

Ecologia e Biodiversidade do Semiárido Nordestino

Volume II - Plâncton e Zoologia



**Eliane Maria de Souza Nogueira
Carlos Alberto Batista dos Santos
Maria José Gomes de Andrade
(Organizadores)**

**Eliane Maria de Souza Nogueira
Carlos Alberto Batista dos Santos
Maria José Gomes de Andrade
(Organizadores)**

Ecologia e Biodiversidade do Semiárido Nordestino

Volume II - Plâncton e Zoologia



**Paulo Afonso
2016**

Diagramação e Capa: Rubervânio Lima
Edição eletrônica (primeira versão): Jéssica Silva Cunha

Foto da Capa: Bruno Gonçalves

Revisão:

Carlos Alberto Batista dos Santos

Maria José Gomes de Andrade

Edição:



Editoração:



Realização:



Catálogo na publicação (CIP)
Ficha Catalográfica

S237

Nogueira, Eliane Maria de Souza, Santos,
Carlos Alberto Batista dos e Andrade, Maria José
Gomes de, org.

Ecologia e Biodiversidade do Semiárido

Nordestino - Volume II - Plâncton e Zoologia/ Eliane

Maria de Souza Nogueira, Carlos Alberto B. dos Santos,
e Maria José Gomes de Andrade organizadores.

Paulo Afonso: SABEH, 2016.

136 p. ; il.

ISBN: 978-85-92861-87-2

1. Ecologia. 2. Biodiversidade
3. Semiárido. I. Título

CDD: 577

E-BOOK

CONSELHO EDITORIAL

Editor-Chefe

Dr. Juracy Marques dos Santos - UNEB/PPGEcoH/NECTAS

Membros

Dr. Adibula Isau Badiu - Nigéria

Dra. Alpina Begossi - UNICAMP

Dr. Alfredo Wagner Berno de Almeida - UFAM/PPGAS

Dr. Artur Dias Lima - UNEB/PPGEcoH

Dra. Eliane Maria de S. Nogueira - UNEB/NECTAS/PPGEcoH

Dr. Fábio Pedro Souza de F. Bandeira - UEFS/PPGEcoH

Dr. Feliciano José Borralho de Mira - UNEB/PPGEcoH

Dra. Flavia de Barros Prado Moura - UFAL

Dra. Iva Miranda Pires – FCSH - Portugal

Dr. Jairton Fraga de Araújo - UNEB/CAERDES

Dr. José Geraldo W. Marques - UNICAMP/UEFS/PPGEcoH

Dr. Júlio Cesar de Sá Rocha - UNEB/PPGEcoH

Dra. Maria Cleonice de S. Vergne - UNEB/CAAPA/PPGEcoH

Dr. Martín Boada Jucá – UAB - Espanha

Dr. Paulo Magalhães – QUERCUS - Portugal

Dr. Ronaldo Alvim - UFS

Dr. Sérgio Malta de Azevedo - UFC/PPGEcoH

COMISSÃO CIENTÍFICA

Dra. Adriana Cunha

Universidade do Estado da Bahia (UNEB)

Dra. Ana Lúcia Biggi de Souza

Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESC)

Dr. Arnaldo José Correia Magalhães Júnior

Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF)

Dr. Edilson Alves dos Santos

Universidade do Estado da Bahia (UNEB)

Dra. Elaine Cristina Barbosa Cambuí

Universidade Federal da Bahia (UFBA)

Dra. Fátima Lúcia de Brito Santos

Universidade do Estado da Bahia (UNEB)

Dra. Flávia de Barros Prado Moura

Universidade Federal de Alagoas (UFAL)

Dr. Franklin Magliano da Cunha

Faculdade Frassinetti de Recife (FAFIRE)

Dra. Iramaia de Santana

Universidade do Estado da Bahia (UNEB)

Dr. Jacques Delabie

Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

Dra. Liriane Monte Freitas

Universidade Federal de Alagoas

Dra. Patrícia Luíza de Oliveira Rebouças

Universidade do Estado da Bahia (UNEB)

Dra. Simone Porfirio

Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Dra. Vinina Ferreira da Silva

Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF)

Dr. Tiago Shizen Pacheco Toma

Universidade do Estado da Bahia (UNEB)

ORGANIZADORES

Dra. Maria José Gomes de Andrade

Possui graduação em Licenciatura Plena em Ciências Biológicas pela Universidade Federal Rural de Pernambuco, mestrado em Biologia Vegetal pela Universidade Federal de Pernambuco e doutorado em Botânica pela Universidade Estadual de Feira de Santana. Possui pós-doutorado pela Conservação Internacional do Brasil (2007-2008), Universidade Estadual de Feira de Santana e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (2008-2011) e pelo Royal Botanic Gardens, Kew, na Inglaterra (2012-2013). Atualmente é professora efetiva da Universidade do Estado da Bahia e coordena o Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal, *Campus VIII*. Leciona e orienta alunos no Curso de graduação em Ciências Biológicas e no Mestrado em Biodiversidade Vegetal, ambos da UNEB.



Dra. Eliane Maria de Souza Nogueira

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Faculdade de Filosofia do Recife, mestrado em Ciências Biológicas (Zoologia) pela Universidade Federal da Paraíba e doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia) pela Universidade Federal da Paraíba. Atualmente é professora efetiva da Universidade do Estado da Bahia, *Campus VIII*. Leciona e orienta alunos no Curso de graduação em Ciências Biológicas e no Programa de Pós-graduação em Ecologia Humana, ambos da UNEB.



Dr. Carlos Alberto Batista dos Santos

Possui Graduação em Licenciatura Plena em Ciências com Habilitação em Biologia pela Universidade de Pernambuco, mestrado em Zoologia pela Universidade Estadual de Santa Cruz e doutorado em Etnobiologia e Conservação da Natureza pela Universidade Federal Rural de Pernambuco. Atualmente é professor efetivo na Universidade do Estado da Bahia, e coordena o Programa de Pós-Graduação em Ecologia Humana e Gestão Socioambiental, *Campus III*. Leciona e orienta alunos no Curso de graduação em Agronomia e no Mestrado em Ecologia Humana e Gestão Socioambiental, ambos da UNEB.



SUMÁRIO

PREFÁCIO 10

CAPÍTULO 1 13

COMUNIDADE PLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS DO SUBMÉDIO
SÃO FRANCISCO.

Maristela Casé, Susana Menezes Luz Souza e Tâmara de Almeida
e Silva.

CAPÍTULO 2 35

LEVANTAMENTO E INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA
ARANEOFAUNA (ARANEOMORPHAE: ARANEAE) DE SERAPILHEIRA,
EM UM FRAGMENTO DE CAATINGA NO SEMIÁRIDO NORDESTINO.

José Ricardo de Oliveira Santos, Marcel Rodrigo Cavallaro, Karina
Ocampo Righi Cavallaro e Geraldo Jorge Barbosa de Moura.

CAPÍTULO 3

67

FORMIGAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) COMO INDICADORES DE DEGRADAÇÃO AMBIENTAL NO MUNICÍPIO DE JATOBÁ, PERNAMBUCO, BRASIL.

Jairan Rodrigues de Oliveira e Ilka Maria Fernandes Soares.

CAPÍTULO 4

95

COMPOSIÇÃO DA TAXOCENOSE DE ANUROS DO HORTO FLORESTAL OLHO D'ÁGUA DA BICA, CUITÉ, PB.

Márcio Frazão Chaves, Alexsandra do Nascimento Simões, Dyego Francisco Silva da Costa, Jean Carlos Dantas de Oliveira, Leomyr Sângelo e Geraldo Jorge Barbosa de Moura.

CAPÍTULO 5

113

PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES DO SEMIÁRIDO NORDESTINO.

Anna Ludmilla da Costa Pinto Nascimento.



PREFÁCIO

É preciso iniciar louvando a carinhosa iniciativa coletiva, para qual Maria José Gomes de Andrade, Eliane Maria de Souza Nogueira e Carlos Alberto Batista dos Santos, se juntaram no ambiente socioinstitucional dos Programas de Pós-graduação em Biodiversidade Vegetal e Ecologia Humana e Gestão Socioambiental, ambos da UNEB *Campus VIII* – Paulo Afonso, para assumirem o agradável e muito trabalhoso desafio de mobilizar algumas, dentre as muitas, pessoas que se dedicam a pesquisar, construir e transmitir novos conhecimentos, para as presentes e as futuras gerações humanas, sobre um pouco das fantásticas diversidades das Caatingas e suas maravilhosas, e também múltiplas, Gentes Caatingueiras, por meio desse livro que trata da **Ecologia e Biodiversidade do Semiárido Nordestino**, essa Zona Bioedafoclimática e Ecosociocultural exclusivamente brasileira.

Estando essa missão em estágio bem avançado, nem de longe essas duas mulheres e esse homem dedicadas/o, experientes e muito joviais, que tantas contribuições têm dado à Biodiversidade Vegetal e a Ecologia Humana, não imaginavam que me dariam uma das maiores alegrias da minha sexagenária existência de caatingueiro, por escolha e missão. Vejam só quanta generosidade, me oferecer a oportunidade, também desafiadora, de fazer essa apresentação. A primeira em toda a minha vida. Espero não decepcionar, mesmo sabendo que nunca ninguém será unanimidade em qualquer coisa que seja ou faça.

Um livro dedicado a se conhecer localmente e a se anunciar globalmente a diversidade biológica e as ecologias do Bioma Caatinga, da nossa Zona Semiárida brasileira, é uma atitude de doação conjunta de muitas Mulheres e Homens, que amam e reverenciam tudo o que é vivo e todos os demais componentes da natureza e do clima semiárido que dão suporte e alimentam as muitas formas de vidas desse Bioma

da Região das Secas Nordesteiras, que milenarmente é o suporte e a bênção para a existência e a co-evolução de suas muitas civilizações multiculturais.

É mais do que um compendio, como convencionalmente se entende, é a construção coletiva de uma coletânea especial de sistematizações de novos e especiais conhecimentos sobre muitas das formas de vidas e de suas interdependências, complementações e inter-relações cooperativas que, presentemente, se apresentam nas formas e maneiras, e nos modos e jeitos que nessa especial publicação são apresentados, como diversas espécies da flora e da fauna – mais que plantas e animais, muito mais que “matos” e “bichos” –, são algumas das formas de vidas, agora mais conhecidas, graças ao empenho e à dedicação franciscana – literalmente, tanto do Velho Chico, o Rio, quanto Chico Velho, o Santo –, de suas autoras e de seus autores – individuais e coletivos.

A todas e todos vocês, que coletivamente construíram os conhecimentos que esse livro contém e nos oferta, agora e para sempre, somente poderemos, caatingueiramente, ter agradecimentos, não apenas pelo que estão fazendo pelo nosso Bioma Caatinga, mas também pelo que estão doando, a nós, às demais pessoas e à sociedade como um todo, desses tempos presentes e do futuro, como exemplo de contribuição abnegada para o fortalecimento da Ecologia Humana, que com mais esses conhecimentos fundamentais sobre **Ecologia e Biodiversidade do Semiárido Nordesteiro**, continuará a evoluir cada vez mais como um dos instrumentos indispensáveis à construção e consolidação de Sociedades mais Ecológicas e Humanizadas.

Maurício Lins Aroucha
AGENDHA





CAPÍTULO 1

Comunidade planctônica em reservatórios do submédio São Francisco

Maristela Casé^{1,2*}

Susana Menezes Luz Souza¹

Tâmara de Almeida e Silva^{1,2}

1. Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Educação, *Campus VIII*, Rua da Gangorra, 503, CHESF, 48608-240, Paulo Afonso, Bahia, Brasil. *E-mail: maristelacase@gmail.com

2. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Humana e Gestão Socioambiental, Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Educação, *Campus VIII*, Rua da Gangorra, 503, CHESF, 48608-240, Paulo Afonso, BA, Brasil.

APRESENTAÇÃO

Este capítulo apresenta a riqueza da comunidade planctônica presente nos reservatórios das Usinas Hidrelétricas Sobradinho, Itaparica, Complexo Paulo Afonso e Xingó, no São Francisco.



INTRODUÇÃO

A palavra plâncton é originária do Grego (plagktón), que significa “errante ao sabor das ondas”. É constituído por organismos de diversos grupos taxonômicos e tamanhos, que variam de micrômetros a poucos centímetros. Esses microrganismos, em alguns casos, são capazes de se movimentar, contudo, não conseguem vencer o movimento das correntes.

Dentro desse microuniverso existem organismos que realizam fotossíntese para obtenção de energia: o fitoplâncton (parte vegetal). Assim como as plantas no ambiente terrestre, o fitoplâncton é responsável pela base da teia alimentar na água. Sua função principal é transferir a energia luminosa, obtida na fotossíntese, em biomassa, para que possa ser consumida por diversos animais aquáticos.

A parte animal do plâncton é conhecida por zooplâncton que, constitui um elo importante na teia alimentar, transferindo a energia sintetizada por fitoplâncton – bacterioplâncton ou na cadeia de detrito orgânico particulado, para os demais níveis tróficos. Apresentam espécies indicadoras de qualidade ambiental e fornecem subsídios sobre os processos interagentes, uma vez que suas comunidades são influenciadas pelas condições abióticas e bióticas do ambiente (ESPINO et al., 2000).

Conhecer quais organismos compõe o plâncton é um passo importante para entender o funcionamento dos ambientes aquáticos, principalmente em regiões onde ocorre escassez de água, como no semiárido nordestino.

Nessa região um grande número de reservatórios artificiais foi construído, sobretudo para geração de energia elétrica, mas também para outros usos, como abastecimento humano, agronegócio, piscicultura e lazer.

A modificação na condição do rio, de um ambiente lótico, onde as águas apresentam movimento unidirecional constante, para lântico, quando um grande volume de água é acumulado, influencia as espécies que vivem naquele ambiente. Como consequência, ocorrem alterações na qualidade da água e na disponibilidade de alimento na teia alimentar, podendo afetar o homem.

Por isso, os conhecimentos de quais organismos estão presentes em um ambiente represado, e como eles respondem às atividades humanas é de extrema importância para garantir a sustentabilidade dos ambientes aquáticos.

A proposta desse capítulo é apresentar ao leitor os organismos planctônicos que ocorrem nos reservatórios construídos ao longo do rio São Francisco no seu trecho submédio, desde o município de Remanso às margens do lago de Sobradinho, até a usina de Paulo Afonso, na Bahia e o reservatório Xingó em Alagoas.

O estudo ocorre em decorrência ao monitoramento ambiental realizado pela Companhia Hidrelétrica do São Francisco (Chesf). As amostragens foram realizadas nos reservatórios e trechos do rio São Francisco, sendo: 32 estações no reservatório Sobradinho, 12 no reservatório Itaparica, 08 no reservatório Moxotó, 07 no Complexo Hidrelétrico de Paulo Afonso, e 10 no reservatório Xingó. Os resultados são referentes a amostragens realizadas entre novembro de 2013 a junho de 2016, frequência trimestral.

Para a coleta dos organismos planctônicos, arrastos superficiais e verticais foram realizados utilizando redes de plâncton com abertura de malha de 20 μm para fitoplâncton, e 35 μm para zooplâncton. Acoplados a essas redes estão equipamentos que auxiliam no cálculo do volume filtrado: os fluxômetros.

As amostras coletas foram acondicionadas em recipientes plásticos contendo identificação sobre a estação de amostragem e data de coleta. Para a preservação das células é adicionado lugol nas amostras de fitoplâncton, e formol (4%) nas amostras de zooplâncton. Então, as amostras são transportadas ao laboratório onde ocorreram as análises.

Para a identificação dos organismos as amostras foram levadas ao microscópio ótico para observação da forma, principais estruturas e dimensões. Essas informações são comparadas com a bibliografia especializada, permitindo a identificação de cada indivíduo em nível de espécie, quando possível.

Os resultados são apresentados em riqueza: o número de organismos enquadrados em cada categoria taxonômica (gênero, espécie, p. ex.), parâmetro esse, fundamental para conhecer a estabilidade ecológica no ambiente (MORAN et al., 1997; WILSEY et al. 2005; MELO, 2008).

1. Fitoplâncton

A comunidade foi composta por 214 táxons infragenéricos, pertencentes a 12 classes e 100 gêneros. O valor da riqueza apresentou diminuição ao longo dos reservatórios, com 169 táxons em Sobradinho, 116 em Itaparica, 106 táxons no complexo Paulo Afonso e 81 táxons no reservatório Xingó (Figura 1).

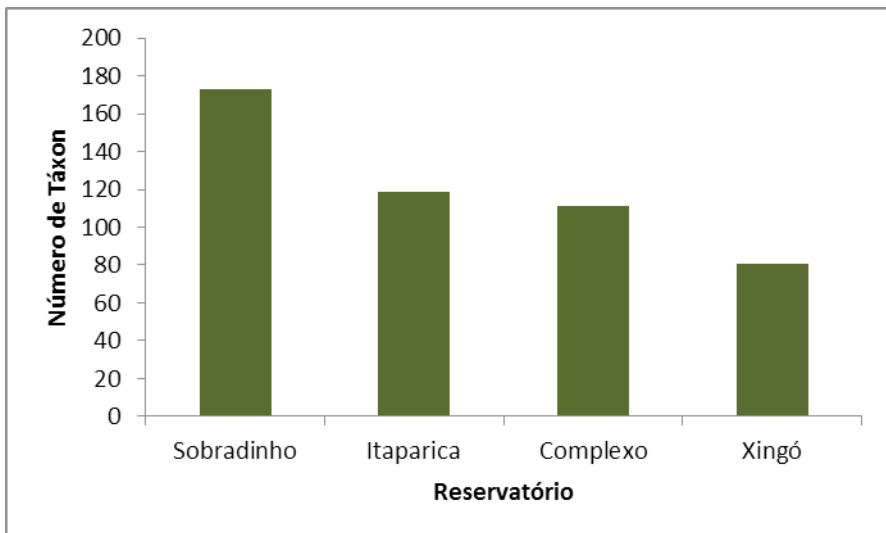


Figura 1: Distribuição da riqueza total da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios no submédio São Francisco.

Nos quatro reservatórios as clorófitas (Conjugatophyceae, Chlorophyceae e Trebouxiophyceae) apresentaram o maior número de espécies, seguidas pelas diatomáceas (Coscinodiscophyceae, Mediophyceae e Bacillariophyceae) e cianobactérias (Cyanophyceae) (Figura 2). A presença marcante desses grupos tem sido relacionada à grande diversidade morfológica e de habitat apresentada pelas espécies (WETZEL, 1993; FRANCESCHINI et al., 2010).

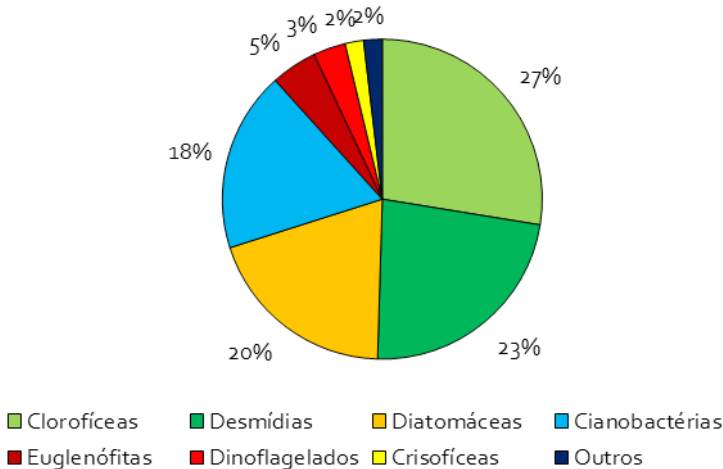


Figura 2: Composição fitoplanctônica em reservatórios no submédio São Francisco.

As clorófitas são um grupo bastante representativo no fitoplâncton e muito importante na produção primária dos ambientes aquáticos (VAN DEN HOEK et al., 1995). Os autores explicam que das quase 8.000 espécies descritas, aproximadamente 90% são encontradas em ambientes de água doce. Por isso, são consideradas um dos grupos mais diversificados em comunidades planctônicas em águas continentais (TUCCI et al., 2006; RODRIGUES et al., 2010; AQUINO et al., 2014).

As diatomáceas apresentam grande abundância e riqueza de espécies (ROUND et al., 1990). Dos quase 250 gêneros e aproximadamente 100.000 espécies de diatomáceas descritas, cerca de 1.600 são encontradas em ambientes de água doce (VAN DEN HOEK et al., 1995; REVIERS, 2006).

As cianobactérias são organismos cosmopolitas considerados os primeiros fotossintetizantes com clorofila a e os produtores primários liberaram oxigênio para a atmosfera (CHORUS e BARTRAM, 1999). Esses procariontes possuem uma variedade de características ecofisiológicas únicas e altamente adaptáveis (LITCHMAN et al., 2010). Ao longo das campanhas de amostragem é possível observar a maior riqueza das clorófitas, diatomáceas e cianobactérias (Figura 3).

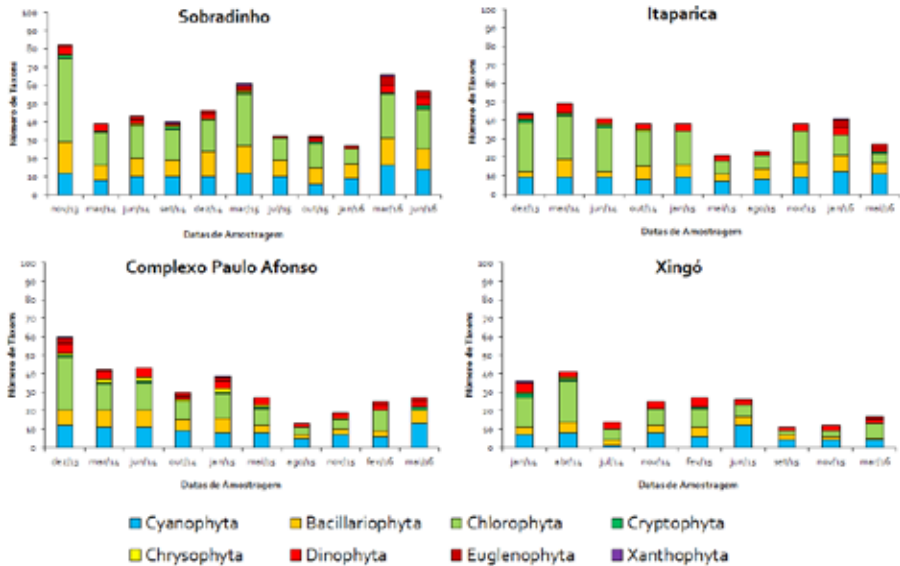


Figura 3: Variação temporal da riqueza fitoplanctônica em reservatórios no submédio São Francisco.

A riqueza para o reservatório Sobradinho pode ser considerada baixa quando comparada a observada em monitoramentos anteriores, nos quais foram identificados 280 táxons entre 2006 e 2009, com redução gradativa da riqueza ao longo do tempo e maiores riquezas médias ocorreram nos meses de julho e outubro (FADURPE, 2009).

Nos reservatórios Itaparica e Xingó, coletas quadrimestrais entre dezembro de 2007 e setembro de 2009, realizadas por Aragão-Tavares e colaboradores (2015), nas mesmas estações amostradas no presente trabalho, registraram 32 táxons a menos que os nossos resultados. Os

autores relataram 110 espécies no reservatório de Itaparica e 135 no reservatório de Xingó, sendo seis a menos para Itaparica e 54 a mais em Xingó.

Para o Complexo de Paulo Afonso a riqueza obtida (106 táxons) foi superior aos 93 táxons relacionados nos meses de dezembro de 2009 e março, junho e setembro de 2010 (FADURPE, 2011). Ao longo do período de estudo a riqueza apresentou uma diminuição gradual, tendo o menor valor no mês de agosto de 2015, com apenas quatro táxons. Nos anos de 2009 e 2010 o número de manteve-se constante, estando entre 41 táxons, nos meses de dezembro/2009 e setembro/2010 a 49 táxons em junho/2010.

2. Zooplâncton

A comunidade zooplânctônica foi representada por 237 táxons pertencentes a sete Filos (Protoctista, Rotifera, Anellida, Gastroticha, Nematoda, Mollusca e Arthropoda).

Estudos realizados por Rocha (2003) em outros ecossistemas continentais no Brasil constatou a existência de 467 espécies de Rotifera, 273 de Copepoda e 112 de Cladocera. Já Eskinazi-Sant'Anna e colaboradore (2005) relataram a ocorrência de 551 espécies de zooplâncton para Minas Gerais, com 151 protozoários, 300 Rotifera, 68 Cladocera, 30 Copepoda e 2 de larvas de insetos. Enquanto Almeida e colaboradores (2010) registraram em alguns reservatórios do Nordeste do Brasil, a presença de 106 espécies de Rotifera, 28 de Cladocera e 23 Copepoda, além 17 táxons da fauna acompanhante (Protocticta, Ostracoda, Decapoda e Insecta, entre outros).

Esses números de espécies nos ecossistemas continentais do Brasil podem ser maiores do que os registrados, uma vez que, a quantidade de espécies desses grupos é subestimada, devidos às metodologias de coletas empregadas, onde na maioria das vezes, essas são realizadas apenas na região limnética dos reservatórios, que

conferem a esta região uma menor heterogeneidade espacial quando comparada à região litorânea (GÜNTZEL et al., 2000). Atrelado a isso, ainda existe poucos especialistas na identificação dos vários grupos.

O filo Rotifera foi aquele que mais contribuiu para a riqueza da comunidade zooplancônica nos ecossistemas estudados seguido de Cladocera e Copepoda.

Os Rotifera apresentando um total de 151 táxons distribuídos nas seguintes famílias: Asplanchinidae, Brachionidae, Conochilidae, Epiphanidae, Euchlanidae, Gastropodidae, Hexarthridae, Lecanidae, Lepadellidae, Mytilinidae, Notommatidae, Philodinidae, Proalidae, Synchaetidae, Trichocercidae, Trichotriidae, Testudinellidae e Trochosphaeridae.

E o fato do registro de um maior número de espécies de rotíferos em ecossistemas continentais em relação aos demais grupos está de acordo com os resultados observados em outros reservatórios brasileiros como citados por: Matsumura-Tundisi e colaboradores (1991), Arcifa e colaboradores (1992), Lopes e colaboradores (1997), Lansac-Tôha e colaboradores (1999), Nogueira (2001), Velho e colaboradores (2005), entre outros. Esses organismos constituem o grupo que mais dominam o zooplâncton na maioria das águas continentais, representando valores acima de 60% do total dessa comunidade (SERAFIM-JÚNIOR et al., 2006). Por serem organismos oportunistas típicas com reprodução partenogenética e ciclos de vida curtos combinados com a capacidade de produzir ovos que sobrevivem à dessecação, resultando em grande resistência e resiliência a perturbações (ALLAN, 1976), adaptam-se com facilidade às mudanças das condições ambientais e, assim, dificilmente se encontra um padrão constante de composição e ocorrência de espécies no espaço e no tempo (RODRIGUEZ e MATSUMURA-TUNDISI, 2000). Além disso, Caleffi (1994), destaca que, os Rotifera são seres fundamentais na cadeia trófica dos ambientes aquáticos continentais. Possuindo diversos hábitos alimentares, sendo onívoros, carnívoros (alguns canibais) e herbívoros, existindo espécies

generalistas e especialistas. Esses aspectos adicionados à alta taxa de renovação mostram a importância ecológica destes organismos no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes.

Os Cladocera totalizaram 38 táxons pertencentes a oito famílias (Bosminidae, Chydoridae, Daphnidae, Holopedidae, Ilyocryptidae, Macrothricidae, Moinidae e Sididae) e os Copepoda apresentaram 18 táxons distribuídos em três famílias (Canthocamptidae, Cyclopidae e Diaptomidae). Dessas famílias, destacaram-se Chydoridae e Daphnidae com 11 e 8 espécies respectivamente. As espécies de Cladocera da família Chydoridae são importantes porque servem como fonte de alimento para os níveis tróficos mais altos e também podem ser utilizados para reconstituir a história do ecossistema aquático, devido aos numerosos remanescentes que permanecem bem preservados no sedimento em forma de cisto (WISNIEWSKI et al., 2000).

Os Copepoda estiveram representados 19 espécies, incluindo os estágios náuplios e copepoditos, destacando-se as famílias Cyclopidae (17 espécies) e Diaptomidae (seis espécies). O gênero *Thermocyclops* nas regiões tropicais são os mais frequentes Copepoda no plâncton e com maior número de espécies congênica nos grandes reservatórios (ROCHA et al., 2000), no presente trabalho foi registrados 4 espécies.

Comparando-se os quatro diferentes ambientes estudados, observou-se que, a riqueza de espécies para cada grupo foi significativamente diferente entre os meses. O reservatório de Sobradinho apresentou a maior riqueza de espécie (778), diminuindo esses valores ao longo dos reservatórios de Itaparica (681), Complexo (664) até Xingó (613) (Figura 4).

As diferentes características da qualidade de água dos reservatórios podem reduzir a riqueza específica do zooplâncton, devido ao aumento do volume das águas dos reservatórios, associado ao efeito diluidor das águas pelo aumento do nível dos reservatórios, que por sua vez, ocasionam um efeito perturbador na estabilidade desses ambientes (BRITO, 2008).

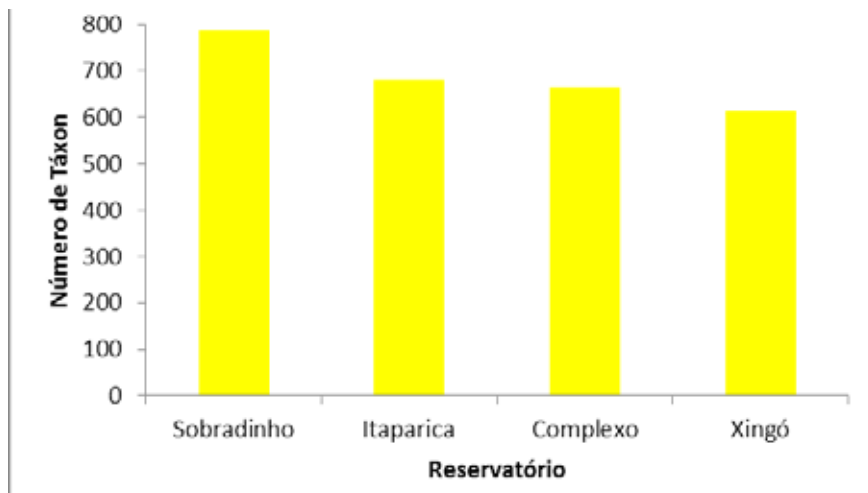


Figura 4: Distribuição da riqueza total da comunidade zooplancônica nos reservatórios no submédio São Francisco.

Nos reservatórios estudados, os Rotifera (63%) foram marcadamente os organismos mais abundantes, seguido pelos Arthropoda (Cladocera e Copepoda) (Figura 5). Notadamente um dos fatores relevantes para a abundância desses dois grupos está relacionado a grau de eutrofização, onde a abundância de Rotifera e Protozoa é característica de ambientes eutróficos, enquanto Copepoda e Cladocera são característicos de ambientes oligotróficos (MATSUMURA-TUNDISI et al., 1999).

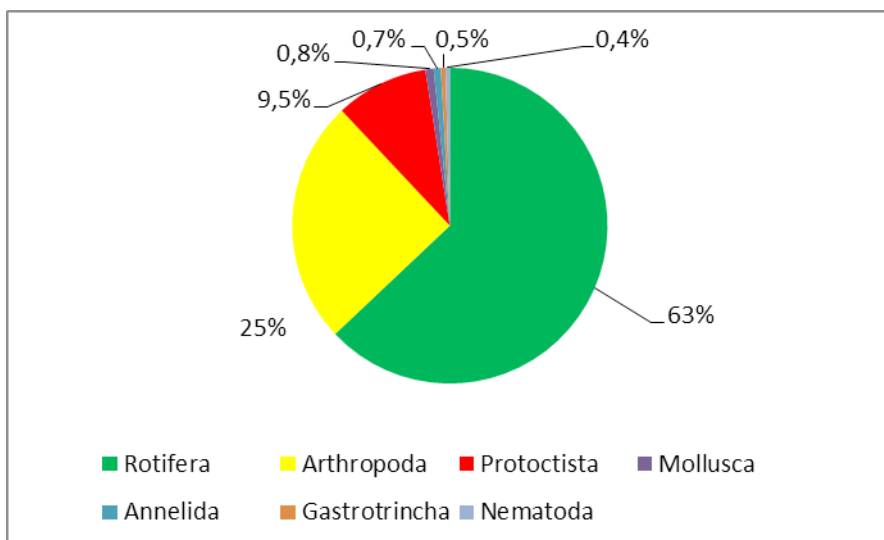


Figura 5: Composição zooplancônica em reservatórios no submédio São Francisco.

Sazonalmente em todos os períodos hidrológicos estudados ocorreu um comportamento similar, ou seja, não se observou um padrão definido na composição das espécies entre os quatro ecossistemas (Figura 6).

Segundo Sousa e colaboradores (2003), a distribuição dos organismos zooplancônicos não é uniforme. A presença, ausência ou dominância dos táxons observados em diferentes estações pode ser um indicativo de sazonalidade ou de ação antrópica, sendo que, possivelmente a maioria deles poderia atuar como bioindicadores, acusando o verdadeiro estado trófico das bacias de drenagem.

Assim, nos reservatórios do semiárido nordestino um dos fatores que mais afetam a qualidade de água, uma vez que suas águas são usadas para múltiplos fins e adicionados ao crescimento da populacional que vivem em entorno desses ambientes têm causado distúrbios nos ecossistemas aquáticos como por exemplo, processo de eutrofização. Quando esse resulta da atividade humana, há um aceleração do processo, onde os ciclos biológicos e químicos podem ser interrompidos e, muitas vezes, o sistema progride para a um estado essencialmente morto.

Esta eutrofização desenvolve-se rapidamente devido a fontes de nutrientes geradas pelas atividades humanas. Todas elas provocam a liberação para os ecossistemas aquáticos de grandes quantidades de nutrientes que ficam disponíveis para o crescimento do fitoplâncton. Uma das consequências deste aumento é a diminuição da diversidade do habitat deixando de haver refúgios e/ou alimentos para muitos organismos, o que empobrece as comunidades de invertebrados e vertebrados. E outra consequência é a diminuição da capacidade de autodepuração do sistema, ou seja, o poder de reciclar a matéria orgânica diminui, levando á acumulação de detritos e sedimentos. Num estado mais avançado a concentração de oxigênio vai diminuindo e as espécies que não conseguem tolerar concentrações de oxigênio em baixas tendem a desaparecer.

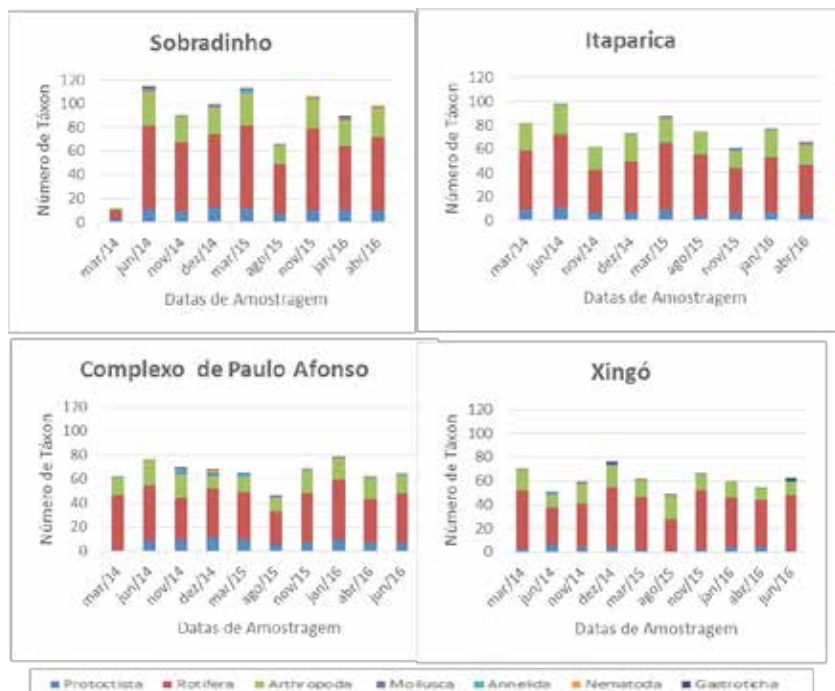


Figura 6: Riqueza de espécie em Sobradinho (PE), Itaparica (PE), Complexo de Paulo Afonso (BA) e Xingó (BA).

Assim, observou-se que, os corpos d'água dos ambientes estudados apresentam características peculiares de cada ecossistema, apesar do processo acelerado gerado pelo desenvolvimento das cidades que os margeiam, esses ainda permanecem com as características naturais, ainda que, apresentam certo grau de preservação, embora haja o uso indiscriminado para irrigação, navegação, abastecimento, recreação, hidroeletricidade, piscicultura, entre outros.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Informações sobre riqueza das comunidades planctônicas em reservatório são importantes para compreensão da dinâmica desses ecossistemas, favorecendo a gestão das águas para seus diversos usos. No caso dos reservatórios construídos em cascata Sobradinho, Itaparica, Complexo Paulo Afonso e Xingó, a presença do plâncton, além de fornecer alimento para os demais níveis tróficos da cadeia alimentar aquática, permite compreender a influência das atividades antrópicas na qualidade da água.

Os resultados para a comunidade fitoplanctônica apresentaram uma composição formada por grupos presentes em outros reservatórios na região e no Brasil. Clorofíceas, diatomáceas e cianobactérias foram os grupos mais expressivos. O número de táxons diminuiu ao longo dos reservatórios, indicando a possibilidade de influência na sequência de represamentos na biodiversidade. Com relação ao período estudado, a riqueza apresentou uma diminuição de táxons ao longo do tempo, com valores mais baixos no mês de agosto, possivelmente relacionada às condições ambientais e operação das usinas hidrelétricas.

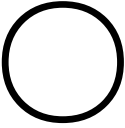
No que diz respeito à comunidade zooplactônica, diante a comparação entre diferentes reservatórios no tempo e espaço confirmam a importância dos estudos de biodiversidade em longo prazo confirmando através dos registros das espécies de Rotifera, Cladocera e Copepoda. A dominância dos rotíferos em termos de

riqueza e abundância é um padrão comum nos ambientes aquáticos continentais brasileiros e algumas espécies apresentam-se como potencial de bioindicador de locais eutróficos (Rotifera).

Assim, é importante trabalhos dessa natureza usados como ferramentas como subsídios para futuras comparações.



AGRADECIMENTOS

 Os autores agradecem a Companhia Hidrelétrica do São Francisco (CHESF), pela disponibilização dos resultados, e ao Laboratório Água e Terra, pela infraestrutura de coleta e análises das amostras de zooplâncton.



REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. eds. **Reservatório de Segredo:** bases ecológicas para o manejo. Maringá, Eduem. p.39-60.

AQUINO, C. A. N.; BUENO, N. C.; DE MENEZES, V. C. Chlorococcales sensu latu (Chlorophyceae) de um ecossistema lótico subtropical, Estado do Paraná, Brasil. **Hoehnea**, v. 41, n. 3, p. 431 – 451, 2014.

ALLAN, J. D. Life history patterns in zooplankton. **Am. Nat.** 110:165-176. 1976.

ARCIFA, M. S.; GOMES, E. A. T.; MESCHIATTI, A. J. Composition and fluctuations of the zooplankton of a tropical Brazilian reservoir. *Archiv Fur Hydrobiologie* 123: 479-495 apud Castilho-Noll & Arcifa, M.S. 2007. *Chaoborus* diet in a tropical lake and predation of microcrustaceans in laboratory experiments. **Acta Limnologica Brasiliensia** 19 (2): 163-174. 1992.

BRITO, S. A. C. Variação- temporal do zooplâncton em diferentes ambiente do médio Rio Xingu – PA. (**Dissertação de Mestrado**). 83f. Universidade Federal do Pará. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Amazônica Oriental e Universidade Federal Rural do Amazônia. Pará. 2008.

CALEFFI, S. A Represa de Guarapiranga: Estudo da comunidade Zooplanctônica e Aspectos da Eutrofização. São Paulo. (**Dissertação de Mestrado**), 115p. Departamento de Saúde Ambiental, Faculdade de Saúde Pública, USP, 1994.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic Cyanobacteria in Water: A guide**

to their public health consequences, monitoring and management.

London: E & FN Spon, 1999. 400p.

ESPINO, G. L.; PULIDO, S. H.; PÉREZ, J. L. C. **Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación.** eds.

Plaza y Valdes. México, 2000, 633p.

FADURPE; UFRPE; CHESF. **Inventário dos Ecossistemas Aquáticos do Baixo São Francisco:** Reservatórios do Complexo Hidrelétrico de Paulo Afonso (Moxotó, PA I, II, III e IV). Recife, FADURPE/CHESF/UFRPE, 2011. 497p.

FADURPE; UFRPE; CHESF. **Programa de Inventário dos Ecossistemas Aquáticos do Reservatório de Sobradinho: 3º.** Relatório Anual das Atividades Outubro/2008 a Setembro/2009. Recife, FADURPE/CHESF/UFRPE, 2009. 556p.

FRANCESCHINI, I. M. et al. **Algas:** uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica. Porto Alegre: Artmed, 2010, 332p.

GÜNTZEL, A. M.; ROCHA, O.; ESPÍNDOLA; E.L.G.; IETZLER, A.C. Diversidade do zooplâncton de lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: I. Rotífera. In: **Estação Ecológica de Jataí** (J.E. Santos; J.S.R. Pires, eds.). Rima, São Carlos, v.2, p.537-557.

HOEK, C.; MANN, D.; JAHNS. H. M. **Algae:** an introduction to phycology. Cambridge: Cambridge University Press, 1995, 623p.

LANSAC-TÔHA, F. A., VELHO, L. F. M.; BONECKER, C. C. Estrutura da comunidade zooplânctônica antes e após a formação do reservatório de Corumbá-GO. In: R. HENRY. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu: Universidade Estadual Paulista/Fundibio, pp. 347-374. 1999.

LITCHMAN, E., PINTO, P. T.; KLAUSMEIER, C., A.; THOMAS, M. K.; YOSHIYAM, K. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. **Hydrobiologia**, v. 653, n. 1, p. 15-28, 2010.

LOPES, R. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VALE, R.; SERAFIM-JÚNIOR, M. Comunidade zooplanctônica do Reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. eds. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá, Eduem. p.39-60. 1997.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu. FUNDBIO/FAPESP, 1999. p. 39-54.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; SAGGIO, A.; OLIVEIRA NETO, A.; ESPINDOLA, E. G. Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia) in the Filling Phase. **Verhandlungen des Internationales Verein Limnologie** 24:1482-1488. 1991.

MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**. v. 8, n. 3, p. 21 – 27, 2008.

MORAN, D.; PEARCE, D.; WENDELAAR, A. Investing in biodiversity: an economic perspective on global priority setting. **Biodiversity & Conservation**, v. 6, n. 9, p. 1219-1243, 1997.

MOWE, M. A. D. et al. Tropical cyanobacterial blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors. **Journal of Limnology**, v. 74, n. 2, 2014.

NOGUEIRA, M. G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicator of environmental compartmentalization in Jurumim

Reservoir (Paranapanema River), Sao Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, 455: 1-18. 2001.

ROCHA, O., ESPÍNDOLA, E. G., RIETZLER, A. C.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. Diversidade do zooplâncton nas lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu: III. **Copepoda (Crustácea)**. J. S. R. Pires, eds.). RiMa, São Carlos, v.1, p.587-598. 2000.

RODRIGUES, L. L.; SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Chlorophyceae das Represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 33, n. 2, p. 247-264, 2010.

RODRIGUEZ, M. P.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Variation of density, species composition and dominance of Rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. **Revista Brasileira de Biologia**. 60:1-7. 2000.

ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M.; MANN, D. G. **The diatoms. Biology & morphology of the genera**. New York: Cambridge University Press, 1990, 747p.

SERAFIM-JÚNIOR, M.; NEVES, G. P.; BRITO, L.A.; GHIDINI, R. Zooplâncton do rio Itajaí–Acú a jusante da cidade de Blumenau, Santa Catarina, Brasil. **Estudos Biologia**, v. 28, n. 65, p. 41-50, out./dez. 2006.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L.; GENTIL, R. C.; AZEVEDO, M. T. P. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. **Hoehnea**, v. 33, n. 2, p. 147-175, 2006.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993, 919p.

WILSEY, B. J. et al. Relationships among indices suggest that richness

is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. **Ecology**, v. 86, n. 5, p. 1178-1184, 2005.

WISNIEWSKI, M. J. S., ROCHA, O.; RIETZLER, A. C; ESPÍNDOLA, E. L. G. Diversidade do zooplâncton nas lagoas marginais do Rio Mogi Guaçu: II. Cladocera (Crustacea, Branchiopoda). In SANTOS J.E., PIRES, J.S.R., eds. **Estudos integrados em ecossistemas**: Estação Ecológica de Jataí. São Carlos, Rima. p. 559-586. 2000.





CAPÍTULO 2

Levantamento e influência de variáveis ambientais na araneofauna (Araneomorphae: Araneae) de serapilheira, em um fragmento de caatinga no semiárido nordestino

José Ricardo de Oliveira Santos^{1,2,*}

Marcel Rodrigo Cavallaro²

Karina Ocampo Righi-Cavallaro³

Geraldo Jorge Barbosa de Moura^{1,4}

1. Mestrado em Ecologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, 52171-900, Recife, PE, Brasil. *Email: ricardosnago@hotmail.com

2. Universidade do Estado do Bahia, Departamento de Educação, *Campus VIII*, Rua da Gangorra, 503, CHESF, 48608-240, Paulo Afonso, BA, Brasil. Paulo Afonso, Bahia, Brasil.

3. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Av. Costa e Silva, s/n, Cidade Universitária, 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil.

4. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Humana e Gestão Socioambiental, Universidade do Estado do Bahia, Departamento de Educação, *Campus VIII*, Rua da Gangorra, 503, CHESF, 48608-240, Paulo Afonso, BA, Brasil.

APRESENTAÇÃO

Seja pela alta detectabilidade, facilidade de amostragem e abundância da maioria das populações, as aranhas são frequentemente utilizadas como modelo de pesquisa em ecologia e biodiversidade evolutiva. Apesar de serem pouco conhecidas em termos taxonômicos, como a maioria dos invertebrados, elas têm se mostrado capazes de gerar excelentes modelos para responder questões e hipóteses a respeito da qualidade do meio ambiente. Assim, seja pelas suas diversas estratégias de reprodução, com longas cortes e presente pré-nupcial; pelo dedicado cuidado com a prole pelas fêmeas; pela captura da presa com a criação de complexas teias a partir de sofisticada seda e a sua expressiva riqueza de espécies tem chamado à atenção dos pesquisadores, que ao longo dos anos intensificaram a busca pelo entendimento dos padrões ecológicos que norteiam a biologia desse grupo.



INTRODUÇÃO

Araneae é classificada como a segunda maior ordem de Arachnida e a sétima maior ordem zoológica em diversidade. Elas são conhecidas popularmente por aranhas, ficando atrás da ordem Acari e de cinco ordens de insetos. Esse grupo de organismos apresentam uma ampla diversidade de habitat e adaptação (PARKER, 1982).

As aranhas são facilmente distinguidas das outras ordens de Arachnida por diversas características morfológicas. Dentre essas peculiaridades, destacam-se a separação do prossoma e opistossoma por um pedúnculo; palpo do macho modificado em órgão copulatório; quelíceras com glândulas produtoras de veneno e a extremidade do opistossoma modificado em fiandeiras. A produção de seda é historicamente registrada para a captura de presas, além da construção de sacos para protegerem os ovos e o revestimento de refúgios (BONALDO et al., 2009).

As aranhas são divididas em dois grandes grupos, as subordens Mesothelae e Opisthothele. O primeiro grupo apresenta aranhas primitivas, composto por 87 espécies limitadas ao sudoeste da Ásia (PLATNICK, 2010). Enquanto o segundo é composto pelas demais aranhas, englobando mais duas infraordens: Mygalomorphae, que inclui aranhas caranguejeiras, caracterizada pela redução no número de fiandeiras e simplificação do aparelho copulador do macho e Araneomorphae, que inclui a maioria das aranhas descritas para o mundo, apresentando quelíceras transversalmente orientadas em relação ao eixo longitudinal do corpo (THALER e KNOFLACH, 2004).

No Brasil, as Mygalomorphae são representadas por 300

espécies pertencentes a 11 famílias (BRESCOVIT et al., 2002; LUCAS et al., 2006). A infraordem Araneomorphae representa 90% da aranaeofauna mundial, sendo que o Brasil abriga 59 famílias (BRESCOVIT et al., 2002).

A ordem Araneae apresenta 46.058 espécies, pertencentes a 3.935 gêneros e 114 famílias (PLATNICK, 2016) distribuídas por todos os continentes, exceto nas regiões polares (FOELIX, 2011). Este número ainda está distante da riqueza que o planeta apresenta, pois segundo a hipótese de Platnick (1999), existem cerca de 60.000 a 80.000 espécies e o número pressuposto por Coddington e Levi (1991), é ainda maior; segundo estes autores um equivalente a 170.000 espécies. Uma das possíveis causas dessa dispersão por todos os ambientes seja em florestas tropicais ou desertos é consequência da habilidade de flutuação – Balonismo – que aranhas jovens apresentam (SOUZA, 2007).

Das 114 famílias catalogadas em todo o mundo, grande parte desta diversidade já foi registrada para o Brasil (PLATNICK, 2016). O país apresenta 72 famílias, que abrigam 659 gêneros e, aproximadamente, 3.203 espécies. Destas, apenas 2.784 espécies são conhecidas (BRESCOVIT et al., 2011), sendo 391 espécies para o estado da Bahia (LIRA-DA-SILVA et al., 2011). Apesar dessa grande diversidade de espécies para o Brasil, existe uma carência de estudos sobre as aranhas no Nordeste (BRANDÃO et al., 2000), com um número reduzido de inventários realizados na Caatinga, dificultando posteriores estudos sobre o tema relacionado. Assim, são necessários novos estudos que visem reconhecer a diversidade dos organismos nos diferentes ecossistemas.

No Brasil, as pesquisas a respeito da comunidade de aranhas estão mais concentradas na região da Floresta Amazônica (HÖFER, 1990; BORGES e BRESCOVIT, 1996; MARTINS e LISE, 1997; LISE, 1998) e Mata Atlântica (BRESCOVIT, 1999; BRESCOVIT et al., 2004). As poucas espécies registradas para o Nordeste brasileiro

podem estar sendo ameaçadas pela fragmentação de habitat, causada pela antropização para a criação de animais de grande porte, como caprinos e bovinos, os quais consomem boa parte da vegetação rasteira (LEAL et al., 2005).

Segundo Garda (1996), cada vez mais os solos do Nordeste tornam-se pobres, consequência da desertificação, causada também, pelas queimadas para a substituição da vegetação natural por pastagens para cultura agropecuária. Isto danifica ou extingue habitat de muitos animais, inclusive das aranhas que, de acordo com Duffey (1966 *apud* Foelix 2011), utilizam nichos ecológicos em diversas camadas verticais, sendo: 1 – zona de solo: delimitada entre o solo e 15 cm de altura, e é composta por serapilheira, rochas e plantas; 2 – zona de campo: entre 15 e 180 cm, composta por vegetação que atinja esta altura; 3 – zona arbustiva: entre 180 e 450 cm de altura, composta pela vegetação que atinja este porte; e, 4 – zona de bosque: vegetação situada acima de 450 cm de altura. .

Um dos nichos ecológicos menos estudados é a serapilheira, microhabitat de aranhas pequenas, com pouco menos de três milímetros de comprimento, como os indivíduos das famílias Mysmenidae e Symphytognathidae, o que dificulta a sua identificação (INDICATTI et al., 2005). De acordo com os mesmos autores, há uma necessidade de metodologia específica para a captura desses indivíduos, e aperfeiçoamento da pesquisa.

A serapilheira constitui-se de matéria orgânica vegetal e animal em decomposição, que é depositada sobre o solo (BARBOSA e FARIA, 2006), sendo importante para a manutenção das florestas e garantir o ciclo de regeneração das mesmas (SCHUMACHER et al., 2004). Intercepta a incidência de luminosidade reduzindo a amplitude térmica do solo (BARBOSA e FARIA, 2006; FACELI e PICKET, 1991), favorecendo espécies menos tolerantes às oscilações ambientais, além de possibilitar abrigos para afastar os predadores (VALLEJO et al., 1987). As aranhas que habitam esse

extrato apresentam 43% das espécies de aranhas de uma floresta (UETZ, 1979), representando a maior biomassa desse microhabitat (MOULDER e REICHLE, 1972).

Tendo em vista o déficit de conhecimento sobre a comunidade de aranhas no semiárido brasileiro, e, principalmente para o extrato serapilheira (UETZ, 1976; 1979; FERREIRA e MARQUES, 1998; WAGNER et al., 2003; BENATI et al., 2005; CANDIANI et al., 2005; CUNHA, 2015; BENATI et al., 2010), faz-se necessário realizar o levantamento e estudos da abundância e diversidade de aranhas de solo em um fragmento da Caatinga, localizada em uma área pertencente ao exército brasileiro no entorno do município de Paulo Afonso-BA. Sendo assim, objetivou-se (1) levantar o número de indivíduos, de acordo com fatores abióticos, temperatura e umidade, que possam interferir na comunidade de aranhas de serapilheira; (2) avaliar a influência da profundidade da serapilheira sobre a abundância, riqueza e composição de aranhas; (3) comparar a incidência de aranhas de serapilheira entre os períodos diurnos e noturnos e (4) avaliar a influência da estacionalidade sobre a abundância, riqueza e composição de aranhas de serapilheira.

1. DESCRIÇÃO DOS MÉTODOS DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido no município de Paulo Afonso, estado da Bahia, região Nordeste do Brasil, que apresenta clima semiárido quente (BSh) de acordo com a classificação climática de Köppen, com chuvas entre os meses de maio e agosto e seca durante os demais meses (PEEL e FINLAYSON; McMAHON, 2007). A temperatura média anual é de 25,8 °C e a precipitação média é equivalente a 540 mm.

O estudo foi realizado no período de agosto de 2014 a julho de 2015 em uma região pertencente ao Exército Brasileiro, na periferia do município de Paulo Afonso-BA que, possui aproximadamente

1.100 hectares (cujas coordenadas são S 09° 26' 08.44" / W 38° 11' 21.65"). A área localiza-se próximo de alguns riachos esporádicos ao longo de sua extensão, que desaguam no Rio São Francisco, sendo caracterizada por apresentar vegetação do tipo Caatinga arbustiva e solo arenoso e pedregoso (Figura 1).

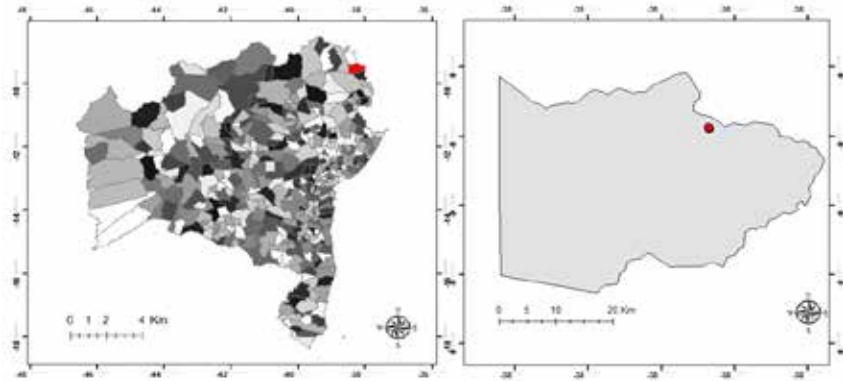


Figura 1: Localização da área de estudo, com ênfase para o município onde o estudo foi realizado, Paulo Afonso, Bahia, Brasil.

A área apresenta uma vegetação com predominância de *Schinopsis brasiliensis* Engl. (braúna), *Mimosa tenuiflora* Benth. (jurema), *Cnidocolus phyllacanthus* (Müll.Arg.) Fern.Casas (faveleira), *Caesalpinia pyramidalis* Tul. (catingueira), *Erythrina mulungu* Mart. (mulungu), *Ziziphus joazeiro* Mart. (juazeiro) e *Spondias tuberosa* Arruda (umbuzeiro). Além do *Croton sonderianus* Müll.Arg. (cróton) e suculentos, como *Tacinga inamoena* (K.Schum.) N.P.Taylor & Stuppy (quipá), *Cereus jamacaru* DC. (mandacaru), *Pilosocereus gounellei* (F.A.C.Weber ex K.Schum.) Byles & G.D.Rowley (xique-xique), *Melocactus bahiensis* (Britton & Rose) Luetzelb. (coroa-de-frade) e *Bromelia laciniosa* Mart. ex Schult.f. (macambira) (FLORA-BRASIL, 2011).

As áreas de coletas são caracterizadas por vegetação arbustiva aberta à densa, tendo os pontos mais próximos do corpo d'água apresentado vegetação aberta e antropizada, enquanto que os pontos

mais distantes apresentam vegetação densa, apesar de antropizada (Figura 2).



Figura 2: Demonstração da vegetação ocorrente nos transectos e pontos, em um fragmento de Caatinga na cidade de Paulo Afonso, Bahia, Brasil.

A região está localizada próxima a zona urbana sofrendo intensa influência antrópica, tanto para extração de madeira como na criação de bovinos e caprinos de forma irregular, sem as devidas fiscalizações (ANDRADE et al., 2012).

As coletas foram realizadas durante 12 meses no período diurno (entre 08:00h as 09:00h) e seis meses no período noturno (entre 20:00h e 21:00). Assim, para a coleta das aranhas foram delimitados três transectos lineares A, B e C (Figura 3) perpendiculares ao longo da margem esquerda do riacho temporário dentro da área de estudo, distando 100 m entre si. Ao longo de cada transecto, três pontos amostrais foram delimitados. O primeiro ponto de cada transecto distou 30 m da margem do riacho, e os demais pontos 50 m entre si. Em cada um dos pontos amostrais aferiu a umidade e temperatura com um termohigrometro digital, ISBB-804 modelo KT-908 e delimitou-se a serapilheira com auxílio de um quadrante 1 m por 1 m.



Figura 3: Distribuição dos pontos amostrais em um fragmento de Caatinga, no município de Paulo Afonso, Bahia, Brasil.

Após a demarcação, a profundidade da serapilheira foi mensurada com o auxílio de espetos de madeira, segundo o modelo de Farina-Junior (2013). Foram inseridos cinco espetos de madeira, sendo quatro distribuídos em cada extremidade da parcela e um no centro desta (Figura 4). O número de folhas que ficaram retidas em cada espeto foram somados e divididos pelo número de espetos para obter a profundidade média de serapilheira para parcela.

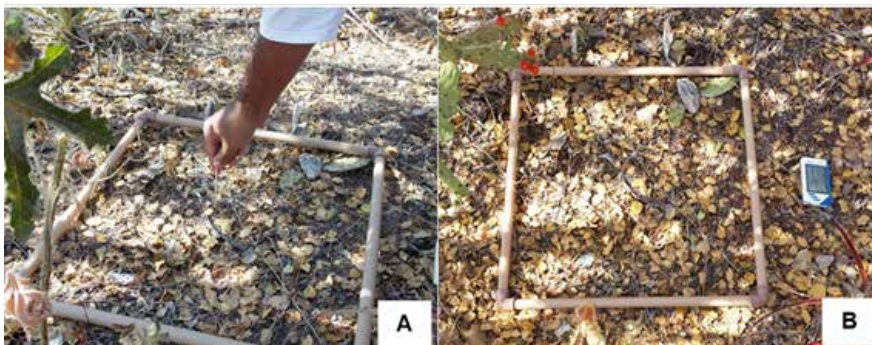


Figura 4: Método de coleta dos dados na área de estudo (A) Utilização do modelo Farina-Junior (2013) para medir a profundidade da serapilheira (B) Materiais utilizados para demarcar a serapilheira (quadrante 0,1 m por 0,1 m) e aferir a umidade e temperatura.

Em seguida, o material foi devidamente etiquetado, contendo duas letras e um número cardinal, mais o código único (por exemplo: TA1-1 representa a primeira coleta no transecto “A” ponto “1”). Além de dados como data, coordenadas, temperatura, umidade, período e profundidade da serapilheira. Para o armazenamento do material utilizou-se de sacos de coleta com capacidade de 20 l, para cada ponto amostral.

No laboratório, o material biológico foi pesado com balança analítica, para obtenção da sua massa úmida, triada manualmente com uma peneira de mão com abertura de 5 mm de malha (durante 5 min), e em seguida armazenada em extratores de Winklers por 48h (Figura 5). As aranhas encontradas foram conservadas em frascos plásticos (60 ml) individualizados para cada ponto de amostragem com álcool a 70%. Após posterior armazenamento nos Winklers o material foi mantido em estufa por um período de 48h e novamente pesados para a verificação do peso seco do material. A diferença entre peso úmido e seco é necessária para estimar a quantidade de água presente na serapilheira, e o quanto ela pode interferir na comunidade de aranhas.



Figura 5: Métodos para o condicionamento do extrato da serapilheira no laboratório de ciências da Universidade do Estado Bahia Campus VIII. A) pesagem da medida em gramas da massa úmida; B) triagem manual da serapilheira; C) armazenamento da serapilheira.

Posteriormente os indivíduos capturados foram identificados a nível de família com auxílio de chaves de identificação (BRESCOVIT et al., 2007), revisadas por estagiários do Núcleo Regional de Ofiologia

e Animais Peçonhentos da Bahia na Universidade Federal da Bahia (NOAP/UFBA) e pelo Professor Doutor Leonardo Sousa Carvalho, da Universidade Federal do Piauí. Em seguida, foram depositados no Laboratório de Sistemática de Peixes da Universidade do Estado da Bahia/Campus VIII.

Através dos dados obtidos calculou-se a abundância absoluta (A), a abundância relativa (Ar%) e a abundância de indivíduos (S). A análise de diversidade foi determinada a partir do índice de diversidade de Shannon-Wiener (KREBS, 1999), calculado pela seguinte fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Equação 1

Onde:

p_i = abundância relativa da espécie, estimada pela razão entre o número de indivíduos de cada espécie (n) sobre o número total de indivíduos (N) coletados.

Σ = somatória.

\ln = logaritmo natural

Um dos componentes do índice de Shannon-Wiener, a equitabilidade, representa a homogeneidade do número de indivíduos das famílias coletadas, sendo calculada pela razão entre o índice de Shannon-Wiener (H') e o índice de diversidade máxima ($H_{m\acute{a}x}$) pela equação:

$$e = \frac{H'}{H_{m\acute{a}x}}$$

Equação 2

Esses resultados assumem valores de 0 a 1, em que 1 indica a uniformidade dos dados de abundância dos indivíduos.

A média de temperatura, umidade e profundidade da serapilheira foram calculadas através da Correlação de Pearson para verificar se

houve uma relação funcional entre a abundância de aranhas e variáveis ambientais (ZAR, 1999).

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{(\sum (x_i - \bar{x})^2)(\sum (y_i - \bar{y})^2)}}$$

Equação 3

Onde: X1; X2 e Y1; Y2 são os valores medidos de ambas as variáveis.

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n x_i$$

e

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n y_i$$

São as médias aritméticas de ambas as variáveis.

2. RIQUEZA DA ARANEOFAUNA DE SERAPILHEIRA

Foi capturado um total de 163 indivíduos pertencentes a 10 famílias de aranhas. Lira da Silva e colaboradores (2011) registrou 42 famílias para a Bahia, portanto, estas reportadas aqui representam 24% das famílias registradas para o estado por esses autores. No entanto, as famílias Caponidae, Filistatidae e Ochyroceratidae não foram registrados por esses autores em comparação com o trabalho aqui apresentado (Tabela 1).

Tabela 1. Lista das famílias capturadas em um fragmento da Caatinga no município de Paulo Afonso-BA, e suas respectivas abundâncias absolutas (A) e abundâncias relativas (Ar%).

Famílias	Abundância absoluta (A)	Abundância relativa (Ar%)
Salticidae	49	30%
Filistatidae	39	24%
Pholcidae	35	21%
Araneidae	15	9%
Scytodidae	7	4%
Zodariidae	5	3%
Oonopidae	4	2%
Thomisidae	4	2%
Gnaphosidae	3	2%
Caponidae	2	1%
TOTAL	163	100%

Com relação às famílias reportadas para o bioma Caatinga, 34 famílias, sendo 29 pertencentes a infraordem Araneomorphae para o estado da Paraíba (CARVALHO et al., 2015) e 27 famílias, sendo 25 pertencentes a infraordem Araneomorphae na Ilha do Urubu em Paulo Afonso, Bahia (SANTOS et al., 2015), o presente estudo capturou, respectivamente 34% e 40% das famílias registradas nesses estudos. Para as aranhas registradas na Paraíba (CARVALHO et al., 2015), as famílias Ochyroceratidae e Tetragnathidae não foram capturadas por estes autores, e em comparação com este estudo as famílias Anyphaenidae, Culobionidae, Corinnidae, Dictynidae, Gallieniellidae, Gnaphosidae, Halmiidae, Linyphiidae, Mimetidae, Miturgidae, Oonopidae, Oxyopidae, Philodromidae, Sigestriidae, Senoculidae, Sicariidae, Sparassidae, Theridiidae, Zodariidae não foram registradas. Para as aranhas registradas na Ilha do Urubu em Paulo Afonso, Bahia (SANTOS, 2014) as famílias Caponidae e Scytodidae não ocorreram para o trabalho destes autores. Contudo, as famílias Anyphaenidae,

Corinnidae, Gnaphosidae, Lycosidae, Linyphaenidae, Miturgidae, Nesticidae, Ochyrozetaridae, Oecobiidae, Onopidae, Oxyopidae, Philodromidae, Pisauridae, Selenopidae, Sicariidae, Tetragnathidae, Titanoecidae, Theridiidae e Zodariidae não foram registradas para este trabalho.

Entre todos os indivíduos capturados as famílias mais abundantes, de acordo com os valores absolutos e relativos foram: Salticidae (Figura 6 A), com 49 indivíduos (30%); Filistatidae (Figura 6 B), com 39 (24%) e Pholcidae (Figura 6 C) com 35 indivíduos (21%). Juntas essas famílias representam 75% dos exemplares amostrados (Figura 6). Pode-se verificar que, a família que obteve pouca incidência foi: Caponidae, com 2 indivíduos (1%) (Figura 7). A família Salticidae também foi uma das mais capturadas em um estudo com aranhas de serapilheira de duas áreas de uma mata de restinga, no município de Capão do Leão, Rio Grande do Sul realizado por Rodrigues (2004). Para o trabalho, foram capturados 1124 indivíduos pertencentes a 26 famílias, e Salticidae apresentou 10,6% do total de exemplares de aranhas capturadas.

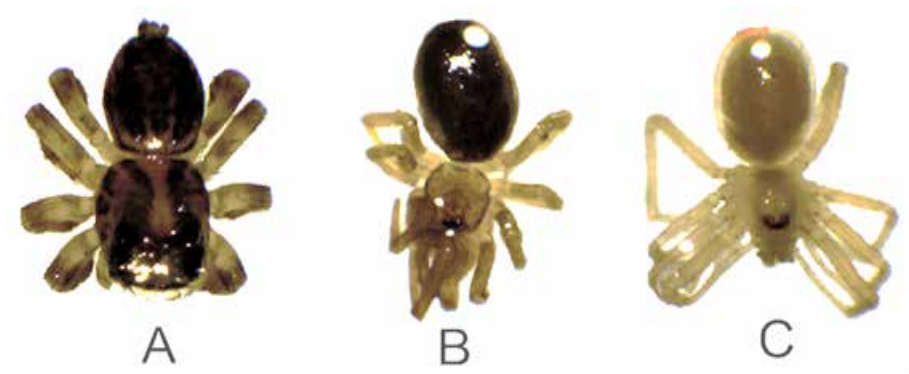


Figura 6: Famílias de aranhas mais ocorrentes em ordem de abundância relativa em um fragmento de Caatinga, na cidade de Paulo Afonso-BA. A - Salticidae (29%); B - Filistatidae (23%); C - Pholcidae (21%).

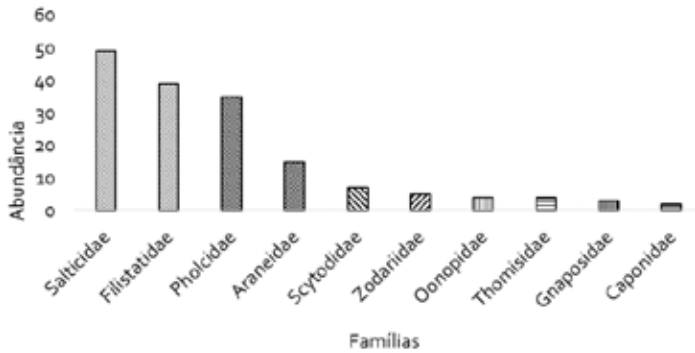


Figura 7: Distribuição de abundância de aranhas (Família) coletadas em um fragmento da Caatinga, entre os meses de agosto de 2014 a julho de 2015, no município de Paulo Afonso-BA.

A família Salticidae, descrita por Blackwall (1841), é a mais diversa com 589 gêneros e 5.845 espécies registradas para o mundo (PLATNICK, 2015). Como não constroem teias, estas aranhas saltam sobre suas presas. Também utilizam este método para escaparem de seus potenciais predadores. Desse modo, elas são conhecidas popularmente como aranhas-saltadoras ou aranhas papa-moscas. Nentwig (1993) capturou 14 espécies de Salticidae, representando 9,5% de exemplares para o seu trabalho Höfer; Brescovit (2001), capturaram 27 espécies de Salticidae, representando 56,2% do total de exemplares de aranhas para o seu trabalho.

3. ABUNDÂNCIA DA ARANEOFAUNA ENTRE OS PERÍODOS DIURNOS E NOTURNOS

Com relação aos turnos de coleta, observou-se que nas primeiras seis coletas diurnas foi possível capturar 27 exemplares de aranhas, pertencentes a em 10 famílias (6,1% do total), sendo a sua diversidade calculada pelo índice de Shannon-Wiener equivalente a 0,60, e sua equitabilidade igual a 0,77 (Figura 8).

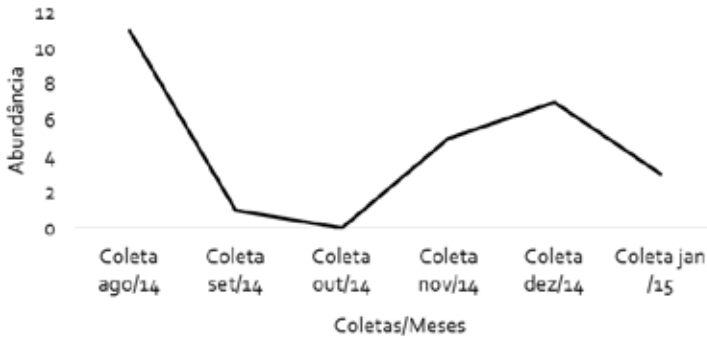


Figura 8: Abundância de aranhas diurnas, entres os meses de agosto de 2014 a janeiro de 2015, em um fragmento de Caatinga na cidade de Paulo Afonso-BA.

No caso das demais seis coletas diurnas, e em comparação com 6 coletas noturnas (soma-se 12 coletas) foi possível capturar 136 indivíduos, tendo representantes de todas as 13 famílias (Figura 9).

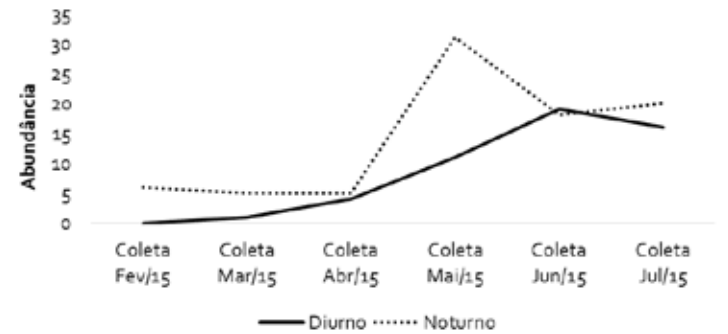


Figura 9: Abundância de aranhas diurnas e noturnas, entre os meses de fevereiro de 2015 a julho de 2015, em um fragmento de Caatinga na cidade de Paulo Afonso-BA.

No que se refere aos indivíduos capturados entre os turnos, as coletas noturnas se sobressaem, com 85 indivíduos, enquanto as coletas diurnas apresentaram 78 exemplares de aranhas. A diversidade e equitabilidade registrada nas coletas diurnas foram de respectivamente 0,58 e 0,74 e 0,67 e 0,86 para as coletas noturnas. Dessa forma, percebe-se que coletas noturnas apresentaram uma maior diversidade e equitabilidade dos espécimes capturadas.

4. CORRELAÇÃO ENTRE OS FATORES ABIÓTICOS (TEMPERATURA E UMIDADE) E ARANEOFAUNA DE SERAPILHEIRA

No tocante das variáveis ambientais foi possível observar que, a maior média de temperatura das primeiras seis coletas diurnas foi registrada no mês de novembro de 2014 (37,4°C), onde se capturou 5 espécimes e a menor média de temperatura foi registrada no mês de setembro de 2014 (33,1°C), onde foi possível capturar 1 espécime. A maior média de umidade foi registrada no mês de dezembro de 2014 (65%), com 7 exemplares de aranhas capturadas e a menor média foi registrada no mês agosto de 2014 (52%), com 11 indivíduos (Figura 10).

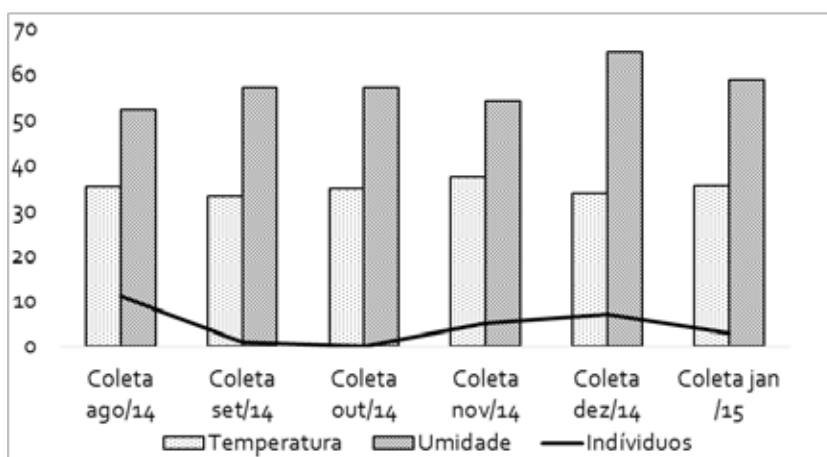


Figura 10: Correlação entre os fatores abióticos (Temperatura e Umidade) e a abundância de aranhas, observadas nas coletas diurnas, entres os meses de agosto de 2014 a janeiro de 2015.

Com relação às demais coletas diurnas a maior média de temperatura foi registrada no mês março de 2015 (35,2°C), com apenas um indivíduo capturado, e a menor média de temperatura foi registrada no mês de maio de 2015 (27,8°C), com 11 indivíduos capturados. A maior média de umidade foi registrada no mês de maio de 2015 (98%) e a menor média de umidade foi registrada no mês de fevereiro de 2015 (64%) (Figura 11).

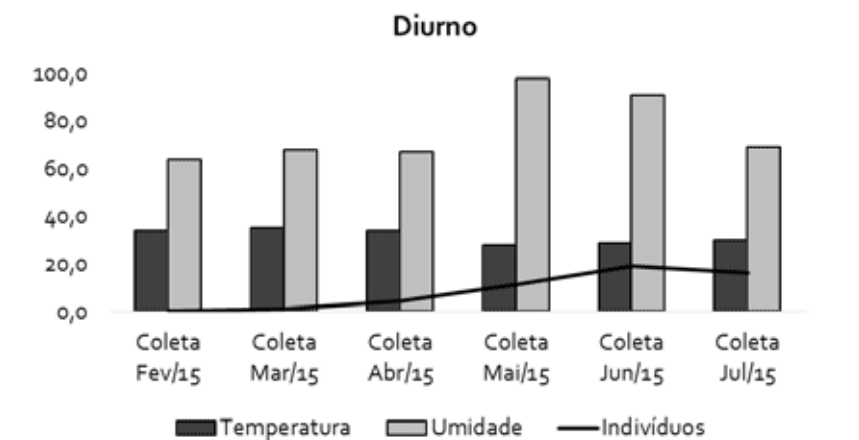


Figura 11: Correlação entre os fatores abióticos (Temperatura e Umidade) e a abundância de aranhas, observadas nas coletas diurnas, entres os meses de fevereiro de 2015 a julho de 2015.

Para as coletas noturnas, observou-se a maior média de temperatura para o mês abril de 2015 (30,6 °C), com cinco exemplares de aranhas capturados, e a menor média de temperatura foi registrado no mês maio de 2015 (26,7 °C) com a maior incidência de exemplares capturados (31 aranhas). A maior média de umidade foi registrada no mês de maio de 2015 (88%) e a menor média foi registrada no mês de março de 2015 (54%), com 5 exemplares de aranhas (Figura 12).

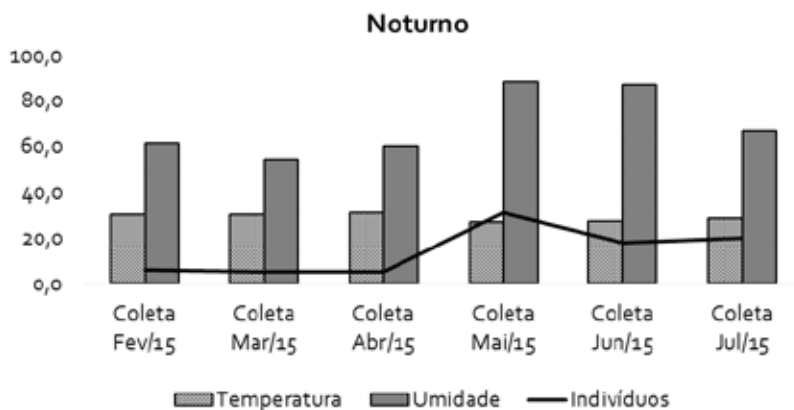


Figura 12: Correlação entre os fatores abióticos (Temperatura e Umidade) e a abundância de aranhas, observadas nas coletas noturnas, entres os meses de fevereiro de 2015 a julho de 2015.

A correlação entre a abundância de aranhas e temperatura para a média dos pontos 1 foi nula ($r^2 = 0,001$; $p = -0,044$), e nula para umidade ($r^2 = 0,064$; $p = -0,253$). Nos pontos 2, observou-se correlação nula para temperatura ($r^2 = 0,009$; $p = -0,095$) e fraca com a umidade ($r^2 = 0,129$; $p = -0,359$). Nos pontos 3 a abundância teve uma correlação forte e positiva com a temperatura ($r^2 = 0,992$; $p = -0,099$) e substancial positiva com a umidade ($r^2 = 0,651$; $p = 0,807$).

Para as coletas noturnas, observou-se nos pontos 1 uma correlação fraca entre abundância e temperatura ($r^2 = 0,157$; $p = 0,397$) e com a umidade ($r^2 = 0,107$; $p = 0,327$). Nos pontos 2 houve uma correlação fraca entre abundância e temperatura ($r^2 = 0,141$; $p = 0,376$) e substancial e positiva com a umidade ($r^2 = 0,466$; $p = -0,683$). Nos pontos 3 a abundância teve uma correlação substancial positiva com a temperatura ($r^2 = 0,635$; $p = -0,797$) e forte positiva com a umidade ($r^2 = 0,800$; $p = -0,894$) (Tabela 2).

Tabela 2: Índices da correlação de Pearson da abundância das famílias, capturadas em um fragmento da Caatinga, com as médias das variações climáticas (Temperatura e Umidade) de todos os transectos.

Ponto/Turno	Temperatura	R ²	Umidade	R ²
Diurno				
PONTO 1	-0,044	0,001	-0,253	0,064
PONTO 2	-0,095	0,009	0,359	0,129
PONTO 3	-0,099	0,992	0,807	0,651
Noturno				
PONTO 1	0,397	0,157	0,327	0,107
PONTO 2	0,376	0,141	-0,683	0,466
PONTO 3	-0,797	0,635	-0,894	0,800

5. CORRELAÇÃO ENTRE A PROFUNDIDADE DA SERAPILHEIRA E A COMUNIDADE DE ARANHAS

No que se refere à profundidade da serapilheira foi possível analisar que a maior média de profundidade das coletas diurnas ocorreu no mês de outubro de 2015 (1,8), onde não foi possível capturar aranha, e a menor média foi registrada nos meses de abril e junho (1,1), somando-se 23 exemplares de aranhas capturadas. Para este fator abiótico a correlação foi nula ($r^2 = 0,0606$; $p = -0,246$).

No tocante das coletas noturnas, foi possível observar que a maior média de profundidade ocorreu no mês de julho de 2015 (1,4), com vinte aranhas capturadas, distribuídas em seis famílias, e a menor média foi registrada no mês de maio de 2015 (0,9). Para as coletas noturnas, observou-se que a correlação entre a abundância e profundidade foi fraca positiva ($r^2 = 0,123$; $p = 0,351$). Neste sentido, o presente estudo corrobora o trabalho de Farina-Junior (2013), em que o mesmo verificou hipóteses para a interferência na comunidade de aranhas de serapilheira, dentre elas a profundidade, realizado em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual no município de Turmalina-SP. Farina-Junior (2013) afirma que, não há correlação entre abundância de aranhas e profundidade de serapilheira, sendo a presença de artrópodes, presas, no folhíolo fator primordial para o desenvolvimento destas comunidades.

Contudo, Santana e colaboradores (2010), em um trabalho acerca dos efeitos das variações temporais sobre a serapilheira em uma comunidade de aranhas da Mata Atlântica em Salvador – BA detectou influências da estrutura da serapilheira sobre a araneofauna, evidenciando que existe correlação entre complexidade estrutural da serapilheira em florestas tropicais e abundância de aranhas. Para tal, foi realizada uma regressão múltipla entre folhas grandes planas, folhas grandes curvas, profundidade da serapilheira, gravetos retos e a abundância de aranhas. O estudo de Santana e colaboradores

(2010) corrobora outros autores que, afirmam que a profundidade da serapilheira pode interferir na comunidade de aranhas (REGO et al., 2003; WAGNER et al., 2003; BENATI et al., 2005; BENATI et al., 2010). Uetz (1976) também afirma que quanto maior a profundidade, maior a abundância de aranhas.

6. RELAÇÃO ENTRE A DISTÂNCIA DO CORPO D'ÁGUA E A ABUNDÂNCIA DE ARANHAS DE SERAPILHEIRA

A diferença da soma entre as aranhas capturadas nos pontos foi mínima, onde o ponto 1 apresentou 56 aranhas, o ponto 2 apresentou 57 aranhas e o ponto 3 apresentou 50 aranhas, sendo a diversidade igual a 0,47 e a equitabilidade igual a 0,99. A correlação entre abundância de aranhas e distância do riacho temporário foi substancial positiva ($r^2 = 0,36$; $p = 0,604$) (Figura 13). Desta forma, a pouca variação no número de aranhas capturadas de acordo com a distância do corpo d'água revela que o gradiente de umidade, em um fragmento de Caatinga não interfere na comunidade de aranhas de serapilheira.

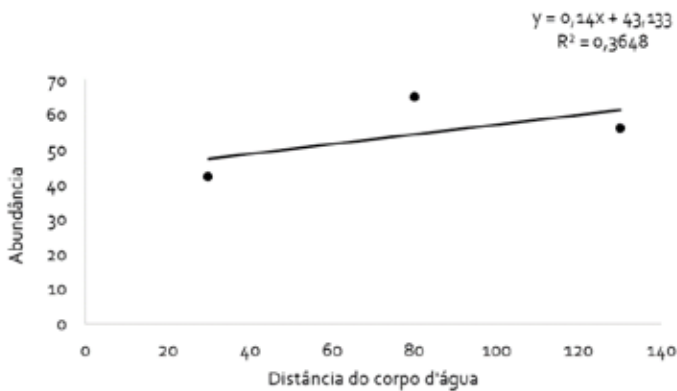


Figura 13: Correlação entre a distância do corpo d'água e a abundância de aranha.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foram registradas 13 famílias pertencentes à infraordem Araneomorphae, sendo Salticidae a família mais representativa para este estudo, com 49 exemplares capturados (30% do total), seguido por Filistatidae, com 39 exemplares (24% do total) e Pholcidae, com 35 exemplares capturados (21% do total). As famílias que apresentaram menor ocorrência foram Caponidae, com 2 indivíduos e Tetragnathidae, 1 indivíduo.

Para este estudo é possível concluir que não há um gradiente de umidade que possa interferir na comunidade de aranhas de serapilheira na escala, 180 m, que foi utilizada para o desenvolvimento do trabalho. Este fato é observado quando se compara o número de espécimes capturados nos pontos amostrais que, foram distribuídos em três transectos lineares ao corpo d'água. Os pontos mais próximos do riacho esporádico (30 m) apresentaram 45 exemplares de aranhas, os pontos intermediários (80 m) apresentaram a maior incidência de exemplares capturados, 65 aranhas, e os pontos mais distantes do riacho apresentaram 56 espécimes. Dessa forma, os números supracitados demonstram que, o número de exemplares não caiu quanto ao distanciamento do corpo d'água.

Foi possível observar que a correlação entre os fatores abióticos (Temperatura e Umidade) foi fraca para os pontos 1, próximos ao corpo d'água nas coletas diurnas ($T=0,001$; $UR=0,064$) e para as coletas noturnas ($T=0,157$; $UM=0,107$). No entanto, essa correlação se demonstrou substancial positiva para os pontos 3,

distante do corpo d'água para as coletas diurnas ($T= 0,992$; $UM= 0,651$) e para as coletas noturnas ($T= 0,635$; $UM= 0,800$).

Não foi possível detectar uma correlação entre profundidade do folheto e abundância de aranhas de serapilheira.

Nas coletas noturnas foi possível capturar 85 exemplares, nas coletas diurnas apresentaram 78 exemplares capturados. Contudo, as coletas apresentaram paridade em sua diversidade e equitabilidade, respectivamente 0,91 e 0,95 para as coletas diurnas e 0,92 e 0,96 para as coletas noturnas.



AGRADECIMENTOS

Ao Major da 1^o Companhia de Infantaria de Paulo Afonso-BA, Felipe Rosa Barroso Magno, pela disponibilização de homens para auxiliar nas coletas das aranhas.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pelo financiamento e por acreditar no meu projeto de iniciação científica.

À Professora Doutora Rejane Maria Lira da Silva, pela disponibilização dos Estagiários do Núcleo Regional de Ofiologia e Animais Peçonhentos da Bahia na Universidade Federal da Bahia (NOAP/UFBA) e ao Professor Doutor Leonardo de Sousa Carvalho pela revisão dos espécimes.

E, especialmente à Professora Doutora Eliane Maria de Nogueira pelo nobre convite, na contribuição desta obra científica.



REFERÊNCIAS

ANDRADE, I. S. et al. Composição da Avifauna em área de Caatinga no Povoado Rio do Sal, município de Paulo Afonso-BA, Brasil. In: **XIX Congresso Brasileiro de Ornitologia, 2012, Maceió**. Anais do XIX Congresso Brasileiro de Ornitologia. 2012.

BARBOSA, J. H. C.; FARIA, S. M. Aporte de serrapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. **Rodriguésia**. Brasil: v. 57, n. 3, p. 461-476. 2006.

BENATI, K. R. et al. Influência do habitat sobre as aranhas de serrapilheira em um ambiente de Mata Atlântica, Salvador, Bahia-Brasil. In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE ARACNOLOGIA E ENCUENTRO DE ARACNOLOGOS DEL CONO SUR. v. 1, n. 5. **Anais**. Uruguai. 2005.

BENATI, K. R. et al. Influência da estrutura de hábitat sobre aranhas (Araneae) de serrapilheira em dois pequenos fragmentos de mata atlântica. **Neotropical Biology and Conservation**. Brasil. v. 5, n. 1, p.33-49. 2010.

BONALDO, A. B. et al. Inventário e história natural dos aracnídeos da Floresta Nacional de Caxiuanã. In: LISBOA, P. L. B. org. **Caxiuanã: desafios para a conservação de uma Floresta Nacional na Amazônia**. Belém, Museu Paraense Emílio Goeldi, p.577-621. 2009.

BORGES, S. H.; BRESCOVIT, A. D. Inventário preliminar da aracnofauna (Araneae) de duas localidades na Amazônia Ocidental. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série de Zoologia**. v.12, n.1, p.9-21. 1996.

BRANDÃO, C. R. F.; CANCELLO, E. M.; YAMAMOTO C. I. Avaliação do estado atual do conhecimento sobre a diversidade biológica de invertebrados terrestres no Brasil. Relatório Final. In: **Avaliação do estado**

do conhecimento da diversidade biológica do Brasil (LEVINSOHN, T., ed.). MMA - GTB/CNPq - NEPAM/UNICAMP. 2000. P. 1-68.

BRESCOVIT, A. D. Araneae. In: BRANDÃO, C. R. F.; VASCONCELOS, E. M. (org.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX**. Vol. 5. São Paulo: Fapesp, p.45-60. 1999.

BRESCOVIT, A. D. et al. Araneae. In: ADIS, J. ed. **Amazonian Arachnida and Myriapoda**. Keys for the identification to classes, orders, families, some genera, and lists of know species. Sofia-Moscow, Pensoft. p. 303-343. 2002.

BRESCOVIT, A. D.; BONALDO, A. B.; RHEIMS, C. A. A new species of *Drymusa* Simon, 1891 (Araneae, Drymusidae) from Brazil. **Zootaxa**. v.6, n. 97, p.1-5. 2004.

BRESCOVIT, A. D.; OLIVEIRA, U.; SANTOS, A. J. Aranhas (Araneae, Arachnida) do Estado de São Paulo, Brasil: diversidade, esforço amostral e estado do conhecimento. **Biota Neotropica**. vol.11, n.1, Campinas. 2011. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032011000500035>. Acessado em 21 de agosto de 2014.

CANDIANI, D. F; INDICATTI, R. P; BRESCOVITI, A. D. Composição e diversidade da araneofauna (Araneae) de serrapilheira em três floretas urbanas na cidade de São Paulo. **Biota Neotropica**. Brasil: v. 5, n. 1, p. 1-13. 2005.

CARVALHO, L. S. et al. Climatic Variables Do Not Directly Predict Spider Richness and Abundance in Semiarid Caatinga Vegetation, Brazil. **Environmental Entomology**, v. 44, n. 1, p. 54–63, 11 jan. 2015.

CODDINGTON, J. A.; LEVI, H. W. Systematics and evolution of spider (Araneae). **Annual Review of Ecology and Systematics**. v. 22. p. 565-592. 1991.

CUNHA, N. L. **Artrópodes Associados à serrapilheira suspensa acumulada em folhas de duas palmeiras, Amazônia Central**. 2008.

Disponível em <<http://www.inpa.gov.br>> acessado em: 20 de junho de 2015.

FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. Plantlitter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**. v. 57, n.1, p. 1-32. 1991.

FARINA-JUNIOR, O. F. Araneofauna de serapilheira: influência de profundidade do folhiço e presença de artrópodes. São José do Rio Preto-SP. **Revista Unijales**. 8 p. 2013.

FERREIRA, R. L.; MARQUES, M. M. G. S. M. Ecologia comportamento e Bionomia: A fauna de artrópodes de serrapilheira de áreas de monocultura com *Eucalyptus* em Mata secundária e heterogênea. Brasil: **Anais da Sociedade de Entomologia**.v.27, n. 3, p. 395 – 403.1998.

FOELIX, R. F. **Biology of spiders**. Oxford: University Press. 2011, 432p.

GARDA, E. C. **Atlas do meio ambiente do Brasil**. Brasília: Editora Terra Viva, 1996, 160p.

HÖFER, H. The spider community (Araneae) of Central Amazonian black water inundation forest (igapó). **Acta Zoologica Fennica** **190**:173-179. 1990.

HÖFER, H. e BRESOVIT, A. D. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brasil. **Andrias**. v.15, p. 99-119. 2001.

INDICATTI, R. P. et al. Diversidade de aranhas (Arachnida, Araneae) de solo na Bacia do Reservatório do Guarapiranga, São Paulo, São Paulo, Brasil. **Revista Biota Neotrópica**. v.5. p. 1-12. 2005.

LEAL, I. R. et al. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste Brasil. **Megadiversidade**. v.1, n.1, p.139-146. 2005.

LIRA-DA-SILVA, R. M (org.). 2011. **Aranhas da Bahia, Brasil**. Núcleo Regional de Ofiologia de Animais Peçonhentos, Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia. Disponível

em <http://www.noap.ufba.br/biotabahia>. Acessado em 25 de julho 2015.
LISE, A. A. Notes on the spiders of the Ilha de Maracá. In: MILLIKEN, W.; RATTER, J. A. (eds). **Maracá: The biodiversity and environment of an Amazonian rain forest**. New York, John Wiley. p. 377-380. 1998.

Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acessado em 18 agosto de 2015.

LUCAS, S. M. et al. First record of the Mecicobothriidae Holmberg from Brazil, with a description of a new species of Mecicobothrium (Araneae, Mygalomorphae). **Zootaxa**, Auckland, v. 1326. p. 45-53. 2006.

MARTINS, M. B.; LISE, A. As Aranhas. In: LISBOA, P. org. **Caxiuanã**. Belém, Museu Paraense Emílio Goeldi. p. 381-388. 1997.

MOULDER, B. C.; REICHLE, D. E. Significance of Spider Predation in the Energy Dynamics of Forest-Floor Arthropod Communities. **Ecological Monographs** v. 42. p. 473-498. 1972.

NENTWIG, W. **Spiders of Panama: Biogeography, investigation, phenology, check list, key and bibliography of a tropical spider fauna**. Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida. 1993, 274p.

PARKER, S. P. **Synopsis and classification of living organisms**. New York: McGraw-Hill, 1982, 2424p.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; McMAHON, T. A. Updated World map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**. v. 11, p. 1633-1644. 2007.

PLATNICK, N. I. Dimensions of biodiversity: target in mega diverse groups. 33-52. In: CRACRAFT, J.; GRIFO, F. T. (eds). **The Living Planet in Crisis: Biodiversity Science and Policy**. Columbia University Press. New York. P 33-52. 1999.

PLATNICK, N. I. **The world spider catalog, version 10.5**. American Museum of Natural History. 2010. Disponível em <http://research>.

amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.ht. Acessado em 15 de setembro de 2014.

PLATNICK, N. I. TheWorld Spider Catalog. Natural HistoryMuseum Bern. Disponível em <http://wsc.nmbe.ch>, version 16.5. Acessado em 15 de agosto de 2016.

REGO, F. N. A. A.; VENTICINQUE, E. M.; BRESCOVIT, A. D. Fragmentos florestais reduzem a abundância das comunidades de aranhas de Sub-bosque, na Amazônia Central: Considerações sobre o estudo e a conservação de áreas degradadas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOLOGIA, 6., 2003,s. Ceará. 2003.

RODRIGUES, E. N. L. Araneofauna de serapilheira de duas áreas de uma mata de restinga no município de Capão do Leão, Rio Grande do Sul, Brasil. **PPG – Biologia Animal**. Porto Alegre, RS. V. 18. Pg. 73-92. 2004.

SANTANA, S. L.; BENATI, K. R.; PERES, M. C. L. Efeitos da variação temporal na estrutura da serrapilheira sobre a abundância de aranhas (Arachnida : Araneae) num fragmento de Mata Atlântica (Salvador , Bahia) Effects of temporal variation in the structure of leaf litter on the abundance of spiders. **Nita**. v. 16. 2010.

SANTOS, É. D. DE S.; NOGUEIRA, E. M. DE S.; BRAZIL, T. K. **As aranhas do município de paulo afonso, bahia: uma abordagem ecológica** **Revista Ouricuri**, 14 dez. 2014. Disponível em <http://www.revistas.uneb.br/index.php/ouricuri/article/view/1123>. Acessado em 8 de agosto de 2015.

SCHUMACHER, V. M. et al. Produção de serrapilheira em uma floresta de Araucária angustifolia (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande RS. **Sociedade de investigações florestais**. Brasil: v. 28, n. 1, p. 29-37. 2004.

SILVESTRE, R. Estrutura de comunidades de formigas do cerrado. **Tese (Doutorado)**, 160f. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto-SP. 2000.

SOUZA, A. L. T. Influência da estrutura do habitat na abundância e diversidade de aranhas. In: GONZAGA, M. O.; SANTOS, A. J.; JAPYASSÚ H. F. (eds.). **Ecologia e Comportamento de Aranhas**. Interciência: Rio de Janeiro. pp. 25-43. 2007.

THALER, K.; KNOFLACH, B. **Fauna austriaca**: Webspinnen-zur Einführung (Arachnida, Araneae). v. 12, v. 357-380, 2004.

UETZ, G. W. Gradientanalysis of spider communities in streamsideforest. **Oecologia (Berl.)**, v.22, p. 373-385, 1976.

UETZ, G. W. Theinfluence of variation in litterhabitaton spider communities. **Oecologia** v.40, p. 29-42, 1979.

VALLEJO, L. R.; FONSECA, C. L. da; GONÇALVES, D. R. P. Estudo comparativo da mesofauna do solo entre áreas de *Eucaliptus citriodora* e mata secundáriaheterogênea. **Revista Brasileira de Biologia**, v.47, n.3, p.363-70, 1987.

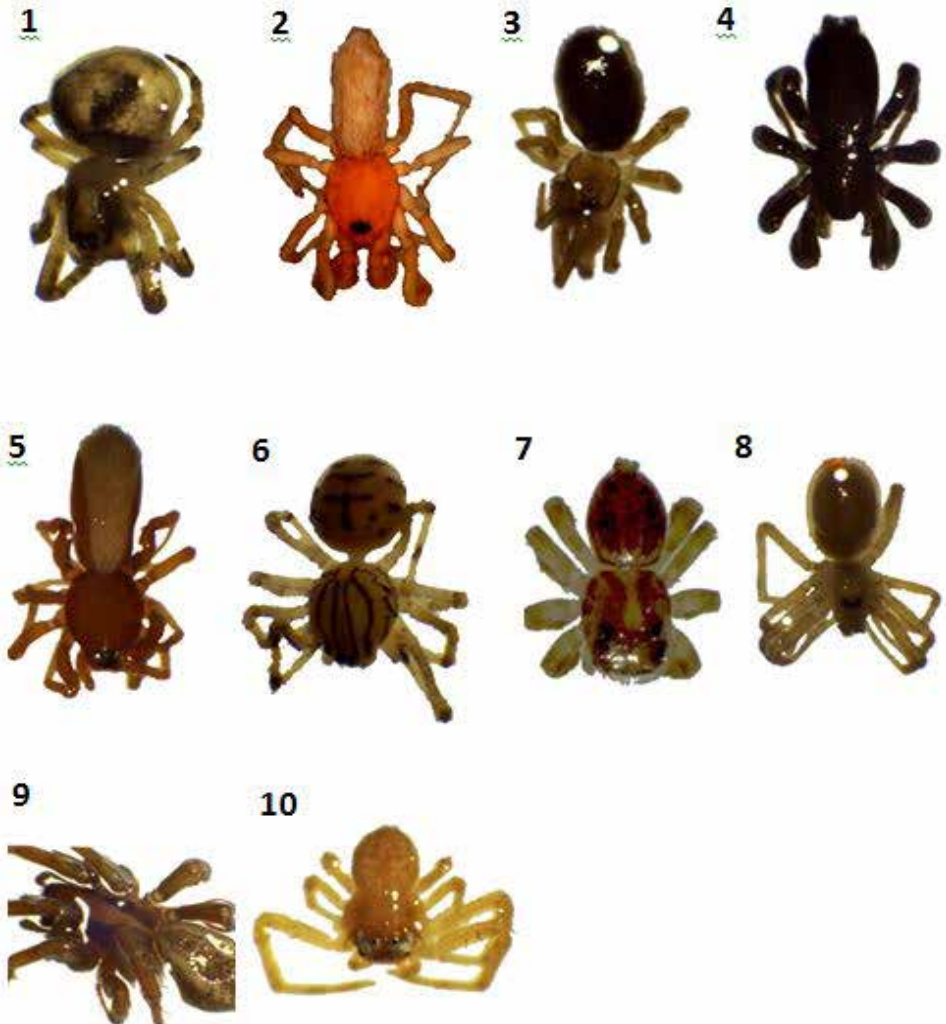
WAGNER, J. D.; TOFT, S.; WISE, D. H. Spatial stratification in litter depth by forest: floor spiders. **The Journal of Arachnology**. v. 31, p. 28–39, 2003.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Prentice Hall, Upper Saddle River, N. J. 1999, 663 p.



APÊNDICE

Apêndice A – Aranhas (famílias) pertencentes a infraordem Araneomorphae capturadas em um fragmento de Caatinga no município de Paulo Afonso-BA, Brasil: (1) Araneidae; (2) Caponiidae; (3) Filistatidae; (4) Gnaphosidae; (5) Oonopidae; (6) Pholcidae; (7) Salticidae; (8) Scytodidae; (9) Thomisidae; (10) Zodariidae.





CAPÍTULO 3

Formigas (hymenoptera: formicidae) como indicadores de degradação ambiental no município de Jatobá, Pernambuco, Brasil

Jairan Rodrigues de Oliveira¹
Ilka Maria Fernandes Soares^{1,*}

1. Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Educação, *Campus VIII*, Rua do Gangorra, 503, CHESF, 48608-240, Paulo Afonso, BA, Brasil. *Email: wbaneide@yahoo.com.br *E-mail: isoares@uneb.br

APRESENTAÇÃO

A ciência há muitos anos tenta medir e quantificar os resultados da ação antrópica. Dentre os métodos os bioindicadores têm se mostrado excelentes indicadores da para se inferir sobre a saúde do meio ambiente, especialmente os insetos e entre eles as formigas, que estão presentes em praticamente todos os locais que são habitados por humanos.

O interesse em que quantificar e qualificar as áreas ambientais torna-se muito relevante, especialmente na Caatinga, um bioma que apesar da área ocupada no nosso território, é tão pouco estudada e intensamente degradada.

Procurando diminuir esta lacuna, este trabalho apresenta resultados de estudos feitos em áreas de Caatinga no sertão de Pernambuco, usando as formigas como indicadores da qualidade ambiental.



INTRODUÇÃO

A Caatinga compõe a única grande formação vegetal que está contida inteiramente no território brasileiro, com cerca de 800.000 Km² de extensão (RODRIGUES, 2003), cobrindo a maior parte do semiárido nordestino brasileiro (PRADO, 2003). É também a menos estudada e menos preservada, com menos de 2% de sua área protegida por áreas de preservação; além de tudo isso, pode-se constatar o fato da Caatinga sofrer um grave processo de alteração e deterioração constante que está levando à extinção processos ecológicos e a consequente formação de setores de desertificação em extensas áreas (PRADO, 2003).

Devido ao pouco conhecimento do homem do sertão, suas práticas em relação ao ambiente são quase sempre predatórias e suas ações podem ser percebidas nos recursos naturais desse ecossistema, onde se observa profundas alterações no habitat, a aceleração dos processos erosivos e o declínio na fertilidade do solo (ARAÚJO FILHO e BARBOSA, 2000).

Tendo em vista a dificuldade científica e econômica de levantamentos completos de biodiversidade e as indicações da necessidade de alto nível de detalhamento em escala regional e local, o estabelecimento de espécies indicadoras pode oferecer respostas e simplificar o manejo e a gestão ambiental (BEAZLEY e CARDINAL, 2004).

Indicadores devem apresentar quatro características básicas: viabilidade; custo efetivo para amostragem; fácil e confiável identificação; funcionalidade e responder aos distúrbios de maneira consistente (PEARCE e VENIER, 2006).

Para Schowalter (1995), os insetos, em geral, são excelentes

bioindicadores por ser um grupo com grande diversidade e habitarem diversos ambientes. Além de serem organismos pequenos, sempre presentes e muito sensíveis às pequenas alterações que ocorrem no meio ambiente, e de possuírem grande importância nos processos ecológicos. Levando-se esses fatores em conta, vários estudos têm indicado que as formigas têm um forte potencial para serem utilizadas como bioindicadores, pois apresentam uma ampla distribuição geográfica, as espécies localmente abundantes, possuem importância funcional em variados níveis tróficos, a separação por morfo-espécies ser relativamente fácil, ocupam nichos diversificados no ecossistema e podem ser classificadas em grupos funcionais e correlacionadas com fatores bióticos (OSBOM et al., 1999; SILVA e BRANDÃO, 1999; SILVESTRE e SILVA, 2001).

Além dos fatores mencionados, as formigas estão estreitamente ligadas à vegetação assim como, participam praticamente de todas as interações ecológicas nos ecossistemas terrestres das regiões tropicais, tais como: a degradação da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes; predação e dispersão de sementes, a chamada mirmecocoria, e ainda influenciam nos processos de regeneração floral de muitas espécies (FOWLER et al., 1991; GOTWALD, 1995; LEVEY e BYRNE, 1993; SILVA e BRANDÃO, 1999). Por esses motivos, elas respondem rapidamente às mudanças no ambiente o que as torna um parâmetro confiável para a avaliação de ecossistemas e de grupos “hiperdiversos”, no qual também estão incluídas (SILVA e BRANDÃO, 1999).

Grupo funcional é dito aquele em que um conjunto espécies apresenta semelhantes funções no ecossistema (VALE et al., 2011). Por conseguinte, guildas podem ser consideradas sinônimos de grupo funcionais, entretanto, as guildas são um agrupamento de espécies muito mais refinado (SILVA e SILVESTRE, 2000). Terborgh e Robinson (1986) referem-se às guildas como grupos

de espécies que exploram os mesmos tipos de recursos para subsistirem e que ainda utilizam as mesmas estratégias na ocupação de nichos.

Assim, podemos dizer que os grupos funcionais diferem das guildas por poderem ser constituídos por representantes de mais de uma guilda, entretanto, as guildas jamais são formadas por representantes de mais de um grupo funcional (SILVA e SILVESTRE, 2000).

Devemos notar também, que no caso das guildas, as espécies que formam esse tipo de grupo são potencialmente competidoras, uma vez que usam de maneira similar os mesmo tipos de recursos que o ambiente lhes proporciona (PUTNAM, 1993). Assim, espécies de uma comunidade local de formigas ocupam diferentes níveis estruturais em um mesmo habitat, compondo por consequência grupos funcionais distintos (SILVA e SILVESTRE, 2000).

Esse trabalho se justifica pelo seu pioneirismo na região, sendo o primeiro trabalho que busca mostrar o atual estado do meio ambiente local após anos de uso indiscriminado dos recursos naturais, além de ser importante para caracterizar a mirmecofauna local ocorrente numa região de Caatinga pernambucana.

1. DESCRIÇÃO DOS PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

1.1 Área de Estudo

O município de Jatobá, com uma área de 276,1 Km², está localizado na Mesorregião do São Francisco Pernambucano, microrregião de Itaparica (Figura 1). A sede municipal encontra-se a uma altitude de 297 metros em relação ao nível do mar e tem sua posição geográfica determinada pelo paralelo de 09°11'06" E e 38° 16'12" S. Com um clima semiárido quente,

temperatura média anual de 25,9 °C e sua vegetação típica é a Caatinga, comum a maior parte do Nordeste (IBGE, 2014).

Como em outras cidades regionais, quase toda a sua área do perímetro rural é usada em atividades como a agricultura e a pecuária, já que é de costume de muitos criadores soltar os animais na Caatinga para que pastem.

Outro costume, que não é exclusivo do município, são as queimadas; embora em menor amplitude, devido à sua baixa produção, quando comparado a outras localidades, esse é um costume que ainda persiste.

Apesar de ser de conhecimento amplo que praticamente toda ação antrópica resulta em algum tipo de prejuízo ao meio ambiente e, por conseguinte, suas comunidades nativas de fauna e flora, desde o seu surgimento como cidade em 1997, nunca foi feitas no município uma análise dos impactos ambientes causados por suas atividades econômicas (IBGE, 2014).

1.2 Coletas

As coletas do presente estudo foram realizadas durante os meses de Agosto e Novembro de 2013 e Fevereiro e Maio de 2014 em dois pontos distintos. O primeiro ponto está sobre uma Serra, o local é denominado pelos habitantes locais como Baixa da Velha (09°08' a 39' S e 38°15' a 15' W). O segundo ponto é caracterizado por ser uma área de Caatinga arbustiva (09°09' a 23' S e 38°15' a 92' W). Seu acesso é fácil e há trilhas que levam até próximo do local das coletas, por meio delas é possível fazer uso de automóveis e motocicletas. Tanto o primeiro quanto o segundo ponto ficam perto de roças, onde são empregadas agricultura e criação de animais em pequena escala.



Figura 1: Mapa de Jatobá

1.3 Coleta na Baixa da Velha

Distando 50 m da borda foram marcados 10 pontos para a coleta de serapilheira distando entre si 50 m. Para isso, foram traçadas duas linhas imaginárias ao lado direito da trilha principal, com o auxílio de um GPS, já que o lado esquerdo demonstrou ser acidentado demais e com muitos obstáculos, distando entre si 50 m. Na primeira linha foram marcados quatro pontos para coleta de serapilheira, e no segundo foram marcados mais 6 pontos. Entre cada ponto também foram instaladas armadilhas do tipo “pitfall” deixadas no campo por um período de 24 horas.

Para a coleta de serapilheira, foi demarcada uma área igual a 1m² com auxílio de uma fita métrica, o material ali existente foi transferido para peneiradores, onde foram vigorosamente peneirados para que toda a fauna existente pudesse ser deslocada (Figura 2). Ao fim desse processo, todas as amostras foram colocadas dentro

de sacos de tecido que já estavam devidamente identificados. Por fim, o material foi transferido para os Extratores de Winkler, onde permaneceram por um período de 48 horas.

Ainda, na mesma área, foram escolhidas 10 árvores aleatórias para a coleta de formigas arborícolas, para uma melhor representação da diversidade local. Após a escolha das árvores uma isca era posta em dois pontos, sendo as iscas de sardinha e mel. Após cerca de meia hora as iscas eram conferidas e as formigas recolhidas manualmente, com o auxílio de pinças, e transferidas para frascos contendo álcool 70%.



Figura 2: Coleta de serapilheira na área Baixa da Velha.

Fonte: Oliveira, J. R.; A: demarcação da área de coleta de serapilheira, com 1 m²; B: peneiramento do material.

1.4 Coleta na Caatinga Arbustiva

No segundo local (Figura 3), foram demarcados 30 pontos de amostragem, 50 metros equidistantes entre si. A distancia para inicio das coletas foi de 50 metros, isto para obter-se uma redução do efeito de borda. Marcando assim o primeiro ponto para a montagem da armadilha do tipo “pitfall”.

Em virtude dessa área não ter folhiço, a coleta de serapilheira não foi utilizada.

Todo material coletado foi conservado em álcool a 70% para posterior triagem, montagem e identificação. A identificação do material

foi realizada pelo Professor Doutor Sc. Ivan Cardoso do Nascimento da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB).

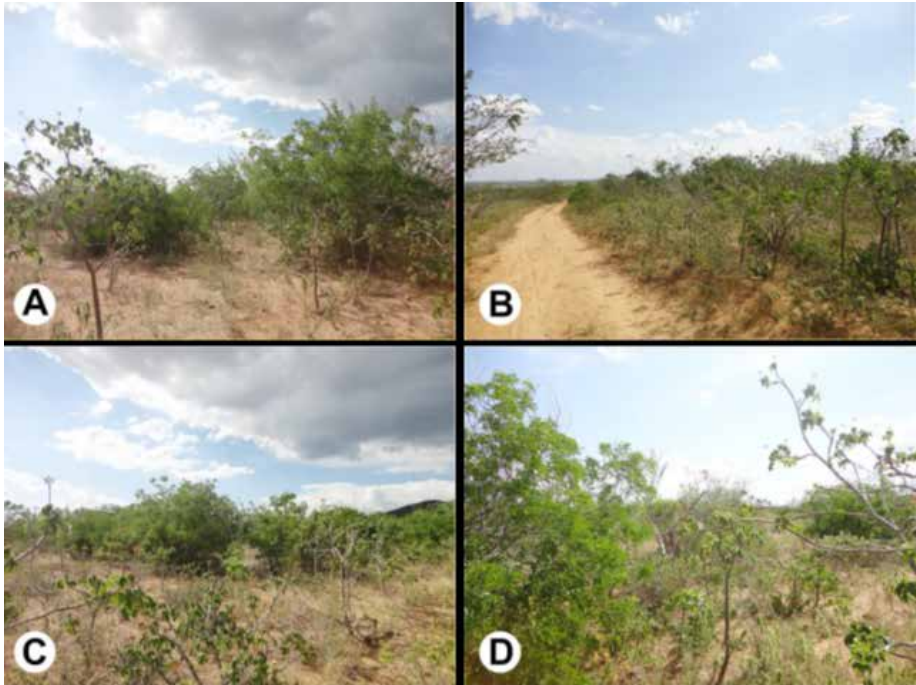


Figura 3: Local denominado Área Arbustiva. (Fonte: Oliveira, J. R.; A B C e D: diferentes pontos da Área Arbustiva; B: estrada que atravessa o local).

1.5 Análise de Dados

Para a avaliação dos dados acerca da diversidade de espécies foi utilizada a frequência de registros das espécies por ponto amostral, em cada área estudada Marcando assim o primeiro ponto para a montagem da armadilha do tipo pitfall.

Para observar se houve suficiência amostral durante o estudo e demonstrar se o número de coletas foi representativo em relação à comunidade de formigas da área foi construída uma curva de acumulação de espécies (LONGINO, 2000) a partir da riqueza

encontrada nas amostras utilizando-se o programa EstimateS (versão 9.1) (COLWELL, 2014).

A frequência de captura e a constância de cada espécie na área de estudo foi calculada pela fórmula:

$$\text{Frequência} = \frac{n^{\circ} \text{ de amostras em que foi registrada a espécie} \times 100}{N^{\circ} \text{ total de amostras}}$$

Para a classificação da constância, as espécies foram separadas em categorias, segundo a classificação proposta por Bodenheimer (1955):

Espécies constantes (W) = presentes em mais de 50% das amostras;

Espécies acessórias (Y) = presentes em 20–50% das amostras;

Espécies acidentais (X) = presentes em menos de 20% das amostras.

2. ESPÉCIES REGISTRADAS

Um total de 38 espécies foram encontradas, pertencentes a 19 gêneros e 7 subfamílias, das 20 distribuídas ao redor do mundo (SAUX; FISHER; SPICER, 2004). As subfamílias registradas foram Myrmicinae Saint-Fargeau, 1835 (19 espécies), Pseudomyrmecinae Smith, 1952 (2 espécies), Ponerinae Saint-Fargeau, 1835 (4 espécies), Ectatomminae Emery, 1895 (2 espécies), Dolichoderinae Forel, 1878 (5 espécies), Dorylinae Leach, 1815 (1 espécie) e Formicinae Latreille, 1809 (5 espécies) (Tabela 1).

As espécies mais frequentes para a Baixa da Velha foram: *Dinoponera quadriceps* e *Dorymyrmex thoracicus* (ambas com 58,46%), *Ectatomma muticum* (47,69%), *Solenopsis* sp.1 (21,54%), e *Pheidole* sp.1 (20 %). Para a Área Arbustiva, as espécies mais frequentes foram as seguintes: *Ectatomma muticum* (100%), *Dorymyrmex thoracicus* (70%), *Camponotus cingulatus* (66,67 %),

Solenopsis sp.5 (56,67%) e *Linepithema* sp.1 (53,33%) (Tabela 1).

A subfamília Myrmicinae foi a mais representativa com 5 gêneros e 19 espécies o que representa 50% do total de espécies amostradas em relação às demais subfamílias (Figura 4). Isso se deve ao fato da subfamília Myrmicinae deter a maior diversidade em escala regional e global (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990), com 59 gêneros vivos ao redor do mundo (BOLTON, 1995). Essa grande diversidade é atribuída às características presentes em suas espécies que as permitem se adaptarem aos mais diversos tipos de ambientes e seus respectivos recursos alimentares (FOWLER et al., 1991).

Das 19 espécies da subfamília Myrmicinae, o gênero *Solenopsis* foi o que apresentou maior número de espécies amostradas na Baixa da Velha e duas espécies amostradas na Área Arbustiva (Tabela 1). As morfoespécies *Solenopsis* sp.1 e *Solenopsis* sp.2 foram as que tiveram maior frequência relativa, com respectivamente, 21,54% e 16,92% dos registros para a Baixa da Velha. Para a área Arbustiva *Solenopsis* sp.5 foi a morfoespécie com maior frequência relativa, com 56,67% das espécies amostradas.

Formigas do gênero *Solenopsis* são comumente áreas perturbadas, sendo, às vezes, consideradas influentes no processo de recuperação florestal (RAMOS et al., 2003). Este gênero é constituído por espécies onívoras e dominantes de serapilheira (DELABIE et al., 2000). O gênero também está relacionado à recolonização rápida de ambientes perturbados e é presumivelmente pioneiro, habitando o solo ou serapilheira (MAJER e DELABIE, 1999).

Apesar de não apresentar frequências relativas altas, o gênero *Pheidole* (com 5 morfoespécies) merece destaque porque a presença de espécies deste gênero pode indicar certo nível de conservação da área, visto que ele geralmente é melhor representado em serapilheira de florestas (BIEBER et al., 2005; LEAL, 2002; VASCONCELOS, 1999), entretanto, também ocorre com frequência em ambientes antropizados (SOARES e DELABIE, 2002; LEAL, 2002; SOARES et al., 2003)

A subfamília Formicinae foi representada por cinco espécies (Tabela 1), com uma frequência de espécies de 13,2%, sendo a segunda maior subfamília representada nesse estudo, A maior frequência relativa foi a de *Camponotus cingulatus*, com 66,67% para a Área Arbustiva. *Camponotus* é um gênero hiperdiverso equiparando-se a *Pheidole* em número de espécies (FERNÁNDEZ, 2003), sendo também um dos gêneros mais ricos em espécies nesse trabalho (Tabela 1) (Figura 05). O gênero possui várias espécies onívoras (WILSON, 1976), sendo frequente em plantas tropicais, também possui muitas espécies terrícolas, com alta capacidade de adaptação e invasão, e com espécies predominantemente noturnas (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990).

Dolichoderinae teve cinco espécies amostradas, com uma frequência total de 13,2%, assim como Formicinae. As espécies mais frequentes na área arbustiva foram *Linepithema* sp.1 e sp.2, com as respectivas frequências relativas 53,33% e 23,33%, e *Dorymyrmex thoracicus*, que foi a única espécie a ser representada nas duas áreas, Baixa da Velha (58,46%) e área arbustiva (70%). Geralmente, as formigas dessa subfamília mantêm associações com plantas. A maioria das espécies de Dolichoderinae são onívoras, forrageando sobre o solo. Alimentam-se principalmente de artrópodes mortos e secreções vegetais. Os locais que essas formigas habitam são os mais variados possíveis, como o solo, com ou sem cobertura vegetal, madeira viva ou morta e o dossel arbóreo (CUEZZO, 2003).

Tabela 1: Frequência relativa e média coletada nas duas áreas, Baixa da Velha e Área Arbustiva.

Subfamília	Espécies/morfoespécie	FR (%)		Média (%)
		BV	AR	
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp.1	20	13,3	16,6
	<i>Pheidole</i> sp.2	1,5	0	0,7
	<i>Pheidole</i> sp.3	9,2	0	4,6
	<i>Pheidole</i> sp.4	1,5	6,6	4,1

	<i>Pheidole</i> sp.5	3	0	1,5
	<i>Solenopsis saevissima</i>	3	0	1,5
	<i>Solenopsis</i> sp.1	21,5	0	10,7
	<i>Solenopsis</i> sp.2	16,9	0	8,4
	<i>Solenopsis</i> sp.3	7,6	30	18,8
	<i>Solenopsis</i> sp.4	9,2	0	4,6
	<i>Solenopsis</i> sp.5	0	56,6	28,3
	<i>Cephalotes</i> sp.1	3	0	1,5
	<i>Cephalotes</i> sp.2	12,3	0	6,1
	<i>Cephalotes</i> sp.3	9,2	0	4,6
	<i>Cephalotes</i> sp.4	3	0	1,5
	<i>Cephalotes pinellii</i>	1,5	0	0,6
	<i>Crematogaster</i> sp.1	0	6,6	3,3
	<i>Crematogaster</i> sp.2	4,6	0	2,3
	<i>Monomorium floricola</i>	1,5	0	0,7
Pseudomyrmecinae	<i>Pseudomyrmex</i> sp.1	1,5	0	0,7
	<i>Pseudomyrmex</i> sp.2	3	0	1,5
Ponerinae	<i>Dinoponera quadriceps</i>	58,4	23,3	40,9
	<i>Anochetus</i> sp.	1,5	0	0,7
	<i>Odontoma chusbauri</i>	1,5	0	0,7
	<i>Thaumatomyrmex</i> sp.	0	3,3	1,6
Ectatomminae	<i>Ectatomma muticum</i>	47,6	100	73,8
	<i>Gnamptogenys</i> sp.	6,1	0	3
Dolichoderinae	<i>Dorymyrmex thoracicus</i>	58,4	70	64,2
	<i>Linepithema</i> sp.1	0	53,3	26,6
	<i>Linepithema</i> sp.2	0	23,3	11,6
	<i>Tapinoma melanocephalum</i>	0	3,3	1,6
	<i>Azteca</i> sp.	1,5	0	0,7
Dorylinae	<i>Labidus coecus</i>	1,5	0	0,7
Formicinae	<i>Brachymyrmex</i> sp.	6,1	20	13
	<i>Camponotus cingulatus</i>	1,5	66,6	33,3
	<i>Camponotus crassus</i>	1,5	0	0,7
	<i>Camponotus</i> sp.1	0	13,3	6,6
	<i>Camponotus</i> sp.2	0	30	15

BV: Baixa da Velha. AR:Área Arbustiva



Figura 4: Espécies amostradas com maior frequência e constância na área da Baixa da Velha.

Espécies acidentais (X) = presentes em menos que 20% das amostras; Espécies Acessórias (Y) = presentes em 20–50% das amostras; Espécies constantes (W) = presentes em mais de 50% das amostras.

Para Ponerinae foram amostradas quatro gêneros. As formigas da subfamília Ponerinae são predadoras terrícolas (FOWLER et al., 1991), caçam individualmente, além de usufruírem de fontes de carboidratos, como nectários e secreções de hemípteros (LATTKE, 2003). A espécie *Dinoponera quadriceps* teve frequência relativa de

58,46%, igual a *Dorymyrmex thoracicus* (Dolichoderinae), sendo as maiores frequências entre todas as espécies amostradas na Baixa da Velha. Aquela espécie também foi registrada na área arbustiva com uma frequência relativa de 23,33%. Essas formigas são predadoras, de hábitos preferencialmente noturnos, medem em torno de 3,5 cm de comprimento, estando entre as maiores formigas do mundo. Sua organização de castas é peculiar, não apresentam uma casta específica de rainhas, nesse caso uma das operarias é escolhida para ser a “gamergate” ou “alpha”, responsável pela postura dos ovos e controle da colônia (MONNIN e PEETERS, 1998).

A subfamília Ectatomminae foi representada por apenas dois gêneros, *Gnamptogenys* e *Ectatomma*. *Ectatoma muticum* foi a espécie mais frequente na área arbustiva com 100% e a terceira maior para a Baixa da Velha com 47,69% (Tabela 1). É uma espécie tipicamente xerófila, endêmica da Caatinga e das restingas ao norte de Salvador. Essa espécie pertence a um grupo de destacada importância no controle biológico de pragas em cultivos tropicais (DELABIE et al., 2007). As espécies do gênero *Ectatomma* são bastante agressivas (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990), o que provavelmente inibe o aumento populacional de espécies menos agressivas e menos adaptadas a competirem por alimento (FERNANDES et al., 2000).

A Baixa da Velha obteve apenas duas espécies constantes, sendo elas: *D. thoracicus* e *D. quadriceps*. Como espécies acessórias apenas três foram registradas: *E. muticum*, *Solenopsis* sp.1 e *Pheidole* sp.1. As espécies com valor de frequência menor que 20% foram classificadas como acidentais.

A área arbustiva obteve mais que o dobro de espécies constantes, quando comparada à Baixa da Velha, são elas: *C. cingulatus*, *Linepithema* sp.1, *D. thoracicus*, *E. muticum* e *Solenopsis* sp.5. Para a mesma área, as espécies consideradas acessórias foram as seguintes: *Camponotus* sp.2, *Branchymyrmex* sp., *Linepithema* sp.2, *D. quadriceps* e *Solenopsis* sp.3, o que representa quase o dobro da

Baixa da Velha. As demais espécies com valor de frequência relativa inferior a 20% foram consideradas como acidentais (Figura 5).

De acordo com o índice de diversidade Shannon–Weaver, para a área da Baixa da Velha foi obtido H' : 28,32 e para a Área Arbustiva foi de H' : 20,78. Os resultados demonstram a maior diversidade biológica na Baixa da Velha. O índice de riqueza de espécies, Jackknife (1ª ordem), corrobora com os resultados obtidos pelo índice Shannon–Weaver, onde se obteve para a área da Baixa da Velha um índice SMax: 422,72 e para a Área Arbustiva um índice SMax: 306,8. O menor índice SMax para a Área Arbustiva talvez seja em função de a área possuir menos recursos para as formigas, com uma menor diversificação de ambientes para nidificação e menos recursos alimentícios.

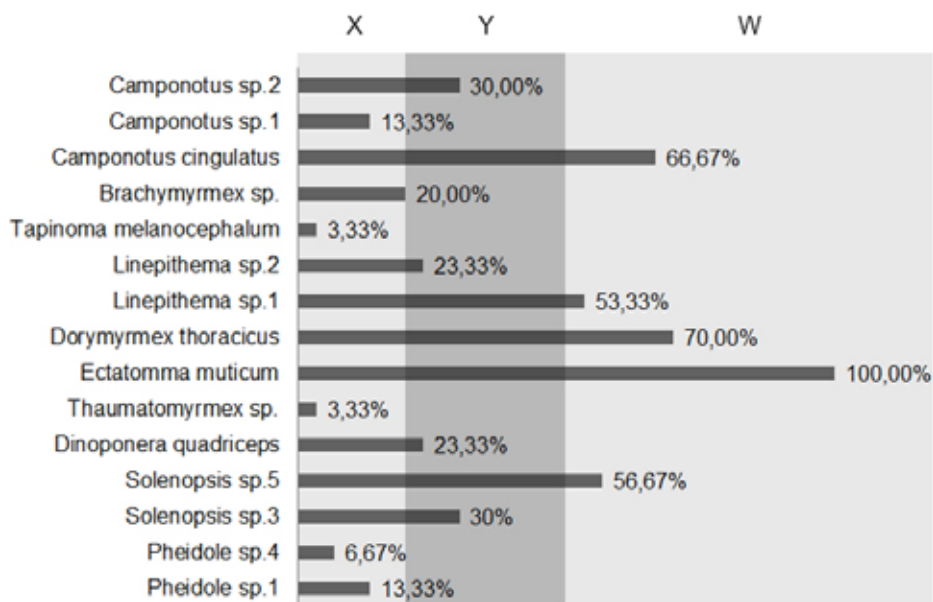


Figura 5: Espécies amostradas com maior frequência e constância na Área Arbustiva. Espécies acidentais (X) = presentes em menos que 20% das amostras; Espécies Acessórias (Y) = presentes em 20–50% das amostras; Espécies constantes (W) = presentes em mais de 50% das amostras.

2.1 Comparação entre a fauna de formigas das áreas estudadas

As áreas amostradas foram classificadas em função do nível de impacto decorrentes da ação antrópica, recebendo uma nota de acordo com o nível de degradação observado durante as coletas, variando de 0 (nenhum impacto) a 5 (área totalmente degradada), cujos valores e características são descritos na Tabela 03. A classificação e notas dadas a cada área foram baseadas e adaptadas do trabalho de Conceição e colaboradores (2006).

Seguindo essa classificação, ambas as áreas receberam nota 4, sendo assim classificadas como áreas com forte impacto humano. No entanto, a Baixa da Velha detêm 65% das espécies registradas e, por meio dessa simples comparação, pode ser considerada mais conservada, uma vez que essa comparação pode ser usada como parâmetro para se avaliar o nível de impacto inerente à ação antrópica (CONCEIÇÃO et al., 2006).

Tabela 2: Classificação dos gêneros de formigas em guildas, modificado do modelo de Delabie e colaboradores (2000) coletadas nas duas áreas.

GÊNEROS	GUILDAS				
	Oni.	P. Esp.	P. Gen.	Arb. D.	D. S.
<i>Anochetus</i>			X		
<i>Azteca</i>	X			X	
<i>Brachymyrmex</i>	X				X
<i>Cephalotes</i>	X			X	
<i>Camponotus</i>	X			XX	

<i>Crematogaster</i>	X		XX	
<i>Dinoponera</i>			X	X
<i>Dorymyrmex</i>	X			
<i>Ectatomma</i>			X	X
<i>Gnamptogenys</i>		X	X	
<i>Labidus</i>		X		
<i>Linepithema</i>	X		X	
<i>Monomorium</i>	X			X
<i>Odontomachus</i>			X	X
<i>Pheidole</i>	X		XX	
<i>Pseudomyrmex</i>				
<i>Solenopsis</i>	X		XX	
<i>Tapinoma</i>		X		
<i>Thaumatomyrmex</i>		X		

Oni. = onívoras; P. Esp. = predadores especialistas; P. Gen. = predadores generalistas; Arb. D. = arborícolas dominantes; D. S. = dominantes de solo.

Tabela 3: Classificação do nível de impacto decorrente da ação antrópica, adaptado de Conceição e colaboradores (2006).

CLASSE	CARACTERÍSTICAS DA ÁREA
0	Sem evidência de impacto humano
1	Impacto humano discreto: retirada de madeira com impacto mínimo e / ou trilha de caçadores
2	Impacto humano moderado: retirada intensiva de madeira, carvoaria, abertura de estrada, solo preservado
3	Impacto humano moderado a forte: retirada intensiva de madeira, carvoaria, abertura de estrada, solo parcialmente exposto
4	Forte impacto humano: substituição parcial da Caatinga nativa (reduzindo a bosques ou áreas isoladas) por atividades agropecuárias
5	Forte impacto humano: substituição integral da Caatinga pela agricultura ou habitações

Os resultados dos índices de diversidade e riqueza de espécies demonstram a maior diversidade biológica para a Baixa da Velha. Em áreas tão impactadas é esperado que a diversidade e riqueza de espécies de formigas sejam baixas (BRADY et al., 2014; VASCONCELOS, 1998), o que corrobora com os resultados obtidos neste trabalho.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados obtidos com esse trabalho tendem a indicar que as áreas Baixa da Velha e a Área arbustiva são fortemente impactadas pela ação antrópica. A grande porcentagem de gêneros e espécies coletados que são bem adaptados a ambientes perturbados, corrobora com essa afirmação. Entretanto, a riqueza geral de formigas encontrada pode sugerir que as áreas estão em processo de recuperação, principalmente a área da Baixa da Velha.

A Baixa da Velha obteve melhores resultados, em relação à sua riqueza e diversidade, o que pode indicar estar mais conservada. Outro fator que colaborou para os melhores resultados foi o fato que muitos agricultores tiveram suas atividades interrompidas graças à seca prolongada que se estende durante esses últimos anos. Fica também, comprovada neste estudo a eficácia das formigas como bioindicadores ambientais.



AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Werison Wesley, Wellington Lima, Robson Cardoso, João Paulo R. Alves, Nuesley Nunes, Jonatas Borges, Deny Cleide dos Santos e Dona Formosina pela ajuda nas coletas, e ao professor Dr. Ivan Cardoso (UESB) pela identificação do material.



REFERÊNCIAS

ARAÚJO FILHO, J. A.; BARBOSA, T. M. L. **Sistemas agrícolas sustentáveis para regiões semiáridas**. Sobral: EMBRAPA Caprinos e Ovinos, 2000. p. 18. (EMBRAPA Caprinos e Ovinos, Circular técnica).

BEAZLEY, K.; CARDINAL, N. A systematic approach for selecting focal species for conservation in the forests of Nova Scotia and Maine. **Environmental Conservation**, v.31, p.91 – 101. 2004

BIEBER, A. G. D. et al. Formigas. In: PÔRTO, K. C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; TAMBARELLI, M. (Eds.). **Biodiversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco**. 14. ed. Brasília: Ministério de Meio Ambiente MMA, 2005. p. 257 – 279.

BODENHEIMER, F. S. **Preciso D.écologie Animale**. Paris: Payot, 1955, 315p.

BOLTON, B. **A new general catalogue of the ants of the world**. Cambridge: Harvard University Press, 1995, 512p.

BRADY, S. G. et al. The rise of formicid ants and their relatives: diversification of specialized predatory doryline ants. **BMC evolutionary biology**, v. 14, n. 1, p. 93, 2014.

COLWELL, R. K. **Estimate S: Statistical Estimation of species richness and shared species from samples**. Disponível em: <http://viceroy.eeb.uconn.edu>_Acessado em 20 de Agosto de 2016.

CONCEIÇÃO, E. S. et al. Assembléias de Formicidae da serapilheira como bioindicadores da conservação de remanescentes de Mata Atlântica no extremo sul do estado da Bahia. **Sitientibus Série**

Ciências Biológicas, v. 6, n. 4, p. 296–305, 2006.

CUEZZO, F. Subfamília Dolichoderinae. In: FERNÁNDEZ, F.(ed.). **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003. p. 291–298.

DELABIE, J. H. C. et al. Sampling Effort and Choice of Methods. In: AGOSTI, D. et al. (eds.). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000. p. 145-154.

DELABIE, J. H. C. al. Biogeografia das formigas predadoras do gênero ectatomma (Hymenoptera: Formicidae: Ectatomminae) no leste da Bahia e regiões vizinhas. **Agrotropica**, v. 19, p. 13-20. 2007.

DELABIE, J. H. C.; AGOSTI, D.; NASCIMENTO, I. C. Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rainforest region. In: AGOSTI, D. et al. (eds.). **Sampling ground-dwelling Ants: Case Studies from the World's Rain Forests**. School of Environmental Biology Bulletin, p. 1–17.2000.

FERNANDES, W. D. et al. Impacto de herbicidas em uma guilda de formigas predadoras em Dourados, MS. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 1, p. 225–231, 2000.

FERNÁNDEZ, F. Subfamilia Formicinae. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.). **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 299–306.2003.

FOWLER, H. G. et al. Ecologia Nutricional de Formigas. In: PANNIZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (eds.). **Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas**. São Paulo: Manuel, 1991. p. 131 – 223.

GOTWALD, W. H. **Army Ants: The Biology of Social Predation**

(**Cornell Series in Arthropod Biology**). New York: Cornell University Press, 1995.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The Ants**. Cambridge: Harvard University Press, 1990. .

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/>>. Acessado em: 9 ago. 2014.

LEAL, I. R. Diversidade de formigas no estado de Pernambuco. In: SILVA, M. C.; TABARELI, M. (eds.). **Atlas da Biodiversidade de Pernambuco**. Recife: Massangana e SECTMA.p. 483-492. 2002.

MAJER, J. D.; DELABIE, J. H. C. Impacto tree isolation on arborea land ground ant communities in cleared pasture in the Atlantic rain fores tregion of Bahia, Brazil. **Insectes Sociaux**, v. 46, n. 3, p. 281–290, 8 fev. 1999.

LATTKE, J. E. Subfamilia Ponerinae. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.). **Introducción a lashormigas de laregión Neotropical**. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humdolt. p. 261–276.2003.

LEVEY, D. J.; BYRNE, M. M. Complex Ant–Plant Interactions: Rain–Forest Ants as Secondary Dispersers and Post–Dispersal Seed Predators. **Ecological Society of America**, v. 74, n.6, p. 1802–1812, 1993.

LONGINO, J. Whatto do withthe data. In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, E.; SCHULTZ, T. R. (eds.). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution. p. 186-203. 2000.

MONNIN, T.; PEETERS, C. Monogyny and regulation of worker mating in the queenless ant *Dinoponera quadriceps*. **Animal Behaviour**. n. 55. p. 299–306,1998.

OSBOM, F. et al. Ants, plantsandbutterflies as diversityindicators:

Comparisons between at six forest sites in Venezuela. **Studies of Neotropical Fauna and Environment**, v. n. 34, p. 59-64. 1999.

OTTO, S. B. et al. Predator Diversity and Identity Drive Interaction Strength and Trophic Cascades in a Food Web Published by: Ecological Society of America content in a trusted digital archive. We use information technology and tools to increase productivity and facilita. **Ecological Society of America**, v. 89, n. 1, p. 134–144, 2008

PEARCE, J. L.; VENIER, L. A. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. **Ecological Indicators**. v.6, p. 780–793. 2006.

PRADO, D. E. As Caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Eds.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária UFPE, p. 3–74. 2003.

PUTNAM, R. **Community Ecology**. Germany: Springer, 1993, 178p.

RAMOS, L. S. et al. Comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira em áreas de cerrado “stricto sensu” em Minas Gerais. **Lundiana**, v. 4, n. 2, p. 95–102, 2003.

RODRIGUES, M. F. Herpetofauna da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Eds.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária UFPE. p. 181-236. 2003.

SAUX, C.; FISHER, B.L.; SPICER, G. S. Dracula ant phylogeny as inferred by nuclear 28S rDNA sequences and implications for ant systematics (Hymenoptera: Formicidae: Amblyoponinae). **Molecular Phylogenetics and Evolution**. v. 33, p 457-468. 2004.

SCHOWALTER, T. D. Canopy arthropod communities in relation

to forest age and alternative harvest practices in western Oregon. **Forest Ecology and Management**, v. 78, n. 1-3, p. 115-125, out. 1995.

SILVA, R. R.; BRANDÃO, C. R. F. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) como indicadores da qualidade ambiental e da biodiversidade de outros invertebrados terrestres. **Biotemas**, v. 2, n. n.12, p. 55-73, 1999.

SILVA, R. R. DA; SILVESTRE, R. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em Seara, oeste de Santa Catarina. **Biotemas**, v. 13, n. 2, p. 8-105, 2000.

SILVESTRE, R.; SILVA, R. R. Guildas de formigas da Estação Ecológica Jataí, Luiz Antônio – SP – sugestões para aplicação do modelo de guildas como bio-indicadores ambientais. **Biotemas**, v. 14, n. 1, p. 37-69, 2001.

SILVESTRE, R.; BRANDÃO, C.; SILVA, R. R. Grupos funcionales de hormigas: el caso de los gremios del Cerrado. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.). **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humdolt. p. 101-136.2003.

SOARES, I. M. F.; SANTOS, A. A., GOMES, D. S., DELABIE, J. H. C.; CASTRO, I. F. Comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em uma “ilha” de floresta ombrófila serrana em região de caatinga (BA, Brasil). **Acta Biologica Leopoldensia**. v. 25, n. 2, jul/dez., 2003, 197-204.

TERBORGH, J.; ROBINSON, S. Guilds and their utility in Ecology. In: KIKKAWA, J.; DEREK, J. A. (eds). **Community Ecology**. London, Blackwell Scientific Publications, p. 65-90.1986.

VALE, P. F. et al. Epidemiological, evolutionary, and coevolutionary implications of context-dependent parasitism. **The American Naturalist**, v. 177, n. 4, p. 510-521, 2011.

VASCONCELOS, H. L. Respostas das formigas à fragmentação florestal. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 95-97, 1998.

VASCONCELOS, H. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, v 8, p. 409-420, 1999.

WILSON, E. O. Which are the most prevalent ant genera? **Studia Entomologica**, v.18, fascículo 1-4, p. 187–200, 1976.





CAPÍTULO 4

Composição da taxocenose de anuros do horto florestal Olho D'água da Bica, Cuité, PB

Márcio Frazão Chaves¹

Alexsandra do Nascimento Simões¹

Dyego Francisco Silva da Costa¹

Jean Carlos Dantas de Oliveira²

Leomyr Sângelo¹

Geraldo Jorge Barbosa de Moura³

1. Unidade Acadêmica de Biologia e Química, Centro de Educação e Saúde, Laboratório de Biologia de Anfíbios, Universidade Federal de Campina Grande.

2. Programa de Pós- Graduação em Ciência Animal, Departamento de Ciências Animais, Universidade Federal Rural do Semi-Árido

3. Departamento de Biologia, Laboratório de Estudos Herpetológicos e Paleoherpetológicos, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

APRESENTAÇÃO

A Este trabalho objetiva caracterizar a composição da taxocenose de anuros do Horto Florestal do Olho D'Água da Bica(HFODB), descrevendo os microambientes utilizados por esses animais na área estudada. As coletas e observações foram realizadas mensalmente, durante quatro dias consecutivos no período noturno, entre os meses de maio de 2012 a abril de 2013. O método empregado nas coletas foi o de busca ativa.

A área é composta por três ambientes: Uma lagoa artificial permanente e de pequeno porte, uma área aberta encharcada e uma lagoa permanente. Foram feitas caminhadas percorrendo o entorno e margens de cada área. Foram encontrados no HFODB 13 espécies de anfíbios anuros pertencentes a 10 gêneros de 6 famílias diferentes: Hylidae (6 spp.); Bufonidae (2 spp.); Leptodactylidae (2 spp.); Leiuperidae (1 sp.); Pipidae (1 sp.); Microhylidae (1 sp.). Os anuros apresentaram-se distribuídos em 12 microambientes identificados na área de estudo, como água, arbusto, árvore, solo exposto, solo encharcado, capim, galhos secos, liana, parede, pedra, poça d'água e tronco caído. Os microambientes que apresentaram maior presença de espécies foram a água (8 spp.), solo exposto (7 spp.) e capim (6 spp.). Os hilídeos obtiveram uma maior plasticidade de uso de microhabitats, ocupando cerca de 10 ambientes.



INTRODUÇÃO

A importância da avaliação de como as taxocenoses de anfíbios anuros se estruturam em seus ambientes está no fato destes animais apresentarem uma alta especificidade na ocupação de microhabitats (como cavidades de afloramentos rochosos, nas bordas de charcos, açudes, riachos e rios, câmaras subterrâneas, dentro de ocos e sob troncos de árvores, etc.), bem como por apresentarem papel importante em ambientes terrestres ou aquáticos (PERES, 2010).

Atualmente, no mundo são registradas 7.044 espécies de anfíbios, sendo que a ordem Anura, com 6.200 espécies, representa o grupo com maior abundância. A ordem Caudata, vem em seguida, com 652 espécies e, por fim, a ordem Gymnophiona com 192 espécies (FROST, 2013). No Brasil são reconhecidas 946 espécies de anfíbios, sendo 913 espécies correspondentes aos anuros, que pertencem a 19 famílias, das quais 60% são endêmicas do território brasileiro (SBH, 2012).

Em áreas de Caatinga são registradas 48 espécies de anuros, e relatou-se 19 espécies típicas da Paraíba (RODRIGUES, 2003). Este domínio morfoclimático se apresenta ocupando uma área de aproximadamente 800.000 Km², sendo marcado pelo clima semiárido, que se caracteriza pela anormalidade da distribuição temporal e espacial das chuvas, e por altas temperaturas anuais (RODRIGUES, 2003). Abrange os estados Alagoas, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Bahia, Ceará, Maranhão, Piauí, Sergipe e o norte de Minas Gerais (MMA, 2013).

Segundo Vieira e colaboradores (2007), a Caatinga é um dos biomas brasileiros mais pobremente amostrados em relação

à anurofauna. Contudo, atualmente, vários estudos estão sendo realizados sobre os anuros na Caatinga, despertando interesses de muitos pesquisadores para um melhor conhecimento sobre a composição e as relações destes animais em áreas semi-áridas, como vemos nos trabalhos apresentados por diversos autores, como: Vieira (2006), Vieira e colaboradores (2007), Loebmann e Mai (2008). Santana e colaboradores (2008), Caldas (2010), Abrantes e colaboradores (2011), Oliveira (2011). Protázio (2012), Pessoa e colaboradores (2012), Vieira (2012), Magalhães (2013). Desta forma, este trabalho tem por objetivo caracterizar a composição da taxocenose de anuros do Horto Florestal Olho D'Água da Bica (Figura 1), bem como registrar a riqueza e a abundância destes animais, descrevendo os microambientes utilizados e a distribuição dos anuros ao longo dos meses de coleta.



Figura 1: Localização dos corpos d'água no interior do Horto Ecológico Olho d'Água da Bica (HFODB), cidade de Cuité – PB. A1- área um; A2- área dois; A3- área três.

As áreas do HFODB onde foram feitas as observações e coletas de anuros são caracterizadas da seguinte forma: Área A1- Lagoa artificial permanente de pequeno porte, com uma área de 3m² e uma profundidade média de 1,5 m e caracterizada pela presença

de alto grau de impacto antrópico, está localizada à 6°29'29.29"S e 36°9'28.62"O, tem como vegetação característica a grande presença de bromeliáceas. Área A2- Área aberta, com uma extensão em torno de 55 m², localizada a 6°29'29.27" S e 36°9'28.61" O, encharcada e margeada por uma vegetação arbórea e arbustiva, espécies botânicas: oiticaria (*Clarisia racemosa* Ruiz & Pav.), ingá (*Inga alba* Willd.), juazeiro (*Zizyphus joazeiro* Mart.), mororó (*Bauhinia forficata* Link), mulungu (*Erythrina* sp.), umbuzeiro (*Spondias tuberosa* Arruda), algaroba (*Prosopis juliflora* DC.). Área A3 - Lagoa permanente localizada entre as coordenadas geográfica 6°29'37.83"S e 36°9'43.75"O, com uma área media total de 63m² e profundidade máxima em torno de 2,5 m (Figura 1). É caracterizada pela presença de inselbergs nas proximidades e margeada por caatinga arbórea e arbustiva seguintes espécies botânicas: oiticaria (*Clarisia racemosa*), ingá (*Inga alba*), juazeiro (*Zizyphus joazeiro*), mororó (*Bauhinia forficata*), pau d'arco (*Tabebuia serratifolia* (Vahl) G.Nichols.), mulungu (*Erythrina* sp.), Pereiro (*Pryrus* sp.), marmeleiro (*Cydonia oblonga* Mill.), umbuzeiro (*Spondias tuberosa*), baraúna (*Schinopsis brasiliensis* Engl.), craiberas (*Tabebuia caraiba* Bureau), catingueiras (*Caesalpinia pyramidalis* Tul.), algaroba (*Prosopis juliflora*).

1. AS ATIVIDADES DE CAMPO

Os dados obtidos nas coletas foram utilizados para estimar da abundância relativa das espécies e famílias de anuros e dos indivíduos que utilizaram os microhabitats, como também a sua distribuição mensal e atividade de vocalização. Para caracterizar a taxocenose dos anfíbios anuros do HFODB, a sua composição de espécies foi comparada com a distribuição das espécies de anuros encontrados em quatro localidades no domínio da Caatinga no estado da Paraíba. VC: Vale do Curimataú (2005); SJC/BV: São João do Cariri/Boa Vista (2007); CAB: Cabaceiras (2012). Os dados da pluviometria foram obtidos através da Agência

Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA). Esses dados foram tratados utilizando o Soft Estatístico R.

2. A FAUNA DE ANUROS DO HORTO FLORESTAL OLHO D'ÁGUA DA BICA

Foram encontradas no HFODB 13 espécies de anfíbios anuros pertencentes a 10 gêneros distribuídos em seis famílias diferentes (Hylidae, seis espécies; Bufonidae, dois espécies; Leptodactylidae, dois espécies; Leiuperidae, um espécie; Pipidae, um espécie; Microhylidae, umespécie) (Tabela 1). As famílias Hylidae e Leptodactylidae apresentaram o maior número de indivíduos, sendo as mais abundantes, com 45,68% e 33,95%, respectivamente (Tabela 1). Este resultado segue o mesmo padrão de distribuição de anuros em áreas de caatinga, também verificado em estudos anteriores (AZARBE et al., 2005; VIEIRA et al., 2007; ABRANTES et al., 2011; PESSOA et al., 2012).

Tabela 1: Lista de espécies e famílias de anfíbios anuros, com respectivas abundâncias relativas e o número de exemplares correspondentes a cada espécie na área estudada HFODB.

Famílias/Espécies	Nº de Indivíduos	Abundância Relativa (%)
1-Bufonidae	21	12,96
<i>Rinella granulosa</i> Spix, 1824	2	1,23
<i>Rinella jimi</i> (Stevaux 2002)	19	11,73
2- Hylidae	74	45,68
<i>Corythomantis greeningi</i> Boulenger, 1981	1	0,62
<i>Dendropsophus branneri</i> Cochram, 1948	8	4,94

<i>Hypsiboas crepitans</i> (Wied-Neuwied, 1824)	15	9,26
<i>Hypsiboas raniceps</i> Cope, 1862	18	11,11
<i>Phyllomedusa nordestina</i> Caramaschi, 2006	15	9,26
<i>Scinax x-signatus</i> (Spix, 1824)	17	10,49
3- Leptodactylidae	55	33,95
<i>Leptodactylus macrosternum</i> Miranda Ribeiro, 1936	42	25,93
<i>Leptodactylus vastus</i> Lutz, 1930	13	8,02
4-Pipidae	4	2,47
<i>Pipa carvalhoi</i> (Miranda – Ribeiro, 1937)	4	2,47
5-Microhylidae	1	0,62
<i>Dermatonotus muelleri</i> (Boettger, 1885)	1	0,62
6-Leiuperidae	7	4,32
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	7	4,32
TOTAL	162	100

A taxocenose de anuros do HFODB amostrada foi similar a outras áreas de caatinga. Arzabeet e colaboradores (2005), registraram 20 espécies de anuros em um trabalho realizado também na região do Curimataú paraibano, e Vieira e colaboradores (2007) encontraram 16 espécies de anuros no Cariri paraibano. Ao comparar o resultado do presente trabalho com os trabalhos de Arzabeet e colaboradores (2005) e Vieira e colaboradores (2007), apenas nove espécies foram citadas neste. Em um estudo feito por Protázio (2012) foram catalogados 15 espécies de anuros, das quais oito espécies estão presentes neste trabalho (Tabela 2).

Tabela 2: Distribuição das espécies de anuros encontrados em quatro localidades no domínio da Caatinga no estado da Paraíba. VC: Vale do Curimataú (2005); SJC/BV: São João do Cariri/ Boa Vista (2007); CAB: Cabaceiras (2012) e HFODB (2012/2013).

Espécie	VC	SJC/ BV	CAB	HFODB
<i>Rinella granulosa</i> Spix, 1824	X	X	X	X
<i>Rinella jimi</i> (Stevaux 2002)	X	X	X	X
<i>Corythomantis greenigi</i> Boulenger, 1981	X	X	X	X
<i>Dendropsophus branneri</i> Cochran, 1948				X
<i>Hypsiboas crepitans</i> (Wied-Neuwied, 1824)			X	X
<i>Hypsiboas raniceps</i> Cope, 1862	X	X	X	X
<i>Phyllomedusa nordestina</i> Caramaschi, 2006		X	X	X
<i>Phyllomedusa hypochondrialis</i> (Daudin, 1800)	X			
<i>Scinax pachychrus</i> (Miranda-Ribeiro, 1937)	X			
<i>Scinax x-signatus</i> (Spix, 1824)	X	X	X	X
<i>Leptodactylus macrosternum</i> Miranda Ribeiro, 1936	X	X	X	X
<i>Leptodactylus vastus</i> Lutz, 1930				X
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	X	X	X	
<i>Leptodactylus caatingae</i> Heyer e Junca, 2003		X	X	
<i>Leptodactylus troglodytes</i> Lutz, 1926	X	X	X	
<i>Leptodactylus syphax</i> Bokermann, 1969	X			
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	X			
<i>Pipa carvalhoi</i> (Miranda – Ribeiro, 1937)	X	X		X
<i>Dermatonotus muelleri</i> (Boettger, 1885)	X	X		X
<i>Physalaemus albifrons</i> (Spix, 1824)		X	X	
<i>Physalaemus cicada</i> Bokermann, 1966	X	X	X	
<i>Pleurodema diplolister</i> (Peters, 1870)	X	X	X	
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	X			X

<i>Physalaemus kroyeri</i> (Reinhardt & Lütken, 1862)	X			
<i>Ceratophrys joazeirensis</i> Mercadal de Barrio, 198	X			
<i>Proceratophrys cristiceps</i> (Müller, 1884 “1883”)	X	X	X	
TOTAL	20	16	15	13

Como mostra a Tabela 3, os bufonídeos utilizaram cinco tipos diferentes de microhabitats, mas foram associados apenas a um tipo (solo exposto) devido à presença da maioria desses indivíduos neste microhabitats. Este padrão não confere para espécie de *R. jimi* com o padrão de distribuição nos microhabitats relatado por Prótazio (2012).

Os hilídeos obtiveram uma maior plasticidade de uso de microhabitats, ocupando cerca de 10 ambientes. *Scinax x-signatus* foi a espécie que utilizou a maior variedade, estando presente em sete microhabitats, seguida por *D. branneri* e *P. nordestina* que utilizaram quatro. As famílias Leptodactylidae, Leiuperidae e Pipidae apresentaram-se bem conservadoras, pois tiveram uma maior proporção dos indivíduos utilizando os corpos d’água, sejam parados nas margens, submersos ou parcialmente submersos.

Tabela 3: Diferentes microhabitats utilizados pelas espécies de anfíbios anuros registrados HFODB, Cuité – PB, durante o período de maio de 2012 a abril 2013. Ab: arbusto; Ar: árvore; Gs: galho seco; Li: liana; Pa parede; Pe: pedra; Pd: poça d’água; Ca: capim; Ag: água; Sx: solo exposto; Tc: tronco caído; Se: solo encharcado.

Espécie	Ab	Ar	Gs	Li	Pa	Pe	Pd	Ca	Ag	Sx	Tc	Se
<i>Rinella granulosa</i> Spix, 1824										X		
<i>Rinella jimi</i> (Stevaux 2002)						X	X		X	X		X
<i>Corythomantis greeningi</i> Boulenger, 1981						X						
<i>Dendropsophus branneri</i> Cochram, 1948	X			X				X	X			
<i>Hypsiboas crepitans</i> (Wied-Neuwied, 1824)		X		X				X				
<i>Hypsiboas raniceps</i> Cope, 1862		X						X	X			

<i>Phyllomedusa nordestina</i> Caramaschi, 2006	X		X					X				X
<i>Scinax x-signatus</i> (Spix, 1824)	X	X			X	X		X	X	X		
<i>Leptodactylus macrosternum</i> Miranda Ribeiro, 1936						X		X	X	X		X
<i>Leptodactylus vastus</i> Lutz, 1930									X	X	X	X
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826								X	X			
<i>Dermatonotus muelleri</i> (Boettger, 1885)										X		
<i>Pipa carvalhoi</i> (Miranda – Ribeiro, 1937)									X	X		
TOTAL	3	3	1	2	1	4	1	7	8	7	1	4

Os anuros visualizados nas áreas de coleta estavam distribuídos em 12 diferentes microhabitats: água (29,01% dos espécimes), capim (25,31%), solo exposto (17,90%), árvore (9,88%), pedra (6,17%), solo encharcado (4,94%), arbusto (2,47%), galhos secos e liana (1,23%, cada), parede, poça d'água e tronco caído (0,62%, cada) (Figura 2).

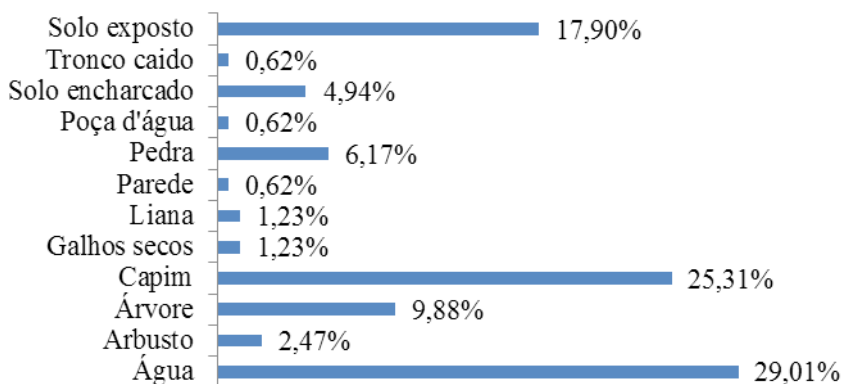


Figura 2: Abundância relativa dos microhabitats utilizados pelo anuros no HFODB nas três áreas de estudo.

3. INTERPRETAÇÃO DOS DADOS BIOLÓGICOS E ECOLÓGICOS

De acordo com a Figura 3, os três primeiros meses de coleta representaram a maior ocorrência de precipitação, contudo não representaram os meses com os maiores indivíduos amostrados. Este evento pode estar atrelado ao período persistente de estiagem durante o estudo. Este evento pode ser observado também para a atividade de vocalização. Os meses que não apresentaram indivíduos em atividade foram junho, julho e outubro de 2012. Em todo período de coleta, com presença ou não de chuvas, 6 espécies (*Rinella granulosa*, *Rinella jimi*, *Corythomantis greeningi*, *Phyllomedusa nordestina*, *Dermatonotus muelleri* e *Pipa carvalhoi*) não foram vistas em atividade de vocalização.

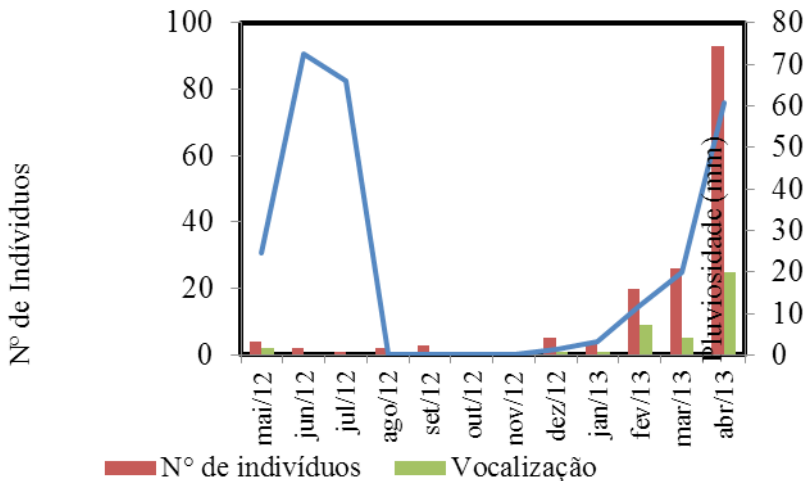


Figura 3: Número total de indivíduos de anuros, número total de indivíduos em atividade de vocalização e valores pluviométricos mensais, no período de amostragem.

A predominância da família Hylidae coincide com o padrão observado para região Neotropical (DUELLMAN, 1978), isso deve ocorrer por algumas adaptações compartilhadas pelos hílídeos (como os discos adesivos), sendo assim conseguem ocupar o máximo de microhabitats disponíveis no ambiente (FREITAS e SILVA, 2007).

Em relação à anurofauna registrada, algumas espécies

aqui amostradas não foram relatadas por Azarbe e colaboradores (2005) em seu estudo realizado em outras localidades da Paraíba, como o *Leptodactylus vastus*, *Hypsiboa screpitans*, *Phyllomedusa nordestina* e *Dendropsophus branneri*. Já no estudo realizado por Vieira e colaboradores (2007) as que não apresentaram registro foram *Hypsiboa screpitans*, *Dendropsophus branneri*, *Leptodactylus vastus* e *Physalaemus cuvieri*. Protázio (2012), não relatou as seguintes espécies: *Dendropsophus branneri*, *Leptodactylus vastus*, *Pipa carvalhoi*, *Dermatonotus muelleri* e *Physalae muscuvieri* (Tabela 2).

Segundo Arzabe (1999) os bufonídeos e leptodactilídeos têm presenças definidas nessas áreas que podem estar relacionadas ao seu tipo de pele que é espessa e não é tão susceptível à dessecação e por terem capacidade de se enterrar por longos períodos e desova em ninhos de espuma (alguns leptodactilídeos).

Os hilídeos obtiveram uma maior plasticidade de uso de microhabitats, ocupando cerca de 10 ambientes. *Scinax x-signatus* foi a espécie que utilizou a maior variedade, estando presente em sete microhabitats, seguida por *Dendropsophus branneri* e *Phyllomedusa nordestina* que utilizaram quatro. As famílias Leptodactylidae, Leiuperidae e Pipidae apresentaram-se bem conservadoras, pois tiveram uma maior proporção dos indivíduos utilizando os corpos d'água, sejam parados nas margens, submersos ou parcialmente submersos.

No estudo realizado por Prótazio (2012), a família Hylidea apresentou este mesmo padrão. Para o autor, esta plasticidade de microhabitats faz com que os hilídeos tenham maiores larguras de nicho, enquanto que a forma mais conservadora como se mostram os leptodactylídeos e os leiuperídeos deixa-os com menores larguras de nicho (CARDOSO et al., 1989; POMBAL, 1997; BERTOLUCI e RODRIGUES, 2002). A habilidade de utilizar vários sítios é fortemente associada ao aspecto morfológico do grupo (DUELLMAN e TRUEB,

1994), que permite a segregação no uso do espaço, assim como a diminuição de competição (CARDOSO et al., 1989; AFONSO e ETEROVICK, 2007).

Rossa-Feres e Jim (1994) e Vieira e colaboradores (2007) consideraram que em localidades de mata, em uma área de alta heterogeneidade ambiental, o número de microhabitats é maior ou semelhante ao número de espécies, quando comparado com localidades de áreas abertas, e esta heterogeneidade é relevante na definição do número de espécies que podem explorar um determinado ambiente.

Verificou-se que a maior quantidade de indivíduos ocorreu no mês de abril de 2013, já as menores com um e dois indivíduos ocorreram nos meses de junho, julho, agosto, outubro e novembro de 2012. Enquanto, que a maior quantidade de machos vocalizando ocorreu nos meses de fevereiro e abril de 2013 com quatro espécies em cada mês e os menores períodos de atividade de vocalização foram observados nos meses de novembro e dezembro de 2012 e janeiro de 2013, com uma espécie em cada mês.

Sendo que área do HFODB apresentam corpos d'águas permanentes, os quais se mantiveram com água durante todo o período de seca, fazendo com que estas espécies continuassem com seus períodos de reprodução normalmente (ABRANTES et al., 2011). Duellman e Trueb (1994) relata que o tipo de comportamento reprodutivo apresentado nos anuros de regiões tropicais está associado ao regime de chuva, visto que, na região estudada, o período chuvoso se concentra mais nos primeiros seis meses do ano, afetando assim, a quantidade de volume de água das poças utilizadas para reprodução e em consequência, o número de espécies que se reproduzem nestes ambientes.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

A riqueza de anuros para o Horto Florestal Olho d'Água da Bicasegue o mesmo padrão de distribuição de anuros em áreas de caatinga. Contudo, a dominância da *Rinnellagimini*, espécie encontrada em vários centros urbanos, indica a necessidade de áreas com um maior grau de preservação para o desenvolvimento da anurofauna.

A variação temporal teve alta influência sobre a distribuição da anurofauna presente neste estudo, se mostrando espécies sazonais, vistas em períodos específicos do ano. A utilização de métodos complementares como pitfalltraps em futuros estudos para a área merece ser testados, podendo ter resultados mais satisfatórios quanto à riqueza e abundância encontrada.



REFERÊNCIAS

ABRANTES, S. H. F.; ABRANTES, M. R. M, OLIVEIRA, J.C.D.; OLIVEIRA, W. M; HENRIQUE, I. G. N; FONSECA, P. F; CHAVES, M. F. Fauna de anfíbios anuros em três lagoas da área de implantação do Horto Florestal, Campus da UFCG, Cuité – PB. **Revista Nordestina de Zoologia**. Recife, v. 5, n.2, p. 19-36. 2011.

AFONSO, L.G.; ETEROVICK, P.C. Microhabitat choice and a differential use by anurans in forest streams in Southeastern Brazil. **J Nat Hist**, Aberdeen, v. 41, p. 937-948. 2007.

ARZABE, C. Reproductive activity patterns in two different altitudinal sites within the Brazilian Caatinga. **Revista Brasileira de Zoologia**. Curitiba, v. 16, n. 3, p.851-864. 1999.

ARZABE, C.; SKUK, G.; SANTANA, G. G.; DELFIM, F. R.; LIMA, Y. C. C. E.; ABRANTES, S. H. F. Herpetofaunada área do Curimataú, Paraíba, In: ARAÚJO, F. S.; RODAL, M. J. N.; BARBOSA, M. R. V. (eds.). **Análise das Variações da Biodiversidade do Bioma Caatinga: Suporte a Estratégias Regionais de Conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. pp. 259-274. 2005. 445p.

BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M. T. Utilização de micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do Sudeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**. São Paulo, v.42, n.11, p. 287-297. 2002

CALDAS, F.L.S.; DE-CARVALHO, C.B.; SANTANA, D. O.; SANTOS, R. A.; SILVA, B, D.; FARIA, R. G. Amphibia, Anura, Leiuperidae, *Physalaemus cicada* Bokermann, 1966: First records for the state of Sergipe. **Check List. Journal of species lists and distribution**. Viçosa, v. 6, p.427-428. 2010.

CARDOSO, A. J.; ANDRADE, G. V.; HADDAD, C. B. F. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**. São Paulo, v. 49, p. 241-249, 1989.

DUELLMAN, D. E. The Biology of an Equatorial Herpetofauna in

Amazonian Ecuador. **Miscellaneous Publication**. Kansas, v. 65, p.1-352. 1978.

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of amphibians**. New Cork: McGraw-Hill Book Company, 1994. 670p.

FREITAS, M. A.; SILVA, T. F. S. A. **Herpetofauna das Caatingas e áreas de altitude do Nordeste Brasileiro**. *Pelotas*: União Sul-Americana de Estudos da Biodiversidade, 2007. 388 p.

FROST, D. R. **Amphibians Species of the World**: an Online Reference. Version 5.6. 2013. Disponível em <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/>. Acesso em 5 junho de 2013.

HEYER, W. R. On frog distribution patterns East of the Andes.: VAZOLINI, P.E. E HEYER, W. R. (eds.). **Proceedings of a workshop on Neotropical distribution patterns**. pp. 245-273. In Academia Brasileira de Ciências. 1988. 488p.

LOEBMANN, D.; MAI, A. C. G. Amphibia, Anura, Coastal Zone, state of Piauí, Northeastern Brazil. **Check List - Journal of species lists and distribution**. Viçosa, v. 4, n. 2, p. 161-170. 2008.

MAGALHÃES, F. M.; DANTAS, A. K. B. P.; BRITO, M. R., MEDEIROS, P. H. S. OLIVEIRA, A. F; PEREIRA, T. C. S. O; QUEIROZ, M. H. C; SANTANA, D. J; SILVA, W. P; GARDA, A. A. Anurans from an Atlantic Forest-Caatinga ecotone in Rio Grande do Norte State, Brazil. **Herpetology Notes**. Sociedade Européia de Herpetologia v. 6, p. 1–10. 2013.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Disponível em <http://www.mma.gov.br>. Acessado em 22 de abril de 2013.

OLIVEIRA, B. Caracterização citogenética e morfométrica em populações de *Leptodactylus fuscus* Schneider, 1799 e *Leptodactylus latrans* Steffen, 1815 (Anura, Leptodactylidae) em áreas de caatinga do estado de Sergipe. 87 f. Dissertação (**Mestrado em Ecologia**) – Universidade Federal de Sergipe, Aracaju. 2011.

PERES, P. Taxocenose de anfíbios anuros do parque ecoturístico e ecológico de Pedras Grandes, Santa Catarina. 56 f. TCC (**Curso de Ciências Biológicas**), Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma. 2010.

PESSOA, T. S. A. et al. Análise da composição de anfíbios anuros na Fazenda Junco, em Cabaceiras, Paraíba. **BioFar**. Campina Grande.v. 08, n. 02, p.21-27. 2012.

POMBAL JUNIOR, J. P. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**. São Carlos, v. 57, n. 4, p. 583-594. 1997.

PROTÁZIO, A. S. Ecologia de taxocenose de anfíbios anuros em poças temporárias na caatinga. 103f. Dissertação (**Mestrado em Ciências Biológicas**). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 2012.

RODRIGUES, M. T. Herpetofauna da caatinga. In: LEAL. I. R.; TABARELI, M.; SILVA, J. M. C. (Orgs.) **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: UFPE/ Ed. Universitária.2003. p.181-236,. 1994

ROSSA-FERES, D. C.; JIM, J. Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia*.São Carlos, v. 54, n. 2, p. 323-334, 2008.

SANTANA, G. G.; VIEIRA, W. L. S.; PEREIRA FILHO, G. A.; DELFIM, F. R.; LIMA, Y. C.; VIEIRA, K. S. Herpetofauna em um fragmento de Floresta Atlântica no Estado da Paraíba, Região Nordeste do Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 21, n. 1, p. 75-84. 2008.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA, SBH. **Lista das espécies de anfíbios do Brasil**. 2012. Disponível em <http://www.sbherpetologia.org.br>. Acesso em 22 de abril de 2013.

TEIXEIRA, L. M. Informando o Trade Turístico Paraibano: Cuité. **Caderno de Turismo**, 2003, p. 9-11.

VIEIRA, W. L. S; AZARBE, C.; SANTANA, G. G. Composição e distribuição espaço-temporal de anuros no Cariri Paraibano, Nordeste do Brasil. *Oecol. Bras*.Rio de Janeiro, v. 11, n.3, p. 383-396. 2007.

VIEIRA, J. B.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. J. C.; SILVA, G. R.; MACHADO, L. C.; NICOLAS, P. Primeiro registro de *Leptodactylus caatingae* Heyer & Juncá, 2003 (Amphibia, Anura, Leptodactylidae) para o estado do Ceará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi.Ciências Naturais**. Belém, v. 7, n. 2, p. 153-156. 2012.



CAPÍTULO 5

Pequenos mamíferos não-voadores do semiárido nordestino

Anna Ludmilla da Costa Pinto Nascimento^{1*}

1. Museu de História Natural da Universidade Federal de Alagoas, Avenida Amazonas, s/n, Prado, 57010-060, Maceió, AL, Brasil. *E-mail: ludmillacpn@gmail.com

APRESENTAÇÃO

Por muitos anos a Caatinga foi tida como um bioma com pouca biodiversidade e com uma fauna oriunda do Cerrado e da Mata Atlântica. Aos poucos, esse mito vem sendo desfeito, à medida que as pesquisas vão se aprofundando e revelando uma riqueza de espécies e endemismo que varia muito entre os diversos grupos taxonômicos. Este capítulo apresenta uma lista dos pequenos mamíferos não-voadores encontrados na Caatinga nordestina, incluindo os Brejos de Altitude. É feita uma análise da composição de roedores e marsupiais, considerando diversidade, endemismo e uso humano de algumas espécies.



INTRODUÇÃO

Circundada por biomas com características métricas e sazonalmente previsíveis (CONSERVATION INTERNATIONAL, 2003; STREILEIN, 1982a), a Caatinga é um bioma semiárido, com arbustos espinhosos e um regime de precipitação altamente irregular (MARES et al., 1985; SAMPAIO, 2010). Referida, segundo o Mapa de Vegetação do IBGE (2004), como Savana Estépica Nordestina, compreende várias formações que, na verdade, constituem um “tipo vegetacional” estacional decidual.

Contrastando dentro do bioma, existem “ilhas” de floresta úmida localizadas em planaltos e chapadas, que recebem chuva orográfica suficiente para manter uma precipitação anual superior a 1.200 mm/ano. Este fato gera um quadro de temperatura, umidade e cobertura vegetal distintos do observado na matriz semiárida onde se inserem. Essas “ilhas” recebem o nome de Brejos de Altitude e abrigam flora e fauna mais semelhantes às florestas úmidas brasileiras, Amazônia e Mata Atlântica (RIZZINI, 1979).

As modificações na Caatinga, ocasionadas por ação antrópica têm sido intensas e constantes. Levantamentos mais recentes afirmam que 45,62% da sua cobertura vegetal original e secundária foram desmatadas (MMA/IBAMA, 2011). Os estados nordestinos da Paraíba e Ceará, por exemplo, possuem mais da metade de suas áreas atingidas gravemente por problemas ambientais (SÁ et al., 2003).

A despeito de sua biodiversidade, endemismo e estado de alteração, a Caatinga possui apenas 7,1% de sua área protegida por Unidades de Conservação (129 UCs), das quais apenas 0,99% correspondem áreas de Unidade de Proteção Integral (TNC/MMA, 2008).

Pequenos mamíferos não-voadores são todos os mamíferos (exceto quirópteros) menores que 1 quilograma, além dos membros do gênero *Didelphis*, um marsupial que geralmente apresenta mais de 1 quilograma, mas é incluído nesse grupo. Na Caatinga, seus principais representantes são os marsupiais e os roedores das famílias Cricetidae, Echimyidae e Caviidae (EMMONS e FEER, 1997; MANGINI e NICOLA, 2006).

O regime climático da Caatinga impõe condições severas aos pequenos mamíferos, pois eles possuem limitadas opções de deslocamento e, conseqüentemente, ficam irregularmente sujeitos aos dois extremos: longas secas e curtos períodos de chuva intensa. Acumular especializações em um ambiente sob imprevisíveis e extremas pressões seletivas é difícil (STREILEIN, 1982b, d).

Ao contrário dos mamíferos de maior porte ou voadores, os pequenos mamíferos não são capazes de se deslocar por longas distâncias para fugir destas condições ambientais tendo, portanto, que se adaptar de alguma forma a elas (STREILEIN, 1982b).

Para alguns estudiosos, a complexidade estrutural do substrato de um hábitat, isto é, sua habilidade de reter umidade e de fornecer abrigo à fauna, seria um fator limitante para a sobrevivência de pequenos mamíferos não-voadores. Espera-se que esses animais em ambientes áridos selecionem refúgios mais métricos com o intuito de reduzir o estresse hídrico. Áreas com enclaves, por exemplo, forneceriam micro-refúgios porque conseguem acumular um pouco de água em suas depressões (STREILEIN, 1982a, d; MARES et al., 1985).

Já outros pesquisadores acreditam que a abundância de pequenos mamíferos na Caatinga não seja apenas influenciada pela complexidade do substrato e pela disponibilidade de umidade e abrigo, mas sim por um conjunto de adaptações fisiológicas e comportamentais que os prepara para a vida no semiárido nordestino (FREITAS et al., 2005; NASCIMENTO, 2010).

1. MAMÍFEROS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Até o fim do século XIX, os trabalhos apontavam para uma mastofauna pobre - com apenas 80 espécies segundo Willig e Mares (1989), com baixo endemismo e desprovida de adaptações fisiológicas mais específicas à aridez (MARES et al., 1985; STREILEIN, 1982c).

Os baixos níveis de diversidade e endemismo, somados à ausência de capacidade fisiológica para lidar com a escassez hídrica, levaram esses últimos autores a considerar este grupo como um subconjunto da fauna do Cerrado e Mata Atlântica, o que suportaria a teoria de que a mastofauna desse domínio teve sua origem em formações mais méxicas.

Desmistificando a pobreza citada para a diversidade de mamíferos na Caatinga, o inventário mais recente feito por Carmignotto e colaboradores (2012) listou 153 espécies no bioma (distribuídas nas ordens Didelphimorphia, Pilosa, Cingulata, Chiroptera - apenas esta, representada por 77 espécies-, Primates, Rodentia, Lagomorpha, Carnivora, Artiodactyla e Perissodactyla), das quais oito seriam endêmicas (cinco roedores, um marsupial, um morcego e um primata).

Outro ponto contestado pelos autores reside na origem de espécies endêmicas da Caatinga e do Cerrado. Para eles, existe sim um grupo que derivaria de gêneros originários das florestas úmidas (Amazônia ou Mata Atlântica), mas também há uma considerável porção oriunda de linhagens que estariam associadas a ambientes abertos (como o próprio Cerrado, a Caatinga em um passado remoto e o Chaco).

2. PORQUE ESTUDAR ROEDORES E MARSUPIAIS?

Os mamíferos cumprem um papel fundamental em ecossistemas naturais, atuando como dispersores de sementes, polinizadores, fonte de alimento para predadores ou controlando populações de outros

animais e plantas (VIEIRA e IZAR, 1999; TABARELLI e PERES, 2002; WRIGHT, 2003).

Roedores e marsupiais são ferramentas eficientes para o manejo da vida silvestre, incluindo seleção, delimitação e monitoramento de unidades de conservação, funcionando como úteis indicadores de qualidade ambiental e de alterações nas paisagens (BONVICINO et al., 2002).

Devido a sua relativa alta abundância e facilidade de captura, os pequenos mamíferos mostram-se bons objetos de estudo sobre populações e comunidades, pois acabam fornecendo dados mais robustos e resultados mais confiáveis acerca de seus padrões de distribuição, riqueza e abundância (RIBEIRO e MARINHO-FILHO, 2005). Desta forma, o monitoramento de comunidades de pequenos mamíferos mostra-se como um método relativamente rápido e barato para indicar o bom funcionamento de um ecossistema (AVENANT, 2003).

A riqueza de espécies é uma medida fundamental para avaliar tanto a diversidade local como a regional, constituindo-se de uma importante ferramenta para elaboração de modelos ecológicos e para adoção de estratégias de conservação (Gotelli; Colwell, 2001).

Objetivo deste capítulo é apresentar um levantamento da riqueza de pequenos mamíferos não-voadores, analisando a diversidade do grupo na Caatinga e a composição dessas espécies nos Brejos de Altitude e nas regiões de caatinga propriamente dita, ou seja, com as características mais xéricas.

3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Boa parte dos dados aqui apresentados provém de trabalhos de campo realizados nos últimos oito anos em algumas áreas de Caatinga, a saber: municípios de: Delmiro Gouveia (AL), Pariconha (AL), Mata Grande (AL), Água Branca (AL), Bonito (PE), Ipojuca (PE),

Nascente (PE), Trindade (PE), São José dos Cordeiros (PB) e São João do Cariri (PB).

Estes levantamentos foram complementados com revisão de literatura, além do material previamente depositado na Coleção de Mamíferos de Museu de História Natural da Universidade Federal de Alagoas (MHN/UFAL).

3.1 Captura de pequenos mamíferos

Por não se tratar de um estudo comparativo, não houve padronização de esforço e desenho amostral. Entretanto, a captura dos roedores e marsupiais foi sempre realizada com armadilhas do tipo Sherman de dois tamanhos (375 mm x 100 mm x 120 mm; 230 mm x 75 mm x 85 mm), geralmente duas por estação (uma no substrato e outra a uma altura de 1 a 2 m). Cada armadilha foi iscada com uma mistura de fubá, paçoca de amendoim, sardinha e banana.

Outro método utilizado em algumas dessas localidades foram as armadilhas de interceptação e queda (*pitfalltrap*), formadas por quatro baldes de 60L enterrados e interligados por cerca-guia de lona.

As revisões das armadilhas foram efetuadas cedo pela manhã, para minimizar o estresse térmico nos pequenos mamíferos.

Os espécimes foram taxidermizados, ou conservados em via úmida, e estão depositados nas Coleções de Mamíferos do MHN/UFAL e do Departamento de Sistemática e Ecologia da Universidade Federal da Paraíba (DSE-UFPB).

3.2 Diversidade e distribuição dos pequenos mamíferos

A classificação taxonômica segue Patton e colaboradores (2015) para roedores e Voss e Jansa (2009) para os marsupiais. Aqueles que seguem as recentes revisões de Feijó e Langguth (2013) e Gurgel-Filho e colaboradores (2015) precisarão trocar

as seguintes espécies: *Didelphis albiventris* por *D. marsupialis*, *D. aurita* por *D. kankrivora*, *Necromys lasiurus* por *Bolomys lasiurus* e *Calomys expulsus* por *C. mattevii*.

Foram registradas 38 espécies de pequenos mamíferos não-voadores para a Caatinga nordestina (Tabela 1), das quais 26 são roedores e 12 são marsupiais. A separação em “Caatinga” e “Brejo” na Tabela 1 tem apenas o objetivo de distinguir, respectivamente, as áreas de características xéricas das “ilhas” de ambiente úmido dentro do bioma.

Tabela 1: Lista sistemática das espécies de roedores e marsupiais no semiárido nordestino com indicação de ocorrência em ambientes de Caatinga (CA) propriamente dita e/ou Brejo de Altitude (BA).

Espécie	CA	BA
ORDEM DIDELPHIMORPHIA		
Família Didelphidae		
<i>Caluromys philander</i> (Linnaeus, 1758)		X
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	X	X
<i>Didelphis aurita</i> Wied-Neuwied, 1826		X
<i>Metachirus nudicaudatus</i> (É. Geoffroy, 1803)	X	
<i>Cryptonanus agricolai</i> (Moojen, 1943)	X	X
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	X	X
<i>Marmosa murina</i> (Linnaeus, 1758)		X
<i>Marmosa (Micoureus) demerarae</i> (Thomas, 1905)		X
<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1840)		X
<i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776)		X
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	X	X
<i>Thylamys karimi</i> (Petter, 1968)		X
ORDEM RODENTIA		
Família Sciuridae		
<i>Guerlinguetus brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)		X
Família Cricetidae		
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)		X
<i>Necromys lasiurus</i> (Lund, 1840)	X	X
<i>Oxymycterus dasytrichus</i> (Schinz, 1821)		X
<i>Cerradomys langguthi</i> Percequillo, Hingst-Zaher & Bonvicino, 2008	X	X

Espécie	CA	BA
<i>Cerradomys vivoi</i> Percequillo, Hingst-Zaher & Bonvicino, 2008	X	
<i>Euryoryzomys russatus</i> (Wagner, 1848)		X
<i>Holochilus sciureus</i> Wagner, 1842	X	X
<i>Hylaeamys megacephalus</i> (G. Fischer, 1814)		X
<i>Nectomys rattus</i> Pelzeln, 1883		X
<i>Oecomys catherinae</i> Thomas, 1909		X
<i>Oligoryzomys fornesi</i> (Massoia, 1973)	X	X
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818)		X
<i>Oligoryzomys stramineus</i> Bonvicino and Weksler, 1998	X	
<i>Pseudoryzomys simplex</i> (Winge, 1887)		X
<i>Calomys expulsus</i> (Lund, 1840)	X	X
<i>Rhipidomys cariri</i> Tribe, 2005		X
<i>Rhipidomys mastacalis</i> (Lund, 1840)		X
<i>Wiedomys pyrrhorhinos</i> (Wied- Neuwied, 1821)	X	
Família Caviidae		
<i>Cavia</i> sp. Pallas, 1766*	X	
<i>Galea spixii</i> (Wagler, 1831)	X	
<i>Kerodon rupestres</i> (Wied- Neuwied, 1820)	X	
Família Echimyidae		
<i>Trinomys albispinus</i> (Geoffroy St.- Hilaire, 1838a)		X
<i>Trinomys yonenagae</i> (Rocha, 1996)	X	
<i>Thrichomys inermis</i> (Pictet, 1843)	X	X
<i>Thrichomys laurentius</i> Thomas, 1904	X	

* Provavelmente *Cavia aperea* Erxleben, 1777, visto que é a única espécie do gênero com distribuição para o nordeste ao norte do rio São Francisco (Patton *et al.*, 2015).

Uma maior diversidade de roedores já era esperada para um bioma com características mais secas. Em contrapartida, pois a diversidade de marsupiais é maior em ambientes de florestas úmidas (MELO e SPONCHIADO, 2012).

Entre os anos de 1991 e 1998, 57 espécies de mamíferos foram descritas para a região Neotropical, das quais 14 foram em formações áridas e semiáridas sul-americanas (PATTERSON, 2000). Especificamente na Caatinga, em questão de 10 anos,

a lista de espécies foi de 143 (OLIVEIRA et al., 2003) a 153 (CARMIGNOTTO et al., 2012; PAGLIA et al., 2012). Esse aumento é reflexo dos esforços em estudos e revisões taxonômicas, os quais tendem a ampliar tanto o número de espécies descobertas como, conseqüentemente, de espécies endêmicas (BRITO, 2004). Além disso, e em especial nos últimos 10 anos, mais trabalhos de campo vêm sendo realizados em várias áreas da Caatinga.

O marsupial *Metachirus nudicaudatus*, por exemplo, teve seu primeiro registro em área de Caatinga (ecótono com o Cerrado) em 2009, no estado do Piauí. Até então, a espécie só havia sido registrado na Amazônia, Mata Atlântica, Pantanal e Cerrado. Neste último, apenas em zonas de transição com a Amazônia ou Mata Atlântica (MIRANDA et al., 2009).

A importância dos enclaves méxicos dentro do semiárido é inegável para a diversidade e endemismo deste último. A maioria das espécies da Caatinga com registro apenas nas áreas de brejos são, de fato, comuns a Amazônia e/ou Mata Atlântica. Neste levantamento, são 19 espécies encontradas apenas nos brejos. Entretanto, o cricetideo *Rhipidomys cariri*, é endêmico de Brejos de Altitude (PATTON et al., 2015), não sendo encontrado em nenhuma outra floresta úmida brasileira. Já outro roedor, o *Pseudoryzomys simplex*, além dos brejos, é encontrado apenas em biomas de matas abertas, como Chaco e Cerrado (PATTON et al., 2015).

Nove espécies da listagem ocorrem apenas no ambiente de caatinga propriamente dita (mais seca), das quais três são endêmicas e as demais são comuns a outros biomas, como Cerrado e Mata Atlântica. As demais espécies foram registradas em toda a Caatinga, além de outros biomas, caracterizando-se como espécies mais plásticas e habitat generalistas.

3.3 Endemismo, ameaças e interesse humano

De fato, a maioria das espécies de pequenos mamíferos não-voadores que ocorrem no bioma Caatinga possuem uma ampla distribuição geográfica, habitando outros biomas mais méxicos ou pertencentes ao cinturão seco sul-americano (Chaco e Cerrado). Entretanto, o aumento de esforços para se conhecer a mastofauna no ambiente semiárido tem levado não apenas ao crescimento de no número de espécies, mas também de espécies endêmicas.

Aqui verificamos quatro espécies consideradas endêmicas para o bioma: os roedores *Wiedomys pyrrhorhinos* (o mais habitat generalista de todos), *Kerodon rupestres*, *Rhipidomys cariri* (encontrado apenas em áreas de Brejos de Altitude), e *Trinomys yonenagae*. Este último, merece destaque pois além de endêmico, tem uma distribuição muito restrita, sendo encontrado apenas em uma região de dunas na margem esquerda do meio São Francisco, na Bahia (PATTON et al., 2015).

Wiedomys pyrrhorhinos tem ainda uma importância biogeográfica em teorias sobre o surgimento da Caatinga, pois por ser endêmico, juntamente com o fato de sua divergência com os demais gêneros sigmodontinos estar estimada entre 10 e 14 milhões de anos, ratificaria a hipótese de uma origem mais antiga da Caatinga (SMITH e PATTON, 1999).

Salvo algumas exceções, os pequenos mamíferos não costumam sofrer pressão de caça. Desta forma, a principal ameaça a que estão submetidos é a destruição e fragmentação do habitat, visto a rapidez com que o bioma tem sido devastado; além do processo de desertificação pelo qual a Caatinga vem passando e que traz grandes consequências para as populações de roedores e marsupiais (ALBUQUERQUE et al., 2012).

Das 110 espécies de mamíferos encontradas na mais recente Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçada de Extinção (Portaria nº 444/2014 Fauna Ameaçada), quatro são marsupiais e

30 são roedores, com apenas três destes ocorrendo na Caatinga (*Rhipidomys cariri*, *Trinomys yonenagae* e *Kerodon rupestris*), todos endêmicos. O primeiro só ocorre em enclaves méxicos (brejos), o segundo é extremamente habitat específico, vivendo exclusivamente nas duas do rio São Francisco. Já *K. rupestris*, conhecido como mocó, apesar de ser amplamente distribuído, ocorre apenas em afloramentos rochosos (PATTON et al., 2015), além de ser muito caçado para consumo humano.

No semiárido nordestino os marsupiais *D. albiventris*, *D. aurita* (nomes populares: saruê, cassaco ou timbu) e os roedores *T. laurentius* (punaré ou rabudo), *G. spixii* (preá) e *K. rupestris* são consumidos como alimento além apresentarem relações chamadas de conflituosas com os seres humanos, geralmente por ataques a criadouros ou animais domésticos. Além disso, exceto *T. laurentius*, os demais também possuem uso medicinal e/ou religioso pela população sertaneja (ALVES et al., 2016).



CONSIDERAÇÕES FINAIS

A expressiva diversidade aqui levantada, com um total de 38 espécies de pequenos mamíferos registradas para as áreas estudadas, reflete o valor da região semiárida, que possui espécies generalistas, específicas, de ampla distribuição (inclusive a nível continental), endêmicas e em risco de extinção.

A grande maioria desses roedores e marsupiais é compartilhada com outros biomas, em especial o Cerrado e a Mata Atlântica.

A Caatinga é um dos biomas menos estudados no Brasil em se tratando da mastofauna, de maneira que muito ainda está por ser descoberto ou revisto.

É importante que sejam realizados mais estudos de inventário, sistemática/taxonomia e biogeografia, para um adequado registro das espécies da caatinga, mas também é fundamental que sejam incentivados trabalhos de ecologia da mastofauna, pois entender suas adaptações à um ambiente tão adverso é essencial para a definição de estratégias de conservação.



AGRADECIMENTOS

Agradeço a Universidade do Estado da Bahia, *Campus VII* pelo convite, a todos os pesquisadores e auxiliares de campo, aos colegas da UFPB e à equipe do Museu de História Natural da UFAL.



REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, U. P. et al. Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest. **The Scientific World Journal**, v. 2012, 2012.

ALVES, R. R. N. et al. Game mammals of the Caatingabioma. **Ethnobiol Conserv**, v.5, n.5, p.1-51, 2016.

AVENANT, N. L. The use of small mammal community characteristics as an indicator of ecological disturbance in the Koranaberg Conservancy. In: SINGLETON, G. R.; HINDS, L. A.; KREBS, C. J.; SPRATT, D. M. **Rats, mice and people: rodent biology and management**. Canberra, Australia: ACIAR, 2003.

BONVICINO, C. R.; LINDBERGH, S. M.; MAROJA, L. S. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology**, v.62, n.4B, p.765-774, 2002.

BRITO, D. Lack of adequate taxonomic knowledge may hinder endemic mammal conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v.13, p.2135–2144, 2004.

CARMIGNOTTO, A. P.; VIVO, M.; LANGGUTH, A. Mammals of the Cerrado and Caatinga: distribution patterns of the tropical open biomes of Central South America. In: PATTERSON, B. D.; COSTA, L. P. (Eds.). **Bones, clones, and biomes: the history and geography of recent Neotropical mammals**. Chicago, University of Chicago Press, p. 307-350, 2012.

CONSERVATION INTERNATIONAL. **Grandes Regiões Naturais: as últimas áreas silvestres da Terra**. EUA: Conservation International, 2003.

EMMONS, L. H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. 2ª ed. Chicago and London: The University of Chicago, 1997.

FREITAS, R. R.; ROCHA, P. L. B.; SIMÕES-LOPES, P. C. Habitat structure and small mammals abundances in one semiarid landscape in the Brazilian Caatinga. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.22, p.119–129, 2005.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v.4, p.379 - 391, 2001.

GURGEL-FILHO, N. M., FEIJÓ, A.; LANGGUTH, A. Pequenos mamíferos do Ceará (Marsupiais, Morcegos e Roedores Sigmodontíneos) com discussão taxonômica de algumas espécies. **Revista Nordestina de Biologia**, v.23, n.2, p. 3–150, 2015.

IBGE. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2004.

FEIJÓ, A.; LANGGUTH, A. Mamíferos de médio e grande porte do Nordeste do Brasil: distribuição etaxonomia, com descrição de novas espécies. **Revista Nordestina de Biologia**, v.22, n.1, p.3–225, 2013.

MANGINI, P. R.; NICOLA, P. A. Captura e marcação de animais silvestres. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2ªed. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná, 2006. p. 91-124.

MARES, M. A.; WILLIG, M. R.; LACHER-JÚNIOR, T. E. The Brazilian Caatinga in South American zoogeography: tropical mammals in a dry region. **Journal of Biogeography**, v.12, p.57-69, 1985.

MELO, G. L.; SPONCHIADO, J. Distribuição geográfica dos marsupiais no Brasil. In: CÁCERES, N. C. (Org.) **Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e conservação**, v. 2. Campo Grande: Editora UFMS, 2012. p. 93-110.

MIRANDA, C. L.; ROSSI, R. V.; SILVA JÚNIOR, J. S.; LIMA, M. G.M. Mammalia, Didelphimorphia, Didelphidae, *Metachirus nudicaudatus*, Municipality of José de Freitas, State of Piauí, Northeastern Brazil:

distribution extension. **CheckList**, v.5, p.360-363, 2009.

MMA/IBAMA. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite**: monitoramento do bioma Caatinga 2008-2009. Brasília/DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011. 46p.

NASCIMENTO, A. L. C. P. Estrutura de comunidade e dinâmica populacional de pequenos mamíferos na RPPN Fazenda Almas, em um ano de La Niña. (**Dissertação de Mestrado**). 110f. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba. 2010.

OLIVEIRA, J. A.; GONCALVES, P. R.; BONVICINO, C. R. Mamíferos da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Ed Universitária da UFPE, 2003. p.275-302.

PAGLIA, A. P. et al. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil/ Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2ª ed. Occasional Papers in Conservation Biology, n. 6. **Conservation International**, Arlington, VA, 2012.

PATTERSON, B. D. Patterns and trends in the discovery of new Neotropical mammals. **Diversity and Distributions**, v.6, p.145–151, 2000.

PATTON, J. L.; PARDIÑAS, U. F. J.; D'ELÍA, G. (eds). **Mammals of South America**, Volume 2: Rodents. Chicago and London: The University of Chicago Press, 2015. 1384p.

RIBEIRO, R.; MARINHO-FILHO, J. Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos (Mammalia, Rodentia) da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.22, n.4, p.898-907, 2005.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda., 1997. 747p.

SÁ, I. B.; RICHE, G. R.; FOTIUS, G. A. As paisagens e o processo de

degradação do semi-árido nordestino. In: SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V.(eds.). **Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Recife: Universidade federal de Pernambuco, 2003. p.17-36.

SAMPAIO, E. V. S. B. Características e potencialidades. In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A; KAGEYAMA, P. **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010. p. 29-48.

SMITH, M. F.; PATTON, J. L. Phylogenetic relationships and the radiation of Sigmodontine rodents in South America: evidence from cytochrome b. **Journal of Mammalian Evolution**, v.6, n.2, p.89-128, 1999.

STREILEIN, K. E. Behavior, ecology, and distribution of South American marsupials. **Special Publication of the Pymatuning Laboratory of Ecology**, v.6, p.231-250, 1982a.

STREILEIN, K. E. Ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. I. Climate and faunal composition. **Annals of Carnegie Museum**, v. 51, n.5, p.79-107, 1982b.

STREILEIN, K. E. Ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. II. Water relations. *Annals of Carnegie Museum*, v.51, n.6, p.109-126, 1982c.

STREILEIN, K.E. Ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga.IV. Hábitat selection. *Annals of Carnegie Museum*, v.51, n.16, p.331-343, 1982d.

TABARELLI, M.; PERES, C. A .Abiotic and seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for Forest regeneration. **Biological Conservation**, v.106, p.165-176, 2002.

TNC/MMA. **Mapa de Unidades de Conservação e Terras Indígenas da Caatinga**. Brasília: The Nature Conservancy, Ministério do Meio Ambiente, 2008. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/203/_arquivos/mapa_das_ucs.pdf. Acessado em 10 de outubro de 2016.

VIEIRA, E. M.; IZAR, P. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic rainforest. **Plant Ecology**, v.145, p.75–82, 1999.

VOSS, R. S.; JANSA, S. A. Phylogenetic relationships and classification of didelphid marsupials, and extant radiation of New World methatherian mammals. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v.32, p.1–177, 2009.

WILLIG, M. M.; MARES, M. A. Mammals from the Caatinga: an updated list and summary of recent research. **Revista Brasileira de Biologia**, v.49, n.2, p.361-367, 1989.

WRIGHT, S. J. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.6, p.73–86, 2003.





Bando de arara-azul-de-lear (*Anodorhynchus leari*), Estação Ecológica Raso da Catarina (ESEC-Raso da Catarina), Jeremoabo, Bahia. (Fotografia: Bruno Gonçalves).





Bando de arara-azul-de-lear (*Anodorhynchus leari*), Estação Ecológica Raso da Catarina (ESEC-Raso da Catarina), Jeremoabo, Bahia. (Fotografia: Bruno Gonçalves).







Sociedade Brasileira de
Ecologia Humana – SABEH
<http://www.sabeh.com.br>