nas raízes das hospedeiras (Nickrent 2002).

Por outro lado, as hemiparasitas, popularmente conhecidas como “ervas de passarinho” devido à dispersão de suas sementes por aves da família Psittacidae (Cazetta & Galletti 2003) são espécies perenes que se fixam nos galhos e troncos de árvores e arbustos, onde se desenvolvem independente de contato com o solo e ocupam partes ou quase a totalidade da

copa e, dificilmente, leva as hospedeiras à morte (Leal et al. 2006). Como possuem clorofila, realizam fotossíntese, o que permite metabolizar substâncias orgânicas para o seu desenvolvimento (Tainter 2002).

Embora hemiparasitas aéreas sejam menos danosas às hospedeiras que holoparasitas, elas podem afetar o balanço hídrico, nutricional, de trocas gasosas de suas hospedeiras, além de outros efeitos deletérios, como os relatados por Mourão et al. (2009). A infestação por hemiparasitas compreende efeitos que variam desde a redução no desempenho vegetativo e reprodutivo à predisposição ao ataque de insetos e doenças (Mathiasen et al. 2008). Cuevas-Reyes et al. (2011) verificaram a redução na taxa de sobrevivência e fecundidade e aumento na assimetria foliar, a qual consiste em pequenos desvios da simetria de caracteres bilaterais causados, principalmente, por condições ambientais estressantes (Cornelissen & Stilling 2005). Contudo, tais efeitos podem variar de nenhum sinal aparente até graves prejuízos às plantas hospedeiras (Stewart e Press 1990). Fatores como especificidade da hemiparasita, composição da associação (espécies) e intensidade da infestação (número de parasitas por indivíduo hospedeiro) podem ser fatores que expliquem essas diferentes respostas das hospedeiras (Cuevas-Reyes et al. 2011).

É sabido que infestação por plantas parasitas aumenta a susceptibilidade aos distúrbios fisiológicos, ao ataque por insetos herbívoros (Press & Phoenix 2005) e contribui no aumento da assimetria foliar das hospedeiras compartilhadas (Cuevas-Reyes 2011). Em adição, a remoção de tecido vegetal por ação de insetos herbívoros pode reduzir o vigor das plantas atacadas pelo decréscimo na taxa fotossintética e aumento na produção de compostos defensivos custosos o que também proporciona uma série de prejuízos às plantas hospedeiras (Zangerl & Strauss 2002).

Tais fatores, somados ou individualmente, contribuem com o aumento da assimetria foliar (AF). Assim, o meu objetivo neste estudo foi responder a seguinte questão: quais os

efeitos da infestação por uma hemiparasita (*Phoradendron tunaeforme*) e da remoção de tecido foliar por herbívoros sobre a assimetria foliar de uma hospedeira compartilhada (*Byrsonima gardneriana*)? Para tal, testei a hipótese que os efeitos da infestação por hemiparasitas e da herbivoria interagem sinergicamente no aumento da assimetria foliar em *B. gardneriana*.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área e Sistema de Estudo**

Desenvolvi este estudo na “Trilha dos Homens sem Cabeça” pertencente ao Parque Nacional do Catimbau, situado entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibirimir no estado de Pernambuco, Brasil (8°34’S, 37°15’O). O clima da região é do tipo tropical semiárido com temperatura anual média de 23 °C e precipitação entre 300 e 500 mm (Geise et al. 2005) sendo o período chuvoso de abril a junho (SUDENE 1990). O solo da região é regossolo quartzarênico de granulação grosseira e a vegetação é do tipo arbustivo arbórea com espécies perenifólias (Farias 2009).

*Phoradendron* Nutt. (Santalaceae) é um dos principais gêneros de plantas hemiparasitas do Novo Mundo, sendo composto por 234 espécies, das quais, aproximadamente, 80 ocorrem no Brasil (Dettke & Milaneze-Gutierrez 2009). *Phoradendron tunaeforme* Eichler é uma espécie endêmica do território brasileiro e possui distribuição nas regiões Centro-Oeste, Nordeste, Norte e Sudeste (Dettke & Caires 2015). No PARNA Catimbau, *P. tunaeforme* tem *Byrsonima gardneriana* Juss. (Malpighiaceae) como espécie hospedeira. Essa é conhecida popularmente como murici-pitanga, tem distribuição pelas regiões Norte, Nordeste e Sudeste. Possui habito arbustivo-arbóreo (Mamede & Francener 2015) e associações com insetos herbívoros de vida livre e galhadores (observação pessoal).

### **Coleta de dados**

Selecionei 40 indivíduos de *B. gardneriana* compreendidos entre 1,80 e 2,5 metros de altura, sendo 20 infestados por *P. tunaeforme* e 20 livres de infestação. Estimei o índice de herbivoria foliar de acordo com método proposto por Dirzo & Domingues (1995) e defini duas categorias de coleta para as folhas: “baixo dano foliar” (0 a 6,0% área foliar removida) e “alto dano foliar” (6,1 a 25,0% área foliar removida). Ressalto que restringi a amostragem a essas categorias de dano, uma vez que folhas com mais de 25% de tecido removido seriam inviáveis para a análise da assimetria.

Em seguida, subdividi as plantas marcadas em quatro grupos de 10 indivíduos: grupo 1, o qual consistiu em um conjunto indivíduos sem infestação por hemiparasita e com baixo dano foliar; grupo 2, formado por indivíduos não infestados por hemiparasita e com alto dano foliar; grupo 3, formado por indivíduos infestados por hemiparasita e baixo dano foliar; grupo 4, formado por indivíduos infestados por hemiparasita e com alto dano foliar. Por fim, sorteei e digitalizei 10 folhas expandidas de cada indivíduo, de acordo com as categorias de dano e aferi o índice de assimetria foliar seguindo a equação:

$$AF = \sum \left[ \frac{|Le - Ld|}{n} \right]$$

onde *Le* e *Ld* corresponderam às medidas dos lados esquerdo e direito, a partir da nervura central e *n* ao número de folhas (Santos et al. 2013). Não verifiquei correlação entre o comprimento foliar e a diferença entre os lados das folhas ( $X^2 = 1,340$ ;  $p = 2,47$ ,  $N=399$  folhas), portanto não utilizei essa métrica no cálculo da AF. Em adição, measurei as folhas em escala de centímetros no ambiente computacional “ImageJ”.

### **Análise de dados**

Para testar a hipótese de que o hemiparasitismo por *P. tunaeforme* e a herbivoria interagem sinergicamente no aumento da assimetria foliar de *B. gardneriana*, realizei uma análise de variância fatorial (2x2) – ANOVA. Considerei a AF como variável dependente e a infestação por hemiparasita (“com hemiparasita” e “sem hemiparasita”) e o índice de herbivoria

(“alto dano foliar” e “baixo dano foliar”) como fatores. As premissas de normalidade e homogeneidade de variâncias foram atendidas e, assim, realizei o teste no ambiente computacional SYSTAT® versão 10.2.

## RESULTADOS

Amostrei 399 folhas de 40 indivíduos de *B. gardneriana*, das quais a maioria apresentou danos por ação de herbívoros. Observei que o grupo sem infestação por hemiparasita e com baixo dano foliar (grupo 1) apresentou AF média de  $0,13 \pm 0,24$  (cm), quase o dobro que os demais grupos. Nesses, a AF média foi de  $0,07 \pm 0,02$  (cm) no grupo sem infestação por hemiparasita e com alto dano foliar (grupo 2);  $0,08 \pm 0,05$  (cm) no grupo com infestação por hemiparasita e baixo dano foliar (grupo 3) e  $0,07 \pm 0,02$  (cm) no grupo com infestação por hemiparasita e com alto dano foliar (grupo 4). Contudo, não verifiquei diferença significativa na AF média em relação à infestação por *P. tunaeforme* ( $F_{1,36} = 0.192$   $p = 0.664$ ), com relação à herbivoria ( $F_{1,36} = 2.270$   $p = 0.141$ ), como também não observei interação entre os fatores “infestação por hemiparasita” e “herbivoria” ( $F_{1,36} = 0.928$   $p = 0.342$ ) (Fig. 1).

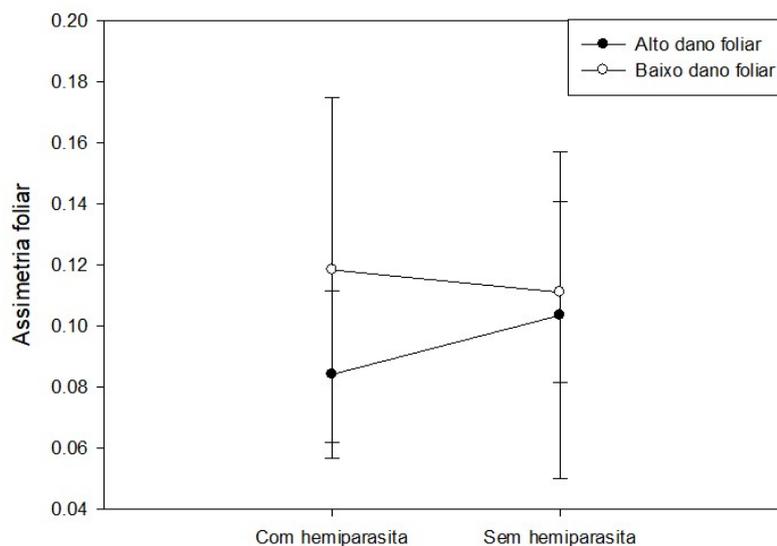


Figura 1. Médias de assimetria foliar de *Byrsonima gardneriana* com relação aos efeitos da infestação pela hemiparasita *Phoradendron tunaeforme* e da herbivoria. Nota: não houve

interação entre a presença de hemiparasitas e o dano foliar. Os círculos cheios e abertos representam as médias de assimetria foliar, respectivamente, dos grupos “alto dano foliar” e “baixo dano foliar”. As barras representam os desvios.

## DISCUSSÃO

Sabe-se que condições ambientais adversas, como altas temperaturas, baixa disponibilidade de nutrientes, herbivoria (Cornelissen et al. 2003) e o parasitismo (Cuevas-Reyes et al. 2011), podem ocasionar o aumento dos níveis de estresse vegetal, o qual é refletido na assimetria foliar das plantas hospedeiras. Entretanto, meus resultados mostraram que não houve efeitos da infestação por *P. tunaeforme* e da ação de insetos herbívoros sobre a assimetria foliar de *B. gardneriana*, refutando a hipótese de que os efeitos desses grupos atuam sinergicamente sobre a AF dessa espécie hospedeira.

Apesar de a literatura apontar os efeitos de hemiparasitas e da ação de insetos herbívoros como agentes causadores de estresse vegetal (Cuevas-Reyes et al. 2011, Ewald et al. 2011), não evidenciei tal fator neste estudo. A infestação por hemiparasitas e insetos herbívoros em *B. gardneriana* podem ter efeitos em níveis fisiológicos, pouco aparentes e sem efeito direto na simetria dos órgãos vegetativos estudados, similares ao estresse ocasionado pelas condições xéricas do ambiente. Frost et al. (1997) verificaram que a infestação por plantas hemiparasitas pode reduzir a condutância estomática, a eficiência do uso da água e aumentar a taxa de transpiração pelas plantas hospedeiras. Assim, tais condições fisiológicas poderiam imitar os efeitos causados pelo estresse hídrico (Ewald et al. 2011).

O conteúdo de nitrogênio também pode variar significativamente em plantas hospedeiras comuns a hemiparasitas e herbívoros (Press 1998, Press & Phoenix 2005). Press (1998) sugere que, apesar dos prejuízos gerais, plantas hemiparasitas podem levar alguns benefícios às suas hospedeiras por meio da formação de grossas camadas de serapilheira e, pela

decomposição, fornecimento de nitrogênio ao solo. Em *B. gardneriana* pode haver uma uniformidade da qualidade nutricional dos indivíduos da população amostrada em decorrência do acúmulo de serapilheira da densa assembleia de plantas do local de estudo (observação pessoal). Também é importante salientar que a área da população amostrada pode ter menor variação no aporte de nutrientes devido às características intrínsecas do solo em relação a outras populações de diferentes áreas. Assim, em estudos futuros, será importante analisar a AF dessa espécie em populações com distintas características do ambiente.

Em adição, alguns estudos reportam ainda a redução no desempenho e na biomassa das plantas hospedeiras como prejuízos de interações com hemiparasitas (Press & Phoenix 2005, Edwal 2011). No entanto, os mecanismos de tolerância, ou sobre compensação, amplamente estudados para a herbivoria, nos quais ocorre o aumento na biomassa ou na produção de flores e frutos após os danos causados por herbívoros (Strauss & Agrawal 1999). Contudo, esse mecanismo ainda é pouco conhecido nos sistemas de plantas parasitas/hospedeiras e seu entendimento pode auxiliar na compreensão de diversos de distúrbios fisiológicos, na qualidade vegetal e, conseqüentemente, nas variações de simetria foliar.

A assimetria foliar em *Byrsonima gardneriana* foi diferente de zero, mas independente da infestação por *Phoradendron tunaeforme* e dos danos causados por insetos herbívoros. Ambos os fatores bióticos de estresse não interagiram e, conseqüentemente, não foram sinérgicos. Este estudo sugere avaliações futuras na assimetria foliar de espécies hospedeiras compartilhadas por parasitas e insetos herbívoros em relação às variações no aporte de nutrientes e na disponibilidade de água do solo em populações de diferentes localidades, além de testes de mecanismos de resistência e tolerância, vistos em sistemas plantas/insetos herbívoros, para esse tipo de interação. O maior entendimento das interações nas quais há o compartilhamento de plantas hospedeiras por diferentes guildas pode auxiliar no preenchimento de importantes lacunas relacionadas à estruturação de comunidades e distribuição de espécies.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da UFPE e CEPAN pelo apoio logístico e financeiro; à Coordenação do Curso de Campo em Ecologia e Conservação da Caatinga pela organização e realização do curso; aos professores Inara Roberta Leal, José Domingos Ribeiro Neto e Marcus Cianciaruso pelas sugestões e conselhos indispensáveis à realização deste estudo; ao colaborador Pieter Vranckx pela identificação das espécies deste estudo; a todos os professores pelas palestras, orientações e troca de saberes; à equipe de funcionários da D. Zefinha pela pontualidade e zelo; a todos os monitores pelas orientações, dedicação, auxílio e incentivo nas diversas etapas do curso; a todos os alunos pelo companheirismo, amizade e carinho.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Cazetta, E. & Galetti, M. 2003. Ecologia das ervas-de-passarinho. *Ciência Hoje*, São Paulo, 94: 72-74.
- Chapin III, S.F.; P.A. Matson & H.A. Mooney. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, Nova Iorque.
- Cornelissen, G.; Stiling, P. & Drake, B. 2003. Elevated CO<sub>2</sub> decreases leaf fluctuating asymmetry and herbivory by leaf miners on two oak species. *Global Change Biology* 10: 27-36.
- Cornelissen, T. & Stiling, P. 2005. Perfect is best: low leaf fluctuating asymmetry reduces herbivory by leaf miners. *Oecologia* 142: 46-56.
- Cuevas-Reyes, P., Fernandes, W. G., González-Rodríguez, A. & Pimenta, M. 2011. Effects of generalist and specialist parasitic plants (Loranthaceae) on the fluctuating asymmetry patterns of ruprestrian host plants. *Basic and Applied Ecology* 12: 449-455.

- Dettke, G. A. & Milaneze-Gutierrez, M. A. 2009. Morfoanatomia caulinar de seis espécies de *Phoradendron* Nutt. (Viscaceae).
- Dettke, G.A.; Caires, C.S. 2015. Santalaceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB14450> Acesso em: 16 Jul. 2015.
- Dirzo, R. & C. Domingues. 1995. Plant-animal interaction in Mesoamerican tropical dry forest. Seasonally dry tropical forests (S.H. Bullock, H.A. Mooney & E. Medina, eds.). Cambridge University Press, Cambridge.
- Ewald, N., John, E. A. & Hartley, S. 2011. Responses of insect herbivores to sharing a host plant with a hemiparasite: impacts on preference and performance differ with feeding guild. *Ecological Entomology* 36: 596–604.
- Farias, G.B. 2009. Aves do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco, Brasil. *Atualidades Ornitológicas* 147: 36-39.
- Frost, D. L., Gurney, A. L., Press, M. C. & Scholes, J.D. (1997) *Striga hermonthica* reduces photosynthesis in sorghum: the importance of stomatal limitations and a potential role for ABA? *Plant Cell and Environment* 20: 483–492.
- Geise, L; Paresque, R; Sebastião, H.; Shirai, L. T.; Astúa, D.; Marroig, G. 2010. Non-volant mammals, Parque Nacional do Catimbau, Vale do Catimbau, Buíque, state of Pernambuco, Brazil, with karyologic data. *Check List*. 6.
- Leal, L., Bujokas, W. M. & Biondi, D. 2006. Análise da infestação de erva-de-passarinho na arborização de ruas de Curitiba, PR. *Floresta* 36: 323-330.
- Mamede, M.C.H.; Francener, A. 2015. *Byrsonima* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB19422> Acesso 16 Jul. 2015.

- Mathiasen, R. L.; Nickrent, D. L.; Shaw, D. C. & Watson, D. M. 2008. Mistletoes, pathology, systematic, ecology and management. *Plant Disease* 92: 987-1006.
- Mourão FA, Jacobi CM, Figueira JEC, Batista EKL. 2009. Effects of the parasitism of *Struthanthus flexicaulis* (Mart.) Mart. (Loranthaceae) on the fitness of *Mimosa calodendron* Mart. (Fabaceae), an endemic shrub from rupestrian fields over ironstone outcrops, Minas Gerais State, Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 23: 820–825.
- Nickrent, D. L. 2002. Plantas parásitas en el mundo. Capítulo 2, pp. 7-27 In López-Sáez, J. A., Catalán, P. & Sáez, L. [eds.], *Plantas Parásitas de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Mundi-Prensa Libros, S. A., Madrid.
- Press, M. C. & Phoenix, G. K. 2005. Impacts of parasitic plants on natural communities. *New Phytologist* 166: 737-751.
- Press, M. C. 1998. Dracula or Robin Hood? A functional role for root hemiparasites in nutrient poor ecosystems. *Oikos* 82: 609–611.
- Ricklefs, R. E. 2010, *A Economia da Natureza*. 6ª ed. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Santos, J. C., Alves-Silva, E., Cornelissen, T. G. & Fernandes, G. W. 2013. The effect of fluctuating asymmetry and leaf nutrients on gall abundance and survivorship. *Basic and Applied Ecology* 14: 489-495.
- Stewart GR, Press MC. 1990. The physiology and biochemistry of parasitic angiosperms. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 41: 127–151.
- Strauss, S. & Agrawal, A. 1999. The ecology and evolution of plant tolerance to herbivory. *Tree* 14: 179-185.
- SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. 1990. *Dados Pluviométricos mensais do nordeste, estado de Pernambuco (Série Pluviometria 6)*, Recife: SUDENE.

Tainter, F. H. 2002. What does mistletoes have to do with Christmas? Feature Story. St. Paul: The American Phytopathological Society. Disponível em: <http://www.apsnet.org/online/feature/mistletoes> Acesso em: 17 de jul. 2015.

Zangerl, A.R. & Strauss, S.Y., 2002. Plant-insect interactions in terrestrial ecosystems. In: Herrera, C.M. & Pellmyr, O. (eds.). Plant-Animal interactions. An evolutionary approach. Oxford. Blackwell Science. pp. 77-107.



**INTERAÇÕES POSITIVAS ENTRE PLANTAS PODEM AUMENTAR NICHOS  
DE REGENERAÇÃO NA CAATINGA**

Jhonny Capichoni Massante

Programa de Pós-Graduação em Biologia Marinha e Ambientes Costeiros, Laboratório de  
Biologia Animal e Vegetal, Universidade Federal Fluminense

## RESUMO

Regiões semiáridas são complexas e vulneráveis, nas quais comunidades de plantas são limitadas por déficit hídrico e elevadas temperaturas e desencadeiam interações positivas e negativas. Interações positivas (facilitação) ocorrem quando plantas favorecem o estabelecimento, sobrevivência e crescimento de outras e tem sido amplamente estudadas em pares de espécies, o que limita a visão de processos que ocorrem simultaneamente nas comunidades. Por isso, neste estudo eu proponho a abordagem de redes ecológicas para analisar as possíveis interações positivas entre plantas na Caatinga e testar a hipótese de que a rede formada será mais especializada e aninhada do que se esperaria ao acaso. Realizei o estudo no Parque Nacional do Catimbau com amostragem aleatória sistemática. Os resultados mostraram que a rede formada pelas plantas focais e beneficiadas é mais especializada e aninhada do que ao acaso, o que sugere que as interações neste ecossistema são especialmente importantes para prevenir extinções de espécies por meio da promoção e manutenção de nichos de regeneração. Além disso, a Caatinga apresenta uma excelente estrutura para testar hipóteses sobre a facilitação entre espécies de plantas e com isso produzir conhecimentos que possam ser utilizados em ações de conservação e restauração ecológica.

**PALAVRAS-CHAVE:** Conservação, *Guapira* sp., Facilitação, Filtros ambientais, Semiárido

## INTRODUÇÃO

As regiões áridas e semiáridas são altamente complexas e vulneráveis, não só pela imprevisibilidade dos fatores ambientais (Callaway 1997), mas também pela pressão antrópica que acelera a deterioração da sua diversidade (Nautiyal et al. 2015). Nesses ecossistemas, as comunidades de plantas são limitadas pelo déficit hídrico cujo efeito da seca é exacerbado pelas altas temperaturas (Armas et al. 2011). Esse efeito desencadeia interações positivas ou negativas (Callaway & Walker 1997) que podem ser alteradas de acordo com as condições ambientais e com as características das espécies envolvidas (Gomez-Aparicio 2009).

Especificamente, a interação positiva (ou facilitação) ocorre quando uma planta favorece o estabelecimento, sobrevivência, crescimento e sucesso reprodutivo de outra (Flores & Jurado 2003). Geralmente a facilitação ocorre em ambientes sob extremos climáticos quando por meio do sombreamento, uma planta diminui os efeitos da radiação e das altas temperaturas, diminuindo a perda d'água por evapotranspiração e aumentando a umidade do solo (Callaway 1995), ou em ambientes oligotróficos, quando uma planta melhora a qualidade do solo como consequência do acúmulo de serapilheira e nutrientes (Holmgren et al. 1997).

Nos últimos 30 anos, diversos estudos demonstraram que a facilitação, em conjunto com a competição, é um dos principais mecanismos na estruturação de comunidades vegetais (Callaway 1995; Callaway 1997; Callaway & Walker 1997; Brooker et al. 2008). Entretanto, para revelar os efeitos da facilitação na manutenção da biodiversidade, os estudos terão que deixar de ser realizados com pares de espécies (Levins & Lewontin 1985) e incorporar múltiplas interações, nas quais diversas espécies facilitadoras podem estar agindo sinergicamente (Altieri et al. 2007).

Para visualizar essas múltiplas interações e a complexidade promovida por elas, Verdú & Valiente-Banuet (2008) propuseram o conceito de comunidades vegetais como redes ecológicas, nas quais espécies interagem com outras conectadas a uma ou mais espécies (Verdú

& Valient-Banuet 2008). Nesse conceito, uma rede pode ser composta por espécies facilitadoras interagindo com espécies facilitadas.

Além disso, duas características de redes ecológicas são extremamente importantes na aplicação proposta por Verdú & Valient-Banuet (2008). O aninhamento é representado por espécies generalistas interagindo com outras generalistas, enquanto as especialistas interagem com um pequeno grupo de generalistas restantes e interações entre especialistas são raras (Bascompte et al. 2003). Já o grau de especialização pode ser quantificado tanto ao nível de espécie ( $d'$ ), caracterizando espécies focais, quanto ao nível de comunidade ( $H_2'$ ), identificando quão especializada pode ser uma rede com múltiplas interações ocorrendo simultaneamente (Blüthgen et al. 2006).

Na Caatinga, um ecossistema no nordeste do Brasil formado por um complexo mosaico de vegetações xerófilas, a imprevisibilidade extrema do clima cria muitos ambientes estressantes para organismos sésseis como as plantas (Moura et al. 2012). Como em algumas comunidades de plantas, mais de 90% das espécies recrutam apenas sob o dossel de espécies facilitadoras perenes e são mantidas por meio da facilitação (Valiente-banuet & Verdú 2007), é possível que algumas espécies estejam promovendo e mantendo nichos de regeneração na Caatinga, inclusive evitando ou retardando o processo de extinção de espécies (Verdú & Valiente-Banuet 2008).

Diante disso, meu objetivo neste estudo foi usar a abordagem de redes ecológicas para verificar como a interação entre plantas facilitadoras e beneficiadas pode prevenir extinção de espécies. Para isso testei a hipótese de que redes ecológicas mais especializadas e aninhadas possuem mais nichos de regeneração do que se esperaria ao acaso, ou seja, poucas espécies focais são responsáveis por maior fornecimento de nichos para o recrutamento de espécies beneficiadas. Especificamente, espero que a rede ecológica entre plantas no Parque Nacional do Catimbau possua: (a) poucas espécies focais generalistas conectadas com muitas espécies

beneficiadas generalistas, formando uma rede altamente conectada que confere robustez contra extinção de espécies e conseqüentemente, (b) muitas espécies focais especialistas conectadas a um grupo específico de espécies beneficiadas, caracterizando interação espécie-específica.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

Realizei o estudo no Parque Nacional do Catimbau, cuja localização abrange os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, Pernambuco, Brasil. O clima característico é do tipo tropical semiárido com temperatura e precipitação média anual de 26 °C e 569 mm, respectivamente (CPRM 2005). O solo é do tipo neossolo quartzarênico (EMBRAPA 2006). A vegetação do Parque é caracterizada por espécies arbóreo arbustivas perenifólias (Silva et al. 2007) e submetida a diferentes níveis de perturbação (MMA 2001).

### ***Desenho amostral***

Realizei as amostras em três trilhas do Parque Nacional do Catimbau: trilha do Camelo, trilha dos “Homens sem Cabeça” e a trilha da Serra Branca. Usei o método de amostragem aleatória sistemática. Por isso, em cada trilha demarquei um ponto inicial a partir do qual eu medi 20 m com o auxílio de uma trena e em seguida tracei um transecto de, no mínimo 10 m, perpendicular à trilha até encontrar a primeira espécie focal. Considerei como focal a espécie que visualmente tinha dominância de copa (diferença de altura > 50 cm) para permitir a sua diferenciação das plântulas e juvenis. Repeti esse procedimento 10 vezes em cada trilha, totalizando 10 plantas “focais” em cada trilha, 30 plantas no total. Sob a copa de cada uma das 30 plantas, aloquei uma parcela de 1 x 1 m e contei todos os indivíduos com diâmetro ao nível do solo < 3 cm e altura inferior a 150 cm; que considerei como plântulas e juvenis, neste estudo são chamadas de espécies beneficiadas. Quando possível, identifiquei as espécies com auxílio

da literatura especializada e comparando com exsicatas. Além disso, recebi ajuda para identificar algumas espécies (M. F. Barros, I. R. Leal, comunicação pessoal).

### **Análise dos dados**

Construí uma matriz  $mxn$  na qual  $m$  correspondeu às plantas focais e  $n$  às espécies beneficiadas. Em seguida utilizei o pacote *bipartite* do R (R development Core Team 2008) para construção da rede bipartida de interações entre as focais e as demais plantas. Além disso, com o mesmo pacote comparei o grau de especialização e aninhamento da rede com modelos nulos descritos abaixo ( $N = 1000$  para especialização e para aninhamento).

Para testar se a rede de interações era mais especializada do que ao acaso, utilizei o índice  $H_2'$  que quantifica o grau de especialização de uma rede como um todo (Bluethgen et al. 2006) e comparei o grau de especialização da rede gerada no estudo com o modelo nulo proposto por Vázquez et al. (2007).

Para verificar o grau de aninhamento da rede gerada no estudo, utilizei a matriz de temperatura proposta por Atmar & Patterson (1993), utilizada em redes de interações ecológicas (Bascompte et al. 2003) e comparei com modelos nulos propostos por Guimarães & Guimarães (2006). A matriz de temperatura é uma medida de como os padrões de presença/ausência originam-se de um aninhamento perfeito. Varia de 0 a  $100^\circ$  e tende a ser perfeitamente aninhada quando esse valor se aproxima de  $100^\circ$  (Atmar & Patterson 1993). Em seguida simulei as coextinções das espécies na rede na matriz  $mxn$ . Primeiro iniciei a simulação de extinção das espécies focais menos conectadas para as mais conectadas e verifiquei a resposta da comunidade de espécies beneficiadas a essas extinções. Em seguida realizei a simulação inversa, começando das espécies focais mais conectadas para as menos conectadas.

## RESULTADOS

Amostrei 18 morfoespécies de plantas focais, com cinco identificadas ao nível de espécie e 32 no estrato regenerante (espécies beneficiadas), com oito espécies identificadas ao nível de espécie (Tabela 1).

Tabela 1. Relação de espécies com dominância de copa (focais) e espécies de plântulas e juvenis (beneficiadas) coletadas nas trilhas do Camelo, dos Homens sem Cabeça e da Serra Branca, Parque Nacional do Catimbau, Buíque - PE.

<b>Espécies focais</b>	<b>Espécies beneficiadas</b>
<i>Commiphora leptophloeos</i>	<i>Lippia alba</i>
<i>Senna cana</i>	<i>Helicteres macropetala</i>
<i>Ptyrocarpa moniliformis</i>	<i>Croton zehntneri</i>
<i>Aspidosperma pirifolium</i>	<i>Jacaranda rugosa</i>
<i>Androantus</i> sp.	<i>Ptiloclaeta bahiensis</i>
<i>Hymenea</i> sp.	<i>Simaba ferruginosa</i>
<i>Clusia</i> sp./ <i>Manilcara</i> sp.	<i>Senna macranthera</i>
<i>Guapira</i> sp.	<i>Croton grewoides</i>
Cactaceae	<i>Croton</i> sp.
<i>Jacaranda rugosa</i>	<i>Hyptis</i> sp.

A rede de interações entre as espécies focais e espécies beneficiadas apresentou 131 interações com duas espécies focais mais generalistas, *Handroanthus* sp. e *Guapira* sp. (Fig. 1). Além disso, apresentou graus de especialização maior do que esperado ao acaso ( $N = 1000$ ,  $p = 0,0153$ , Fig. 2) e aninhamento menor do que esperado ao acaso ( $N = 100$ ,  $p = 0,069$ , Fig. 3).

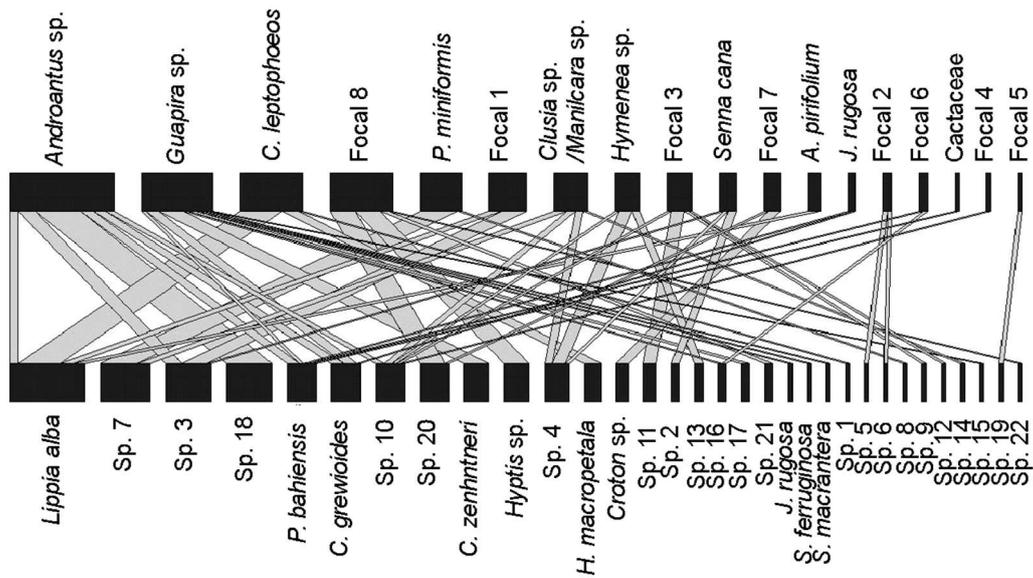


Figura 1. Rede aninhada de interações entre plantas com as espécies focais na parte superior e as espécies beneficiadas na parte inferior. A espessura dos retângulos pretos reflete o número de interações de cada espécie e a espessura das linhas reflete a abundância de cada espécie beneficiada interagindo com a espécie focal no Parque Nacional do Catimbau, Buíque – PE.

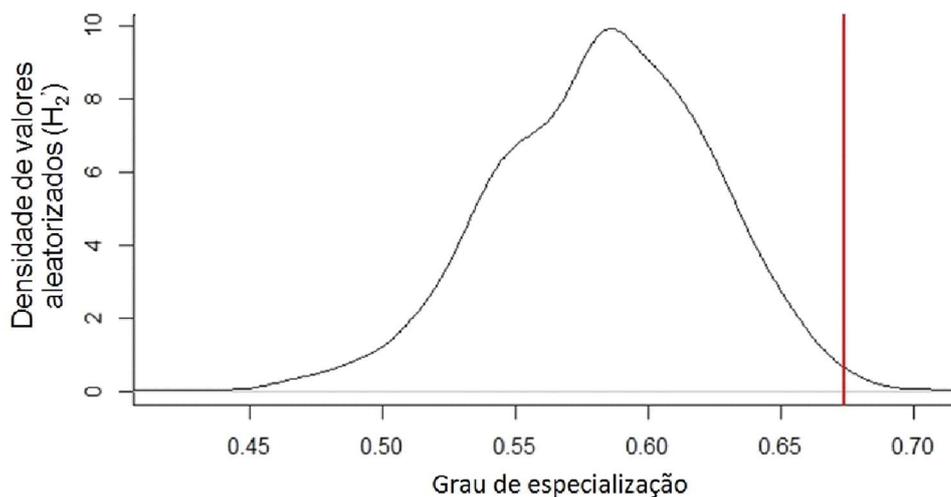


Figura 2. Grau de especialização da rede observada entre plantas focais e beneficiadas comparado ao modelo nulo utilizando o índice  $H_2'$  ( $N = 1000$ ,  $p = 0,0153$ ). Parque Nacional do Catimbau, Buíque – PE.

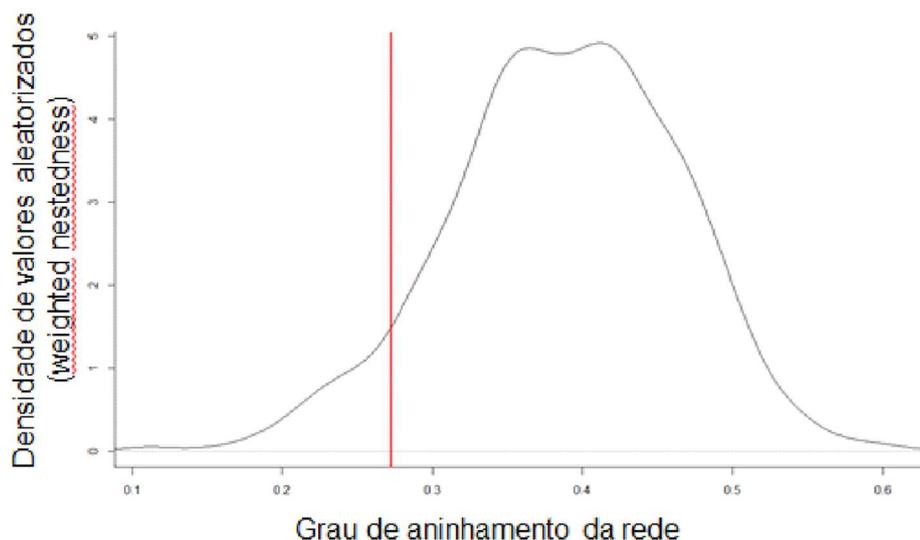


Figura 3. Grau de aninhamento da rede observada entre plantas focais e beneficiadas comparado ao modelo nulo utilizando o índice “weighted nestedness” (N = 1000, p = 0,069). Parque Nacional do Catimbau, Buíque – PE.

A simulação da coextinção mostrou que quando o processo é iniciado por meio da extinção das espécies focais menos conectadas, menos espécies beneficiadas são afetadas. Entretanto, ao iniciar pelas espécies mais generalistas *Guapira* sp. e *Handroanthus* sp., a curva do número de espécies beneficiadas é afetada mais rapidamente, tornando a rede virtualmente mais instável (Fig. 4).

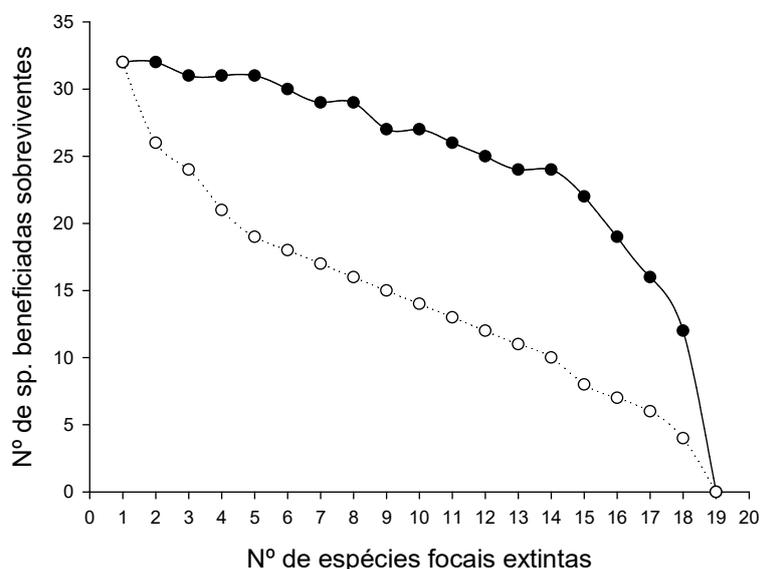


Figura 4. Simulação de processos de extinção de espécies beneficiadas sob dois cenários de sequência de extinção de espécies focais. No primeiro cenário (círculos preenchidos) espécies focais são removidas na ordem da menos conectada para a mais conectada. O segundo cenário (círculos abertos) representa o oposto. Parque Nacional do Catimbau, Buíque – PE.

## DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste estudo não permitiram corroborar minha hipótese, uma vez que a rede de interações entre plantas focais e plantas beneficiadas, apesar de apresentar-se mais especializada do que se esperaria ao acaso, não se apresentou mais aninhada do que o modelo nulo gerado, portanto não tende a ser uma estrutura perfeitamente aninhada. Por isso a composição da rede não me permite concluir que a comunidade vegetal amostrada é estruturada pelo processo de facilitação. Isso se deve ao fato de algumas espécies focais terem sido amostradas apenas uma única vez.

Por outro lado, comunidades de plantas estruturadas por facilitação estão configuradas em redes semelhantes às redes mutualísticas de plantas-animais (Bascompte et al. 2003; Olesen et al. 2006). De fato, redes de facilitação com alto grau de aninhamento são resultados de poucas espécies generalistas facilitando muitas outras espécies e as demais facilitadoras facilitando uma amostra específica de espécies (Verdú & Valient-Banuet 2008). Além disso, redes perfeitamente aninhadas tendem a ser mais estáveis, minimizando competições, aumentando o número de espécies coexistindo e também torna a comunidade mais robusta contra efeitos de extinção (Fortuna et al 2010).

Por essa razão, os resultados permitem apenas sugerir que interações positivas (facilitação) podem estar ocorrendo entre as espécies que compõem a comunidade estudada, uma vez que as vegetações da Caatinga estão submetidas a filtros ambientais como o clima quente e seco e baixos índices de precipitação (Sampaio 1995; Sudene 1990). Inclusive, essas

características associadas ao mosaico de tipos fisionômicos que variam desde manchas de floresta seca até vegetação arbustiva (Prado 2003; Sampaio 1995), fazem da Caatinga um excelente modelo para testar a Hipótese do Gradiente de Estresse (Bertness & Callaway 1994) na qual a facilitação é a grande força motriz para a estruturação de comunidades sob gradientes de estresse (Brooker et al. 2008).

Na rede gerada, destaco especialmente as espécies *Guapira* sp. e *Androantus* sp. que se mostraram as mais generalistas interagindo com nove e seis espécies diferentes respectivamente. Essas espécies parecem desempenhar um papel crítico na manutenção deste ecossistema, afetando positivamente o recrutamento de muitas outras espécies, podendo ser, inclusive, consideradas espécies-chave (Power et al. 1996) caso novos estudos ecológicos Caatinga cheguem à mesma conclusão. Particularmente observei que *Guapira* sp. forma um dossel mais fechado (J. C. Massante, comunicação pessoal) que pode estar associado à baixa incidência de radiação solar e baixos níveis de evapotranspiração, aumentando a umidade do solo, demonstrando características de uma espécie facilitadora (Callaway 1995). Essas características tornam crucial estudar essas espécies, inclusive para verificar sua abundância e suscetibilidade a perturbações antrópicas nesse ecossistema

Todas as espécies focais contidas na rede, com destaque para as duas citadas acima, parecem ser responsáveis por aumentar os nichos de regeneração de espécies. Entretanto, dados fitossociológicos ainda são escassos para permitir maiores inferências. Por isso é importante que novos estudos abordem o papel ecológico destas espécies na Caatinga, sobretudo na estruturação e manutenção de comunidades vegetais, inclusive, estudos preditivos de modelagem ecológica.

Esses estudos de modelagem se fazem necessários, pois a simulação de coextinção de espécies na rede permitiu verificar que na extinção das espécies focais menos conectadas, a comunidade de espécies beneficiadas era pouco afetada. Entretanto, quando a simulação

começa com as espécies generalistas, o número de espécies beneficiadas sobreviventes diminui virtualmente mais rápido. Por exemplo, foram necessários 16 eventos de extinção começando com as espécies menos conectadas para a rede perder 12 espécies beneficiadas. Mas quando o processo iniciou com a extinção das mais generalistas, bastou extinção de apenas cinco espécies para a comunidade de espécies beneficiadas perder o mesmo número.

Pelo fato de a Caatinga ser uma vegetação única (Veloso et al. 2002) e ser marcada pela perturbação crônica (Ribeiro et al. 2015), ações de conservação e restauração ecológica devem ser prioridades nessa região, sobretudo, se possível, garantindo que os nichos de regeneração promovidos pelas espécies focais sejam mantidos.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço aos professores do ECCA, especialmente à professora Inara R. Leal pelas orientações, ajuda na identificação das espécies e pelos bolos que fizemos na cozinha da dona Zefinha. Agradeço a todos os monitores pelo trabalho e dedicação com os alunos e pelos momentos de descontração tanto nas festas como na “Comunidade Alphaville Pedra do Cachorro”. Um agradecimento especial vai para as monitoras Fernanda e Fabíola, uma por ter sido um anjo preocupado com o bem-estar do seu protegido e a outra por ter me recebido em sua casa e me recomendado o crepe mais gostoso que eu comi na vida!

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Armas, C. et al. 2011. A field test of the stress-gradient hypothesis along an aridity gradient. – *Journal of Vegetation Science* 22: 818–827.
- Atmar, W. & Patterson, B. D. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia (Berlin)* 96: 373–382.

- Bascompte, J., Jordano, P., Melián, C. & Olesen, J. M. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 100: 9383–9387.
- Bertness, M. D. & Callaway, R.M. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 191-193.
- Blüthgen, N., Menzel, F. & Blüthgen, N. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. *BMC Ecology* 6: 9.
- Brooker, R.W., Maestre, F.T., Callaway, R.M., Lortie, C.L., Cavieres, L.A., Kunstler, G., Liancourt, P., Tielbörger, K., Travis, J.M.J., Anthelme, F., Armas, C., Coll, L., Corcket, E., Delzon, S., Forey, E., Kikvidze, Z., Olofsson, J., Pugnaire, F., Quiroz, C.L., Saccone, P., Schifffers, K., Seifan, M., Touzard, B. & Michalet, R. 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology* 96: 18-34.
- Callaway, R. M. & Walker, L. R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78: 1958-1965.
- Callaway, R. M. 1995. Positive interactions among plants. *The Botanical Review* 61: 306-349.
- Callaway, R. M. 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept, *Oecologia* 112:143-149
- CPRM; Serviço Geológico do Brasil. 2005. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Buíque. CPRM. PRODEEM. Recife, PE, Brasil.
- EMBRAPA 2006. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2º ed. Brasília, DF.306p.
- Flores, J. & Jurado, E. 2003. Are nurse-protecte interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science* 14: 911-916.

- Fortuna, M. A., Stouffer, D. B., Olesen, J. M., Jordano, P., Mouillot, D., Krasnov, B. R., Poulin, R., Bascompte, J. 2010. Nestedness versus modularity in ecological networks: two sides of the same coin? *Journal of Ecology* 79: 811-817.
- Gómez-Aparicio, L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology* 97: 1202-1214.
- Guimarães, P. R. & Guimarães, P. 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental Modelling and Software* 21: 1512–1513.
- Holmgren, M. Scheffer, M., Huston, M. A. 1997. The interplay of facilitation and competition in plants communities. *Ecology* 78: 1966-1975.
- Levins, R., and R. Lewontin. 1985. *The dialectical biologist*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2001. Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade.
- Moura, F. B. P., Malhado, A. C. M, Ladle, R. J. 2013. Nursing the caatinga back to health. *Journal of Arid Environments*, 90:67-68. Altieri, A. H., Silliman, B. R. and Bertness, M. D. 2007. Hierarchical organization via a facilitation cascade in intertidal cordgrass bed communities. *American Naturalist* 169: 195–206.
- Nautiyal, S, Khan, Y. D. I. & Bhaskar, K. 2015. Biodiversity of semiarid landscape: baseline study for understanding the impact of human development on ecosystems. Springer International Publishing, Switzerland.
- Olesen, J. M., Bascompte, J., Dupont, Y. & Jordano, P. 2006. The smallest of all worlds: pollination networks. *Journal of Theoretical Biology* 240: 270–276.
- Power, M.E., Tilman, D. & Estes, J.A. 1996. Challenges in the quest for keystones. *Bioscience* 46: 609-620.

- Prado, D. E. 2003. As caatingas da América do Sul. In: *Ecologia e conservação da caatinga* (eds. I. R. Leal, M. Tabarelli & J. M. C. Silva), pp. 3-74. Editora da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil.
- R Core Team 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ribeiro, E. M. S., Arroyo-Rodríguez, V., Santos, B. A., Tabarelli, M. & Leal, I. R. 2015. Chronic Anthropogenic Disturbance Drives the Biological Impoverishment of the Brazilian Caatinga Vegetation. *Journal of Applied Ecology* 52: 611-620.
- Sampaio, E. V. S. B. 1995. Overview of the Brazilian caatinga. In: *Seasonal dry tropical forests* (eds. S. H. Bullock, H. A. Mooney & E. Medina), pp. 35-63. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. 1990. Dados Pluviométricos mensais do nordeste, estado de Pernambuco. (Série Pluviometria 6). Recife: SUDENE.
- Valiente-Banuet, A., and Verdú, M. 2007. Assembly through facilitation can increase the phylogenetic diversity of plant communities. *Ecology Letters* 10:1029–1036.
- Vázquez, D. P., Melián, C. J., Williams, N. M., Blüthgen, N., Krasnov, B.R., & Poulin, R. 2007. Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological networks. *Oikos* 116: 1120–1127.
- Veloso, A.L., Sampaio, E.V.S.B. & Pareyn, F.G.C. 2002. *Ecorregiões: Propostas para o Bioma Caatinga*. Associação Plantas do Nordeste, Instituto de Conservação Ambiental and The Nature Conservancy do Brasil, Recife.
- Verdú, M. & Valiente-Banuet, A. 2008. The Nested Assembly of Plant Facilitation Networks Prevents Species Extinctions. *American Society of Naturalists* 172: 751-760.



**DENSIDADE DE *CAPRA HIRCUS* (BOVIDAE) EM ÁREAS TURÍSTICAS NO PARQUE  
NACIONAL DO CATIMBAU**

Layla Santos Reis

Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Departamento de  
Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba – UFPB

## RESUMO

O turismo ecológico está dentre os principais objetivos da criação de um Parque Nacional, sendo esse motivado pela busca do contato com a natureza e quando bem planejado pode gerar consequências favoráveis para a conservação do ambiente. Entretanto, a presença de espécies exóticas, como *Capra hircus*, podem causar danos irreversíveis ao ambiente natural. Este estudo buscou conhecer a densidade de *Capra hircus*, bem como dos seus vestígios, em áreas turísticas tentando relacionar isso à proximidade de áreas residenciais. A área de estudo foi o Parque Nacional do Catimbau, inserido em uma das áreas prioritárias para a conservação da Caatinga. Para tanto foram percorridas cinco trilhas de áreas turísticas do parque. Foram encontrados 119 bodes em 10.9 km, porém não houve qualquer relação de densidade dos animais e dos vestígios com a densidade de casas na região do entorno. Isso pode estar relacionado ao regime extensivo de criação e a presença desses animais pode comprometer a conservação dos ambientes do parque, bem como a experiência do turista. Faz-se necessário conhecer melhor a situação atual desta espécie introduzida, como também dos danos causados pela mesma ao patrimônio natural local.

**PALAVRAS-CHAVE:** Bode, Conservação, Espécie exótica, Turismo ecológico, Impactos ambientais

## INTRODUÇÃO

A criação de um Parque Nacional, cujo objetivo principal é a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e cênica, possibilita, dentre diversas atividades, a realização de turismo ecológico e o desenvolvimento de atividades de recreação, educação e interpretação ambiental, além de pesquisas científicas (Brasil 2000). O turismo ecológico, por exemplo, é motivado, principalmente, pela busca do contato com a natureza e quando bem planejado pode trazer benefícios para a população local (Silva & Maia 2013). Torna-se uma alternativa de melhoria de vida para a população local que deve ser inserida no planejamento e desenvolvimento dessas atividades e fica limitada ao uso indireto dos recursos (Beni 1999; Silva & Maia 2013).

Nesse sentido, o meio ambiente se torna a base econômica da atividade de turismo ecológico e para isso é necessária, dentre tantos outros aspectos, a proteção do meio físico (Ruschmann 2000). Entretanto, as Unidades de Conservação no Brasil ainda sofrem diversas ameaças, como por exemplo, problemas na infraestrutura, gestão e ocupação ilegal dessas áreas (Silva 2005). Em relação à biodiversidade, estas ameaças podem ser direta ou indiretamente causadas por ação antrópica e uma delas é a introdução de espécies exóticas que pode alterar, por exemplo, o funcionamento natural dos ecossistemas e causar extinção de espécies nativas (Ewel et al. 1999; Sampaio & Schmidt 2013).

Em um estudo realizado em 32 Parques Nacionais no Brasil foram detectadas 84 espécies exóticas invasoras das quais 15 eram de mamíferos. Dentre elas podemos citar *Capra hircus* da ordem Artiodactyla, família Bovidae (Ziller & Dechoum 2013), conhecida popularmente como bode (macho) e cabra (fêmea). *Capra hircus* está presente na lista das 100 piores espécies exóticas invasivas que leva em consideração dois aspectos: impactos causados na biodiversidade e/ou atividades humanas; e a explicação de questões importantes acerca da invasão biológica (Lowe 2000). Caprinos, em geral, podem ser causadores de grandes impactos

na vegetação e solo de regiões semiáridas, podendo gerar alterações na composição florística e erosão laminar, dentre outros fatores, por conta do intenso pisoteio do solo (Filho 2013). Em situações mais graves associadas a outros impactos antrópicos podem levar a desertificação (FAO *apud* Leal et al. 2003).

Diante disso, a preservação do patrimônio do parque pode ser prejudicada, bem como as atividades propostas para esta categoria de Unidade de Conservação de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (Brasil 2000). Assim, o objetivo deste estudo foi conhecer a densidade de *Capra hircus* em áreas turísticas do Parque Nacional do Catimbau esperando que a presença desses animais esteja associada a áreas com maior número de residências, visto que a atividade humana tem fortes relações com a presença desses animais.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, localizado na mesorregião agreste, interior de Pernambuco, está inserido em uma das áreas consideradas prioritárias para a conservação da Caatinga (Silva et al. 2003). O parque compreende uma área de 62.300 hectares e está inserido dentro dos limites dos municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga. Este estudo foi realizado na cidade de Buíque. A vegetação do parque apresenta elevada riqueza, incluindo espécies endêmicas como *Dyckia limae* e *Tillandsia catimbauensis*, e algumas ameaçadas de extinção, como a *Jacaranda rugosa* e *Melocactus violaceus* (Santos et al. 2012a, b).

### **Desenho experimental**

Foram percorridas cinco trilhas de visitação durante o período de 22 a 25 de junho de 2015, chamadas na região de trilha do Canyon, Homens sem Cabeça, Igrejinha, Serra Branca e Alcobaça. Foram contabilizados todos os bodes encontrados nos períodos das 8:00h às 11:00h

e das 13:00h às 16:00h. Além disso, foram registradas as frequências de vestígios (fezes e pegadas) a cada 100 m de trilha.

Para a contagem das casas no entorno da área turística foi plotado um *buffer* retangular de 1 km utilizando a distância de todo o transecto percorrido da trilha por meio do programa Google Earth. Todas as casas presentes nesta área foram consideradas.

### **Análise de Dados**

Foi calculada a densidade de bodes, de casas e a frequência de vestígios. Para relacionar a densidade de bodes e de vestígios com a densidade de casas foi utilizado o Teste de Correlação de Pearson no programa Bioestat (Ayres 2007).

## **RESULTADOS**

Ao todo foram encontrados 119 bodes em 10.9 km de trilhas percorridos no total. A área com maior densidade de bodes foi a trilha da Igrejinha apresentando 5 bodes/ha, assim como apresentou uma maior densidade de casas (7.44 casas/km<sup>2</sup>). Em relação a densidade de vestígios, a trilha que apresentou um maior valor foi a da Serra Branca com 7.48 registros/km<sup>2</sup> (Tab. 1).

Tabela 1. Densidade de bodes, casas e registros de bodes (fezes e pegadas) em áreas turísticas no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Trilha	Densidade		
	Bodes (ha)	Casas (Km <sup>2</sup> )	Rastros (Km <sup>2</sup> )
Camelo	0.0	1.5	3.1
Homem sem Cabeça	1.4	0.9	6.7
Igrejinha	5.0	7.4	6.5

Serra Branca	1.5	0.8	7.5
Alcobaça	0.4	4.9	8.4

Não houve relação entre a densidade de casas e a densidade de bodes ( $r=0.6733$ ;  $gl=3$ ;  $p=0.2$ ) (Fig.1). Da mesma forma, não houve relação entre a densidade de casas e a densidade de registros ( $r=0.2546$ ;  $gl=3$ ;  $p=0.6$ ) (Fig.2).

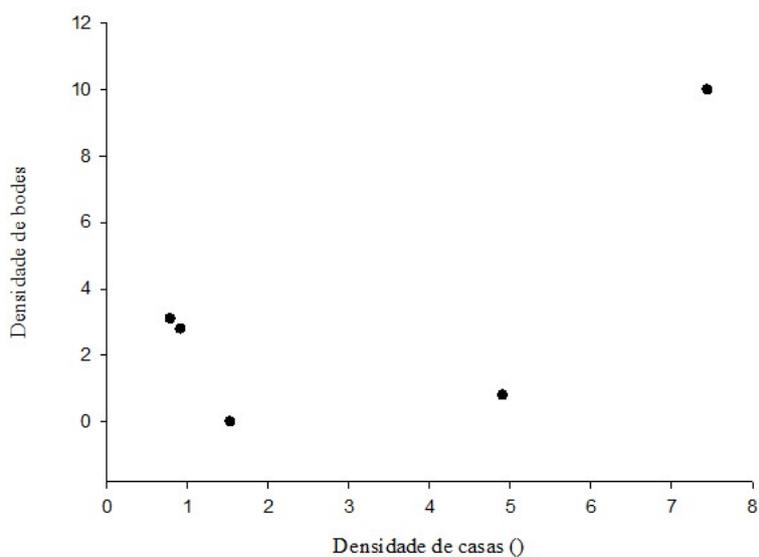


Figura 1. Correlação entre a densidade de casas e a densidade de bodes em áreas turísticas no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

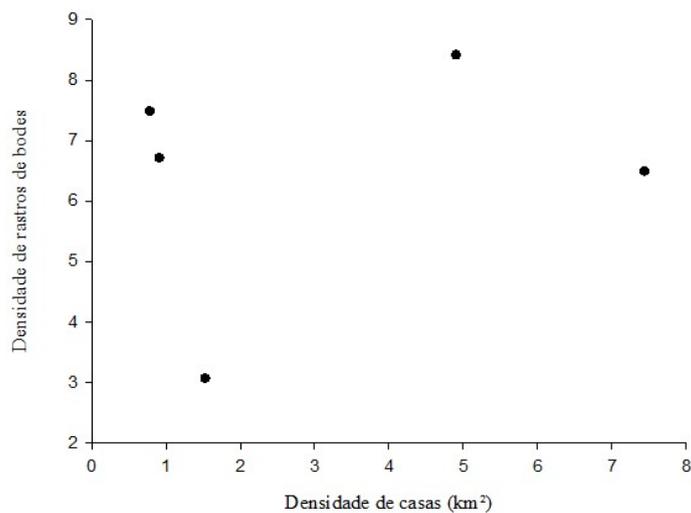


Figura 2. Correlação entre a densidade de casas e a densidade de vestígios de bodes em áreas turísticas no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

## DISCUSSÃO

A hipótese deste estudo foi refutada dado que o fator densidade de casas não foi suficiente para explicar a presença marcante dos bodes e cabras nas trilhas turísticas do parque. O regime de criação de caprinos na Caatinga é predominantemente extensivo, ou seja, não há nenhum cuidado em relação ao limite de área para pastagem (Filho 2013). Isso pode ser uma das explicações para esse resultado, visto que os animais não necessariamente pastam no entorno das casas de seus donos. Esta prática sem controle, possivelmente, pode causar grandes danos à paisagem, visto que esses animais são indicados como importantes herbívoros para a vegetação da Caatinga se alimentando de grande parte das espécies de árvores e arbustos deste ecossistema (Leal et al. 2003).

Nossos resultados evidenciam uma forte presença de bodes e cabras nas áreas turísticas do Parque Nacional do Catimbau, locais de grande valor natural e cênico. Entretanto, a atividade de turismo ecológico e as vantagens relacionadas, tais como geração de renda, valorização cultural, além da conservação do ambiente no qual é realizado (Silva & Maia 2013), podem ficar comprometidas por conta da presença da pastagem e pisoteio excessivo desses caprinos na região, muitas vezes causando uma perda total da cobertura vegetal (Leal et al. 2003). Assim, o turismo ecológico, definido como uma atividade turística sustentável, tanto do patrimônio natural e cultural e que busca a conservação e formação de uma consciência ambiental por meio da interpretação do ambiente (Embratur 1994), pode ficar comprometido na região. Além disso, outras vantagens relacionadas a esta atividade, tais como geração de renda.

Para tanto, faz-se necessário conhecer a situação atual desta espécie introduzida gerando um melhor planejamento em relação a este tipo de atividade no parque, visto que o mesmo comporta um conjunto de atrativos naturais que devem ser prioridade para a gestão. O diagnóstico e monitoramento destas espécies são de suma importância, entretanto se faz necessário o manejo destes animais nessas áreas protegidas. Ziller & Dechoum (2013) afirmam que a falta destes planos de manejo são a principal preocupação relacionada ao avanço de espécies invasoras em áreas protegidas. Além disso, são necessários estudos futuros que levem em consideração outros fatores, como a renda familiar dos proprietários dos animais, e as demais áreas turísticas do parque para que se tenha uma visão melhor deste cenário no parque, além dos possíveis impactos causados por *Capra hircus* no ambiente.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao professor Felipe Melo por todo suporte durante a realização do estudo e a Ana Rafaela D'Amico, Cláudia Martins e a Joana Specht por todas as sugestões.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Ayres, M., Ayres Júnior, M., Ayres, D.L. & Santos, A.A. 2007. BIOESTAT: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Ong Mamirauá. Belém, PA.
- Beni, M.C. 1999. Política e Estratégia do Desenvolvimento Regional: Planejamento Integrado e Sustentável do Turismo. Turismo em Análise 10(1): 7-17.
- BRASIL. Lei, N 9.985, 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.
- Ewel, J. J., O'Dowd, D. J., Bergelson, J., Daehler, C. C., D'Antonio, C. M., Gómez, L. D., Gordon, D. R., Hobbs, R. J., Holt, A., Hopper, K. R., Hughes, C. E., LaHart, M., Leakey, R. B., Lee, W. G., Loope, L. L., Lorence, D. H., Louda, S. M., Lugo, A. E., McEvoy, P. B.,

- Richardson, D. M., Vitousek., P. M. 1999. Deliberate Introductions of Species: Research Needs: Benefits can be reaped, but risks are high. *BioScience* 49(8): 619-630.
- Filho, J.A.A. 2013. Manejo pastoril sustentável da caatinga. Projeto Dom Helder Câmara, Recife, Brasil.
- Instituto Brasileiro de Turismo – EMBRATUR. Diretrizes para uma Política Nacional de Ecoturismo. Ministério da Indústria, Comércio e Turismo. 1994.
- Leal, I.R., Vicente, A. & Tabarelli, M. Herbivoria por caprinos na Caatinga da região do Xingó: uma análise preliminar, In: *Ecologia e Conservação da Caatinga* (eds. I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C da Silva), pp. 695-715. Editora Universitária da UFPE, Recife, Brasil.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A selection from the Global Invasive Species Database. Invasive Species Specialist Group (ISSG).
- Ruschmann, D.M. A experiência do Turismo Ecológico no Brasil: Um novo nicho de mercado ou um esforço para atingir a sustentabilidade. *Turismo – Visão e Ação* 5:81-90.
- Sampaio, A.B. & Schmidt, I.B. 2013. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3(2): 32-49.
- Santos, S., Delgado Jr., G. & Alves, M. 2012a. Espécies endêmicas no PARNA Catimbau. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Santos, S., Delgado Jr., G. & Alves, M. 2012b. Espécies raras e ameaçadas no PARNA Catimbau. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Silva, M. 2005. The Brazilian Protected Areas Program. *Conservation Biology* 19(3): 608-611.
- Silva, J.M.C., Tabarelli, M., Fonseca, M.T. 2003. Biodiversidade da Caatinga: áreas prioritárias para a conservação. Ministério do Meio Ambiente. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.

Silva, J.H. & Maia, F.B.A. 2013. Turismo, cooperação e desenvolvimento local em Unidades de Conservação: o caso do Parque Nacional do Catimbau, Buíque – PE. PASOS 11(4): 559-570.

Ziller, S.R. & Dechoum, M.S. 2013. Plantas e Vertebrados Exóticos Invasores em Unidades de Conservação no Brasil. Biodiversidade Brasileira 3(2): 4-31.



**EXISTE RELAÇÃO ENTRE A SUCESSÃO SECUNDÁRIA E ESTRUTURAÇÃO  
DA COMUNIDADE DE PLANTAS HERBÁCEAS NA CAATINGA?**

Ligia A. F. Vieira

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – Departamento de Botânica –

Universidade Federal de Pernambuco

## INTRODUÇÃO

Atualmente, cada vez mais paisagens naturais são transformadas em áreas antrópicas, ocasionando perda de biodiversidade. Em consequência, há formação de um mosaico de áreas com diferentes idades de regeneração natural e diferentes estágios sucessionais (Chazdon 2003). Florestas tropicais sazonalmente secas estão entre os ambientes mais explorados do mundo (Pennington et al. 2006), e a Caatinga é a maior e mais fragmentada floresta seca do mundo, devido ao sistema agropastoril e agricultura de corte-e-queima.

Em um cenário de sucessão ecológica, os primeiros estágios são caracterizados por microhabitats com baixa disponibilidade de nitrogênio e alta incidência de luz. Tais condições favorecem o desenvolvimento de plantas pioneiras que são eficientes na captação de recursos. Em estágios de sucessão tardios, o solo apresenta maior disponibilidade de nitrogênio e pouca luz incide sobre o microhabitat, e por sua vez essas condições favorecem o desenvolvimento de plantas tardias que são mais estáveis (Tilman 1982, 1988). O padrão de sucessão de comunidades pode ser investigado com o uso de modelos populacionais e de indivíduos, enquanto que a investigação de suas estratégias adaptativas é possível através de abordagens demográficas e fisiológicas (Gurevitch et al. 2002).

O crescimento da planta pode ser limitado por vários recursos, para os quais elas desenvolvem estruturas e funções que melhoram a captação (Lambers et al. 2008; Fitter 1986). Algumas plantas alocam maior biomassa em partes subterrâneas para melhorar a aquisição de água e nutrientes (Crawley 1986; Lambers et al. 2008), enquanto outras investem em biomassa aérea para melhor aquisição de luz e CO<sub>2</sub> (Lambers et al. 2008; Fitter 1986). Aumento de biomassa na raiz está principalmente relacionado a situações de seca e quando os nutrientes são limitantes, como também é muito comum em plantas dos primeiros estágios sucessionais (Bazzaz 2000).

Estudos apontam que a comunidade de plantas herbáceas é abundante e diversa na Caatinga (Moro et al. 2014), o que faz levantar a seguinte questão: o padrão de alocação de recurso da comunidade muda de acordo com a sucessão ecológica? Com isso, o objetivo deste estudo foi avaliar como a idade de regeneração influencia os grupos funcionais das plantas herbáceas, esperando-se que a idade de regeneração afeta positivamente a área foliar e negativamente a parte subterrânea.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo e desenho experimental***

O estudo foi realizado no Parque Nacional Catimbau que apresenta clima semiárido com temperatura média anual de 23 °C (IBAMA 2005). Precipitação anual entre 650 a 1100 mm (SNE 2002).

Foram escolhidos cinco sítios com diferentes idades de regeneração, cada área apresentava 4, 7, 18, 20 e 37 anos de abandono respectivamente, e três áreas controle que não apresentam registro de plantio. Os ambientes em regeneração têm histórico de plantio de monoculturas, criação de caprinos e extrativismo de madeira. Em cada uma dessas áreas coletei todos os indivíduos de plantas herbáceas presentes em cinco parcelas de 1m<sup>2</sup> distribuídas aleatoriamente.

Em laboratório, as espécies foram identificadas e medi com o auxílio de uma régua a largura e comprimento das folhas. As folhas escolhidas para medição tinham que ser totalmente expandidas e não apresentar danos de herbivoria. Foram medidas 5 folhas por planta e o pecíolo foi excluído da mensuração por ter função principalmente relacionada a transporte e suporte. Foram medidos comprimento e largura da folha, a fim de se obter a área foliar (fórmula  $A = \pi$  ( $\frac{1}{2} L * \frac{1}{2} C$  onde: A = área da elipse;  $\pi = 3,14$ ; L = maior largura; C = maior comprimento).

A fim de medir a alocação proporcional entre a parte aérea e a parte subterrânea em função da disponibilidade dos recursos edáficos medi o comprimento aproximado das raízes e da parte aérea dos indivíduos. Para chegar ao comprimento aproximado de cada raiz, medi fragmentos aleatórios, considerando apenas o eixo principal de cada fragmento e ignorando as ramificações secundárias. Somei o comprimento de todos os fragmentos de raízes de cada indivíduo, obtendo um valor de comprimento total para cada indivíduo coletado. Para chegar ao comprimento aproximado da parte aérea, medi desde o ponto que o caule é exposto ao ar até a última bifurcação do caule. Posteriormente foi calculado o valor médio da razão parte aérea/subterrânea.

### **Análise de dados**

Com os dados obtidos realizei uma regressão linear, com a variável preditora sendo a cronosequência e a variável resposta as medidas de área foliar e a proporção parte aérea/subterrânea. Fiz um teste ANOVA para testar se a distribuição é diferente do que se esperaria ao acaso.

## **RESULTADOS**

Foram identificadas 25 espécies, deste total nove estão como morfotipo, 12 estão identificadas até o nível de família e 4 identificadas até o nível de gênero. Foi identificado ao todo 10 famílias e Poaceae foi a família que apresentou o maior número de espécies (4) e as famílias Alliaceae e Malvaceae apresentaram 2 espécies cada. As áreas controle apresentaram maior número de espécies (Tabela 1).

Tabela 1. Riqueza de espécies de herbáceas por área e famílias identificadas no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

<b>Local do estudo (idade)</b>	<b>Riqueza de espécies</b>	<b>Famílias</b>
4 anos	7	Alliaceae
7 anos	8	Malvaceae, Poaceae
18 anos	7	Molluginacea
20 anos	5	Alliaceae, Rubiaceae
37 anos	11	Comelinaceae, Lythraceae, Alliaceae, Poaceae
Controle	14	Alliaceae, Poaceae, Malvaceae, Euphorbiaceae, Cyperaceae, Bromeliaceae, Amaranthaceae,

A área com 4 anos de regeneração obteve menor área foliar e menor proporção aérea/subterrânea (Tabela 2), podendo dizer que nesta área as plantas investiram proporcionalmente mais no crescimento da raiz que da parte aérea, diminuindo a razão.

Tabela 2. Valores médios ( $\pm$  desvio padrão) observados de área foliar e razão parte aérea/subterrânea no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

<b>Local de estudo (idade)</b>	<b>4 anos</b>	<b>7 anos</b>	<b>18 anos</b>	<b>20 anos</b>	<b>37 anos</b>	<b>Controle</b>
<b>Área foliar(cm<sup>2</sup>)</b>	1,67 ( $\pm$ 1,41)	2,54 ( $\pm$ 0,49)	3,96 ( $\pm$ 1,65)	7,22 ( $\pm$ 8,5)	33,21 ( $\pm$ 32,18)	15,58 ( $\pm$ 12,7)
<b>Razão parte aérea/subterrânea</b>	1,01 ( $\pm$ 0,48)	2,14 ( $\pm$ 0,76)	2,58 ( $\pm$ 1,26)	1,34 ( $\pm$ 0,59)	1,83 ( $\pm$ 0,71)	2,14 ( $\pm$ 1,05)

A área foliar correlaciona-se positivamente com o aumento da idade de regeneração ( $F_{2,53} = 10,2585$ ,  $p < 0,05$ ). A relação proposta é relativamente explicativa ( $R^2 = 0.402$ ) (Fig. 1), sugerindo que outras variáveis devem ser analisadas, como por exemplo a especificidade de cada espécie, que conduz a possíveis diferenças de alocação de biomassa foliar. A relação parte aérea/subterrânea não difere do esperado ao acaso (Fig. 2).

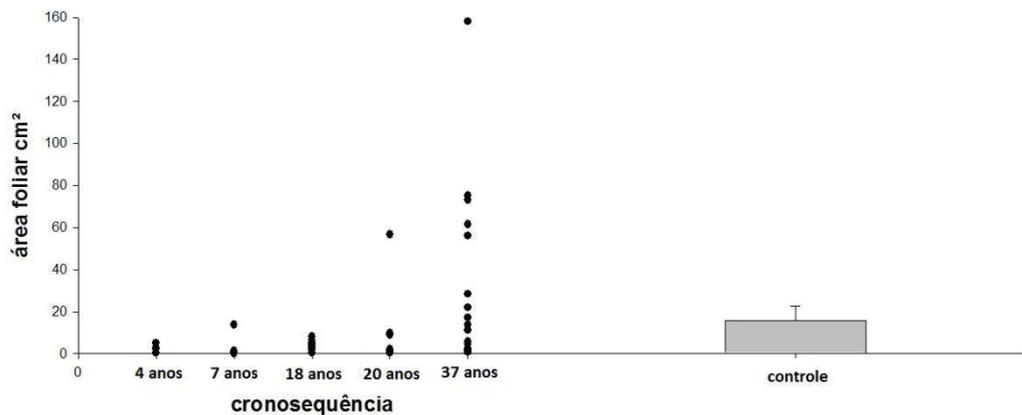


Figura 1. Relação entre área foliar e diferentes níveis de estágio sucessionais no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

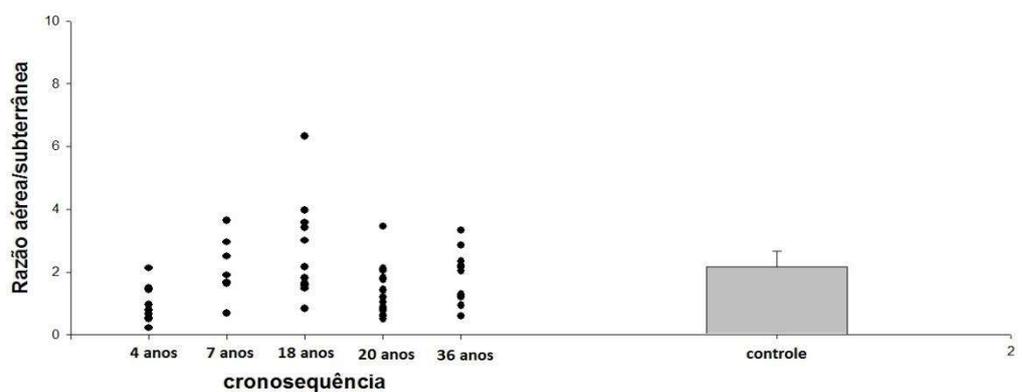


Figura 2. Relação entre proporção parte aérea/raiz e diferentes níveis de estágio sucessionais no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

## DISCUSSÃO

A alocação de biomassa da comunidade herbácea foi pouco influenciada pelo tempo de abandono das áreas. Enquanto que a área foliar correlaciona-se positivamente com o aumento da idade de regeneração dos sítios. Os padrões de alocação de biomassa podem variar em função dos aspectos anatômicos e morfológicos das raízes. Estes podem se especializar em diferentes estruturas, como por exemplo, pelos absorventes, que melhoram a absorção de nutrientes do solo (Muller et al. 2000).

O solo pode não se dispor em níveis crescentes de fertilidade conforme havia previsto uma vez que tal fato depende de outras variáveis que não a idade de regeneração. Deve-se levar em consideração o estado de conservação, estrutura e composição dos sítios adjacentes, uma vez que estes podem estar influenciando. Já é conhecido que área foliar de plantas arbóreas e arbustivas varia positivamente com relação à idade de regeneração (Bazzaz 1996) e de acordo com o presente estudo o mesmo se aplica as plantas herbáceas.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à gestão do Parque Nacional do Catimbau - PE e ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD) desenvolvido pela UFPE, pelo provimento das condições logísticas necessárias para realização da pesquisa. Às Msc. Maria Fabíola e Márcia pelo auxílio na coleta, bem como ao Dr. José Domingos na etapa de análise de dados.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Gurevitch, J., Scheiner, S. M., & Fox, G. A. (2002). *The ecology of plants*. Sunderland: Sinauer Associates.
- Bazzaz, F.A. 1979. The physiological ecology of plant succession. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10: 351-371

- Bazzaz, F.A. 1996. Plants in a changing environment: linking physiological, population and community ecology. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Crawley, M.J. 1986. Life histories and environment, pp. 253-290. In: Plant ecology (M.J. Crawley, ed.). Blackwell Scientific Publications, Australia.
- Fitter, A.H. 1986. Acquisition and utilization of resources. In: Plant ecology (M.J. Crawley, ed.). Blackwell Scientific Publications, Austrália. 375-406
- Lambers, H., Chapin, F.S. & Pons, T.L. 2008. Plant physiological ecology. Springer, New York.
- Muller, I.; Schmid, B., Weiner, J. 2000. The effect of nutrient availability on biomass allocation patterns in 27 species of herbaceous plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3: 115–127
- Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE). 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE – Subprojeto “Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE”.
- Taiz, L., Zeiger, E. 2004. Fisiologia do estresse. *Fisiologia vegetal*, 4: 738-772.
- Tilman D. 1982. Resource competition and community structure. Princeton, NJ, USA: Princeton University Press.
- Tilman D. 1988. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Princeton, NJ, USA: Princeton University Press.



**¿QUÉ TIPO DE LIQUEN PROPORCIONA UN MEJOR MICROHÁBITAT PARA  
PEQUEÑOS ARTRÓPODOS?**

Maira A. Ortiz-Cordero

Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de  
México

## RESUMEN

Los ingenieros ecosistémicos pueden cambiar la estructura del ambiente, como los líquenes, organismos simbiotes compuestos por fotobionte y micobionte. El micobionte determina la forma vegetativa, dividiéndose principalmente en: costrosos, foliosos y fruticulosos. Los últimos poseen mayor complejidad, creando un microhábitat para pequeños organismos. En este estudio se buscó responder cuál líquen proporciona mayor microhábitat para la microfauna, porque de acuerdo con el volumen, complejidad y espacio entre el talo, podrán albergar mayor cantidad de pequeños artrópodos. Las colectas se realizaron en Serra Branca, en 14 árboles que tuvieran los tres tipos de líquenes, se colectaron los que tuvieran una cobertura total de 25 cm<sup>2</sup>, obteniendo 42 muestras (14 de cada líquen). Los artrópodos fueron extraídos y clasificados por morfotipos, resultando 124 artrópodos en 35 morfotipos. Los fruticulosos tienen mayor volumen, pero no mayor diversidad de artrópodos, sino los foliosos, que poseen mayor cobertura entre el talo y corteza del árbol. Una baja riqueza de artrópodos puede explicarse porque los líquenes inducen la heterogeneidad del hábitat y un impacto fisicoquímico sobre otros organismos. Es importante realizar más colectas porque la microfauna en líquenes es poco conocida, además son útiles para desarrollar técnicas de monitoreo, porque reflejan cambios ambientales, riqueza de especies o degradación.

**PALABRAS-CLAVE:** Forma vegetativa, Heterogeneidad ambiental, Ingenieros ecosistémicos, Organismos simbiotes, Riqueza de organismos

## INTRODUCCIÓN

La heterogeneidad en el ambiente y la diversidad de recursos promueven la biodiversidad, incluso cuando los recursos no son muy distintos unos de otros (Shmida & Wilson 1985; Armbrrecht et al. 2004). El hábitat es considerado una de las principales dimensiones de segregación de la comunidad (Schoener 1974). En particular, la heterogeneidad del hábitat ofrece la posibilidad de la segregación del nicho a través de la partición espacial (Tamme et al. 2010).

Los investigadores usualmente separan la heterogeneidad en biótica y abiótica, pero esta distinción no es un problema para los ingenieros ambientales o ecosistémicos, los cuales son organismos que modifican su ambiente realizando algún tipo de cambio, ya sea manteniendo, creando o destruyendo la estructura de su ambiente físico (Jones et al. 1997).

Un ejemplo de ingenieros ecosistémicos son los líquenes, que son organismos simbiotes usualmente compuestos por un hongo (micobionte) y una parte fotosintética (fotobionte), que puede ser un alga verde o cianobacteria. La apariencia de los líquenes es principalmente determinada por el micobionte, solo en pocos casos por el fotobionte (Nash 2008).

El cuerpo vegetativo es llamado talo, el cual está compuesto por tejido fúngico rodeado de las células fotosintéticas y genera una gran variedad de biotipos especiales, reproducción y formas de crecimiento (Barreno 2003). Este cuerpo vegetativo determina la clasificación de los líquenes, dividiéndolos en tres principales grupos morfológicos: costrosos, foliosos y fruticulosos (Fig. 1) (Nash 2008).



Figura 1. Principales tipos de líquenes, donde: a) costrosos, b) folioso, c) fruticuloso.

Los líquenes costrosos están estrechamente adheridos al sustrato, los foliosos tienen apariencia de hojas, parcialmente adheridos al sustrato y finalmente los fruticulosos, los cuales tienen apariencia de arbusto (Larson et al. 1985; Boucher & Nash 1990). Los líquenes foliosos y fruticulosos presentan un nivel de complejidad y volumen mayor en el talo, creando un microhábitat, permitiendo el establecimiento de pequeños artrópodos, como ácaros, arañas, quilópodos o larvas de insectos.

En este sentido, se buscó responder si el nivel de complejidad en el talo de los líquenes propicia un mejor microhábitat para el establecimiento de artrópodos. Para lo cual se testó la hipótesis que, de acuerdo al nivel de complejidad, volumen y espacio entre el talo, los líquenes proporcionan un microhábitat para la colonización de los pequeños artrópodos, por lo tanto entre mayor sea el volumen disponible en el talo, albergarán mayor cantidad de artrópodos.

## **MATERIAL Y MÉTODOS**

### ***Área de estudio***

El estudio lo realicé en el Parque Nacional de Catimbau (Fig. 2), es un área de importancia biológica para la conservación de la Caatinga, presentando gran cantidad de endemismos y especies raras (MMA 2002). El Parque presenta clima tropical semiárido con temperatura media anual de 23°C, precipitación promedio entre 650-1100 mm anuales y la altitud varía de 600 - 1000 m (SNE 2002; IBAMA 2005).

El tipo de suelo varía entre arcilloso y arenoso, la vegetación forma un mosaico de acuerdo con el tipo de suelo y los niveles de precipitación, la cual varía desde especies arbóreas sin espinas, hasta arbustivas donde predominan las especies espinosas, que es una característica peculiar de ambientes xéricos (Andrade et al. 2004; Gomes et al. 2006).

La colecta de líquenes la realicé en el sendero que da acceso al paredón de Sierra Blanca, es un área con mayor disponibilidad hídrica, la vegetación es más verde y densa, con árboles más altos y algunos elementos de selva húmeda en la base del paredón.



Figura 2. Localización del Parque Nacional de Catimbau en el estado de Pernambuco, Brasil.

### **Diseño muestral**

Las colectas las efectué a lo largo de todo el sendero, donde realicé un barrido de los árboles con líquenes, escogiéndolos solo aquellos que tenían los tres tipos (costroso, folioso y fruticulado). Colecté las muestras colocando un cuadrante de 10 x 10 cm en la región donde se encontraba el líquen posteriormente ese cuadrante lo dividí en cuatro subcuadrantes de 5 x 5 cm, para coleccionar la muestra escogía el subcuadrante que estuviera cubierto en su totalidad por el líquen de interés, para que el área de cobertura fuera la misma en cada muestra. Los líquenes eran guardados en frascos separados, etiquetados por tipo y número de muestra.

Para la clasificación y conteo de artrópodos por morfotipos, cada líquen lo observé en el microscópio estereoscópico, extrayendo, separando y contando todos los artrópodos encontrados, los cuales guardé en microtubos 1,5 ml con alcohol al 70%. Cada microtubo era etiquetado con el tipo y número de líquen al que pertenecía.

### **Análisis de datos**

El número de muestras no fue temporal o espacialmente independientes, por eso, para conocer las diferencias estadísticas entre el número de morfotipos encontrados en cada tipo de líquen, realicé una ANOVA Kruskal-Wallis.

Para representar el número de morfotipos de artrópodos acumulados y comparar el inventario frente al esfuerzo de muestreo, realicé una curva de acumulación de especies en el Software R (R Core Development Team. 2014) y para calcular los morfotipos de artrópodos esperados basándome en los colectados, utilicé la ecuación de Clench calculada en el Software Estimates (Colwell 2013).

## **RESULTADOS**

En total colecté 42 líquenes (14 muestras correspondientes a cada tipo de líquen), principalmente en las especies de árboles *Ptyrocarpa moniliformis* Benth. y *Commiphora leptophloeos* Mart. El número total de artrópodos fue de 124, clasificados en 35 morfotipos diferentes (Fig. 3).

<b>Tipo de líquen</b>	<b>Artrópodos</b>	<b>Morfotipos</b>
<b>Costroso</b>	8	6
<b>Folioso</b>	96	26
<b>Fruticuloso</b>	20	11

Figura 3. Número de artrópodos y de morfotipos por tipo de líquen en el Parque Nacional de Catimbau.

La riqueza de morfotipos testada fue mayor en el líquen de tipo folioso y menor en el líquen costroso (ANOVA Kruskal-Wallis  $X^2 = 24.08$ ;  $G1 = 2$ ;  $p < 0.0001$ ) (Figura 4).

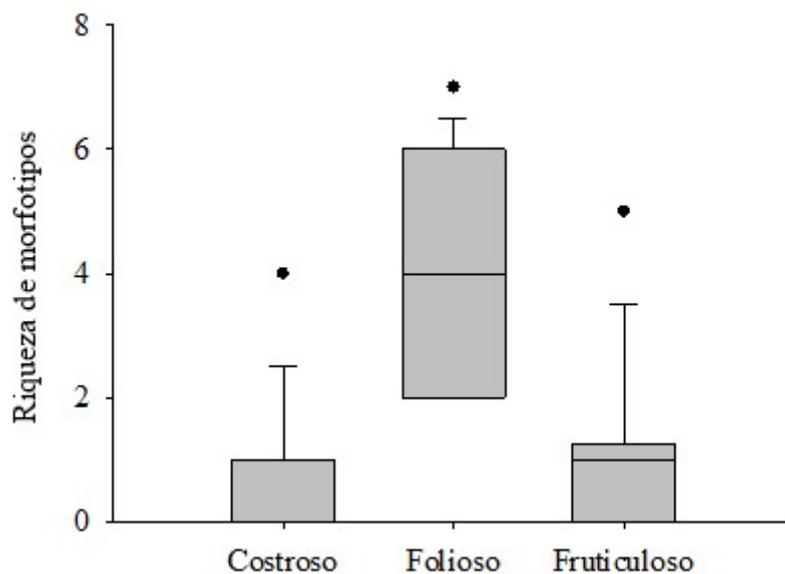


Figura 4. Diferencias estadísticas entre el tipo de líquen (eje X) y los morfotipos de artrópodos (eje Y) registrados, testadas por una ANOVA Kruskal-Wallis.

La curva de acumulación de morfotipos de artrópodos clasificados en cada tipo de líquen no alcanzó una asíntota definida en ninguno de los tres casos. Sin embargo se observa una tendencia en las curvas de acumulación de morfotipos de los líquenes costrosos y fruticulosos, mientras que la curva de morfotipos en los líquenes foliosos, aún tiene un crecimiento alto (Fig. 5).

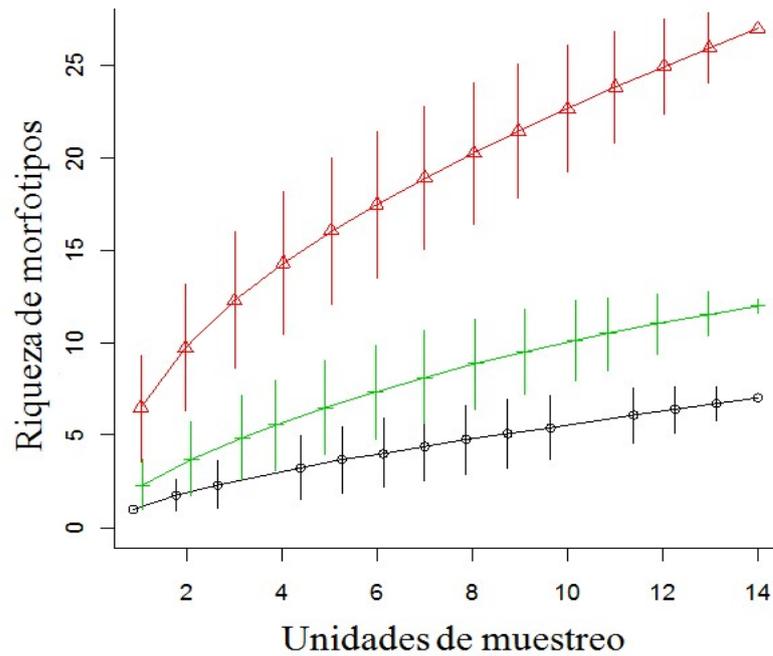


Figura 5. Curva de acumulación de especies. El eje X representa el esfuerzo de muestreo efectuado ( $n$ : unidades de esfuerzo). El eje Y representa el número de morfotipos de artrópodos encontrados para cada nivel de muestreo (o = líquen costroso; + = líquen fruticulosos;  $\Delta$  = líquen folioso).

La pendiente calculada en la curva mediante la ecuación de Clench (costrosos = 0.15, foliosos = 3.05, fruticulosos = 0.14) es mayor a 0.1 en el número de morfotipos encontrados para los tres tipos de líquenes, lo que significa que el número puede aumentar al incrementar el número de muestras, a pesar de que el porcentaje de morfotipos registrados frente a las especies esperadas, es mayor en los líquenes foliosos, representando un valor de 86.9%, en los costrosos y fruticulosos es menor, con un valor de 15.1 y 13.9% respectivamente.

## DISCUSIÓN

La hipótesis planteada no fue corroborada. La cantidad de morfotipos de artrópodos encontrados es mayor en los líquenes foliosos, los cuales presentan más protección para los organismos y una mejor cobertura, ya que la superficie de contacto entre la corteza y el talo propicia un microhábitat estable para los pequeños artrópodos (Jean-Jacques et al. 2014).

La curva de acumulación de morfotipos de artrópodos para los líquenes foliosos no alcanzó una asíntota definida, por lo que se necesitaría un número más grande de unidades de muestreo para completar el inventario. Probablemente se debe a que estos líquenes incrementan la heterogeneidad del hábitat, posibilitando que más especies encuentren refugio debajo del talo, contra factores bióticos, como posibles depredadores e inclusive abióticos, como el viento, lluvia o las variaciones de temperatura (Wertheim 1954), en comparación con los líquenes costrosos, donde no hay espacio suficiente para el establecimiento de gran cantidad de organismos. Los líquenes fruticulosos poseen mayor volumen, pero no proporcionan gran protección a los organismos, ya que el área de protección es mínima, en comparación con los líquenes foliosos.

La riqueza observada a partir de los muestreos es una subestimación a la riqueza verdadera, en los tres tipos de líquenes la pendiente de la curva es mayor a 0.1, por lo tanto si se incrementa el número de muestras aumentará el número de morfotipos de artrópodos registrados, ya que siempre hay especies que no se registran en el inventario, entonces es necesario estimar la riqueza verdadera a partir de esa riqueza muestreada mediante otro método estadístico, como por ejemplo los Números de Hill que son una medida del grado de distribución de las abundancias relativas entre las especies (Palmer 1990; Chiarucci et al. 2003).

La baja cantidad de morfotipos registrados en los líquenes costrosos y foliosos, puede ser explicada porque algunos producen metabolitos secundarios, los cuales pueden tener un impacto físico y químico sobre otros organismos, permitiendo o no su establecimiento

(Oksanen 2006; Molnár & Farkas 2010). Otros factores que influyen la colonización de los artrópodos en ciertos tipos de líquenes son que proporcionan refugio.

La microfauna asociada a líquenes es poco estudiada, por lo tanto puede dar pie al descubrimiento de nuevas especies de artrópodos, además pueden ser útiles para desarrollar técnicas de monitoreo (solo basados en ciertas especies). Grandes áreas de muestreo son esenciales para mostrar la diversidad del ecosistema, mientras que los líquenes, en un área pequeña pueden reflejar el cambio de hábitat, riqueza de especies o degradación (Wolseley et al. 1991).

## **AGRADECIMENTOS**

Agradezco a la Universidad Federal de Pernambuco y a la Coordinación del Curso de Campo Ecología y Conservación de la Caatinga, a Joana Specht por la ayuda en la colecta de datos y al Posgrado en Ciencias Biológicas-UNAM por aportar los recursos para la realización de esta estancia de investigación.

## **REFERENCIAS**

- Andrade, K.V.S., Rodal, M. J. N., Lucena, M. F. & Gomes, A. P. S. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. *Hoehnea* 31: 337-348.
- Ambrecht, I, Perfecto, I. & Vandermeer, J. 2004. Enigmatic biodiversity correlations: ant diversity responds to diverse resources. *Science* 304: 284-286.
- Barreno, E. & Pérez-Ortega, S. 2003. Líquenes de la Reserva Natural Integral de Muniellos, Asturias. Cuadernos de Medio Ambiente. Serie Naturaleza 5, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio & KRK Ediciones. Oviedo, Asturias, España.

- Boucher, V. L. & Nash, T. H. 1990. Growth pattern in *Ramalina menziesii* in California: coastal vs. inland populations. *Bryologist* 93: 295-302.
- Chiarucci, A., Enright, N. J., Perry, G. L., Miller, B. P. & Lamont, B. B. 2003. Performance of nonparametric species richness estimators in a high diversity plant community. *Diversity and Distributions* 9: 283-295.
- Colwell, R. K. 2013. *Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples*. Version 9. Persistent URL <[purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates)>
- Gomes, A. P. S., Rodal, M. J. N. & Melo, A. L. 2006. Florística e fitogeografia da vegetação arbustiva subcaducifólia da Chapada de São José, Buíque, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20: 37-48.
- IBAMA. 2005. Unidades de Conservação. Disponível em [www.ambientebrasil.com.br](http://www.ambientebrasil.com.br) Acesso em 20/04/2015.
- Itzhak, M. J. J., Raz, R., Mgocheki, N. & Álvarez, R. 2013. Epiphitic lichen is associated with species richness of gall inducing aphids but not with niche differentiation among them. *Arthropod-Plant Interactions* 8: 17-24.
- Jones, C.G., Lawton, J. H. & Shachak, M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 79: 1946-1957.
- Larson, D.W., Matthes-Sears, U. & Nash, T. H. 1985. The ecology of *Ramalina menziesii*. I. Geographical variation in form. *Canadian Journal of Botany* 63: 2062-2068.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. 2002. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Brasília, Universidade Federal de Pernambuco, Conservation Internacional do Brasil e Fundação O Boticário.
- Molnár, K. & Farkas, E. 2010. Current results on biological activities of lichen secondary metabolites: a review. *Zeitschrift für Naturforschung* 65: 157-173.

- Nash, T. H. 2008. *Lichen Biology*. Cambridge University Press. RU, UK.
- Oksanen, I. 2006. Ecological and biotechnological aspects of lichens. *Applied Microbiology and Biotechnology* 73: 723-734.
- Palmer, M. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* 71: 1195-1198.
- R Core Development Team. 2014. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*.
- Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Secretaria de Ciencia, tecnologia e meio ambiente de Pernambuco-SECTMA, Recife.
- Shmida, A. & Wilson, M. V. 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12: 1-20.
- Schoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27-39.
- SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. 1990. Dados Pluviométricos mensais do Nordeste, estado de Pernambuco. (Série Pluviometria 6). Recife, PE, Brasil.
- Tamme, R., Hiiesalu, I., Laanisto, L., Szava-Kovats, R. & Pärtel, M. 2010. Environmental heterogeneity, species diversity and co-existence at different spatial scales. *Journal of Vegetation Science*. 21: 796-801.
- Wertheim, G. 1954. Studies on the biology and ecology of the gallproducing aphids of the tribe Fordini (Homoptera: Aphidoidea) in Israel. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 105: 79-96.
- Wolseley, P. A., Moncrieff, C. & Aguirre-Hudson, B. 1994. Lichens as indicators of environmental stability and change in the tropical forests of Thailand. *Global Ecology and Biogeography* 4: 116-123.



**ESTRUTURA FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE PLANTAS LENHOSAS  
ARBÓREO-ARBUSTIVAS AO LONGO DE UM GRADIENTE DE PRECIPITAÇÃO NA  
CAATINGA**

Madson Antonio Benjamin Freitas

Programa de Pósgraduação em Biologia Vegetal - UFPE

## RESUMO

A estruturação de comunidades submetidas à filtragem ambiental restringe a distribuição de espécies em um *pool* regional. Compreender como gradientes ambientais afetam a estrutura dessas comunidades e as estratégias ecológicas de assembleias de plantas que ali ocorrem, pode auxiliar na previsão de mudanças climáticas globais sobretudo sob extremos sazonais de precipitação e seca. Neste estudo avaliei a composição funcional de comunidades submetidas a diferentes níveis de precipitação. Selecionei áreas de precipitação alta, média e baixa, estabelecendo em seguida três parcelas de 10 x 20 m em cada um destes tratamentos, no Parque nacional do Catimbau. Em cada parcela, foram registrados e identificados todos os indivíduos com DAS > 3 cm. Foram amostrados três indivíduos por morfoespécies para mensuração de atributos associados a estratégias de economia de recursos. Em seguida, a média ponderada (CWM) de cada atributo foi comparada entre os tratamentos com uma ANOVA. Verifiquei que apenas espessura foliar diferiu nos tratamentos, aumentando nas áreas de maior precipitação. A fenologia pode estar sendo indiretamente responsável por este resultado, alterando padrões temporais de senescência foliar refletidas nas estratégias de espécies perenifólias da Caatinga.

**PALAVRAS-CHAVE:** Atributos funcionais, Filtros ambientais, Floresta seca

## INTRODUÇÃO

A estruturação de comunidades está associada a fatores abióticos (i.e., fatores edáficos, disponibilidade de luz e precipitação) e bióticos (i.e., competição, predação) definidas como “filtros ambientais”, os quais atuam em um equilíbrio dinâmico na manutenção das espécies sob diferentes aspectos do nicho ocupado. A relação entre as características do ambiente e a adaptação das espécies, resulta em um conjunto de interações que os indivíduos buscam satisfazer para atender demandas conflitantes (*trade-offs*) voltadas para seu desenvolvimento, sobrevivência ou reprodução (Kneitel & Chase 2004). O conjunto destas interações está associado à coocorrência das espécies em função da disponibilidade de recursos limitantes, tornando necessário a ocupação de diferentes contextos dentro de um nicho. No entanto, a coocorrência limita estas convergências por meio da similaridade limitante, em que características divergem para que diferentes espaços do nicho sejam compartilhadas por diferentes espécies (Cornwell et al. 2006). Plantas adaptadas ao deserto, por exemplo, buscam a redução da dessecação promovendo balanço hídrico entre suas estruturas vegetativas. Isso pode ocorrer a partir da redução de sua área foliar, fechamento dos estômatos ou espessamento cuticular para adequação da evapotranspiração à consequente perda hídrica (Taiz & Zeiger 2004). Outras características como o ciclo fenológico da planta, pode sofrer modificação temporal em decorrência de estações severas de secas prolongadas (Borchert 1994).

A identificação dos processos fisiológicos envolvidos na filtragem ambiental é um passo importante para se avaliar a estrutura de comunidades e processos ecossistêmicos (Rosado et al. 2013). A seleção de atributos está associada à investigação de características fenotípicas que esclareçam a relação de tais atributos com padrões de ocupação de nicho ou funcionamento dos ecossistemas, verificando como espécies respondem às peculiaridades do ambiente ou como tais atributos se relacionam com propriedades do ecossistema (Díaz et al. 2013). Atributos respostas podem auxiliar na identificação de estratégias adaptativas favoráveis ao

estabelecimento e desenvolvimento das espécies em ambientes restritivos, podendo resultar na convergência de traços conservativos quando submetidos a filtros ambientais ou divergência de traços aquisitivos quanto submetidos a competição por coocorrência (Díaz et al. 2013; Pérez-Harguindeguy et al. 2013). Um exemplo de atributo resposta é a área específica foliar (AEF) que está associada a estratégias da planta para economia de recursos. A taxa de crescimento e consequente sobrevivência, pode responder diretamente às condições extremas de dessecação e levar à redução de área foliar específica a fim de se evitar perda excessiva de água por evapotranspiração (Garnier & Shipley 2001). Outras características fenotípicas como presença de tricomas foliares refletivos, ceras foliares, enrolamento foliar além de folhas pequenas e divididas, fazem parte das adaptações que plantas de ambientes secos desenvolvem para redução de perda hídrica (Taiz & Zeiger 2004).

Florestas tropicais sazonalmente secas são ambientes propensos ao estudo de processos de montagem de comunidades, pois apresentam explícitos gradientes ambientais (Lebrija-Trejos et al. 2010). O estresse hídrico é um fator determinante para a distribuição de espécies nessas florestas (Balvanera et al. 2011), refletindo adaptações nas características das espécies, que podem ser previstas em função da economia de recursos expostas em atributos de fácil mensuração. Desse modo, busquei investigar como a composição funcional de assembleias de plantas lenhosas varia ao longo de um gradiente de precipitação na Caatinga, investigando atributos respostas que explicitem estratégias de economia de recurso, partindo do pressuposto de que haveria aumento da área específica foliar, redução da espessura foliar e redução da densidade da madeira.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau (8°32' a 8°35'S e 37°14' a 37°15'W), entre os municípios de Tupanatinga, Buíque e Ibimirim, no estado de Pernambuco. O parque apresenta diferentes tipos vegetacionais com fisionomias florestais do tipo savana-estépica com predominância de árvores e arbustos espinhosas decíduais e solos do tipo planossolos haplico eutrófico a leste e neossolos quartzarenicos orticos a oeste (EMBRAPA 2014; IBGE 2012; Rizzini 1997). O clima predominante é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso de tipo As (Köppen). A precipitação varia de 650 mm a 1100 mm anuais e em diferentes locais dentro do parque, em função da variação de altitude, promovendo cenário ideal para estudos em gradientes de precipitação (Ab'saber, 1974). Esta possibilidade foi prevista e justificada para a criação de um Programa Ecológico de Longa Duração (PELD) no PARNA, no qual foram estabelecidas 20 Unidades Experimentais sob diferentes condições de precipitação e altitude em duas unidades geomorfológicas (cristalino e sedimentar).

### **Delineamento amostral**

A partir das parcelas permanente do PELD com tamanhos padronizados de 50 x 20 m, selecionei três Unidades Experimentais que representassem um gradiente de precipitação: alto (913 mm, 8°30'59.88" S e 37°14'41.80" W), intermediário (843 mm, 8°33'14.90" S e 37°15'24.40" W) e baixo (555 mm, 8°29'7.36" S e 37°19'19.94" W). Em cada parcela selecionei três sub parcelas de 10 x 20 m, morfotipando as espécies *in loco* de acordo com sua filotaxia e selecionando mais de três indivíduos acima de 3 cm de diâmetro à altura do solo (DAS).

### **Seleção e mensuração de atributos**

Selecionei atributos de fácil mensuração, mas que respondem bem a variações na disponibilidade de recursos. A Área Específica Foliar (AEF,  $\text{mm}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$ ) que consiste na área da folha fresca por sua massa seca, é um atributo que representa demanda conflitante (*trade-off*) entre a perda hídrica e absorção de luz, fazendo parte de um conjunto de características associadas ao espectro econômico foliar (Wright et al. 2004); Densidade específica da madeira (DEM, expressa em  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ), consiste na massa seca do galho principal de uma planta dividido por seu volume fresco, reflete um *trade-off* entre condutividade hidráulica e tolerância a cavitação em solos secos; e a espessura foliar (mm) representada pela medição direta da espessura de uma porção mediana da folha, está associada a estratégias de redução de perda hídrica com aumento cuticular (Díaz et al. 2013; Pérez-Harguindeguy et al. 2013), em que folhas pouco espessas podem representar uma resposta à baixa disponibilidade de luz, enquanto o seu oposto está associado à baixa disponibilidade hídrica (Hodgson et al. 2011).

Em cada indivíduo selecionei três ramos com boa integridade, acondicionando-os em sacos plásticos, com algodão umedecido nas terminações. Em laboratório selecionei três folhas de cada ramo e uma secção do galho com aproximadamente 7 cm de comprimento, acondicionando-os úmidos com auxílio de papel toalha em temperatura baixa durante 24 horas para obtenção de massas túrgidas. As folhas foram digitalizadas e tiveram sua área mensurada com auxílio do programa ImageJ (Abràmoff et al. 2004), assim como seu peso túrgido e seco mensurados com auxílio de balança digital. As secções de galhos tiveram seu volume mensurado em balança analítica com auxílio de um recipiente com volume de água conhecido a fim de aferirmos o peso da água deslocada (Pérez-Harguindeguy et al. 2013). Em seguida, as amostras foram secas em estufa a 70 °C para obtenção da massa seca.

### **Análise de dados**

Para análise da composição funcional de cada atributo em cada comunidade, utilizei a média dos atributos nas comunidades, ponderada pela abundância relativa das espécies (CWM)

representada por:  $\sum_{i=1}^n p_i \times trait_i$ , onde  $p_i$  é a contribuição relativa da espécie  $i$  para a comunidade, e  $trait_i$  é o valor de característica das espécies. A média dos atributos em cada tratamento (i.e. precipitação baixa, intermediária e alta) foi comparada a partir de uma análise de variância (ANOVA). Nos casos em que houve relação significativa, o sentido das diferenças entre os tratamentos foi analisado com um teste de Tukey. As análises foram conduzidas no programa Systat 13.1 (Systat 2009).

## RESULTADOS

Amostrei 187 indivíduos e 25 morfo espécies nas áreas inventariadas, sendo quatro no ambiente de precipitação baixa, oito na intermediária e 12 na alta. A espessura foliar foi o único atributo que variou em função do gradiente de precipitação, apresentando menores valores no ambiente de baixa precipitação, em relação aos demais ( $F_{2,7} = 16,961$ ;  $p = 0,003$ , Fig. 1).

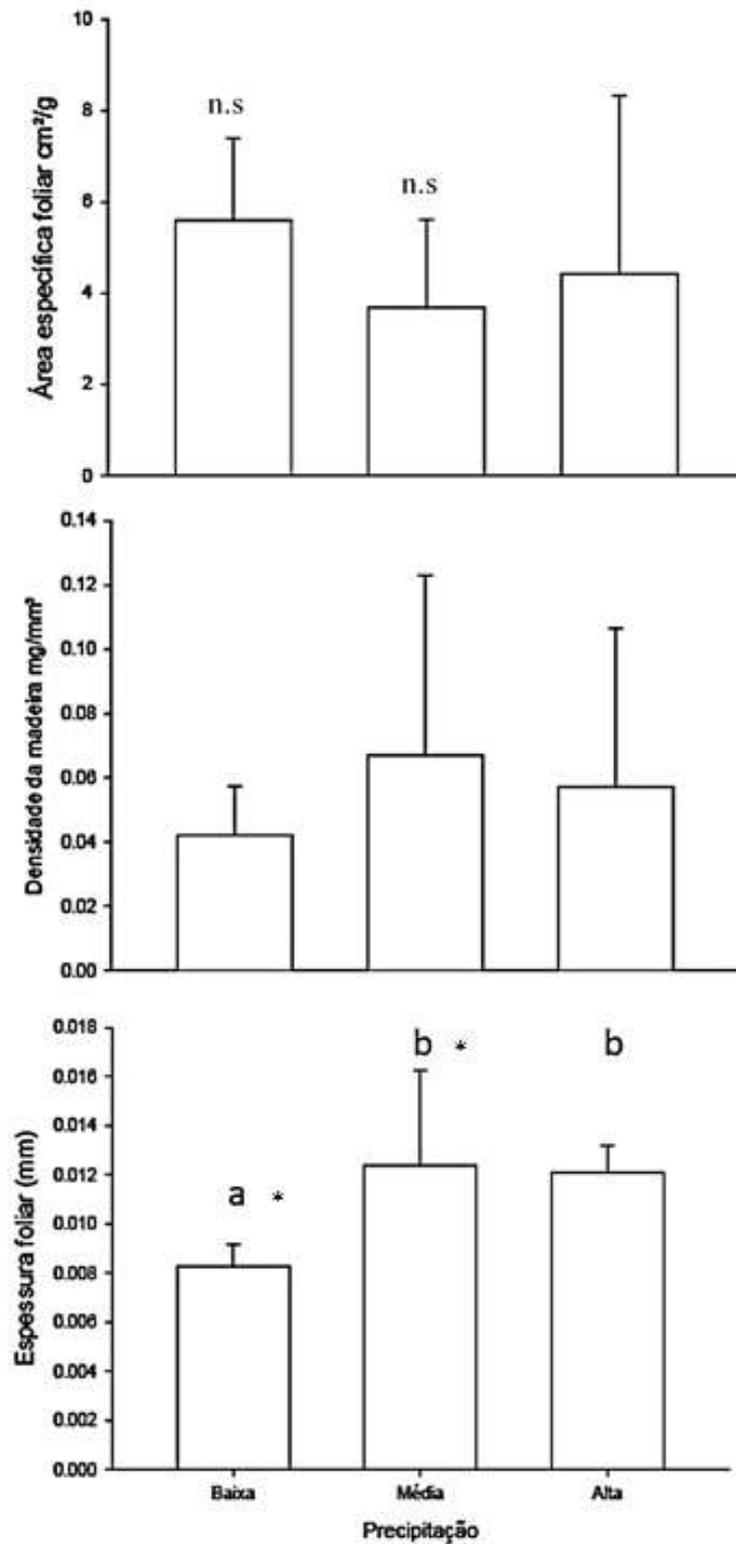


Figura 1. Análise de variância entre os atributos avaliados nas comunidades sob diferentes regimes de precipitação. \*Valores de p para pós-teste de Tukey: Baixa vs Média = 0,005; Baixa vs Alta = 0,007; Média vs Alta=0,926; ns = não significativo.

## DISCUSSÃO

Dentre os atributos foliares analisados (área específica foliar, espessura foliar e densidade da madeira), verifiquei que apenas espessura foliar variou ao longo do gradiente de precipitação, sendo menor no ambiente com baixa precipitação anual. Contudo, sua variação mostrou-se contrária ao que se esperava e ao que foi encontrado por Menezes (2014). O fato de a espessura foliar está sendo atribuída a ambientes com baixa precipitação anual pode estar refletindo a variação de outros atributos em diferentes contextos. Isso pode ser percebido pelo fato de a espessura foliar ser altamente variável em ambientes submetidos a extremas oscilações de precipitação, funcionando como estratégia alternativa à fenologia das espécies caducifólias, por exemplo. De fato, a fenologia é fortemente influenciada pela disponibilidade hídrica no solo (Borchert 1994). Deste modo, plantas perenifólias podem apresentar maior espessura foliar para persistirem por mais tempo em ambientes mais chuvosos, enquanto ambientes mais secos podem apresentar espécies caducifólias com folhas menos espessas (Borchert 1994).

Não houve diferença na densidade de madeira e área específica foliar média entre os tratamentos. Isso pode estar associado a outras estratégias de resistência à dessecação não analisadas neste estudo, tais como estratégias mecânicas de retardo e tolerância à dessecação, mecanismos de escape de seca e de aprofundamento das raízes (Taiz & Zeiger, 2004). Por exemplo, Borchert (1994) verificou que o armazenamento de água no tronco varia de acordo com a estação de chuva, e isto pode ser variável ao longo do ano.

A avaliação da composição funcional de comunidades submetidas a regimes extremos de estresse hídrico, auxiliam na identificação de características favoráveis à persistência de assembleias submetidas a mudanças climáticas. Isso se torna cada vez mais importante em florestas tropicais sazonalmente secas, onde processo de desertificação associado ao uso da terra, pode levar à perda de resiliência desses sistemas, bem como sua consequente redução de diversidade funcional (Bhaskar et al. 2014).

## AGRADECIMENTOS

À monitora Maria Fabíola Barros e ao biólogo Pedro Henrique Albuquerque Sena pelo auxílio na coleta dos dados e revisão do manuscrito. Ao Dr. Marcus Cianciaruso pelas orientações e análises dos dados.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab'saber, A. N. (1974). O domínio morfoclimático semi-árido das caatingas brasileiras. (I. de Geografia, Ed.). Universidade de São Paulo.
- Abràmoff, M. D., Magalhães, P. J., & Ram, S. J. (2004). Image processing with ImageJ. *Biophotonics International*, 11(7), 36–43. <http://doi.org/10.1117/1.3589100>
- Balvanera, P., Quijas, S., & Perez-Jimenez, a. (2011). Distribution Patterns of Tropical Dry Forest Trees Along a Mesoscale Water Availability Gradient. *Biotropica*, 43: 414–422. <http://doi.org/DOI 10.1111/j.1744-7429.2010.00712.x>
- Bhaskar, R., Dawson, T. E., & Balvanera, P. (2014). Community assembly and functional diversity along succession post-management. *Functional Ecology* 28: 1256–1265. <http://doi.org/10.1111/1365-2435.12257>
- Borchert, R. (1994). Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology* 75, 1437–1449.
- Cornwell, W. K., Schwilk, D. W., & Ackerly, D. D. (2006). A trait-based test for habitat filtering: Convex hull volume. *Ecology* 87: 1465–1471. [http://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1465:ATTFHF\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1465:ATTFHF]2.0.CO;2)
- Díaz, S., Purvis, A., Cornelissen, J. H. C., Mace, G. M., Donoghue, M. J., Ewers, R. M., ... Pearse, W. D. (2013). Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. *Ecology and Evolution* 3: 2958–2975. <http://doi.org/10.1002/ece3.601>

- EMBRAPA, M. P. (2014). SOMABRASIL: Sistema de Observação e Monitoramento da Agricultura no Brasil. Retrieved from <http://www.cnpq.embrapa.br/projetos/somabrasil/index.html>
- Garnier, E., & Shipley, B. (2001). A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content. *Functional Ecology* 15: 688–695. <http://doi.org/10.1046/j.0269-8463.2001.00563.x>
- Hodgson, J. G., Montserrat-Marti, G., Charles, M., Jones, G., Wilson, P., Shipley, B., ... Royo Pla, F. (2011). Is leaf dry matter content a better predictor of soil fertility than specific leaf area? *Annals of Botany* 108: 1337–1345. <http://doi.org/10.1093/aob/mcr225>
- IBGE. (2012). Manual técnico da vegetação brasileira. In O. e G. Ministerio do Planejamento (Ed.), *Manuais Técnicos em Geociências* (2nd ed., p. 275). Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE.
- Kneitel, J. M., & Chase, J. M. (2004). Trade-offs in community ecology: Linking spatial scales and species coexistence. *Ecology Letters* 7: 69–80. <http://doi.org/DOI 10.1111/j.1744-7429.2010.00712.x>
- Lebrija-Trejos, E., Pérez-García, E. a., Meave, J. a., Bongers, F., & Poorter, L. (2010). Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. *Ecology* 91: 386–398. <http://doi.org/10.1890/08-1449.1>
- Menezes, T. G. C. (2014). Variação nos atributos foliares em plantas do semiárido brasileiro: efeitos de um filtro ambiental. In *Ecologia da Caatinga: curso de campo 2012* (1st ed., p. 528). Recife: UFPE. Retrieved from [https://drive.google.com/file/d/0B\\_cbPZOpcayUMGJ2ZGlsTUNrX00/edit?usp=sharing](https://drive.google.com/file/d/0B_cbPZOpcayUMGJ2ZGlsTUNrX00/edit?usp=sharing)
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... Thompson, K. (2013). New Handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61: 167–234.

- Rizzini, C. T. (1997). Tratamento de fitogeografia do Brasil: Aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos (2nd ed.). Rio de Janeiro: Âmbito Cultura.
- Rosado, B. H. P., Dias, A. T. C., & de Mattos, E. a. (2013). Going back to basics: Importance of ecophysiology when choosing functional traits for studying communities and ecosystems. *Natureza e Conservacao*, 11(July), 15–22. <http://doi.org/10.4322/natcon.2013.002>
- Systat, S. (2009). *Systat 13 for Windows: More Statistics, More Graphs, Less Effort*. Chicago. Retrieved from <http://www.systat.com/>
- Taiz, L., & Zeiger, E. (2004). *Fisiologia vegetal* (3rd ed.). Porto Alegre: Artmed.
- Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., ... Gulias, J. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428: 821–827.



**FLORESTAS OFERECEM SERVIÇOS DE CONTROLE BIOLÓGICO A CULTIVOS DE  
*Manihot esculenta* NA CAATINGA?**

Mariana Delgado-Jaramillo

Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade  
Federal de Pernambuco

## RESUMO

Entender como serviços ecossistêmicos de controle biológico atuam sob cultivos, pode ser muito útil para otimizar a produção agrícola, conservação e restauração de ecossistemas. Este enfoque adquire importância em áreas protegidas, onde o uso de agrotóxicos pode comprometer seus objetivos de conservação. Atualmente, o Nordeste é o principal produtor de mandioca no Brasil, mas sua produção está sendo afetada por forte infestação de pragas. Nesse contexto, surge o objetivo de determinar a possível influência da distância da floresta no controle da herbivoria por diferentes pragas. Para isso, foram feitos 16 transectos perpendiculares à floresta, com 100m divididos em 5 pontos de amostragem. Em cada ponto se contabilizou a densidade de plantas com 100% de herbivoria por ácaros e foram coletadas 3 folhas para avaliar a área foliar com herbivoria por mastigadores e contabilizar a densidade de ácaros. Cultivos próximos à floresta apresentam menor herbivoria por mastigadores. A herbivoria por ácaros acontece das bordas para o interior do cultivo, independentemente da floresta. Os predadores de ácaros mostram-se insuficientes para controle biológico. Portanto, os serviços de controle biológico prestados pela floresta são insuficientes para regular a principal praga da mandioca e garantir uma alta produtividade do cultivo.

**PALAVRAS-CHAVE:** Ácaros, Herbivoria, Mandioca, Serviços ecossistêmicos

## INTRODUÇÃO

Nos últimos 20 anos têm-se alcançado avanços notáveis na compreensão de como a perda da biodiversidade afeta processos ecológicos, o funcionamento dos ecossistemas e, conseqüentemente, a sociedade. Esses diversos processos ecológicos que beneficiam direta ou indiretamente os humanos são chamados de serviços ecossistêmicos (Groot et al. 2002). Um exemplo de serviço ecossistêmico é o controle biológico, definido como a regulação de pragas e doenças em sistemas naturais e agrícolas, por meio da predação e competição (Pittman & McCormick 2010). Historicamente, na agricultura, este processo tem sido substituído por um controle químico que resulta, por exemplo, em um empobrecimento biológico, contaminação do solo e problemas de saúde (Vandermeer et al. 2014).

Com o intuito de diminuir o uso de agrotóxicos, aumentar a conservação de ecossistemas e otimizar a produção agrícola, estudos com enfoque no uso de controle biológico para predação de herbívoros têm sido intensificados, sobretudo em sistemas de cultivos de café de sombra (Perfecto & Castiñeiras 1998; Armbrrecht & Gallego 2007). Nestes, parte da floresta é mantida (o estrato arborícola que constitui o dossel), mantendo assim parte dos predadores naturais. Isso poderia impulsionar a conservação das florestas próximas a cultivos para a obtenção de serviços de controle biológico por predadores naturais. Recentemente, essa abordagem foi relatada em alguns estudos desenvolvidos na Colômbia e no México (Armbrrecht & Perfecto 2003; Armbrrecht & Gallego 2007), entretanto para o Brasil essa abordagem é ainda incipiente.

No Brasil, a agricultura de mandioca vem se tornando cada vez mais importante, sendo a região do Nordeste a mais produtiva, o que evidencia a importância dessa cultura do ponto de vista social e econômico, principalmente, para os pequenos e médios produtores (IBGE 2014). No entanto, perdas de até 51% na produção de raízes vêm sendo registrados em áreas de Caatinga, por conta de sua principal praga, o ácaro verde, *Mononychellus tanajoa* (Bondar)

(Acari: Tetranychidae). Em regiões como a Caatinga, com recursos econômicos limitados e alta pressão de exploração dos recursos naturais (Melo & Tabarelli 2012), confirmar a funcionalidade dos serviços de regulação de herbivoria proporcionados pelas florestas remanescentes próximas a cultivos é importante para reduzir o uso de agrotóxicos, aumentar a produtividade e promover a conservação dos ambientes naturais.

Isso fica ainda mais evidente quando a abordagem recai sobre áreas com alta densidade populacional, com perturbação antrópica frequente e poucas Unidades de Conservação, como é o caso da Caatinga. Nesse ecossistema, as poucas Unidades de Conservação existentes, de um modo geral, não possuem plano de manejo, refletindo em pouca fiscalização, e consequente realização de atividades antrópicas de exploração de recursos dentro de seus limites (Tabarelli et al. 2000). Isso não difere para o Parque Nacional do Catimbau, onde algumas áreas protegidas apresentam diferentes pressões humanas com perturbações crônicas constantes como extração de lenha e criação caprinos.

Levando em consideração a relevância do controle biológico em cultivos próximos a florestas, nosso trabalho teve como objetivo determinar a influência da distância da floresta no controle da herbivoria em cultivos de mandioca no Parque Nacional Catimbau - PE. Neste sentido, a hipótese foi que quanto mais próximo a floresta, menor a herbivoria e maior a predação de herbívoros.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

O estudo foi realizado na Serrinha, localizada entre as coordenadas 8°33'08.8" S e 37°14'20.5"W, no Parque Nacional do Catimbau, entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim (Fig. 1), estado de Pernambuco. Se caracteriza por um clima semiárido estacional, com precipitação anual que oscila entre 250 e 1000 mm e temperatura média anual de 24 a 26

°C (Andrade-Lima 1981). O parque apresenta uma vegetação de Caatinga caracterizada por vários tipos de fisionomias, desde uma vegetação herbácea até uma arbustiva/arbórea e elevações que oscilam de 600 a 1000 m (Andrade-Lima 1981). O parque ainda apresenta assentamentos rurais com atividades de agricultura e criação caprinos. A coleta de dados foi realizada em uma área de cultivo de mandioca (*Manihot esculenta*, Família Euphorbiaceae) e próximas a um fragmento florestal de Caatinga.

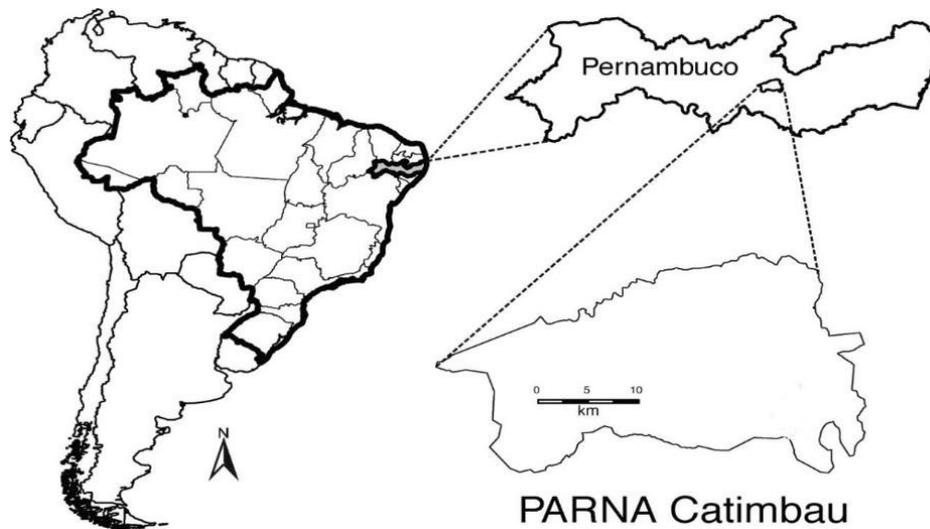


Figura 1. Localização do Parque Nacional do Catimbau no estado de Pernambuco, Brasil (fonte: Pedrosa et al. 2015).

### **Desenho Experimental**

A coleta de dados foi realizada em junho 2015. Em uma plantação de mandioca, foram delimitados 16 transectos de 100 m (para avaliar o número de plantas mortas por ácaros o transecto chegou até 125m, para incluir as extremidades do cultivo), paralelos, separados 10m entre si, e perpendiculares à floresta. Cada transecto foi dividido em cinco pontos de amostragem separados por 25 m cada que correspondiam a diferentes distâncias da floresta (0, 25, 50, 75 e 100 m).

Para avaliar a herbivoria por ácaros, em cada ponto de amostragem foi contabilizado o número de plantas com 100% de herbivoria por ácaros em 2m<sup>2</sup>. Para medir a herbivoria por mastigadores, nos mesmos pontos de amostragem foram coletadas três folhas (uma folha expandida do nível superior, médio e inferior de uma planta) e avaliada a porcentagem de área foliar com dano, estimado visualmente em intervalos (menos de 5%, entre 6 e 15%, 16 – 25%, 25 – 50%, 50-75%, mais de 75%). E finalmente, para determinar a densidade de predadores e razão de predadores/herbívoros nas diferentes distâncias, em cada folha foi contabilizado o número de ácaros predadores e herbívoros num microscópio estereoscópico e calculado a área de cada folha. Para o cálculo da área foliar, foi feita a medição da área de cada folíolo multiplicando a largura vezes o comprimento vezes uma constante de 0.75 (Siqueira *comunicação pessoal*), posteriormente estas áreas individuais foram somadas para a obtenção da área total da folha.

### **Análises de dados**

Para testar a normalidade dos resíduos, foi usado o teste de Shapiro-Wilk. Os dados foram normalizados mediante o logaritmo +1 do valor. Para comparar as abundâncias de plantas mortas nas diferentes distâncias, foi utilizada uma Análise de Variância de um fator (ANOVA). Para relacionar tanto a porcentagem de área foliar com herbivoria como a razão predador/herbívoros com a distância da floresta foram realizadas regressões simples. Todas as análises foram feitas com o programa STATISTICA 8.0 (StatSoft, Inc. 2007).

## **RESULTADOS**

Em relação a herbivoria por ácaros, as distâncias mais próxima e mais distante da floresta (125 m) apresentaram as maiores densidades de plantas mortas por ácaros (Fig. 2). Esta densidade diminuiu conforme o interior do cultivo, onde a porcentagem de plantas com 100% de herbivoria por ácaros foi 5 vezes maior em 0 m que em 50 m.

Em relação à herbivoria por mastigadores, das 245 folhas avaliadas, 45% apresentaram herbivoria e estas tinham em média  $11 \% \pm 13.92$  de área foliar com danos. A maior distância da floresta maior porcentagem de herbivoria por mastigadores ( $F_{gl=5} = 14.9$ ;  $p < 0.001$ ). A porcentagem média de área foliar com dano variou de  $2.1 \% \pm 1.56$  no ponto mais próximo da floresta a  $16.8 \% \pm 17.70$  no ponto mais distante (Fig. 3). Significando que a média da porcentagem de herbivoria por mastigadores na distância de 100 m foi 8 vezes maior que a porcentagem de área com dano foliar a 0 m.

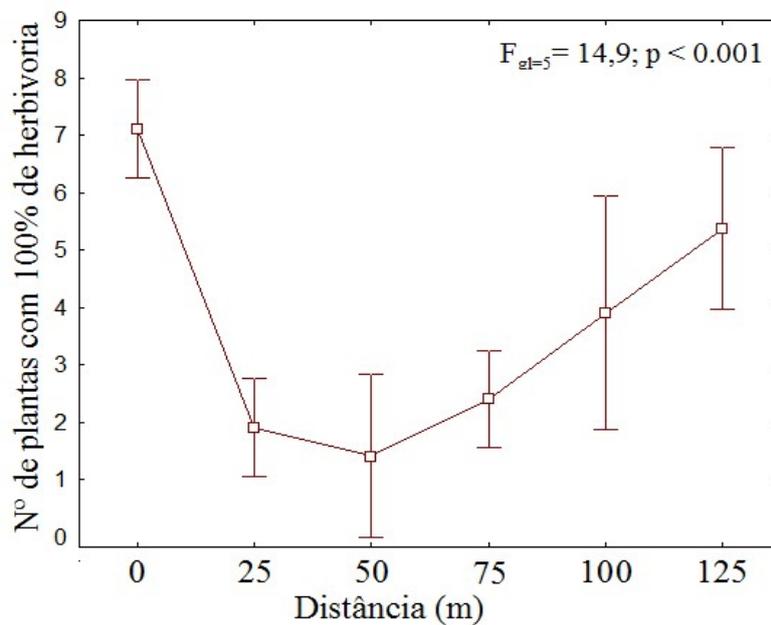


Figura 2. Densidade de plantas com 100 % de herbivoria por ácaros em  $2 \text{ m}^2$  nas diferentes distancias à floresta em um cultivo de mandioca no Parque Nacional Catimbau, Brasil.

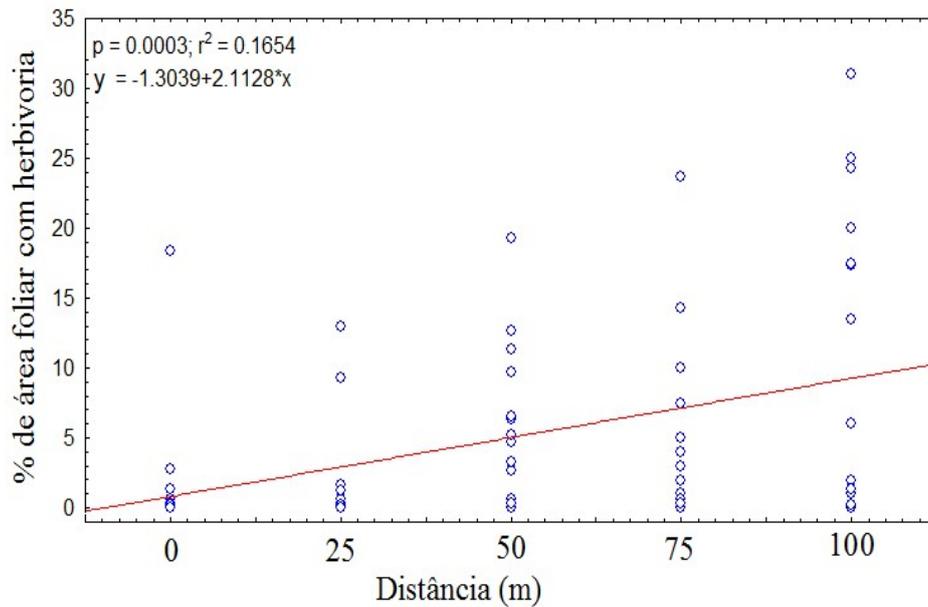


Figura 3. Porcentagem de herbivoria por mastigadores em função da distância à floresta em um cultivo de mandioca no Parque Nacional Catimbau, Brasil.

Das 120 folhas avaliadas para a contabilização de ácaros, 99% apresentaram evidências de infestação. Dos 767 ácaros contabilizados, 90% corresponderam a ácaros herbívoros e 73 ácaros predadores, o que representa uma relação de 1 predador para 70 herbívoros (1:70). Não foi encontrada uma relação entre a distância da floresta e a razão predador/herbívoro, a distância mais próxima da floresta não apresentou maior densidade de predadores nem aumento da razão predador/herbívoro (Fig. 4).

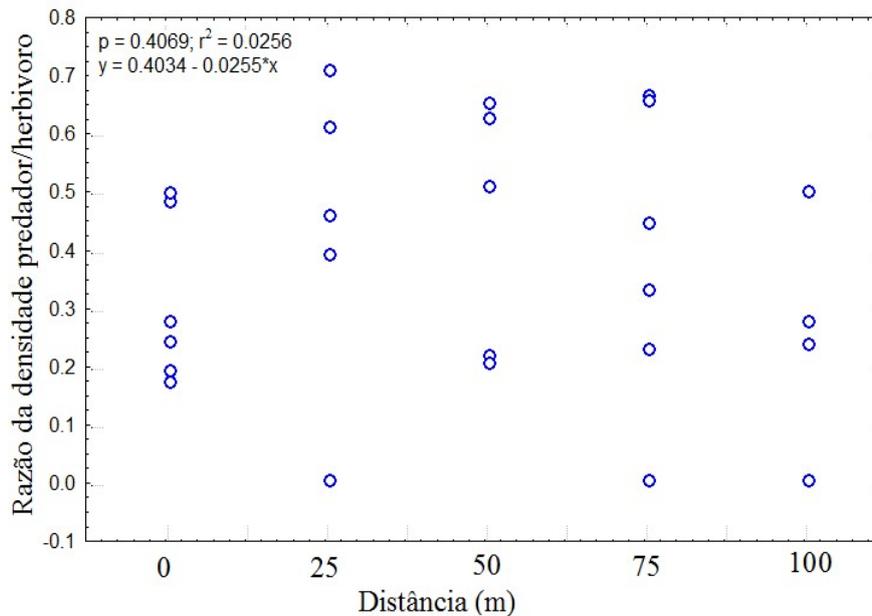


Figura 4. Razão da densidade predador/herbívoro em função da distância à floresta em um cultivo de mandioca no Parque Nacional Catimbau, Brasil.

## DISCUSSÃO

Os resultados observados nesse estudo apoiaram a hipótese de que a proximidade da floresta reduz a herbivoria por mastigadores nos cultivos de mandioca. Durante o trabalho de campo, foram observadas no chão e nas plantas várias espécies de formigas predadoras (eg. *Dinoponera*, *Camponotus*, só por mencionar alguns gêneros conhecidos) e herbívoros como coleópteros e lagartas. Portanto, possivelmente este serviço de controle de mastigadores está sendo realizado por formigas, em concordância, com o que já tem sido estudado em cultivos tropicais. Grande parte da proteção natural da herbivoria em cultivos é controlada principalmente por formigas que apresentam comportamento territorialista e de dominância (Deltoro et al. 2012). A competição inter-específica por interferência e predação de outros invertebrados, realizada por formigas, altera as dinâmicas comunitárias e populacionais locais. Então, em concordância com outros estudos encontrou-se que possivelmente as formigas atuam como um bom mediador de serviços de regulação de populações de herbívoros mastigadores

por controle biológico e reduzem o impacto da herbivoria sob áreas de cultivo (Jaramillo et al. 2006; Philpott & Ambrecht 2006; Vandermeer et al. 2014).

Porém, mesmo nas áreas mais afetadas, a porcentagem média de herbivoria por mastigadores e sua influência na produção de raízes é baixa e por tanto com pouco impacto biológico, o que se traduz em pouco impacto econômico (Fukuda 2000). Os principais fatores que afetam a produtividade e qualidade das raízes da mandioca são o estresse hídrico e o ácaro verde (*Mononychellus tanajoa*) (Fukuda et al. 1997). Contrariamente à hipótese de serviços ecossistêmicos na regulação de herbivoria por mastigadores, a hipótese da regulação de herbivoria por ácaros não foi corroborada em concordância com outros estudos (Veiga 1985, Fukuda et al. 1997). Contrariamente ao esperado, a herbivoria foi superior no começo e no ponto mais distante da floresta que correspondem a duas bordas do cultivo. Isso pode significar que a infestação segue um padrão de fora para dentro do cultivo, também explicado pelos meios de dispersão dos ácaros (poeira transportada pelo vento), gerando uma primeira e maior incidência nas bordas.

A relação predador-herbívoros (1:70) mostrou-se insuficiente para realizar controle biológico adequado. O anterior é apoiado por estudos de modelos com evolução espaço-temporal da dinâmica presa-predador realizado para verificar a eficiência do controle da praga *Mononychellus tanajoa* pelo predador fitoseídeo *Typhlodro malusaripo*, por meio de um autômato celular (Vilcarromero & Jafelice 2009). Estes sugerem 1 predador para cada 20 herbívoros (1:20), que o predador seja introduzido no sistema simultaneamente com as presas, ou que essa introdução seja feita muito cedo, após várias simulações. Constatou-se que o predador é capaz de controlar as populações da presa mantendo-a em baixos níveis de densidade de modo a não prejudicar o rendimento econômico da cultura da mandioca.

Estas condições não acontecem de maneira natural no sistema, e, além disso, a relação encontrada (1:70) não pode ser diminuída naturalmente dada às características reprodutivas de

ambos os tipos de ácaros, sendo a reprodução dos herbívoros pelo menos duas vezes mais rápida que a dos predadores (Noronha et al. 1995). Porém, outros estudos (Siqueira *comunicação pessoal*) de ácaros em cultivos de mandioca não próximos de floresta, não encontraram nenhum indivíduo predador, o que sugere que a floresta é uma fonte de predadores do acaro verde, mas esse controle biológico passivo não é suficiente. O controle tem que ser ativo e sinérgico com outras estratégias para erradicar o manter baixa a densidade do acaro verde, entre estas se sugere o uso de cultivares resistentes, extratos aquosos de plantas, cultivares resistentes, práticas culturais de localização de focos, destruição de plantas hospedeiras, seleção do material de plantio livre de ácaros, distribuição adequada das plantas no campo, entre outros e, em casos estritamente necessários, o controle químico.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade-Lima, D. 1981. The caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica* 4: 149-153.
- Ambrecht, I. & Perfecto, I. 2003. Litter-twig dwelling ant species richness and predation potential within a forest fragment and neighboring coffee plantations of contrasting habitat quality in Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97: 107-115.
- Ambrecht, I. & Gallego, M. A. 2007. Testing ant predation on the coffee berry borer in shaded and sun coffee plantations in Colombia. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 124: 261-267.
- Buckley, L. B., Davies, T. J., Ackerly, D. D., Kraft, N. J., Harrison, S. P., Anacker, B. L., Cornell, H. V., Damschen, E. I., Grytnes, J. A., Hawkins, B. A., McCain, C. M., Stephens, P. R., & Wiens, J. J., 2010. Phylogeny, niche conservatism and the latitudinal diversity gradient in mammals. *Proceedings of the Royal Society B* 277:2131-2138.
- Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C. & Daily, G.C. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *Public Library of Science Biology* 4: e379

- Del Toro, I., Ribbons, R.R. & Pelini, S.L. 2012. The little things that run revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 17:133-146.
- Eubanks, M.D. 2001. Estimates of direct and indirect effects of red imported fire ants on biological control in field crops. *Biological Control* 21: 35-43.
- Fukuda, W.M.G., Cavalcanti, J., Oliveira, S.L., Junior, I., Iglesias, C. & Caldas, R.C. 1997. Efeito do estresse hídrico e do ácaro verde (*Mononychellus tanajoa*) sobre variedades de mandioca no semi-árido. *Revista Brasileira de Mandioca* 16: 61-71.
- Fukuda, C. 2000. Principais doenças da mandioca. In: O cultivo da mandioca. Cruz das Almas, BA: Embrapa Mandioca e Fruticultura. (eds. P.L.P Mattos, J.C. Gomes), pp. 65-78. Brasília, Brazil.
- Groot, R.S., Wilson, M.A. & Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem function, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W., Reich, P., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B., Zavaleta, S. & Loreau, M. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 447: 199-203
- Jaramillo, J., Borgemeister, C. & Baker, P. 2006. Coffee berry borer *Hypothenemus hampei* (Coleoptera: Curculionidae): searching for sustainable control strategies. *Bulletin of Entomological Research* 96: 223-233.
- Melo, A.M. & Tabarelli, M. 2003. Variáveis múltiplas e desenho de unidades de conservação: uma prática urgente para a Caatinga. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*, 1a ed. (eds. I. Leal, M. Tabarelli & J. Cardozo), pp. 735-776. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.

- Noronha, A.C.S.; Moraes, G.J. & Ciociola, A.I. 1995. Biologia de *Mononychellus tanajoa* (Bondar) (Acari: Tetranychidae) em variedades de mandioca. Anais da Sociedade Entomológica do Brasil 24: 489-494.
- Perfecto, I. & Castiñeiras, A. 1998. Deployment of the predaceous ants and their conservation in agroecosystems. Conservation Biological Control 269-289.
- Pittman, J. & McCormick, R.J. 2010. Ecosystem service valuation concepts and methods. In: Environmental Risk and Management from a Landscape Perspective, 1a ed. (eds. J. Wiley & N. Sons), cap. 17. Academic Press, Baltimore, MD, USA.
- Purvis, A. & Hector, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. Nature 405: 212-219.
- Philpott, S.M. & Armbricht, I. 2006. Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. Ecological Entomology 31: 369-377.
- Rodrigues, N.M. 2006. Potencialidades e impactos ambientais no Parque Nacional do Catimbau e sua zona de amortecimento. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Brazil.
- Sanders, D. & Van veen, F.J.F. 2011. Ecosystem engineering and predation: the multi-trophic impact of two ant species. Journal of Animal Ecology 80: 569-576.
- StatSoft, Inc. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Tabarelli, M., Silva, J.M.C., Santos, A.M.M. & Vicente, A. 2000. Análise de representatividade das unidades de conservação de uso direto e indireto na Caatinga: análise preliminar. In: Workshop Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma Caatinga, 1a ed. (eds. J.M.C. Silva & M. Tabarelli). p. 13. Petrolina, Pernambuco.

- Vandermeer, J., Perfecto, I., & Philpott, S. 2014. Ecological complexity and pest control in organic coffee production: Uncovering an autonomous ecosystem service. *BioScience* 60: 527-537.
- Veiga, A.F.S. 1985. Aspectos bioecológicos e alternativas de controle do ácaro verde da mandioca *Mononychellus tanajoa* (Bondar, 1938) (Acari, Tetranychidae) no Estado de Pernambuco. 137f. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Vilcarrromero, A.C.S. & Jafelice, R.S.M. 2009. Uma abordagem computacional no estudo de presa-predador para ácaros da cultura da mandioca. “In: II Simpósio Regional de Matemática e suas Aplicações de Ilha Solteira-II SRMAIS, Ilha Solteira. Anais do II SRMAIS.



**NECTÁRIO EXTRAFLORAL EM FRUTOS DE *SOLANUM PANICULATUM*  
(SOLANACEAE) E O PAPEL DE FORMIGAS NA PROTEÇÃO CONTRA  
HERBÍVOROS**

Maryana R. P. Dias

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade  
Federal de Pernambuco - UFPE

## RESUMO

Segundo a teoria da defesa ótima, os traços de defesa são selecionados para maximizar o fitness do organismo. Dessa forma, a presença de nectários extraflorais em estruturas reprodutivas tem um importante papel no sucesso reprodutivo da planta. O presente estudo teve como objetivo investigar o papel das formigas na interação com plantas com nectários extraflorais nos frutos, em dois estágios de desenvolvimento, testando a hipótese de que as formigas atraídas pelos frutos ainda jovens de *Solanum paniculatum* diminuem a herbivoria nas folhas. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco. Foram escolhidos 20 indivíduos de *S. paniculatum* em fase de frutificação e foram coletadas folhas, em mesmo estágio de desenvolvimento, de ramos com frutos em fase de maturação e de ramos com frutos maduros. Foi realizado teste-t pareado para comparar área foliar consumida pelos herbívoros, em ambos os ramos. Em folhas próximas à frutos já maduros a área foliar consumida foi maior em comparação com a folhas próximas aos frutos não maduros. Esse resultado sugere que a planta pode mudar sua alocação de energia para defesa contra predação durante a ontogenia de seus frutos, corroborando com os relatos da literatura e com a teoria de defesa ótima.

**PALAVRAS-CHAVES:** Interação planta-formiga, Herbivoria, Teoria da defesa ótima

## INTRODUÇÃO

De acordo com a teoria da defesa ótima, os traços de defesa são selecionados para maximizar o fitness do organismo. Dessa forma, as plantas alocam defesas para tecidos ou órgãos importantes para o fitness, por exemplo, o direcionamento de alcaloides para sementes e fruto imaturos (McKey 1974). Defesas indiretas variam de acordo com a idade da planta, mas as trajetórias ontogenéticas diferem se o recurso ofertado fornece apenas alimento ou alimento e locais de nidificação (Quintero et al. 2013).

Espécies que fornecem alimento e abrigo (estruturas como domácias, por exemplo) só produzem recompensas a partir do momento em que um tamanho mínimo é alcançado, seguido pelo aumento na produção de alimento e abundância de domácias ao longo do desenvolvimento da planta (Quintero et al. 2013). Já espécies que fornecem apenas alimento como recompensa, néctar por exemplo, o aumento na quantidade e qualidade do recurso será no início da fase reprodutiva da planta (Miller 2007). Nesse contexto e considerando os relatos de nectários que permanecem ativos ao longo do desenvolvimento do fruto (Keeler 1981; Paiva 2009), foi observado em *Alibertia verrucosa* (Rubiaceae), que o néctar extrafloral é secretado em maiores quantidades em frutos de menor peso seco, proporcionando defesa biótica quando mais necessário para a proteção dos frutos e da planta como um todo (Falcão et al. 2014).

Nectários são estruturas especializadas ou tecidos que secretam néctar. Podendo ser florais ou extraflorais, os nectários são distinguidos pela sua posição ou função. Funcionalmente, os nectários florais estão envolvidos com a polinização, enquanto os nectários extraflorais (NEFs) não estão envolvidos com a polinização (Elias 1983). A evolução e manutenção dos NEFs estão associados ao fornecimento de alimento para parasitas e vários grupos de insetos, especialmente as formigas, que defendem a planta contra herbívoros, com um efeito positivo resultante no sucesso reprodutivo da planta (Bentley 1977; Dáttilo et al. 2015; Nascimento & Del-Claro 2010). Uma ampla variedade de predadores (na maioria

formigas, aranhas, besouros) apresenta relações mutualistas com plantas, fornecendo proteção contra herbívoros em troca de néctar e complementando, assim, suas dietas (Del-Claro et al. 2013). Por outro lado, a visitação das formigas aos nectários extraflorais pode ter outros custos associados, como a inibição do acesso de polinizadores as flores (Rico-Gray & Oliveira 2007) ou assustando possíveis dispersores (Madden & Young 1992).

Diante desse contexto, o presente estudo teve como objetivo investigar o papel das formigas na interação com plantas com nectários extraflorais nos frutos, em dois estágios de desenvolvimento. Foi testada a hipótese de que as formigas atraídas pelos frutos ainda jovens de *Solanum paniculatum* diminuem a herbivoria nas folhas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

A área de estudo foi a trilha da Igrejinha (8°29'904'' S; 37°15'105'' O), no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco. O parque é caracterizado por um clima semiárido com temperatura média anual de 23 °C (IBAMA 2005). A precipitação média anual oscila entre 650 a 1100 mm, com grande irregularidade no regime interanual (Andrade & Lins 1964).

### **Espécie estudada**

*Solanum paniculatum* L. é uma espécie da família Solanaceae, conhecida popularmente como jurubeba. Ela é exclusiva da América do Sul, e no Brasil possui ampla distribuição, ocorrendo em todas as regiões do país (Agra et al. 2009). Possui hábito arbustivo (1,5 a 2,5 m) e cresce espontaneamente em terrenos com distúrbios, reproduz-se por sementes e apresenta floração e frutificação durante todo o ano (Lorenzi & Matos 2002). Além disso, é uma das principais espécies dessa família, devido a sua importância medicinal (Lorenzi & Matos 2002).

### **Delineamento experimental e análise de dados**

Foram selecionados 20 indivíduos de *S. paniculatum* em frutificação. Em cada indivíduo, foram escolhidos ramos com frutos ainda em fase de maturação e ramos com frutos maduros, onde folhas do primeiro e segundo nó foram coletadas e digitalizadas, totalizado 80 folhas.

Para calcular a área foliar perdida de cada grupo, foi utilizado o software ImageJ. Para confirmar que as folhas foram coletadas em um mesmo estágio de desenvolvimento, em ambos os ramos, foi realizado um teste-t com área foliar total. Para testar a diferença na herbivoria, foi realizado um teste-t pareado para comparar a área foliar consumida por herbívoros em folhas adjacentes aos frutos em maturação e em ramos com frutos já maduros, com auxílio do software Bioestat 5.0 (Ayres 2007).

## RESULTADOS

A área foliar média não diferiu em ramos de frutos em fase maturação e em ramos de frutos já maduros ( $t = -0,3267$ ,  $gl = 19$ ,  $p = 0,3737$ ). Nos ramos com frutos em maturação a média da área foliar foi de  $35,5326 \text{ cm}^2 (\pm 20,6464)$  enquanto nos ramos com frutos maduros a média da área foliar foi de  $33,9845 \text{ cm}^2 (\pm 15,1748)$  (Fig. 1).

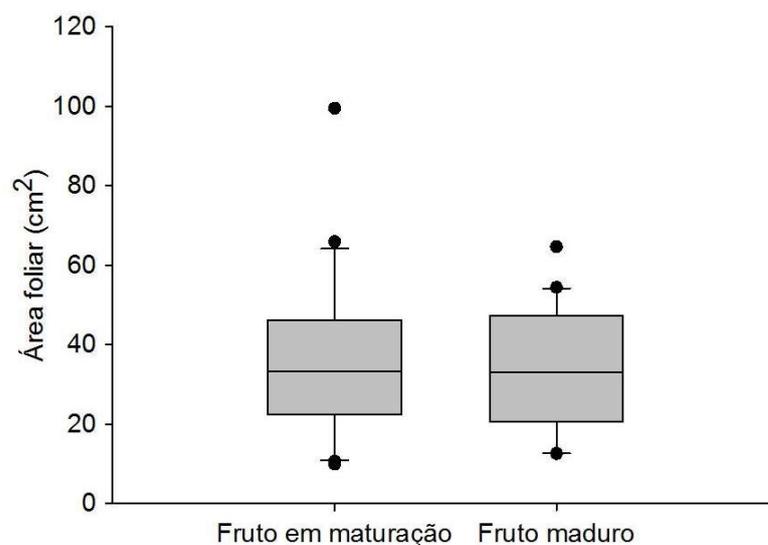


Figura 1. Área foliar total em ramos com frutos de *Solanum paniculatum* em fase de maturação e maduro no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

Morfologicamente as folhas presentes em ramos com frutos maduros apresentam maior dano por herbívoros e patógenos quando comparadas as folhas próximas à frutos ainda em fase de maturação. Isso foi refletido na perda de área foliar total, onde em folhas próximas à frutos já maduros a média da área foliar consumida ( $2,4233 \pm 4,4232$ ) foi maior em comparação com folhas próximas aos frutos ainda em maturação ( $0,3670 \pm 0,8874$ ) ( $t = -2,0813$ ,  $gl = 19$ ,  $p = 0,0255$ ) (Fig. 2).

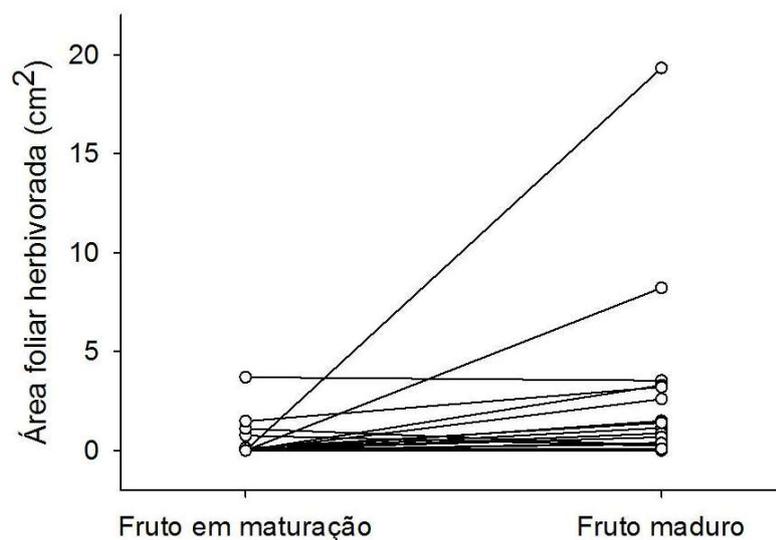


Figura 2. Área foliar consumida em ramos com frutos de *Solanum paniculatum* em fase de maturação e maduro no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

## DISCUSSÃO

Em resumo, os resultados sugerem que *S. paniculatum* pode mudar sua alocação de energia para defesa contra predação durante a ontogenia de seus frutos. Já que nos ramos de frutos ainda imaturos, onde os nectários podem ser mais ativos ou secretar néctar de melhor qualidade (Lange et al. 2013), as folhas apresentaram menor área foliar consumida por

herbívoros. Esses padrões podem ser explicados pela teoria da defesa ótima, na qual os recursos de defesa são alocados para maximizar o fitness do organismo. Além disso, já é retratado na literatura que diferentes estágios ontogenéticos do fruto apresentam diferentes padrões de defesas, com maiores defesas químicas e físicas no início do desenvolvimento (i.e secreção de néctar, presença de taninos, espessura do pericarpo) para proteger as sementes dos herbívoros e, ao longo do seu desenvolvimento, as defesas diminuem a fim de possibilitar a dispersão (Falcão et al. 2014).

Devido a secreção de néctar estar diretamente relacionada à proteção de formigas contra herbívoros, diferentes fatores podem influenciar a plasticidade fenotípica de uma espécie para otimizar o seu trade-off entre a secreção de néctar e os benefícios da defesa (Holland et al. 2010). Os fatores que influenciam a secreção de néctar podem ser: bióticos (i.e restrições genéticas, idade da planta ou da flor, danos por parte dos herbívoros e infecção por patógenos) e abióticos (i.e temperatura do ambiente, umidade relativa do ar e disponibilidade de água) (Pacini & Nepi 2007). Já vem sendo relatado a alocação de recursos de defesas em diferentes estágios ontogenéticos das plantas. Como o aumento na abundância de nectários extraflorais, volume e a qualidade do néctar secretada, bem como no número de formigas atraídas em *Turnera velutina* (Passifloraceae) em estágio reprodutivo (Villamil et al. 2013); e que NEFs em folhas mais jovens de *Phaseolus lunatus* (Fabaceae) e *Ricinus communis* (Euphorbiaceae), secretam a maior quantidade de néctar extrafloral e a taxa de secreção diminui significativamente com a idade da folha (Radhika et al. 2008).

Por fim, a presença de nectários extraflorais em estruturas reprodutivas e a mudança no mecanismo de defesa em estágios ontogenéticos do fruto indica que uma estratégia reprodutiva de *Solanum paniculatum* é o investimento na secreção de néctar nos órgãos importantes para o sucesso reprodutivo da planta e, à medida que o fruto se desenvolve, há redução na secreção de néctar, possibilitando o acesso dos dispersores aos frutos. Tal proposta, concorda com os relatos

da literatura sobre alocamento de recursos para defesa e fornece subsídio para compreender como a teoria da defesa ótima pode moldar a interação formiga-herbívoroplanta, mediada por néctar extrafloral, um recurso tão importante em ambientes áridos.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos organizadores do VIII Curso de Campo em Ecologia e Conservação da Caatinga. À Dr<sup>a</sup> Inara Leal, ao Dr<sup>o</sup> José Domingos Ribeiro Neto e à Msc. Fernanda Maria Pereira de Oliveira pelas ajudas na concepção da ideia e apoio nas análises estatísticas. Aos demais professores, monitores e colegas do curso pela convivência e momentos de aprendizado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agra, M. F., Nurit-Silva, K. & Berger, L. R. 2009. Flora da Paraíba, Brasil: *Solanum* L. (Solanaceae). *Acta Botanica Brasílica* 23: 826-842.
- Andrade, G. O. & Lins, R. C. 1964. O Brejo da Serra das Varas. Recife: Imprensa Universitária, UFPE, Recife, PE, Brasil.
- Ayres, M., Ayres-Júnior, M. 2003. BioEstat - das Ciências Bio- Médicas. Publicações Mamirauá. Sociedade Brasil.
- Bentley, B.L. 1977. Extrafloral nectaries and protection by pugnacious bodyguards. *Annual Review of Ecology and Systematics* 407-427.
- Dáttilo, W., Aguirre, A., Flores-Flores, R. V., Fagundes, R., Lange, D., García-Chávez, J., Del-Claro, K. & Rico-Gray, V. 2015. Secretory activity of extrafloral nectaries shaping multitrophic ant-plant-herbivore interactions in an arid environment. *Journal of Arid Environments* 114: 104-109.
- Del-Claro, K., Guillermo-Ferreira, R., Zardini, H., Almeida, E. M. & Torezan-Silingardi, H. M. 2013. Ants visiting the post-floral secretions of pericarpial nectaries in *Palicourea rigida*

- (Rubiaceae) provide protection against leaf herbivores but not against seed parasites. *Sociobiology* 60: 217-221.
- Elias, T.S. 1983. Extrafloral nectaries: Their structure and distribution. In: *The Biology of Nectaries*. (eds. B. Bentley, T. Elias) pp. 174-203. Columbia University Press, New York.
- Falcão, J. C. F., Dáttilo, W. & Izzo, T. J. 2014. Temporal variation in extrafloral nectar secretion in different ontogenic stages of the fruits of *Alibertia verrucosa* S. Moore (Rubiaceae) in a Neotropical savanna. *Journal of Plant Interactions* 9: 137-142.
- Holland, J. N., Chamberlain, S. A. & Horn, K. C. 2010. Temporal variation in extrafloral nectar secretion by reproductive tissues of the senita cactus, *Pachycereus schottii* (Cactaceae), in the Sonoran Desert of Mexico. *Journal of arid environments* 74: 712-714.
- IBAMA. 2005. Unidades de Conservação. Disponível em [www.ambientebrasil.com.br](http://www.ambientebrasil.com.br) Acesso em 20/04/2015.
- Keeler, K. H. 1981. Function of *Mentzelia nuda* (Loasaceae) post floral nectaries in seed defense. *American Journal of Botany* 295-299.
- Lange, D., Dattilo, W. & Del-Claro, K. 2013. Influence of extrafloral nectary phenology on ant-plant mutualistic networks in a neotropical savanna. *Ecological Entomology* 38: 463-469.
- Lorenzi, H. & Matos, F.J.A. 2002. *Plantas medicinais no Brasil: nativas e exóticas cultivadas*. Nova Odessa: Instituto Plantarum.
- Madden, D. & Young, T. P. 1992. Symbiotic ants as an alternative defense against giraffe herbivory in spinescent *Acacia drepanolobium*. *Oecologia* 91: 235-238.
- McKey, D. 1974. Adaptive patterns in alkaloid physiology. *American Naturalist* 305-320.
- Miller, T. E. 2007. Does having multiple partners weaken the benefits of facultative mutualism? A test with cacti and cactus-tending ants. *Oikos* 116: 500-512.

- Nascimento, E.A., Del-Claro K. 2010. Ant visitation to extrafloral nectaries decreases herbivory and increases fruit set in *Chamaecrista debilis* (Fabaceae) in a Neotropical savanna. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 205: 754-756.
- Pacini, E. & Nepi, M. 2007. Nectar production and presentation. In: *Nectaries and nectar*. (eds. S.W. Nicolson, M. Nepi, E. Pacini), pp. 167-214. Springer, Netherlands.
- Paiva, E.A.S. 2009. Ultrastructure and post-floral secretion of the pericarpial nectaries of *Erythrina speciosa* (Fabaceae). *Annals of botany* 175p.
- Quintero, C., Barton, K. E., & Boege, K. 2013. The ontogeny of plant indirect defenses. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 15: 245-254.
- Radhika, V., Kost, C., Bartram, S., Heil, M. & Boland, W. 2008. Testing the optimal defence hypothesis for two indirect defences: extrafloral nectar and volatile organic compounds. *Planta* 228: 449-457.
- Rico-Gray, V. & Oliveira, P. S. 2007. *The ecology and evolution of ant-plant interaction*. The University Chicago Press, Chicago and London.
- Villamil, N., Márquez-Guzmán, J. & Boege, K. 2013. Understanding ontogenetic trajectories of indirect defence: ecological and anatomical constraints in the production of extrafloral nectaries. *Annals of botany* 112: 701-709.



**NICHO OU NEUTRALIDADE? INFLUÊNCIA DOS PROCESSOS DE ESTRUTURAÇÃO  
DE COMUNIDADES NA COMPOSIÇÃO DE INSETOS NA CAATINGA**

Pedro Elias Santos-Neto

Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco,

Recife – PE

## RESUMO

Os diferentes padrões de abundância das espécies e sua distribuição no espaço são a base para o desenvolvimento de teorias no âmbito de ecologia de comunidades. Essas teorias se dividem em dois grupos principais: as teorias de nicho e as teorias neutras. A teoria do nicho considera que as espécies exploram os recursos de forma peculiar, se distribuindo assim conforme as características bióticas e abióticas do meio. A teoria Neutra diz que as espécies possuem as mesmas características e sua distribuição se dá por capacidade de dispersão. Esse estudo foi conduzido com o objetivo de verificar se o padrão de distribuição das espécies de insetos está relacionado com a composição de plantas de uma determinada área (nicho), ou se esse padrão varia de acordo com a distância geográfica entre áreas (teoria neutra). A pesquisa foi realizada no Parque Nacional do Catimbau, localizado nos municípios de Buíque, Ibimirim e Tupatinga, no agreste do estado de Pernambuco. Foram utilizadas seis áreas de diferentes graus de regeneração e diferentes riquezas. As áreas foram representadas por parcelas que tinha 37, 18, 7 e 4 anos e duas parcelas “controle”, que não há histórico de uso. A localização geográfica das áreas e composição de insetos se mostraram relacionadas ( $r = 0,74$ ;  $p = 0,03$ ). A correlação entre a riqueza de plantas e a riqueza de insetos não apresentou relação significativa ( $r^2 = 0,04$ ;  $p = 0,7$ ). A comparação entre a composição de espécies de insetos e a composição de espécies de plantas nas áreas estudadas não apresentou correlação significativa ( $r = 0,18$ ;  $p = 0,24$ ). Os resultados indicam que a estruturação das comunidades de insetos estudadas parece ser disposta através de neutralidade (dispersão) e não montada por diferentes necessidades de recursos vegetais ou associados (nicho).

**PALAVRAS-CHAVE:** Dispersão, Fauna edáfica, Filtro Ambiental, Invertebrados, Regeneração

## INTRODUÇÃO

Os diferentes padrões de abundância das espécies e sua distribuição no espaço são a base para o desenvolvimento de teorias no âmbito de ecologia de comunidades (Matos et al. 2013). Essas teorias se dividem em dois grupos principais: as teorias de nicho e as teorias neutras (Scarano & Dias 2004).

A teoria do nicho considera que cada espécie explora os recursos disponíveis de forma peculiar, ou seja, de forma única de acordo com suas características particulares (Hutchinson 1957), e nesse caso pode-se pressupor que ambientes com condições ambientais semelhantes apresentariam composição de espécies similar (Chase 2003; Popielarz & Neal 2007). Em contrapartida, a teoria neutra considera que todas as espécies possuem a mesma capacidade de utilizar os recursos do meio, e que sua distribuição e ocorrência estão relacionadas a eventos de dispersão, extinção e abundância, mantendo a diversidade em escala regional e local através de processos estocásticos (Kraft et al. 2008; Hubbell 2001). Dessa forma, pressupõe-se que existe uma diminuição da similaridade de espécies entre comunidades à medida que estas se distanciam geograficamente, em função da capacidade de dispersão que é espacialmente limitada (Hubbell 2001).

Há evidências suficientes sobre a relação entre a diversidade de insetos associada com plantas para diversos grupos, como herbívoros (Lewinsohn et al. 2005) e abelhas (Zanella 2003). Como na Caatinga há escassez de chuvas em uma grande parte do ano e irregularidade temporal e espacial na distribuição (Oliveira et al. 2013), pode se esperar que haja limitações na distribuição das espécies vegetais e conseqüentemente de insetos que interagem com elas, o que geraria um padrão de distribuição de espécies baseada em nicho. Segundo Costa et al. (2014), algumas predições sobre a riqueza e a composição de espécies podem ser feitas baseadas na perspectiva da estruturação das comunidades pelos nichos existentes, entre as quais: 1) a riqueza aumenta em locais com maior heterogeneidade ambiental e de recursos e; 2)

a composição das espécies de uma comunidade é determinada pela combinação local de fatores ambientais e de recursos.

Assim, esse estudo foi conduzido com o objetivo de verificar se o padrão de distribuição das espécies (composição) de insetos está relacionado com a composição de plantas de uma determinada área (nicho), ou se esse padrão varia de acordo com a distância geográfica entre áreas (teoria neutra). Se há relação entre a composição de plantas e de insetos, ou seja, se as comunidades de insetos forem reflexo das comunidades de plantas, então a montagem de comunidades é baseada em nicho. Em contrapartida se a distância geográfica explicar a estruturação das comunidades de insetos, então a montagem dessas comunidades se dá através de processos neutros.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

A pesquisa foi realizada no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau), localizado nos municípios de Buíque, Ibimirim e Tupatinga, no agreste do estado de Pernambuco. O clima da região é semiárido com transição para o tropical. A precipitação local variando de 650 e 1100 mm anuais, mas com regime interanual irregular e a temperatura média anual variando de 21 °C a 25 °C (SNE 2002). O solo é arenoso de origem sedimentar, com afloramentos rochosos localizados, e a vegetação é de Caatinga típica, com predominância de estrato arbustivo-arbóreo em diferentes estágios de regeneração.

### ***Desenho amostral***

Foram utilizadas seis áreas de diferentes graus de regeneração e diferentes riquezas e composições florísticas, mas situadas em locais com índices de pluviosidade semelhantes. As áreas foram representadas por parcelas que tinha 37, 18, 7 e 4 anos e duas parcelas “controle”,

que não há histórico de uso e diferentes localizações o parque (Tabela 1). As riquezas de espécies de plantas das parcelas já são conhecidas através de inventários prévios realizados pelo grupo de estudo dos Professores Marcelo Tabarelli e Inara Leal e são mostradas abaixo (Tabela 2).

Tabela 1. Coordenas geográficas das seis parcelas com diferentes idades de abandono de uso, no Parque Nacional Vale do Catimbau, Buíque, Pernambuco.

<b>Parcela/idade após abandono</b>	<b>Longitude</b>	<b>Latitude</b>
37 anos	37°13'58.7"	8°33'20.9"
18 anos	37°14'20.5"	8°33'8.8"
7 anos	37°14'10,2"	8°33'40.4"
4 anos	37°15'24.4"	8°33'14.9"
P30 Controle	37°15'58,8"	8°30'63.1"
P17 Controle	37° 13' 58.3"	8°33'29.1"

Tabela 2. Riqueza de plantas em áreas com diferentes idades de abandono de uso, no Parque Nacional Vale do Catimbau, Buíque, Pernambuco

<b>Idade/parcela</b>	<b>Riqueza de plantas</b>
37 anos	27
18 anos	8
7 anos	13
4 anos	17
Controle P30	45
Controle P17	32

As parcelas possuíam dimensões de 20 m x 50 m e nelas foram marcados quatro transectos paralelos de 2 m por 50 m, equidistantes entre si. Cada transecto foi percorrido uma vez com a vegetação acima de 1 m de altura ao longo do caminho, sendo batida com rede de varredura. Após cada batida, os insetos foram recolhidos da rede, colocados em potes de 80ml com álcool 70° e encaminhados para laboratório para triagem e identificação.

Adicionalmente, foram colocados 10 pitfalls em cada parcela. Os pitfalls foram dispostos em linha reta, distante 10 m um do outro, começando no início da parcela e saindo dela. O conteúdo dos pitfalls foi detergente e água.

### **Análise de dados**

Foi construída uma matriz de presença e ausência para as espécies de insetos e plantas e realizado um teste de Mantel com distância de Bray-Curtis para a composição vegetal e animal das áreas. Também foram usadas as coordenadas geográficas da área a fim de aplicar um teste de Mantel com distância Euclidiana, para averiguar se a composição dos insetos estava relacionada com diferença entre as distâncias geográficas. As análises foram realizadas por meio do software R (R Developed Core Team 2008).

Foi feita uma correlação de Pearson entre as riquezas de plantas e de insetos a fim de saber se a riqueza de insetos estava correlacionada positivamente com a riqueza de plantas. A análise foi feita por meio do software Past (Hammer et al. 2001). Foi usado teste t pareado para a riqueza entre as áreas a fim de saber se há diferença entre elas.

## **RESULTADOS**

Foram coletados 262 indivíduos de insetos no total, sendo as principais ordens: Blattodea, Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Orthoptera e Lepidoptera. Áreas mais ricas foram as áreas “Controle” 30 e 7 anos, mas, sem diferença entre elas ( $U=91, p=0,74$ ). O Teste de Mantel para a localização geográfica das áreas e composição de insetos mostrou que

a composição de insetos não está relacionada positivamente com a distância geográfica entre as áreas ( $r= 0.43$ ;  $p= 0,11$ ; Fig. 1). A correlação entre a riqueza de plantas e a riqueza de insetos não apresentou relação significativa ( $r^2 = 0,04$ ;  $p = 0,7$ ) (Fig. 2).

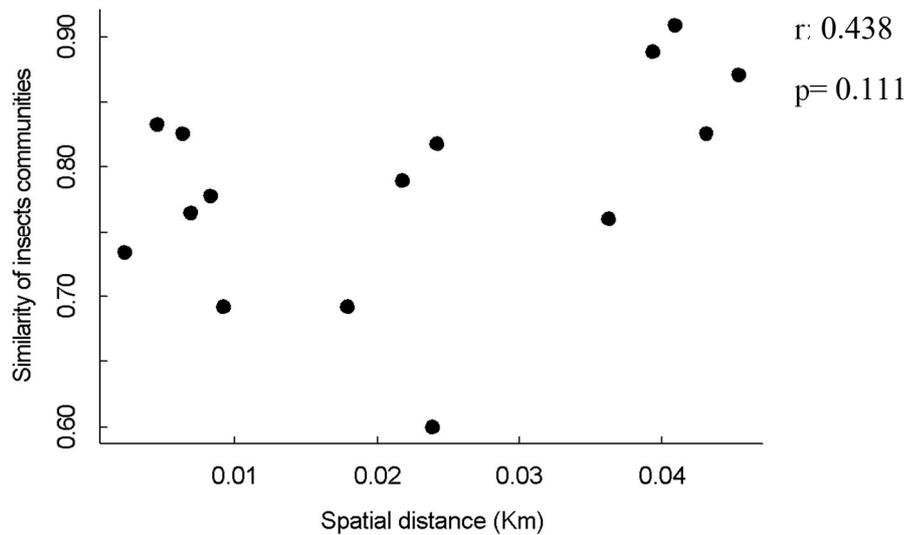


Figura 1. Similaridade da composição de espécies de insetos e distância geográfica entre seis áreas do Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

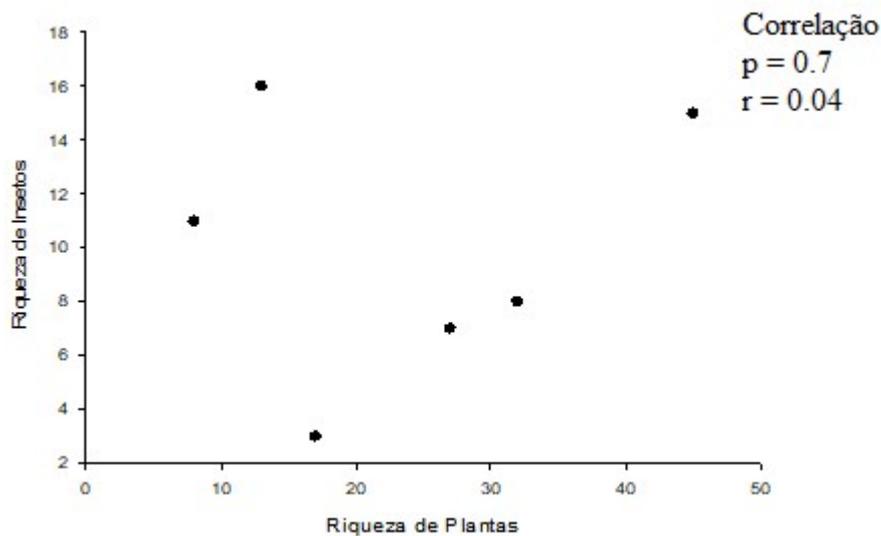


Figura 2. Correlação entre a riqueza de plantas e a riqueza de insetos nas áreas estudadas no Parque Nacional do Catimbau, Brasil. Os pontos representam as parcelas.

A comparação entre a composição de espécies de insetos e a composição de espécies de plantas nas áreas estudadas, não apresentou similaridade significativa ( $r: 0,18$   $p= 0,24$ ) (Fig. 3).

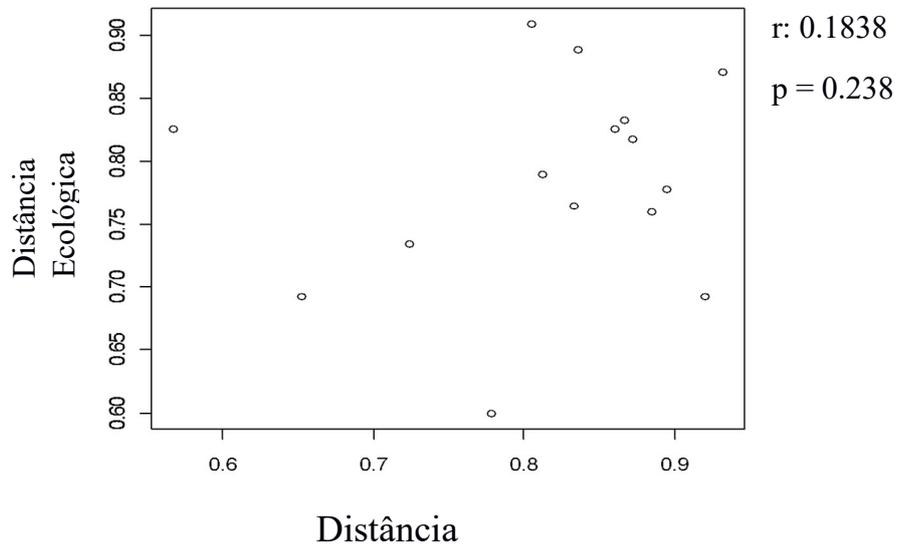


Figura 3. Similaridade da composição de espécies de insetos e distância geográfica entre as seis áreas estudadas no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

## DISCUSSÃO

Segundo Strong et al. (1984), a riqueza de insetos aumenta conforme aumenta a riqueza de plantas, acompanhando-a na sucessão. O aumento da riqueza de insetos não acompanhou o da riqueza de plantas neste estudo, ou seja, não há mais espécies de insetos em áreas onde existem mais espécies de plantas. Além disso, a composição de espécies de insetos não diferiu da composição de espécies de plantas, ou seja, a ocorrência de espécies vegetais parece não influenciar na comunidade de insetos, demonstrando que processos de estruturação de comunidade de insetos não são baseados em nicho para a Caatinga, pelo menos em nível local.

Estudos em florestas secas mostram que a diversidade de insetos é afetada por variáveis bióticas e abióticas (por exemplo, perturbação) (Castelletti et al. 2003; Pinheiro et al. 2002;

Wolda 1988). Nesse estudo, mesmo as áreas sem histórico de uso apresentavam algum tipo de perturbação, como proximidade a estradas. Assim, é possível que a riqueza da comunidade de insetos seja semelhante nessas áreas porque o grau de perturbação presente nelas seja semelhante, fazendo com que a idade de regeneração tenha pouca influência na estruturação de comunidades.

A distância geográfica das áreas tende a ser o fator que explica melhor a estruturação das comunidades de insetos, mas também não há relação significativa sugerindo que essas comunidades são montadas a partir de regras de dispersão (neutralidade). Considerando a teoria neutra, Costa et al. (2014) predisseram que a riqueza e a composição das comunidades resultam da dispersão a partir de comunidades adjacentes. Podíamos esperar que as áreas “P17 controle” juntamente com as de “37” e “7 anos”, que são mais próximas entre si, apresentassem composição taxonômica de insetos semelhante. Assim como, as áreas “P30 controle” e de “18 anos”, que também são próximas entre si, mas distantes da de “4 anos”, que não tem proximidade geográfica com nenhuma em escala regional.

Os resultados indicam que a estruturação das comunidades de insetos estudadas parece não ser disposta por meio de nenhum dos conjuntos de processos de montagem: nicho e neutralidade. A estruturação dessas comunidades não parece ser montada por diferentes necessidades de recursos vegetais ou associados e nem por proximidade espacial. No entanto, é recomendado que outros estudos abranjam distâncias maiores e áreas menos perturbadas. É interessante também incluir outros tipos de características de nicho, como solo, cobertura vegetal e pluviosidade, que podem estar envolvidas na montagem de comunidades de insetos na Caatinga.

## **AGRADECIMENTOS**

À UFPE e o Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, pelo apoio logístico e financeiro. À coordenação do Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga, especialmente aos monitores pelas sugestões, e aos professores Inara Leal, Marcelo Tabarelli e Felipe Melo, por suas valiosas contribuições.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Castelletti C.H.M., Santos A.M.M., Tabarelli M. & Silva, J.M.C. 2003. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: Leal, I.R.; Tabarelli, M.; Silva, J.M.C. (Eds.) Ecologia e conservação da Caatinga. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. Cap.18, pp.719-796.
- Chase J. M. 2003. Community assembly: when should history matter? *Oecologia* 136: 489–498.
- Costa L.S.M, Branco C.C.Z. & Bispo P.C. 2014. O Papel dos Fatores Ambientais e Espaciais Sobre a Fauna de Ephemeroptera (Insecta) em Riachos de Mata Atlântica. *EntomoBrasilis* 7: 86-92.
- Hammer, O.; D.A.T Harper & P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 9-15.
- Hubbell S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Hutchinson G.E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *American Naturalist* 93: 145-159.
- Kraft N.J.B., Valencia, R. & Ackerly, D.D. 2008. Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. *Science* 322:580-582.

- Lewinsohn T. M., Novotny V., Basset, Y. 2005. Insects on plants: Diversity of Herbivore Assemblages Revisited. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36: 597–620.
- Matos, D.C.L., Ferreira, L.V., Salomão, R.P. 2013. Influência da distância geográfica na riqueza e composição de espécies arbóreas em uma Floresta Ombrófila Densa na Amazônia Oriental. *Rodriguésia* 64: 357-367.
- Oliveira, L.S.D. et al. 2013. Hidden in the dry woods: mapping the collection history and distribution of *Gymnanthes boticário*, a well-collected but very recently described species restricted to the dry vegetation of South America. *Phytotaxa* 97: 1-16.
- Pinheiro F., I. R. Diniz D. Coelho; Bandeira M. P. S. 2002. Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. *Austral Ecology* 27: 132-136.
- Popielarz P. A. & Neal Z. P. 2007. The niche as a theoretical toll. *Annual Review of Sociology* 33: 65–84.
- Scarano F.R. & Dias A.T. 2004. A importância de espécies no funcionamento de comunidades e ecossistemas. In Coelho, A. S., R. D. Loyola & M. B. G. Souza (eds), *Ecologia teórica: desafios para o aperfeiçoamento da ecologia no Brasil*. Editora O Lutador, Belo Horizonte: 32–46.
- SNE - Sociedade Nordestina de Ecologia (2002) Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco – SECTMA, Recife.
- Strong D.R. Jr, Lawton J.H. & Southwood T.R.E. 1984. *Insects on Plants: Community Patterns and Mechanisms*. Oxford: Blackwell Sci. 313 pp.
- Wolda H .1988. Insect seasonality: Why? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 19: 1-18.

Zanella F.C.V. 2003. Abelhas da Estação Ecológica do Seridó (Serra Negra do Norte, RN): aportes ao conhecimento da diversidade, abundância e distribuição espacial das espécies na caatinga. In: Melo, G.A.R.; Alves-dos-Santos, I. Apoidea Neotropica: Homenagem aos 90 anos de Jesus Santiago Moure. Criciúma: Editora UNESC, pp. 231-240.



**PRECIPITAÇÃO E DIVERSIDADE FUNCIONAL ARBÓREA EXPLICAM O  
FUNCIONAMENTO DE ÁREAS DE FLORESTA TROPICAL SECA**

Pedro Henrique Albuquerque Sena

Programa de Pós-Graduação em Ecologia – Departamento de Biologia – Universidade

Federal Rural de Pernambuco

## RESUMO

O funcionamento ecossistêmico pode ser influenciado, em diferentes escalas, pela precipitação e pela biodiversidade. No presente trabalho, verifiquei a influência da precipitação e da diversidade funcional no processo da deposição de serapilheira. A diversidade funcional foi mensurada na comunidade arbórea e o modelo de funcionamento ecossistêmico foi o estoque serapilheira, em um gradiente de precipitação em áreas de floresta seca. Foram utilizadas três parcelas de 20 x 10 m, distantes 10 m entre si, em três níveis de precipitação distintos (913, 843 e 555 mm), nas quais foram coletados atributos funcionais como área foliar específica, densidade da madeira e espessura foliar, além do estoque de serapilheira. O estudo evidenciou que áreas com maior precipitação possuem maior riqueza de morfoespécies arbóreas e maior estoque de serapilheira, que em áreas com menor precipitação. A precipitação influenciou positivamente o acúmulo de serapilheira, porém a diversidade funcional exerceu efeito negativo. Com base nos resultados, indica-se que estudos ecológicos devem levar em consideração tanto fatores abióticos centrais na determinação de processos ecossistêmicos quanto informações em nível de comunidade, como a diversidade de funções desempenhadas pelas espécies e indivíduos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Árvores, Biodiversidade, Interação, Pluviosidade, Serapilheira

## INTRODUÇÃO

Uma das hipóteses mais testadas em ecologia é a que a biodiversidade contribui para o funcionamento de ecossistemas (Díaz & Cabido 2001). Em geral, existem dois principais mecanismos sugeridos como responsáveis por resultados derivados da relação entre biodiversidade e funcionamento ecossistêmico (B-FE) (Balvanera et al. 2006). O primeiro é a complementaridade entre as espécies. Tal complemento é proveniente de diferenças na fisiologia, morfologia e histórias de vida das espécies, refletindo na captura de recursos limitantes e, portanto, na produtividade de cada espécie (Díaz & Cabido 2001; Cardinale et al. 2007; Cadotte et al. 2011). O efeito de seleção é apontado como o segundo mecanismo responsável por tal relação. Este efeito indica que a contribuição das espécies para o funcionamento ecossistêmico é assimétrica (Cadotte et al. 2011). Dessa forma, por exemplo, quanto maior a riqueza em uma comunidade, maior a chance de ela possuir espécies que favoreçam processos ecossistêmicos de forma mais relevante (Mayfield et al. 2010).

A riqueza de espécies, como uma dimensão da diversidade, foi exaustivamente estudada, porém a dificuldade em construir generalizações estimulou pesquisadores a explorar diferentes formas de diversidade (Díaz & Cabido 2001), como as funções desempenhadas por indivíduos e espécies dentro de um sistema (Mason & Bello 2013). Estudos sobre o componente funcional são baseados em determinados atributos, que são características morfo-fisiológicas inerentes ao desempenho (crescimento, reprodução e sobrevivência) dos organismos (Violle et al. 2007). A diversidade funcional é uma das medidas apontadas como efetivas no entendimento da contribuição do conjunto de espécies para o funcionamento dos ecossistemas, pois alia a variação das funções dentro de cada sistema, mesmo quando a riqueza não varia (Cadotte et al. 2011).

O ecossistema também pode ser influenciado pela precipitação (Ares & Fownes 1999), em escalas mais amplas, que é conhecida por exercer forte influência em quase todos os padrões

e processos biológicos atuantes em áreas de florestas secas (Orians et al. 1996). Um dos principais fatores que fornece resposta sobre mudanças em padrões de precipitação é a produtividade primária (O'Connor et al. 2001), amplamente influenciada pela sazonalidade da precipitação em áreas secas (Jamarillo et al. 2011).

O entendimento da alteração dos fatores bióticos e abióticos sobre processos ecossistêmicos em diferentes ambientes tem sido assinalado como uma questão importante a ser respondida (Hooper 2005). Sendo assim, busquei entender a influência da precipitação e da diversidade funcional de plantas no funcionamento ecossistêmico. Esperei que áreas com maior precipitação e maior diversidade funcional de árvores possuíam maior massa de serapilheira no solo, uma vez que as expectativas teóricas indicam influência positiva da biodiversidade e da precipitação na produtividade primária em vários sistemas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Área de estudo***

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" S e 37°09'30" e 37°14'40" O), localizado nos municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. O clima é semiárido estacional, com precipitação de 250 a 1000 mm/ ano, temperatura média anual de 24 a 26 °C e altitudes de 600 a 1000 m de altitude (MMA 2003). O parque possui vegetação heterogênea com fisionomias que variam de vegetação típica de Caatinga a Cerrado (Rodal et al. 1998). Especificamente, as áreas amostradas foram previamente selecionadas pelo programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), que tem como um dos objetivos analisar o efeito de gradientes de precipitação na biota local. Dessa forma, foram escolhidas três áreas, com graus de perturbação semelhantes, distantes o suficiente para apresentarem cenários distintos: precipitação alta (913 mm), intermediária (843 mm) e baixa (555 mm).

## **Desenho Experimental**

Foram utilizadas três parcelas de 20 x 10 m, distantes 10 m entre si, em cada nível de precipitação. Em cada parcela foram amostrados todos os indivíduos lenhosos com DAS (diâmetro ao nível do solo)  $\geq 3$  cm e determinadas as morfoespécies. Para obter a diversidade funcional foram escolhidos três atributos relacionados com restrições hídricas e alocação de recursos, área foliar específica (AFE,  $\text{cm}^2/\text{g}$ ), densidade da madeira (DM,  $\text{g}/\text{cm}^3$ ) e espessura foliar (EF, mm), todos coletados por parcela. Apenas espécies com mais de três indivíduos tiveram os atributos funcionais registrados, para incluir o mínimo de variabilidade intraespecífica. A AFE foi obtida em cada indivíduo por meio de três folhas saudáveis e expostas à luz do sol. Após coleta, as folhas foram envolvidas em suas extremidades inferiores por algodão embebido em água, evitando desidratação, escaneadas e pesadas após secagem. A área foliar foi calculada por meio do programa ImageJ. Para calcular a DM foram coletados galhos de 10 cm de comprimento por indivíduo, também com as extremidades envolvidas por algodão úmido e levados a laboratório para posterior pesagem. Os métodos para determinação de AFE e DM exigem pesagem em condições naturais (folhas e galhos frescos), além de desidratação para medir novamente, utilizando estufa de campo por 42 horas. A EF foi medida logo após coleta com paquímetro digital de precisão. Todos os métodos seguiram as indicações propostas por Pérez-Harguindeguy et al. (2013).

As amostras de serapilheira foram coletadas em quadrantes de 0,4 x 0,4 m (0,16  $\text{m}^2$ ), com duas réplicas aleatórias por parcela, totalizando 6 amostras por nível de precipitação. Após secagem em estufa, as amostras foram pesadas para obtenção do peso seco (g).

## **Análise de Dados**

A diversidade funcional foi obtida por meio da elaboração de uma matriz de abundância das espécies e outra com atributos funcionais por espécie. Foi adotado o índice MPD (*Mean phylogenetic distance*), proposto por Webb et al. (2002), que considera a distância (no caso,

dos atributos funcionais) entre cada par de espécie. Posteriormente, os dados foram submetidos à seleção de modelos, utilizando análise de Critério de Informação de Akaike (AICc), com diversidade funcional e precipitação como variáveis preditoras e estoque de serapilheira como variável resposta. O cálculo da diversidade funcional foi realizado no software R (R Development Core Team, 2012) e a seleção de modelos foi feita no software SAM (Rangel et al. 2010).

## RESULTADOS

No total foram amostrados 164 indivíduos lenhosos, pertencentes a 25 morfoespécies. A área com maior precipitação apresentou maior riqueza, com indivíduos distribuídos de forma equitativa entre as espécies. O estoque de serapilheira diminuiu em 40% com a redução da precipitação (Tab. 1).

A diversidade funcional, quando avaliada separadamente, não exerce efeito no acúmulo de serapilheira (Tabela 2). Entretanto, a interação da diversidade funcional com a precipitação foi o modelo que mais explicou o estoque de serapilheira ( $R^2 = 0.80$ ; Tab. 2). A serapilheira foi menor em áreas com menor precipitação, porém áreas com maior estoque de serapilheira também possuíam menor diversidade funcional.

Tabela 1. Riqueza e abundância de morfoespécies e massa de serapilheira em áreas com três níveis de precipitação no Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Riqueza de morfoespécies</b>	<b>Abundância de indivíduos</b>	<b>Necromassa de serapilheira <math>\pm</math> DP (kg.ha<sup>-1</sup>)</b>
913	12	50	2116,6 $\pm$ 782,9
843	8	51	855,2 $\pm$ 255,2
555	5	63	601,0 $\pm$ 195,7

Tabela 2. Seleção de modelos de precipitação e a diversidade funcional (MPD), e sua interação, explicando estoque de necromassa de serapilheira com valores de Delta AICc, R<sup>2</sup> e coeficientes de inclinação para o Parque Nacional do Catimbau, Brasil.

Variáveis	Delta AICc	R <sup>2</sup>	Coefficientes de inclinação
Precipitação	1.948	0.451	1.054
MPD	7.343	<0.001	-0.793
Precipitação + MPD	0	0.801	

## DISCUSSÃO

O estudo evidenciou que existe uma redução da riqueza de árvores e da quantidade de serapilheira no solo de acordo com a redução da precipitação. Ao contrário do esperado, a área com menor precipitação apresentou baixa diversidade funcional, com baixo estoque de serapilheira. Apesar da relação inversa com necromassa, a inclusão da diversidade funcional aumentou o poder de predição da variável resposta.

Relações positivas entre disponibilidade hídrica e produtividade foram reportadas para diferentes ambientes em diferentes escalas (Gholz et al. 1990; Tschaplinski et al. 1994; O'Connor et al. 2001). Os padrões encontrados aqui reforçam o efeito da disponibilidade de água na produtividade para florestas secas, do ponto de vista da produção de serapilheira. Já com relação a diversidade funcional, existem várias evidências para expectativas positivas entre maior variabilidade de funções e maior produtividade (Fridley 2003; Cadotte et al. 2011; Tilman et al. 2012). Entretanto, os resultados apontam para uma relação contrária, o que pode indicar padrões divergentes em áreas secas em comparação com outros ecossistemas.

Fridley (2003) indicou que a influência positiva da diversidade na produtividade só foi observada quando as condições ambientais permitiam partição de recursos. Biologicamente,

isso pode indicar que em condições de restrições hídricas mais severas (e a partição pelo recurso água seja mais difícil de ser obtida) o efeito da diversidade na produtividade seja nulo. Uma das explicações para o efeito negativo da diversidade funcional no estoque de serapilheira pode ser a contribuição de poucas espécies comuns e dominantes, porém com maior plasticidade fenotípica no estoque de serapilheira na área com menor precipitação. Ainda, segundo Hooper (2005), quanto maior a força de uma restrição ambiental maior será a limitação da composição das espécies, restringindo suas características funcionais. Entretanto, os resultados apontam que as espécies na área com menor precipitação apresentaram maior variação nas características funcionais (maior diversidade funcional), o que pode refletir sucesso na adaptação a ambientes mais restritivos.

Estudos de biodiversidade e funcionamento ecossistêmico devem levar em consideração o fator central (no caso, precipitação) envolvido no processo ecossistêmico investigado e as interações com componente biótico (O'Connor et al. 2001), analisando a contribuição das espécies (neste caso, suas características funcionais) para o funcionamento do ecossistema. A inclusão da diversidade funcional em estudos ecológicos pode aliar maior poder explicativo sobre questões relacionadas ao funcionamento dos ecossistemas, entretanto ainda é necessário testar se padrões inversos de diversidade funcional e produtividade de necromassa também são encontrados em ecossistemas não-áridos.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à gestão do Parque Nacional do Catimbau - PE pela autorização das atividades desenvolvidas durante o curso. A todos os organizadores e monitores do ECCA, pelo auxílio logístico, técnico e científico, além de todo o treinamento provido. Ao Prof. Dr. Marcos V. Cianciaruso (UFG) pelos conselhos sobre diversidade funcional e pela valiosa ajuda na seleção de modelos. À Msc. Maria Fabíola Barros pelo apoio logístico na medição dos atributos

funcionais. Ao Msc. Madson Freitas e à bióloga Cecília Dalotto pelo auxílio na coleta de dados e mensuração de atributos funcionais em laboratório. E ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD), desenvolvido pela UFPE, pelo provimento das condições logísticas necessárias para realização da pesquisa e montagem das parcelas utilizadas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. & Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9: 1146–1156.
- Cadotte, M., Carscadden, K & Mirotchnick, N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48: 1079-1087.
- Cardinale, B.J., Wright, J.P., Cadotte, M, Carroll, I.T., Hector, A, Srivastava, D.S., Loreau, M. & Weis, J.J. 2007. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 46: 18123-18128.
- Diáz, S. & Cabido, M. 2001. Vive La différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 646-655.
- Fridley, J.D. 2003. Diversity effects on production in different light and fertility environments: an experiment with communities of annual plants. *Journal of Ecology* 91: 396-406.
- Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E.K., Hungate, B.A., Matulich, K.L., Gonzalez, A., Duffy, J.E., Gamfeldt, L. & O'Connor, M.I. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486: 105.

- Jaramillo, V.J., Martinez-Yrizar, A. & Stanford Jr, R.L. 2011. Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests. In: Dirzo, R.; Young, H.S; Mooney, H.A. & Ceballos, G. *Seasonally Dry Tropical Forests*. 2011. 408p.
- Mason, N.W.H. & Bello, F. 2013. Functional diversity: a tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science* 24: 777-780.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2003. Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Universidade Federal de Pernambuco. 382 p.
- O'Connor, T.G., Haines, L.M. & Snyman, H.A. 2001. Influence of precipitation and species composition on phytomass of a semi-arid African grassland. *Journal of Ecology* 89: 850-860.
- Orians, G.H., Dirzo, R. & Cushman, J.H. 1996. *Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests*. Springer, Berlin, 229p.
- Pérez-Harguindeguy, N. et al. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61:167-234.
- Rangel, T.F., Diniz-Filho, J.A. & Bini, L.M. 2010. SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology. *Ecography* 33:46-50.
- Rodal, M.J.N., Andrade, K.V.A., Sales, M.F. & Gomes, A.P.S. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia* 58: 517-526.
- Tilman, D., Reich, P.B. & Isbell, F. 2012. Biodiversity impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 10394–10397.
- Tschaplinski, T.J., Tuskan, G.A. & Gunderson, C.A. 1994. Water-stress tolerance of black cottonwood and eastern cottonwood clones and four of their hybrid progeny. I. Growth, water relations and gas exchange. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 364–371.

Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeck, M.A. & Donoghue, M.J. 2002 Annual review of ecology and systematic 33: 475-505.