

FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABÍLIO
HUGO DA SILVA FLORENTINO
THIAGO DE MELO RUFFO
(ORGANIZADORES)

BIODIVERSIDADE AQUÁTICA DA CAATINGA PARAIBANA

LIMNOLOGIA, CONSERVAÇÃO E EDUCAÇÃO AMBIENTAL



Biodiversidade aquática da
caatinga paraibana
Limnologia, conservação e educação
ambiental



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

Reitora MARGARETH DE FÁTIMA FORMIGA MELO DINIZ
Vice-Reitora BERNARDINA MARIA JUVENAL FREIRE DE OLIVEIRA



EDITORA DA UFPB

Diretora IZABEL FRANÇA DE LIMA
Supervisão de Administração GEISA FABIANE FERREIRA CAVALCANTE
Supervisão de Editoração ALMIR CORREIA DE VASCONCELLOS JÚNIOR
Supervisão de Produção JOSÉ AUGUSTO DOS SANTOS FILHO

CONSELHO EDITORIAL

Eliana Vasconcelos da Silva Esvel (Linguística, Letras e Artes)
Fabiana Sena da Silva (Interdisciplinar)
Gisele Rocha Côrtes (Ciências Sociais Aplicadas)
Ilda Antonieta Salata Toscano (Ciências Exatas e da Terra)
Adailson Pereira de Souza (Ciências Agrárias)
Luana Rodrigues de Almeida (Ciências da Saúde)
Maria de Lourdes Barreto Gomes (Engenharias)
Maria Patrícia Lopes Goldfard (Ciências Humanas)
Maria Regina Vasconcelos Barbosa (Ciências Biológicas)

Francisco José Pegado Abílio
Hugo da Silva Florentino
Thiago Leite de Melo Ruffo

Biodiversidade aquática da
caatinga paraibana
Limnologia, conservação e educação
ambiental

Editora UFPB
João Pessoa
2018

Direitos autorais 2018 – Editora da UFPB

Efetuada o Depósito Legal na Biblioteca Nacional, conforme a Lei nº 10.994, de 14 de dezembro de 2004.

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS À EDITORA DA UFPB

É proibida a reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio.

A violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610/1998) é crime estabelecido no artigo 184 do Código Penal.

O conteúdo desta publicação é de inteira responsabilidade do autor.

Projeto Gráfico EDITORA DA UFPB
Edição Eletrônica e Projeto de Capa GABRIELA MARIA SOARES FERNANDES

Catálogo na fonte
Biblioteca Central da Universidade Federal da Paraíba

B615 Biodiversidade aquática da caatinga paraibana: limnologia, conservação e educação ambiental / Francisco José Pegado Abílio, Hugo da Silva Florentino, Thiago de Melo Ruffo (organização). - João Pessoa: Editora UFPB, 2018.
615 f. : il.

ISBN 978-85-237-1333-1

1. Educação ambiental. 2. Limnologia - Semiárido paraibano.
I. Abílio, Francisco José Pegado. II. Florentino, Hugo da Silva. III. Ruffo, Thiago de Melo. IV. Título.

UFPB/BC

CDU 37:502

EDITORA DA UFPB Cidade Universitária, Campus I – s/n
João Pessoa – PB
CEP 58.051-970
<http://www.editora.ufpb.br>
E-mail: editora@ufpb.edu.br
Fone: (83) 3216.7147

Editora filiada à:



AGRADECIMENTOS

À Profa. **Dra. Takako Watanabe** pela sua valiosa contribuição aos estudos e pesquisas no semiárido paraibano;

Ao Grupo de Estudos e Pesquisas em Educação Ambiental e Ensino de Ciências da UFPB (GEPEA/GEPEC) cadastrado no CNPq e reconhecido pela UFPB;

Ao Projeto PELD/CNPq – Bioma Caatinga: Estrutura e Funcionamento, coordenado pela **Profa. Dra. Maria Regina de Vasconcellos Barbosa** (UFPB-CCEN-UFPB), pelo financiamento das pesquisas no Cariri paraibano, das quais muitos resultados estão contemplados em alguns capítulos desta obra;

Ao professor **Nivaldo Maracajá**, pelo apoio incondicional em todos os projetos desenvolvidos na região do cariri paraibano;

Aos/às autores/as desta obra.

SUMÁRIO

Apresentação	13
---------------------------	-----------

SEÇÃO I

LIMNOLOGIA GERAL DO SEMIÁRIO PARAIBANO

Capítulo I

Perspectiva Histórica da Limnologia no Nordeste Brasileiro, com ênfase na Região Semiárida Paraibana	17
---	-----------

Francisco José Pegado Abílio; Darlisson Sérgio Costa Ramos.

Capítulo II

Biocenose de um açude temporário (Açude Pombal), região do Sertão Paraibano	56
--	-----------

Francisco José Pegado Abílio; Thiago de Melo Ruffo; José Etham de Lucena Barbosa; Maria Cristina Crispim; Romualdo Lunguinho Leite; Judith Font Batalla.

SEÇÃO II
FLORA AQUÁTICA, FITOPLÂNCTON, MACRÓFITAS
E MATA CILIAR

Capítulo III

Variação Vertical/Nictemeral do Fitoplâncton e Variáveis Limnológicas em dois períodos Hidrológicos (Estiagem e Chuvoso) em um açude raso, Trópico Semiárido 82

Rosa Maria da Costa Santana; Beatriz Susana Ovruski de Ceballos; José Etham de Lucena Barbosa.

Capítulo IV

Cianobactérias: diversidade, distribuição e processos reguladores no Semiárido Paraibano 120

Janiele França Vasconcelos; Gustavo Correia de Moura; Flávia Morgana Monteiro; José Etham de Lucena Barbosa.

Capítulo V

Florações de Cianobactérias tóxicas no Semiárido Paraibano: panorama e perspectivas 144

Flávia Morgana Monteiro; Silvia Yasmin Lustosa Costa; Renata Silva Farias; Gustavo Correia de Moura; Janiele França de Vasconcelos; José Etham Lucena Barbosa.

Capítulo VI

Algas Perifíticas no Semiárido Brasileiro: passado, presente e futuro 164

Raquel da S. Cordeiro; José Etham De Lucena Barbosa.

Capítulo VII

Macrófitas de corpos aquáticos da Caatinga Paraibana 182

Francisco José Pegado Abílio; Aparecida de Lourdes Paes Barreto; Takayama Douglas de Sousa Quirino; Karoline Maria da Silva Soares; Romualdo Lunguinho Leite.

Capítulo VIII

Riqueza Florística em Áreas de Matas Ciliares: subsídios para a Conservação e o Equilíbrio dos Ecossistemas Ribeirinhos no Semiárido Paraibano 209

Alecksandra Vieira de Lacerda; Francisca Maria Barbosa; Maria Regina de Vasconcellos Barbosa.

Capítulo IX

Avaliação da Flora do estrato regenerante em um fragmento de Vegetação Ciliar: definições e contribuições para a Biologia da Conservação e recuperação de Áreas Ribeirinhas no Semiárido Paraibano 245

Francisca Maria Barbosa; Alecksandra Vieira de Lacerda; João Juarez Soares.

SEÇÃO III

INVERTEBRADOS AQUÁTICOS: ZOOPLÂNCTON E ZOOBENTOS

Capítulo X

Comunidades zooplancônicas e sua importância para o homem no semiárido brasileiro 268

Maria Cristina Crispim; Fabiana Bezerra Marinho.

Capítulo XI

Insetos Aquáticos da Caatinga Paraibana 294

Francisco José Pegado Abílio; Hugo da Silva Florentino; Ian Ataíde Fontenelle de Medeiros; Márcio Luiz Freire Albuquerque.

Capítulo XII

Chironomidae (Diptera) de Ecossistemas Aquáticos da Caatinga Paraibana 321

Francisco José Pegado Abílio; Alaíde A. Fosneca Gessner; Ian Ataíde Fontenelle de Medeiros; Suelton Santos Barbosa.

Capítulo XIII

Moluscos de Água Doce da Caatinga Paraibana 339

Francisco José Pegado Abílio.

Capítulo XIV

Estratégias adaptativas de *Melanoides Tuberculatus* a ambientes aquáticos temporários da região semiárida (resistência à dessecação) 358

Francisco José Pegado Abílio; Alaíde A. Fosneca Gessner; Maria José Dias de Andrade.

Capítulo XV

Annelida, Crustacea, Nematoda e Acari associados ao Sedimento Litorâneo de Corpos Aquáticos da Caatinga Paraibana 373

Francisco José Pegado Abílio; Thiago Leite de Melo Ruffo; Myller Gomes Machado.

Capítulo XVI

Macroinvertebrados Associados à Macrófitas Aquáticas em Bacias Hidrográficas inseridas no Bioma Caatinga - Semiárido Paraibano 399

Francisco José Pegado Abílio; Alaíde A. Fosneca Gessner; Divaniella de Oliveira Lacerda.

SEÇÃO IV VERTEBRADOS AQUÁTICOS: PEIXES E AVES

Capítulo XVII

Biodiversidade da Ictiofauna de Reservatórios Públicos do Semiarido Paraibano 423

Jane Torelli; Randolpho Savio de Araujo Marinho; Maria Cristina Crispim; Elisabeth Dias da Silva; Aline Sousa Silva; Gabriela Marques Peixoto; Maria Marcolina Lima Cardoso; Rebecca Ribeiro Torelli de Sousa Paiva; Dimitri Araujo Costa; Marcio Frazão Chaves; Ana Karla Araujo Montenegro.

Capítulo XVIII

Aves associadas a ambientes aquáticos na Caatinga do Estado da Paraíba 461

Magna Fabiola Araujo Marinho; Tiago Augusto Lima Cardoso; Helder Farias Pereira de Araujo.

SEÇÃO V
EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Capítulo XIX

Educação Ambiental em Bacias Hidrográficas: contribuições para a Conservação da Biodiversidade Aquática do Semiárido Paraibano 519

Hugo da Silva Florentino; Francisco José Pegado Abílio.

Capítulo XX

Percepção ambiental de alunos de uma escola pública no entorno do Açude Jatobá (Patos), Sertão Paraibano 549

Artur Henrique Freitas Florentino De Souza; Francisco José Pegado Abílio; Thiago Leite de Melo Ruffo.

Capítulo XXI

Percepção ambiental de pescadores e múltiplos usos dos atores sociais moradores do entorno do Açude Jatobá (Patos - Sertão Paraibano) 570

Artur Henrique Freitas Florentino De Souza; Francisco José Pegado Abílio; Thiago Leite de Melo Ruffo.

APRESENTAÇÃO

O efeito combinado entre as condições climáticas da Região Semiárida Paraibana e as práticas inadequadas de uso e aproveitamento do solo e demais recursos naturais, tem acentuado o desgaste da paisagem natural, provocando a perda da Biodiversidade e o esgotamento dos recursos naturais, além de acentuar o processo de desertificação nas áreas susceptíveis.

Buscar a Conservação da Biodiversidade do Bioma Caatinga pela gestão não é algo facilmente executável, principalmente quando as propostas de intervenção apresentadas se contrapõem aos padrões comportamentais da comunidade ⁽¹⁾. A mudança de comportamento, portanto, está diretamente relacionada com a elevação do nível de consciência dos grupos humanos envolvidos.

Os Ecossistemas Aquáticos das Regiões Semiáridas sofrem fortes flutuações no nível da água, causadas principalmente pela alta taxa de evaporação, temperaturas elevadas e irregularidade da pluviosidade.

A escassez de água na região Nordeste fez com que a construção de açudes e/ou grandes reservatórios aumentasse ultimamente, sendo estes ambientes utilizados para abastecimento de cidades, consumo humano, dessedentação de animais, irrigação, recreação, etc. Em decorrência da prática de açudagem, foram criados refúgios para a vida selvagem no semiárido nordestino. A fauna aquática também

1 GADOTTI, M. **Pedagogia da Terra**. São Paulo: Peirópolis, 2000.

encontrou nos açudes núcleos ecológicos estáveis, amplos e dispersos por toda a semiaridez nordestina. Tais ambientes são, portanto, poderosos elementos de melhoria das condições de vida da fauna regional, permitindo a sua permanência no domínio das Caatingas e a manutenção de maiores populações de espécies aquáticas e terrestres (ABÍLIO et al., 2010²).

Nesse sentido, essa obra tem como objetivo contribuir para uma revisão sobre a Biodiversidade Aquática de Ecossistemas inseridos no Bioma Caatinga, mais especificamente na região semiárida paraibana, bem como reafirmar a Educação Ambiental como processo de sensibilização para a necessidade de conservação desta biodiversidade.

A produção deste livro é resultado de estudos e pesquisas de grupos vinculados a UFPB e UEPB desde a década de 1990. Salientamos que grande parte do livro é resultado de estudos e pesquisas realizados ao longo dos Projetos: “Projeto Açudes da Paraíba” e “Projeto Bacia Hidrográfica do rio Taperoá”, ambos coordenados pela professora Dr^a Takako Watanabe; e por projetos vinculados ao Programa PELD/CNPq – Bioma Caatinga: Estrutura e Funcionamento³, coordenado pela professora Dr^a Maria Regina de Vasconcellos Barbosa.

Na **Seção I**, discutimos aspectos gerais da Limnologia do semiárido paraibano numa perspectiva histórica, abordando resultados sobre a biocenose de um açude temporário desta região. Na **Seção II** discute-se dados sobre os representantes do reino Plantae,

2 ABÍLIO, F.J.P. Corspos aquáticos da Caatinga Paraibana. In: ABÍLIO, F.J.P. (org.). **Bioma Caatinga**: Ecologia, Biodiversidade, Educação Ambiental e Práticas Pedagógicas. João Pessoa, PB: Editora da UFPB, 2010.

3 Mais informações em <http://www.dse.ufpb.br/peldcaatinga/>

incluindo Fitoplâncton, Cianobactérias, Perifíton, Macrófitas e Mata Ciliar. Na **Seção III**, discutimos a questão do Zooplâncton e dos Macroinvertebrados associados ao sedimento litorâneo e à macrófitas aquáticas de ambientes limnéticos, dando ênfase a grupos como Mollusca, Insecta, Chironomidae (Diptera), Crustacea e Annelida. Na **Seção IV**, trazemos uma levantamento geral da Ictiofauna e das Aves associadas a ambientes aquáticos da Caatinga Paraibana. Por fim, na **Seção V**, discute-se a questão da Educação Ambiental, enfatizando resultados de projetos de intervenção e pesquisa relacionados às áreas de EA em bacias hidrográficas e percepção ambiental.

É importante ressaltar que os capítulos aqui inseridos são de inteira responsabilidade dos autores e que os organizadores não se responsabilizam por quais informações contidas no mesmos.

Boa leitura.

SEÇÃO I

LIMNOLOGIA GERAL DO SEMIÁRIDO PARAIBANO



CAPÍTULO I

PERSPECTIVA HISTÓRICA DA LIMNOLOGIA NO NORDESTE BRASILEIRO, COM ÊNFASE NA REGIÃO SEMINÁRIDA PARAIBANA

FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABÍLIO¹
DARLISSON SÉRGIO COSTA RAMOS²

1 Doutor em Ciências pela UFSCar. Pós Doutor em Educação pela UFMT. Professor Associado IV do DME/CE/UFPB. Email: chicopegado@yahoo.com.br

2 Licenciado em Ciências Biológicas pela UFPB. Professor da Educação Básica. Email: dadodscr@gmail.com

DIÁLOGO INICIAL

Aproximadamente 40% dos solos do planeta Terra correspondem às zonas áridas e Semiáridas e de 20% a 40% da população humana vive nessas regiões. A região Semiárida brasileira representa aproximadamente 13,5% do país e 74,3% da região Nordeste (DINIZ, 1995). No Estado da Paraíba, 99,4% dos municípios sofrem o problema da estiagem e, neste contexto, estudos sobre os corpos d'água dessa região são de grande importância para o entendimento do seu funcionamento.

No Nordeste Brasileiro a prática da “açudagem” é bastante difundida, como um mecanismo preventivo ao problema da estiagem, pois garante o abastecimento doméstico além de permitir a produção agrícola nas áreas de vazante e a produção de pescado, fonte valiosa de proteínas (KÖNIG, 1994). Todavia, esses sistemas apresentam alguns problemas, tais como: salinização, propagação de doenças veiculadas pela água (por exemplo, a esquistossomose) e muitos problemas sanitários.

Estimativas feitas com base nos dados obtidos pelo Projeto de Estudo Integrados de Recursos Hídricos do Nordeste e através do Projeto Sertanejo e de fotos registradas pelo LANDSAT, chegam-se a valores entre 50.000 e 60.000 açudes distribuídos em todo o Nordeste Brasileiro. Segundo Molle (1991), uma avaliação para 1990 de 70.000 açudes com área superior a 1000 m² constitui uma ordem de grandeza aceitável. Este cálculo evidencia a importância social desses sistemas no Nordeste Brasileiro.

Apesar de numerosos, pouco se conhece sobre a estrutura e o funcionamento dos açudes do Nordeste Brasileiro. A maioria dos trabalhos realizados enfoca aspectos de irrigação, inventários dos recursos hídricos, hidroquímicos, geoquímicos, qualidade da água para uso humano, salinização, perda de água por evaporação, entre outros.

PARAÍBA: O BERÇO DA LIMNOLOGIA NO BRASIL

A seguir será apresentado um perfil histórico, desde a década de 1930, dos estudos limnológicos desenvolvidos no Nordeste do Brasil, enfatizando-se as pesquisas realizadas no estado da Paraíba.

1. PERÍODO DE 1930-1949 – A convite do Ministro da Viação e Obras Públicas, Rodolpho von Ihering transferiu-se para o Nordeste onde fundou e dirigiu até 1937 a Comissão Técnica de Piscicultura do Nordeste (CTPN), órgão subordinado à Inspeção de Obras contra as Secas, hoje Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS) (ESTEVES, 1998).

Em 1932, von Ihering estudou o papel das macrófitas aquáticas flutuantes na evaporação das águas dos açudes. Stillman Wright, um limnólogo americano, chegou à Paraíba também no início da década de 30, e desenvolveu trabalhos importantes de limnologia em açudes, rios, riachos e poços artesianos nos Estados da Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte e Alagoas. Destacam-se os trabalhos desenvolvidos nos açudes paraibanos, principalmente no açude Bodocongó – Campina Grande, PB, considerado o berço da

Limnologia no Brasil (WRIGHT, 1934a; WRIGHT, 1934b; WRIGHT, 1936; WRIGHT 1937a; WRIGHT, 1937b; WRIGHT, 1938).

Foram realizadas pesquisas pioneiras sobre a sistemática de peixes da região (IHERING; AZEVEDO, 1934; AZEVEDO, 1938; AZEVEDO; VIEIRA, 1938) e sobre a composição de algas fitoplanctônicas de alguns açudes paraibanos (DROUET; PATRICK; SMITH, 1938).

No estado de Pernambuco, Schubart (1938) publicou um trabalho de limnologia, onde enfatizou principalmente a biota aquática, apresentou uma lista das espécies de zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos, peixes, anfíbios e outros.

Ainda nesse período, destacaram-se as expedições científicas realizadas por todo o Nordeste do Brasil, que resultaram na publicação de trabalhos de levantamento e sistemática de espécies de moluscos de água doce e algumas características dos habitats desses organismos (HAAS, 1938; JUTTING, 1944; LUCENA, 1948; LUCENA, 1949).

2. PERÍODO DE 1950-1969 – nas décadas de 1950 e 1960 continuaram as pesquisas sobre a sistemática de moluscos (LUCENA, 1950; LUCENA, 1951; JAECKEL, 1952), e também, foram desenvolvidos estudos pioneiros sobre as estratégias de sobrevivência de gastrópodes ao secamento dos habitats (BARBOSA; DOBBIN-JUNIOR, 1952; BARBOSA; BARBOSA, 1958; BARBOSA; BARBOSA, 1959).

A partir desses estudos iniciaram-se as pesquisas de gastrópodes hospedeiros da esquistossomose, uma questão, desde então, preocupante na região nordestina (PINOTTI et al., 1960;

LUCENA, 1963; LUCENA, 1964; BARBOSA, 1964; BARBOSA; FIGUEIREDO, 1969). Destacam-se ainda nesse período, os trabalhos de biologia, etologia (CHACON, 1954; OGAWA, 1969) e sistemática de peixes (FOWLER, 1954), recursos pesqueiros, cultivo e “peixamento” dos açudes (BRAGA, 1951);

3. PERÍODO DE 1970-1989 – continuaram as pesquisas sobre a biologia e etologia de peixes (BEZERRA-SILVA, 1974; BRAGA, 1976; BEZERRA-SILVA et al., 1976; BEZERRA-SILVA et al., 1980; CANNELLA; RODRIGUES, 1978); levantamento das espécies de peixes e crustáceos dos açudes controlados pelo DNOCS (DOURADO, 1982); sistemática de peixes (TORELLI; WATANABE, 1988); pesquisas tecnológicas sobre o aproveitamento do camarão canela dos açudes no Nordeste Brasileiro (FREITAS et al., 1979), dos recursos pesqueiros, cultivo e “peixamento” dos açudes (PAIVA, 1972; PAIVA, 1976; PAIVA, 1978; BARD, 1976; GURGEL, 1976; BEZERRA-SILVA, et al, 1980).

Pode-se citar ainda, para o mesmo período, os trabalhos de Melo e Chacon (1976) sobre as características físicas, químicas e biológicas do açude Soledade (semiárido paraibano); Nordi e Watanabe (1978) estudaram os Rotifera (Aschelminthes) do açude Boqueirão (PB); Nogueira (1979) realizou estudos das variáveis físicas e químicas e do plâncton nos tanques de piscicultura do DNOCS; Melo e Augusto (1982) estudaram as variáveis limnológicas dos açudes no estado do Ceará.

Em 1983, foi publicado o livro “*Ciência e Belezas nos Sertões do Nordeste*” o qual apresenta um resgate das viagens e pesquisas

de Ihering, destacando-se o capítulo sobre os açudes (IHERING; BONANÇA, 1983).

São vários os relatórios técnicos da CAGEPA (Companhia de Águas e Esgotos do Estado da Paraíba, 1977) e SUDEMA (Superintendência de Desenvolvimento e Meio Ambiente do Estado da Paraíba, 1983 e 1986) sobre aspectos físicos e químicos das águas de rios da Paraíba.

Foram desenvolvidos também estudos sobre o potencial dos açudes do Nordeste na irrigação (MOLLE, 1985; MOLLE et al., 1985; MOLLE et al., 1988; MOLLE; CADIER, 1986; MOLLE; CADIER, 1987) e sobre a evapotranspiração, evaporação e infiltração em pequenos açudes do Nordeste (MOLLE, 1989a; MOLLE, 1989b). Laraque (1989a, 1989b) propôs um modelo de previsão da salinização e da qualidade da água para uso humano dos açudes do Nordeste semiárido. Cadier et al. (1987; 1989) estudaram as alterações nos regimes hidrológicos provocadas por represas de tamanhos diversos e o dimensionamento de pequenos reservatórios superficiais do Nordeste semiárido. Watanabe, Gadelha e Passerat-de-Silans (1989) relacionaram aspectos da qualidade química da água de 10 pequenos açudes do Estado da Paraíba com a presença de plantas aquáticas.

4. PERÍODO DE 1990-1999 - Durante a década de 90 foram publicados trabalhos sobre as características físicas, químicas, biológicas e sanitárias de açudes do semiárido paraibano. Os trabalhos de König, Ceballos e Castro (1990), Ceballos et al. (1990; 1991a; 1991b; 1995), Amorim e Ceballos (1998) enfatizaram principalmente os aspectos sanitários. Ceballos (1995) propôs a tipologia dos ecossistemas

aquáticos do trópico semiárido com base nos estudos de indicadores microbiológicos.

Em 1998 Ceballos, Köning e Oliveira analisaram os aspectos sanitários e os níveis de eutrofização de açudes paraibanos. Laraque (1991) estudou o comportamento hidroquímico de vários açudes do semiárido; Molle (1991, 1992, 1994) e Molle e Cadier (1992) estudaram as características morfológicas e as potencialidades dos açudes nordestinos; Calvacanti e Costa (1992) discutiram a questão da qualidade de mistura de águas de alta salinidade do semiárido paraibano; Duarte et al., (1992) apresentaram um estudo da qualidade da água para implantação de um banco de dados no estado de Pernambuco, Assunção e Livingstone (1993) discutiram a construção de grandes açudes como resposta à incidência crônica de estiagens no segmento mais seco do Nordeste brasileiro; Cadier (1994) desenvolveu um estudo detalhado da hidrologia de pequenos açudes do Nordeste Brasileiro. Vieira (1994) analisou o manejo dos recursos d'água no Semiárido nordestino, sobre a luz da sustentabilidade e, conseqüentemente, aponta algumas diretrizes para a elaboração de uma política de recursos hídricos adequada ao desenvolvimento sustentável desta região.

Paz et al., (1995) registraram pela primeira vez a ocorrência do gastrópode exótico afro-asiático *Melanoides tuberculatus* em corpos aquáticos do estado da Paraíba e discutem suas implicações ecológicas. Batalla (1991, 1997), Abílio (1994, 1997) e Paz (1997) fizeram estudos sobre ocorrência, distribuição, biologia, dinâmica populacional da malacofauna dulceaquícola do Estado da Paraíba. Leite (1995), Leite e Watanabe (1997), Moredjo (1995) e Barbosa (1996) estudaram

respectivamente, a variação temporal e distribuição das concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos na água, aspectos ecológicos de Copepoda e o comportamento nictemeral do fitoplâncton e de parâmetros hidrológicos nos reservatórios de Gramame e Mamuaba, Alhandra – PB. Suassuna (1996) discute a questão da salinidade das águas do Nordeste semiárido e Rebouças (1996) discute a transposição das águas do Rio São Francisco sob o prisma do desenvolvimento sustentável. Paiva (1997) fez um levantamento da fauna do Semiárido do Nordeste do Brasil, incluindo peixes, camarões e moluscos de água doce e apresenta algumas estratégias para a sua conservação.

Em 1998 iniciou-se o Projeto “*A Bacia do Rio Taperoá: Planejamento e Gestão Ambiental*”, de caráter multidisciplinar e coordenado pela limnóloga Dra. Takako Watanabe, sendo este financiado pelo CNPq (convênio PRODEMA/UFPB).

Moredjo (1998) avaliou os efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade zooplanctônica como biondicadora.

No ano de 1998 foram desenvolvidos alguns trabalhos no açude Bodocongó, tais como, o registro da ocorrência do gastrópode *Lymnaea columella*, hospedeiro da *Fasciola hepatica* (ABÍLIO; WATANABE, 1998); análise do potencial de crescimento da macrófita *Eichhornia crassipes* e suas implicações na hidrodinâmica do açude (OLIVEIRA; BARBOSA; SOARES, 1998); estrutura, produtividade e biomassa da comunidade fitoplanctônica como bioindicadora das condições ambientais do açude (TROVÃO; BARBOSA; ARAÚJO, 1998); etnoecologia do Cágado-d’água no açude (ALVES; SOUTO,

1998) e a qualidade sanitária e condições de vida de três comunidades da bacia do açude Bodocongó (CASTRO, 1999).

Ainda anos de 1990, iniciou-se no estado da Paraíba o estudo da ecologia de rios temporários, sendo desenvolvidas as seguintes pesquisas: perturbação hidrológica e zona hiporréica, parasitas de peixes do semiárido e os efeitos do distúrbio hidrológico sobre a intensidade de infestação desses parasitas, implicações no regime hidrológico sobre a reprodução dos peixes, estudo das macrófitas aquáticas, estabilidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em rios intermitentes, estabilidade e diversidade sócio-cultural dos ribeirinhos nos rios intermitentes, resistência e resiliência do perifiton, inventário das lagoas temporárias do Semiárido brasileiro, biodiversidade e estabilidade em lagoas do semiárido (MALTCHIK, 1996; MALTCHIK, 1999; MEDEIROS; MALTCHIK, 1997; MEDEIROS; MALTCHIK, 1998; MEDEIROS; MALTCHIK, 1999; PEDRO; MALTCHIK, 1998; BARBOSA, 1998; BARBOSA; MALTCHIK, 1998; SILVA-FILHO, 1999; MALTCHIK et al. 1999a, 1999b). Nos reservatórios do Rio Grande do Norte foram desenvolvidos alguns estudos sobre a ecologia do fitoplâncton (CHELLAPPA, 1990; CHELLAPPA, 1991a; CHELLAPPA, 1991b; CHELLAPPA et al., 1996; CHELLAPPA et al., 1998).

5. PERÍODO DE 2000 – 2002 – No final dos anos 90 e início do século 21 foram desenvolvidas várias pesquisas no semiárido Pernambucano, através do Projeto Açudes (Convênio ORSTOM/CNPq-UFRPE) o qual tinha como meta a “*valorização dos recursos aquáticos em açudes do semiárido do Estado de Pernambuco*”.

Pode-se destacar os seguintes trabalhos: produção pesqueira, com um enfoque sobre a política de incentivo à pesca em águas interiores do Nordeste através de peixamentos, organização e controle das atividades pesqueiras (RODRIGUES; SOARES; COLLART, 2001); sobre a predominância de espécies de peixes carnívoros ou onívoros afetando a qualidade da água (FIGUEIRA, 2000); biologia, ecologia e abundância das espécies de peixes (LAZZARO et al., 2001a, COLLART et al., 2001a); gestão e política dos recursos hídricos (COLLART et al., 2001b; SILVA, 2001); consequências do fenômeno El Niño 1997/1998 sobre as condições ecológicas do açude Ingazeira-PE, enfatizando o processo de floração de *Cylindrospermopsis* (Cyanophyceae) (BOUVY et al., 2001a); presença de toxinas em cianobactérias de reservatórios de Pernambuco (MOLICA et. al, 2001); estado trófico dos reservatórios (BOUVY et al., 2001b; LAZZARO et al., 2001b); avaliação da policultura extensiva sobre o estado trófico dos reservatórios (NUNES et al., 2001).

Durante esse período recente foram desenvolvidas pesquisas com enfoque na caracterização limnológica das bacias doadoras e receptoras de águas do Rio São Francisco, utilizando o fitoplâncton, o zooplâncton e a fauna de moluscos como discriminador ambiental no diagnóstico dessas bacias (BARBOSA; WATANABE, 2000; CRISPIM; WATANABE, 2000a; ABÍLIO; WATANABE, 2000); Paiva, Asfora e Cirilo (2000) estudaram os usos múltiplos na bacia do São Francisco e os instrumentos para a sua gestão. Foram também produzidos durante esse período trabalhos em açudes do semiárido paraibano, com enfoque na comunidade zooplanctônica, destacando os estudos de estratégias desses organismos em sobreviver a ambientes temporários

(CRISPIM; WATANABE, 2000b; CRISPIM; WATANABE, 2000c; VIEIRA et al., 2000; CRISPIM; LEITE; WATANABE, 2000; CRISPIM; WATANABE, 2001; BRITO, 2001) e estudos dos macroinvertebrados bentônicos (BRITO-JUNIOR; ABÍLIO; WATANABE, 2000; BRITO-JUNIOR, 2001; ABÍLIO et al., 2001a; ABÍLIO et al., 2001b; ABÍLIO et al., 2001c; ABÍLIO et al., 2001d).

Vale destacar ainda para este período, estudos sobre a qualidade da água e eutrofização de corpos aquáticos do estado da Paraíba (ABÍLIO; LEITE; WATANABE, 2000; BARBOSA; WATANABE; MOREDO, 2001; PAZ, 2001); monitoramento da qualidade da água e eutrofização de açudes, reservatórios e rios do semiárido nordestino (ARAÚJO, 2000; LIMA; LIMA, 2000; MEDEIROS et al., 2000; FALCÃO et al., 2000; CAVALCANTI et al., 2000a; CAVALCANTI et al., 2000b); uso de poços escavados no leito seco do rio Taperoá, no município de São João do Cariri, como estratégia para a conservação da água na região semiárida (WATANABE et al., 2000), inventário e conservação das lagoas e as estratégias de comunidades ribeirinhas do semiárido brasileiro (MALTCHICK, 2000a; MALTCHICK, 2000b; BARRETO, 2001); os índices de desenvolvimento humano e a gestão das águas no nordeste brasileiro (CARVALHO, 2000); ocorrência, distribuição e dispersão de moluscos em corpos aquáticos do estado da Paraíba (ABÍLIO et al., 2001e) e o registro de vetores da esquistossomose mansônica em um açude do sertão de Pernambuco (GAZIN, 2000); influência de macrófitas aquáticas sobre a qualidade da água de açudes do semiárido da Paraíba (LEITE, 2001); gestão participativa e integrada: uma perspectiva à sustentabilidade dos recursos naturais na bacia hidrográfica do açude Taperoá II, no semiárido paraibano

(LACERDA, 2001) e mais recentemente, Barbosa (2002) estudou a dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no referido açude. Ainda para este período vale destacar os trabalhos desenvolvidos em reservatórios do semiárido do Rio Grande do Norte, com enfoque na ecologia da comunidade fitoplanctônica (ARAÚJO et al. 2000; CHELLAPPA et al., 2000; COSTA; CHELLAPPA, 2000a; COSTA; CHELLAPPA, 2000b; COSTA et al., 2000; MARINHO; CHELLAPPA, 2000).

No período de 02 a 06 de setembro de 2001 foi realizado o VIII Congresso Brasileiro de Limnologia na cidade de João Pessoa. Pela primeira vez o evento foi realizado no Nordeste Brasileiro, considerado o berço da Limnologia no Brasil. Durante o encontro foram discutidos a temática conservação, manejo e gestão dos recursos hídricos e da biodiversidade.

6. PERÍODO DE 2002-2012: No início de 2002 foi aprovado o Projeto PELD (Projeto Ecológico de Longa Duração), um convênio CNPq/UFPB/PRODEMA, tendo o Bioma Caatinga como unidade de estudo. O projeto, de caráter multidisciplinar e multi-institucional, foi coordenado, inicialmente pela professora Dra. Takako Watanabe, e depois coordenado pela Profa. Dra. Maria Regina de Vasconcellos Barbosa, e teve como meta estudar diversos aspectos da Caatinga relacionados com a estrutura e funcionamento, tendo como área piloto a Bacia do Rio Taperoá, no Cariri Paraibano.

O projeto teve um período de duração previsto para ser desenvolvido ao longo de 10 anos (2002 a 2011). E uma vez que

parte deste trabalho de tese foi desenvolvido na Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, foi possível acompanhar a dinâmica dos organismos bentônicos e associados a plantas aquáticas de sistemas aquáticos dessa bacia hidrográfica por um período maior, corrigindo os eventuais problemas metodológicos encontrados e buscando atingir outros objetivos, a fim de que se possa melhor entender o funcionamento desses ecossistemas.

Dentre os trabalhos desenvolvidos nesse período estão o estudo da fauna de Chironomidae e outros insetos aquáticos de açudes do semiárido paraibano (ABÍLIO et al., 2005a; ABÍLIO et al., 2005b; BRITO-JÚNIOR et al., 2005); o estudo da composição e abundância dos macroinvertebrados do sedimento litorâneo e associados à macrófita *Eichhornia crassipes* (ABÍLIO et al., 2006a); a determinação da estrutura taxonômica e da abundância relativa dos invertebrados bentônicos associados ao sedimento litorâneo de corpos aquáticos no semiárido paraibano (SOUZA; ABÍLIO, 2006; ABÍLIO et al., 2007); o processo de colonização e sucessão de macroinvertebrados bentônicos em ecossistemas aquáticos da Caatinga paraibana (FLORENTINO; ABÍLIO, 2006); abordagem dos fatores físicos, químicos e biológicos da bacia do rio Taperoá, (BARBOSA et al., 2006); comparação entre diferentes tipos de ambientes aquáticos do semiárido, com base nas comunidades zooplanctônicas (CRISPIM et al., 2006); determinação da biodiversidade e da composição da ictiofauna dos açudes Namorados e Soledade, Bacia do rio Taperoá, no semiárido paraibano (MARINHO et al., 2006); comparação da diversidade e composição da fauna de peixes em reservatórios artificiais (MEDEIROS et al., 2006); a relação entre a diversidade e estabilidade de uma comunidade de peixes em uma poça

fluvial permanente (MALTICHIK; MEDEIROS, 2006); variabilidade temporal das condições limnológicas de açudes do trópico semiárido paraibano (DINIZ et al., 2006).

No ano de 2008, Souza et al investigaram o processo de colonização e sucessão de zoobentos no açude Jatobá procurando entender a dinâmica dessa biocenose em ecossistemas aquáticos da Caatinga paraibana. Além destes, Santana et al (2009) analisaram a dinâmica e composição da comunidade de macroinvertebrados associados a macrófita *Najas marina* L. do riacho Avelós, no semiárido paraibano e suas estratégias adaptativas para sobreviverem neste ecossistema.

Em 2013 foi publicado o livro resumo dos projetos PELD, Barbosa et al (2013), a qual relatou as experiências obtidas durante todo o período de execução do PELD-Caatinga, destacando os principais estudos realizados sobre a estrutura e funcionamento tanto dos ambientes aquáticos quanto dos ambientes terrestres da Caatinga.

Além dos trabalhos realizados no semiárido paraibano, outros autores desenvolveram pesquisas no semiárido do Rio Grande do Norte, como o estudo de cianobactérias em reservatórios do estado (COSTA et al., 2009; PANOSSO et al., 2007); a composição da comunidade zooplânctônica em reservatórios eutróficos (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2007); estudo das comunidades microbianas (bacterioplâncton e protozooplâncton) (ARAÚJO; COSTA, 2007); e o estudo dos impactos da introdução da Tilápia do Nilo sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do bioma Caatinga (ATTAYDE et al., 2007).

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F.J.P. **Alguns Aspectos Ecológicos da Malacofauna e do Zoobentos Litorâneo dos Reservatórios de Gramame e Mamuaba-Alhandra, PB.** João Pessoa-PB, Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba, 1994.

ABÍLIO, F.J.P. **Aspectos bio-ecológicos da fauna malacológica, com ênfase a *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda: Thiaridae) em corpos aquáticos do Estado da Paraíba.** João Pessoa-PB, Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas), Universidade Federal da Paraíba, 1997.

ABÍLIO, F.J.P. et al; *Chironomus gr. decorus* (Diptera: Chironomidae) e outros insetos aquáticos de um açude temporário do semi-árido paraibano, Brasil. **Entomol e Vectores**, Rio de Janeiro, v.12, n.2, p.233-242, 2005a.

ABÍLIO, F.J.P. et al; Fauna de Chironomidae e Outros Insetos Aquáticos de Açudes do Semi-Árido Paraibano, Brasil. **Entomol e Vectores**, Rio de Janeiro, v.12, n.2, p.255-264, 2005b.

ABÍLIO, F.J.P. et al; Gastrópodes e outros invertebrados do sedimento e associados à macrófita *Eichhornia crassipes* de um açude hikpertrófico do semi-árido paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Suplemento Especial, Número 1, 2006a.

ABÍLIO, F.J.P. et al; Macroinvertebrado bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da Caatinga. **Oecologia brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.11, n.3, p.397-409, 2007.

ABÍLIO, F.J.P., LEITE, R.L.; WATANABE, T. Qualidade da água da Lagoa do Parque Sólon de Lucena, João Pessoa, Paraíba. V SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. **Anais.** v. 1, p. 274-279, 2000.

ABÍLIO, F.J.P., WATANABE, T.; PAZ, R.J. Occurrence, distribution and dispersion of freshwater molluscs in the State of Paraíba, Northeastern, Brazil. **Revista Nordestina de Biologia**, João Pessoa, v. 15, n. 2, p.79-84, 2001e.

ABÍLIO, F.J.P.; WATANABE, T. Ocorrência de *Lymnaea columella* Say, 1817 (Gastropoda: Lymnaeidae), hospedeiro intermediário da *Fasciola hepatica*, para o Estado da Paraíba, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v.32, n.2, p.185-186, 1998.

ABÍLIO, F.J.P. et al. Chironomidae and other aquatic insects *versus* trophic conditions of ecosystems of Northeastern Brazil. **Memória do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, 2001a.

ABÍLIO, F.J.P. et al. *Chironomus* gr. *decorus* (Diptera – Chironomidae) e outros insetos aquáticos de um açude temporário do semi-árido paraibano. **Revista Entomologia y Vectores**, Rio de Janeiro, 2001b.

ABÍLIO, F.J.P. et al.. Fauna de Chironomidae e outros insetos aquáticos de açudes do semi-árido paraibano. **Revista Entomologia y Vectores**, Rio de Janeiro, 2001c.

ABÍLIO, F.J.P.; WATANABE, T.; FONSECA-GESSNER, A.A. Fauna of Chironomidae of aquatic ecosystems, at Paraíba state, Northeastern Brazil. **Memória do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, 2001d.

ABÍLIO, F.J.P.; WATANABE, T. Moluscos de ecossistemas dulceaquícolas das regiões favorecidas pela transposição das águas do Rio São Francisco. V SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais**. Publ. ACIESP, v. 4, n.109, p.170-175, 2000.

ALVES, A.G.C.; SOUTO, F.J.B. Etnoecologia do cágado-d'água *Phrynos* spp. (Testudinomorpha: Chelidae) no açude Bodocongó, Campina Grande-PB. II SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ETNOBIOLOGIA E ETNOECOLOGIA. **Anais**. UFSCar, São Carlos, São Paulo, p. 83, 1998.

AMORIM, F.M.B.; CEBALLOS, B.S.O. Perfil trófico sanitario da represa São Salvador – PB. In: SILVA, M.J.L. (Org.). **Iniciados**, 3. João Pessoa, Gráfica e Editora Santa Clara, p.239-261, 1998.

ARAÚJO, J.C. Risco de eutrofização de pequenos açudes no semi-árido. V SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. **Anais**. ABRH, Natal-RN, p.10, 2000.

ARAÚJO, M.F.F.; COSTA, I.A.S. Comunidades microbianas (bacterioplâncton e protozooplâncton) em reservatórios do semi-árido brasileiro. **Oecologia**, v.11, n.13. 2007.

ARAÚJO, M.F.F.; COSTA, I.A.S.; CHELLAPPA, N.T. Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais na lagoa de Extremoz, Natal/RN, Brasil. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v.12, p.125-138, 2000.

ASSUNÇÃO, L.M.; LIVINGSTONE, I. Desenvolvimento inadequado: construção de açudes e secas no sertão do Nordeste. **Revista Brasileira de Economia**, v.47, n.3, p.425-448, 1993.

ATTAYDE, J.L. et al. Os impactos da introdução da tilápia do nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do bioma Caatinga. **Oecologia**, v.11, n.3, 2007.

AZEVEDO, P.; VIEIRA, B.B. Contribuição para o catálogo biológico dos peixes fluviais no Nordeste do Brasil. **Boletim da Inspectoria Federal de Obras Contra Seca**, Rio de Janeiro, v. 9, n.1, p.82-92, 1938.

AZEVEDO, P. Da Biologia dos peixes nordestinos (fragmentos biocenóticos). In: **Livro Jubilar do Professor Lauro Travassos**, Rio de Janeiro, 1938, p.51-60.

BARBOSA, M.R.V. et al. Caatinga: estrutura e funcionamento de ambientes terrestres e aquáticos. In: TABARELLI, M. et al (Org.) **PELD-CNPQ** - Dez

anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de longa Duração no Brasil: achados, lições e perspectivas. Editora Universitária da UFPE, Recife, 2013.

BARBOSA, C.B. **Estabilidade de comunidades ribeirinhas no semi-árido brasileiro**. Dissertação (Mestrado PRODEMA/UFPB), João Pessoa -PB, p.124, 1998.

BARBOSA, C.B.; MALTCHIK, L. Stability of riverine and sociocultural diversity in Brazilian intermittent rivers of the semi-arid. IV SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS. **Anais**. p.312-320, 1998.

BARBOSA, F. S.; FIGUEIREDO, T. Geographical distribution of the snail hosts of schistosomiasis mansoni in northeastern Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**. v.11, n.4, p.285-289, 1969.

BARBOSA, F.S.; BARBOSA, I. Dormancy during the larval stages of the trematode *Schistosoma mansoni* in snails estivating on the soil of dry natural habitats. **Ecology**, v.39, n. 4, p.763-764, 1958.

BARBOSA, F.S.; BARBOSA, I. Observation on the ability of the snail *Australorbis nigricans* to survive out of water in the Laboratory. **Journal of Parasitology**, v.45, n.6, p.627-630, 1959.

BARBOSA, F.S.; DOBBIN-JUNIOR, J.E. Effects of the dry season on *Australorbis glabratus* (Mollusca, Planorbidae). **Publicações Avulsas do Instituto Aggeu Magalhães**, v.1, n.11, p.145-148, 1952.

BARBOSA, F.S. Os transmissores da esquistossomose mansônica no Nordeste do Brasil. **Jornal Brasileiro de Medicina**, v.8, n.3, p.263-268, 1964.

BARBOSA, J.E.L. **Comportamento nictemeral do fitoplâncton e de parâmetros hidrológicos na represa de Gramame, Alhandra - Paraíba**. Dissertação (Mestrado, Departamento de Botânica, UFPE), Recife - PE, p.174, 1996.

BARBOSA, J.E.L. **Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semi-árido paraibano.** Tese (Doutorado, PPG-ERN, UFScar), São Carlos-SP, p.208, 2002.

BARBOSA, J.E.L. et al. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico semi-árido Brasileiro. **Revista de Biologia e Ciências da Terra.** Suplemento especial, número 1, 2006.

BARBOSA, J.E.L.; WATANABE, T. O fitoplâncton como discriminador ambiental no diagnóstico das bacias hidrográficas envolvidas no projeto de transposição do rio São Francisco para o Nordeste Setentrional. V SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais.** Pul. ACIESP, v.109, n.2, p.449-456, 2000.

BARBOSA, J.E.L.; WATANABE, T.; MOREDJO. et al. A hipereutrofização e suas implicações na biocenose de um ecossistema aquático urbano de João Pessoa, Paraíba. **Revista Nordestina de Biologia,** v.15, p.00-00, 2001.

BARD, J. **Desenvolvimento da piscicultura intensiva da tilápia macho no Nordeste.** Centre Technique Forestier Tropical, Nogent-sur-Marne, France, Min., p.24, 1976.

BARRETO, A.L.P. **Lagoas intermitentes do semi-árido paraibano: inventário e classificação.** Dissertação (Mestrado, PRODEMA/UFPB), João Pessoa, PB, p.82, 2001.

BATALLA, J.F. **Efeito do herbicida Paraquat sobre o gastrópode *Pomacea lineata* (Spix, 1827) (Ampullariidae, Prosobranchia): bioensaios em laboratório.** João Pessoa-PB, Dissertação (Mestrado, Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba), p.137, 1997.

BATALLA, J.F. **Estudo da biologia e ecologia do gastrópode *Pomacea lineata* (Spix, 1827) nos reservatórios de Gramame e Mamuaba-Alhandra, PB.** João Pessoa-PB, Trabalho Acadêmico de Conclusão de Curso (Monografia - Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba), p.78, 1991.

BEZERRA-SILVA, J.W. Curva de crescimento da curimatã comum *Prochilodus cearensis* Steindachner, no açude público Pereira de Miranda (Pentecostes, CE, Brasil). **Boletim Técnico do DNOCS**, Fortaleza-CE, v.32, n.2, p.101-107, 1974.

BEZERRA-SILVA, J.W. Recursos pesqueiros de águas interiores do Brasil, especialmente do Nordeste. **MINTER/DNOCS**, Fortaleza-CE, p.58, 1980.

BEZERRA-SILVA, J.W. et al. Curva de rendimento do tucunaré pinima, *Cichla temensis* (Humboldt, 1833), do açude público “Estevam Marinho” (Coremas, Paraíba, Brasil) (Pisces, Actinopterygii, Cichlidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v.40, n.1, p.203-206, 1980.

BEZERRA-SILVA, J.W.; PINHEIRO, F.A.; FARIAS, J.O. Curva de rendimento da pesca, espécies em conjunto, do açude “Caldeirão” (Piripiri, Piauí, Brasil). **Boletim Técnico do DNOCS**, Fortaleza-CE, v.34, n.1, p.39-47, 1976.

BOUVY, M. et al. **Statut trophique de 39 réservoirs de l’Etat du Pernambouc au cours de la sécheresse de 1998.** Disponível em: <<http://www.bondy.ird.fr/gp623/cadres/acudes/present.html>>. Acesso em: 20 dez. 2001b.

BOUVY, M. et al. **Conséquences du phénomène El Niño 1997/1998 sur les conditions écologiques des açudes du Pernambouc: l’exemple de l’efflorescence de *Cylindrospermopsis* (Cyanophyceae) dans l’açude Ingazeira.** Disponível em: <<http://www.bondy.ird.fr/gp623/cadres/acudes/present.html>>. Acesso em: 20 dez. 2001a.

BRAGA, R.A. Ecologia e etologia de piranhas no Nordeste do Brasil (Pisces, *Serrasalmus* Lacépede, 1803). **Banco do Nordeste do Brasil S/A, Fortaleza-CE**, n. 8, p.268, 1976.

BRAGA, R.A. Peixamento de açudes no Nordeste do Brasil. **Chácaras e Quintal**, São Paulo, v.84, n.5, p.567-568, 1951.

BRASIL. IV SIMPÓSIO DE ECOLOGIA ECOSISTEMAS, AQUÁTICOS E TERRESTRES. **Anais**. v.2, São Paulo, p.372-380, 1998.

BRITO, D.V.S. **Estudo da biodiversidade da comunidade zooplanctônica no rio Bodocongó e sua aplicação como bioindicadora dos níveis de poluição/eutrofização**. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Engenharia Civil, CCT/UFPB, Campina Grande-PB, p.128, 2001.

BRITO-JUNIOR, L. **Macroinvertebrados bentônicos do açude São José dos Cordeiros, Semi-árido Paraibano**. João Pessoa-PB, Trabalho Acadêmico de Conclusão de Curso (Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba), p.46, 2001.

BRITO-JUNIOR, L.; ABÍLIO, F.J.P.; WATANABE, T. Insetos aquáticos do açude São José dos Cordeiros (semi-árido paraibano) com ênfase em Chironomidae. **Revista Entomologia y Vectores**, 2005.

BRITO-JUNIOR, L.; ABÍLIO, F.J.P.; WATANABE, T. Macroinvertebrados bentônicos do açude São José dos Cordeiros – Semi-árido Paraibano. V SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais**. Publ. ACIESP, n.109, v.3, p.408-414, 2000.

CADIER, E. **Hidrologia das pequenas bacias do Nordeste semiárido**: Transposição Hidrológica. Recife: SUDENE, DPG. PRN. HME, p.448, 1994.

CADIER, E. et al. Dimensionamento de pequenos reservatórios superficiais do Nordeste semi-árido. VIII SIMPÓSIO DA ABRH. **Anais**. Foz do Iguaçu, v.1, p.202-213, 1989.

CADIER, E.; DOHERTY, M.J.; MOLLE, F. Alterações dos regimes hidrológicos provocados por represas de diversos tamanhos no Nordeste brasileiro. VII SIMPÓSIO DA ABRH. **Anais**. Salvador, v.4, p.148-158, 1987.

CAGEPA. **Avaliação da qualidade sanitária dos rios Gramame, Mumbaba e Mamuaba**. João Pessoa, Secretaria dos Transportes, Comunicação e Obras, Relatório Técnico, p.30, 1977.

CANNELA, G.; RODRIGUES, M.M. Contribuições ictiológicas sobre a fauna continental. I. Estudo sobre *Achirus achirus* (Linné, 1758) (Pisces, Soledade). **Revista Nordestina de Biologia**, João Pessoa, v.1, n.1, p.89-95, 1978.

CARVALHO, F.P. Os índices de desenvolvimento humano e a gestão das águas no nordeste brasileiro. V SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. **Anais**. ABRH, Natal-RN, p.9, 2000.

CASTRO, L.S.C.S. **Qualidade sanitária e condições de vida de três comunidades da Bacia do Açude Bodocongó**. Dissertação (Mestrado, PRODEMA/UFPB, Campina Grande-PB), p.128, 1999.

CAVALCANTI, B.F.; COSTA, S.N. Qualidade da mistura de águas de alta salinidade e águas dessalinizadas á energia solar para o semi-árido paraibano. I SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. **Anais**. Ed. Universitária da UFPE, v.2, p.345-355, 1992.

CAVALCANTI, B.F.; MUNIZ, L.A.; GÓIS, R.S.S. Características climatológicas, hidrogeológicas e variação espacial da qualidade de águas superficiais da bacia do rio Espinharas – PB. V SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. **Anais**. ABRH, Natal-RN, p.11, 2000a.

CAVALCANTI, B.F.; SILVA, F.F.; GÓIS, R.S.S. Modelagem da poluição carbonácea e da eutrofização de lago no semi-árido paraibano. V SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. **Anais**. ABRH, Natal-RN, p.11, 2000b.

CEBALLOS, B.S.O. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido**. Tese (Doutorado, USP) São Paulo, p.192, 1995.

CEBALLOS, B.S.O. et al.. Spatial and temporal distribution of fecal coliforms, coliphages, moulds and yeast in freshwater at the semi-arido tropic Northeast region in Brazil (Paraíba State). **Revista de Microbiologia**, São Paulo, v.26, n.2, p.90-100, 1995.

CEBALLOS, B.S.O.; ARAUJO, A.M.; KONIG, A. Indicadores microbiológicos na avaliação de poluição orgânica em um lago oligotrófico. 16^o CONGRES. BRASILEIRO DE ENG. SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais**. Goiania, 20 a 27 de Set./91., v.2, n.1, p.35-47, 1991b.

CEBALLOS, B.S.O. Fontes de água usadas por comunidades rurais da Paraíba. II Qualidade de águas de açudes de pequeno e médio porte. 43^o REUNIÃO ANUAL SBPC. **Anais**. p.675-676, 1991a.

CEBALLOS, B.S.O. et al. Comparative study of microbiological indicators of pollution in fresh waters. **Proceedings the Second Bienal Water Quality Symposium Microbiological Aspects**. Chile, p.233-236, 1990.

CEBALLOS, B.S.O.; KONIG, A.; OLIVEIRA, J.F. Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation. **Water Research**, v.32, n.11, 1998, p.3477-3483.

CHACON, J.O. Evolução do ovo, larva e alevino do apaiari, *Astronotus ocellatus* Spix (Pisces, Characidae). **Publicação do Serviço de Piscicultura**, (Ser.1-C), Fortaleza-CE, n.160, p.137-155, 1954.

CHELLAPPA, N.T.; COSTA, M.A.M.; MARINHO, I.R. Harmful cyanobacterial blooms form Semi-arid freshwater ecosystems of north-east Brazil. **Australian Society of Limnology**, v.38, n.2, p.45-49, 2000.

CHELLAPPA, N.T. Phytoplankton species composition, chlorophyll biomass and primary productivity of Jundiá reservoir, Northeastern Brazil. **Archiv für Hydrobiologie**, v.32, p.75-91, 1990.

CHELLAPPA, N.T. Studies on microalgae of Rio Grande do Norte – 2. Analysis of Phytoplankton communities by product-moment correlation and multiple regression analysis. **Boletim do Dol. UFRN**. v.8, p.21-39, 1991a.

CHELLAPPA, N.T. Studies on microalgae of Rio Grande do Norte – 3. phytoplankton from hypersaline lagoons of Macau/RN. **Boletim do Dol. UFRN**. v.8, p.41-51, 1991b.

CHELLAPPA, N.T. et al. Studies on microalgae of Rio Grande do Norte, Brazil. A comparison of phytoplankton assemblages of oligotrophic and eutrophic lake. **Nova Hedwigia**, v.112, p.513-524, 1996.

CHELLAPPA, N.T. et al.. **Physiological ecology of Cyanophyceae populations from impounded freshwater aquatic ecosystems (barragem Gargalheiras) of Rio Grande do Norte**,

COLLART, O.O. et al. **Les systèmes pêches dans les réservoirs du Pernambouc semi-aride**. Disponível em: <<http://www.bondy.ird.fr/gp623/cadres/acudes/present.html>>. Acesso em: 20 dez. 2001a.

COLLART, O.O.; SILVA, J.M.S.; SILVA, M.A.G. **Gestion des ressources hydriques superficielles dans le Pernambouc**: consommation, accès et usages multiples. Disponível em: <<http://www.bondy.ird.fr/gp623/cadres/acudes/present.html>>. Acesso em: 20 dez. 2001b.

COSTA, I.A.S. et al. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia**, v.2, n.2, 2009.

COSTA, I.A.S.; ARAUJO, F.F.; CHELLAPPA N.T. Estudos das microalgas fitoplanctônicas da barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves, Assu/RN. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v.12, p.65-72, 2000.

COSTA, I.A.S; CHELLAPA, N.T. Produção primária do fitoplâncton em BEARG, Assu/RN. II SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO SEMI-ÁRIDO. **Anais. Mossoró/RN**. p.253-267, 2000b.

COSTA, M.A.M.; CHELLAPPA, N.T. Comunidade fitoplanctônica da barragem Gargalheiras, Acari/RN na Região semi-árida nordestina. II SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO SEMI-ÁRIDO. **Anais. Mossoró/RN**. p.241-251, 2000a.

CRISPIM, M.C. et al. Comparison of different kind of semi-arid aquatic environments based on zooplankton communities. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, suplemento especial, número 1, 2006.

CRISPIM, M.C.; LEITE, R.L.; WATANABE, T. Evolução do estado trófico em açudes temporários, no nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplanctônica. V SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais**. v.3, p.422-430, 2000.

CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. Caracterização limnológica das bacias doadoras e receptoras de águas do Rio São Francisco: 1 – Zooplâncton. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v.12, p.93-103, 2000a.

CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. Heterogeneidade no ecossistema lacustre, baseado na comunidade zooplanctônica. V SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais**. v.3, p.431-441, 2000c.

CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. Ovos de resistência de rotíferos presentes em sedimentos secos de um açude no semi-árido paraibano. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.12, p.89-94, 2000b.

CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. What can dry reservoir sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about cladocera? **Hydrobiologia**, v.442, p.101-105, 2001.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA (DNOCS). Relatório, Ministério do Interior, Fortaleza-CE, p.192, 1982.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA (DNOCS). Relatório. Ministério do Interior, Fortaleza, CE, p.191, 1978

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA (DNOCS). Relatório. João Pessoa, PB, 1996

DINIZ, C.R. **Aspectos sanitários de corpos lênticos temporários para consumo humano.** Dissertação de Mestrado, UFPB-Campus II, Campina Grande-PB, p.143, 1995.

DINIZ, C.R. et al. Variabilidade Temporal (Nictemeral Vertical e Sazonal) das condições Limnológicas de Açudes do Trópico Semi-árido Paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, suplemento especial, n.1, 2006.

DOURADO, O.F. **Principais peixes e crustáceos dos açudes controlados pelo DNOCS.** Departamento Nacional de Obras Contra as Secas, Ministério do Interior, Fortaleza-CE, p.40, 1982.

DROUET, F.; PATRICK, R.; SMITH, L.B. A flora de quatro açudes da Parahyba. **ACADEMIA BRASILEIRA DE CIENCIAS. Anaes**, v.10, n.2, p.89-104, 1938.

DUARTE, M.M.M.B. et al. Estudo da qualidade da água para implantação de um banco de dados. I SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. **Anais**. Ed. Universitária da UFPE, v.1, p.387-3396, 1992.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. et al. Composição da comunidade zooplancônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do rio grande do norte. **Oecologia**, v.11, n.3, 2007.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Ed. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro, p.575, 1998.

FALCÃO, D. et al. A importância do monitoramento das condições hidrológicas e das algas na avaliação e controle da qualidade das águas de reservatórios. V SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. **Anais**. ABRH, Natal-RN, p.9, 2000.

FIGUIERA, M. Otimização da piscicultura nos açudes: predominância de espécies carnívoras ou onívoras afeta a qualidade da água. **Ciência Hoje**, 26 jul. 2000. Disponível em: <<http://www.uol.com.br/cienciahoje/chdia/n147.htm>>. Acesso em: 20 dez. 2001.

FLORENTINO, H.S.; ABÍLIO, F.J.P.; Colonização de invertebrados em substratos artificiais no açude namorados, São João do Cariri, semi-árido paraibano. In: BEZERRA, V.B. **Iniciados**. v.12. Editora Universitária da UFPB, 2006.

FOWLER, H.W. Os peixes de água doce do Brasil. **Arquivos de Zoologia do Estado de São Paulo**, v.9, p.590-905, 1954.

FREITAS, J.V. et al. Pesquisas tecnológicas sobre o aproveitamento do camarão canela, *Macrobrachium amazonicum* (Heller), dos açudes no Nordeste Brasileiro. **Boletim Técnico do DNOCS**, Fortaleza, v.37, n.1, p.63-84, 1979.

GAZIN, P. et al. Registro de ocorrência de vetores da esquistossomose mansônica em açude do Sertão de Pernambuco. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, São Paulo, v.33, n.4, p.407-408, 2000.

GURGEL, J.J.S. Pesca e Piscicultura em águas represadas do Polígono das Secas. **MINTER/DNOCS**, Fortaleza-CE, p.36, 1976.

HAAS, Von F. Neue Binnen-Mollusken aus Nordost-Brasilien. **Archiv für Molluskenkunde**. v.70, n.1, p.46-51, 1938.

IHERING, R.; AZEVEDO, P.A Curimatã dos açudes nordestinos (*Prochilodus argenteus*). **Arquivos do Instituto de Biologia**, São Paulo, v.5, p.143-184, 1934.

IHERING, R.; BONANÇA, D.I. Os açudes. p.227-243. In: **Ciência e Belezas nos Sertões do Nordeste**. DNOCS, Min. Int., p.305, 1983.

IHERING, R. O papel das plantas aquáticas na evaporação. **ACADEMIA BRASILEIRA DE CIENCIAS**, TOMO IV. **Anales**. n.4, p.169-173, 1932.

JAECKEL, S. Short review of the Land and Freshwater Molluscs of the North-East States of Brazil. **Dusenja**, v. 3, n. 1, p.1-10, 1952.

JUTTING, W.S.S.B. Über eine Sammlung nichtmariner Mollusken aus niederschlagsarmen Gebiete Nordost-Brasiliens. **Archiv für Hydrobiologie**, v.39, p.458-489, 1944.

KONIG, A. Aspectos limnológicos e sanitários de açudes do semi-árido paraibano. **Relatório técnico - AESA/DEC/CCT/UFPB**, Campina Grande, Paraíba, p.19, 1994.

KONIG, A.; CEBALLOS, B.S.O.; CASTRO, S.P. As descargas clandestinas de esgotos e seu efeito na degradação das águas do Açude Velho, Campina

Grande, PB. SEMINÁRIO REGIONAL DE ENGENHARIA CIVIL. **Anais**. Recife, p.653-662, 1990.

LACERDA, A.V. **Gestão participativa e integrada: uma perspectiva à sustentabilidade dos recursos naturais na bacia hidrográfica do açude Taperoá, no semi-árido paraibano**. Dissertação (Mestrado, PRODEMA/UFPB), João Pessoa, PB, p.153, 2001.

LARAQUE, A. **Comportements hydrochimiques des açudes du Nordeste Brésilien semi-árido**. Doutorado. Université de Montpellier II, Montpellier França., p.363., 1991.

LARAQUE, A. **Estudo e previsão da qualidade da água de açudes do Nordeste semi-árido brasileiro**. Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT-HME, p.91, 1989a.

LARAQUE, A. Simal: um modelo de previsão da salinização dos açudes do Nordeste brasileiro. VIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DA ABRH. **Anais**. Foz do Iguaçu, v.2, p.638-649, 1989b.

LAZZARO, X. et al. **Biologie, écologie et abondance des communautés piscicoles des réservoirs du Pernambouc semi-aride**. Disponível em: <<http://www.bondy.ird.fr/gp623/cadres/acudes/present.html>>. Acesso em: 20 dez. 2001a.

LAZZARO, X. et al. **Relations trophiques pélagiques entre poissons et plancton des reservoirs de la région semi-aride du Pernambouc**. Disponível em: <<http://www.bondy.ird.fr/gp623/cadres/acudes/present.html>>. Acesso em: 20 dez. 2001b.

LEITE, R.L.; WATANABE, T. Seasonal variation of the physical and chemical condition of the Gramame and Mamuaba Reservoirs, Alhandra, Paraíba. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v.26, p.350-354, 1997.

LEITE, R.L. **Influência de macrófitas aquáticas sobre a qualidade da água de açudes do semi-árido da Paraíba.** Dissertação (Mestrado, PRODEMA/UFPB), João Pessoa, PB, p.129, 2001.

LEITE, R.L. **Variação temporal e distribuição das concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos na água dos reservatórios de Gramame e Mamuaba, Alhandra, PB.** Trabalho Acadêmico de Conclusão de Curso (DSE/CCEN/UFPB), João Pessoa, PB, p.87, 1995.

LIMA, L.C.T.M.; LIMA, H.V.C. Risco de eutrofização em reservatórios. V SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. **Anais.** ABRH, Natal-RN, p.7, 2000.

LUCENA, D. T. Lista de moluscos do Nordeste, com um apêndice sobre algumas espécies de outras regiões. **Papéis Avulsos do Departamento de Zoologia, São Paulo.** v.10, n.3, p.93-104, 1951.

LUCENA, D. T. Planorbídeos transmissores da esquistossomose no Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Malariologia e Doenças Tropicais.** v.15, n.1, p.13-26, 1963.

LUCENA, D. T. Planorbídeos transmissores da esquistossomose no Nordeste do Brasil. **Jornal Brasileiro de Medicina,** v.8, n.3, p.269-276, 1964.

LUCENA, D. T. Primeira lista de moluscos do Nordeste. **Boletim da Secretaria de Agricultura, Indústria e Comércio de Pernambuco.** v.15, n.2, p.134-140, 1948.

LUCENA, D. T. Segunda lista de moluscos do Nordeste. **Boletim da Secretaria de Agricultura, Indústria e Comércio de Pernambuco.** v.16, n.3-4, p.126-135, 1949.

LUCENA, D. T. Terceira lista de moluscos do Nordeste. **Boletim da Secretaria de Agricultura, Indústria e Comércio de Pernambuco**. v.17, n.1-2, p.32-51, 1950.

MALTCHIK, L. Biodiversidade e estabilidade em lagoas do semi-árido. **Ciência Hoje**, v.25, n.148, p.64-67, 1999.

MALTCHIK, L. Inventory and conservation of Brazilian semiarid shallow lakes. V SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASIELIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais**. Publ. ACIESP, v.109, n.3, p.415-421, 2000a.

MALTCHIK, L. Perturbação hidrológica e zona hiporréica: conceitos básicos para pesquisas nos rios temporários do semi-árido brasileiro. **Revista Nordestina de Biologia**, João Pessoa, PB, v.11, n.1, p.1-13, 1996.

MALTCHIK, L. Survival tactics of riverine communitites in Brazilian semiarid region. V SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASIELIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais**. Publ. ACIESP, v.109, n.4, p.157-161, 2000b.

MALTCHIK, L.; COSTA, M.A.J.; DUARTE, M.D.C. Inventory of Brazilian semiarid shallow lakes. ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS. **Anais**. v.71, n.4, p.801-807, 1999b.

MALTCHIK, L.; DUARTE, M.D.C.; BARRETO, A.P. Resistance and resilience of periphyton to disturbance by flash floods in a Brazilian semiarid ephemeral stream (Riacho Serra Branca, NE, Brazil). ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS. **Anais**. v.71, n.4, p.791-799, 1999a.

MALTCHIK, L.; MEDEIROS, E.S.F. Diversidade, estabilidade e atividade reprodutiva de peixes em uma poça fluvial permanente no leito de um riacho efêmero, riacho Avelós, Paraíba, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. Suplemento especial, n.1, 2006.

MARINHO, I. R.; CHELLAPA, N.T. Composição da comunidade fitoplanctônica da barragem Campo Grande (São Paulo do Potengi/RN). II SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO SEMI-ÁRIDO. **Anais. Mossoró/RN**. p.211-224, 2000.

MARINHO, R.S.A.; et al. Biodiversidade de peixes do semi-árido paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, suplemento especial, n.1, 2006.

MEDEIROS, E.S.F. ; MALTCHIK, L. Parasita ataca peixes nos rios do semi-árido. **Ciência Hoje**, v.22, n.130, p.66-67, 1997.

MEDEIROS, E.S.F. et al. Spatial variation in reservoir fish assemblages along semi-arid intermittent river, Curimataú River, northeastern Brazil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, suplemento especial, n.1, 2006.

MEDEIROS, E.S.F.; MALTCHIK, L. Implications of hydrological extremes in fish reproductive period in a temporary river of Brazilian semiarid (Taperoá, PB). IV SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS. **Anais. Publ. ACIESP**, v.104, n.2, p.329-339, 1998.

MEDEIROS, E.S.F.; MALTCHIK, L. The effects of hydrological disturbance on the intensity of infestation of *Lernaea cyprinacea* in an intermittent stream fish community. **Journal of Arid Environments**, p.43, p.1-6, 1999.

MEDEIROS, Y.D.P. et al. Monitoramento da qualidade da água para o desenvolvimento sustentável do semi-árido baiano. V SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. **Anais. ABRH**, Natal-RN, p.8, 2000.

MELO, H.A.R.; AUGUSTO, J.A.M. Estudos limnológicos do açude público “Engo. Venícius Berredo”, ex “Pedras Brancas” (Quixadá, Ceará, Brasil). **Boletim Técnico do DNOCS**, Fortaleza, v.40, n.2, p.217-278, 1982.

MELO, H.A.R.; CHACON, J.O. Exame biológico-pesqueiro do açude público “Soledade” (Soledade, PB) Brasil. **Boletim Técnico do DNOCS**, Fortaleza, v.34, n.1, p.3-26, 1976.

MOLICA, R.J.R. et al. **Présence de toxines de cyanobactéries dans les réservoirs du Pernambouc**. Disponível em: <<http://www.bondy.ird.fr/gp623/cadres/açudes/present.html>>. Acesso em: 20 dez. 2001.

MOLLE, F.; CADIER, E. **Manual do pequeno açude**. Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT.HME, p.520, 1992.

MOLLE, F.; CADIER, E. Otimização do dimensionamento e do manejo dos pequenos perímetros irrigados a partir de açudes. VII SIMPÓSIO BRASILEIRO DA ABRH. **Anais**. Salvador, v.1, p.395-404, 1987.

MOLLE, F.; CADIER, E. Potencialidade dos açudes e dimensionamento das áreas irrigadas. **ITEM**, n.27, p.5, 1986.

MOLLE, F. **Caracteristiques et potentialités des “açudes” du Nordeste brésilién**. These de Doutorado, Universite Montpellier II, p.380, 1991.

MOLLE, F. Evapotranspiração e evaporação do tanque classe A – Evaporação nos pequenos açudes: variações e correlações. VIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE IRRIGAÇÃO. **Anais**. Recife, v.1, p.282-303, 1989b.

MOLLE, F. **Geometria dos pequenos açudes**. Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT.HME, p.126, 1992.

MOLLE, F. **Marcos históricos e reflexões sobre a açudagem e seu aproveitamento**. Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT.HME, p.171, 1994.

MOLLE, F. **Perdas por evaporação e infiltração em pequenos açudes**. Recife, SUDENE-DPG-PRN-GT.HME, p.172, 1989a.

MOLLE, F. **Potentialités des “açudes” du Nordeste brésilien pour um usage en irrigation.** Montpellier, França, Mémoire ENGREF, p.142, 1985.

MOLLE, F. et al. Alguns aspectos da pequena irrigação com base em açudes. III CONGRESSO DA ABID. **Anais.** Florianópolis, p.17, 1988.

MOLLE, F.; CADIER, E.; CAMPELLO, M.S. Modelização do funcionamento de pequenos reservatórios com múltiplos usos. VI SIMPÓSIO BRASILEIRO DA ABRH. **Anais.** São Paulo, v.2, p.343-354, 1985.

MOREDJO, A. **Alguns aspectos ecológicos dos Copepoda nos reservatórios de Gramame e Mamuaba, Alhandra, PB.** Monografia de Graduação, DSE/CCEN/UFPB, João Pessoa, PB, p.86, 1995.

MOREDJO, A. **Avaliação dos efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade de zooplancônica como biodicador.** João Pessoa, PB. Dissertação (Mestrado, Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente - PRODEMA, UFPB), p.136, 1998.

NOGUEIRA, F.A.P. Estudos de alguns parâmetros físico-químicos e do plâncton da água de tanques do centro de pesquisas ictiológicas “Rodolpho Von Ihering” do Dnocs (Pentecoste, Ceará, Brasil). **Boletim Técnico do DNOCS,** Fortaleza, v. 37, n. 1, p. 41-62, 1979.

NORDI, N.; WATANABE, T. Nota preliminar sobre os rotíferos (zooplâncton) no açude Epitácio Pessoa - Bouqueirão, PB. **Revista Nordestina de Biologia,** João Pessoa, v. 1, n. 1, p. 31-39, 1978.

NUNES, Z. et al. **Etude expérimentale des interactions trophiques entre poissons omnivores: évaluation d’une polyculture extensive pour petits réservoirs du Semi-Aride.** Disponível em: <<http://www.bondy.ird.fr/gp623/cadres/acudes/present.html>>. Acesso em: 20 dez. 2001.

OGAWA, E.F. Alimentação de peixes de águas estuarinas do Estado do Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar.**, Fortaleza-CE, v. 9, n. 2, p. 111-114, 1969.

OLIVEIRA, E.C.; BARBOSA, J.E.L.; SOARES, H.R.R. Análise do potencial de crescimento de *Eichhornia crassipes* (Aguapé) e suas implicações na hidrodinâmica do açude Bodocongó, Campina Grande – PB. V ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA/III MOSTRA DE PRODUÇÃO CIENTÍFICA DA UEPB. **Anais.** Campina Grande-PB, p. 25-26, 1998.

PAIVA, M.F., ASFORA, M.C.; CIRILO, J.A. Os usos múltiplos na bacia do São Francisco e os instrumentos de gestão. V SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. **Anais.** ABRH, Natal-RN, p.15, 2000.

PAIVA, M.P. A ictiofauna e as grandes represas brasileiras. **Eletróbás-Centrals Elétricas, S/A**, Rio de Janeiro, p.37, 1978.

PAIVA, M.P. As investigações científicas e o aproveitamento de recursos pesqueiros dos açudes nordestinos. **Boletim Cearense de Agronomia**, Fortaleza-CE, v. 13, p. 17-28, 1972.

PAIVA, M.P. Considerações sobre política de açudagem no Nordeste do Brasil. **Boletim Cearense de Agronomia**, Fortaleza-CE, v. 17, p. 7-19, 1976.

PAIVA, M.P. Fauna do Semi-árido do Nordeste do Brasil e sua conservação. In: I SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO SEMI-ÁRIDO. **Anais.** Universidade Rural do Rio Grande do Norte, Mossoró-RN, p.72-121, 1997.

PANOSSO, R.; et al. Cianobactérias e Cianotoxinas em Reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o Potencial Controle das Florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia.** v.11, n.3, 2007.

PAZ, R. J. **Biologia e ecologia de *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818) (Mollusca: Pulmonata: Planorbidae), na Fazenda Árvore Alta, Alhandra (Paraíba**

- **Brasil**). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Paraíba, p.125, 1997.

PAZ, R. J. et al. First record of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in the state of Paraíba (Brazil) and its possible ecological implications. **Revista Nordestina de Biologia**. v.10, n.2, p.79-84, 1995.

PAZ, R.J. **Características físicas e químicas de corpos aquáticos da Bacia do Rio Taperoá**. Relatório Técnico, PRODEMA/UFPB, 2001.

PEDRO, E.; MALTCHIK, L. Domain of attraction vs. magnitude of disturbance a study of aquatic macrophytes in the Brazilian semiarid. IV SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS. **Anais**. Publ. ACIESP, v.104, n.2, p.340-348, 1998.

PINOTTI, M. et al. Epidemiologia da equistossomose e variação periódica das populações malacológicas em Pernambuco, Brasil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**. v. 2, p. 183-188, 1960.

REBOUÇAS, A.C. A transposição do Rio São Francisco sob o prisma do desenvolvimento sustentável. 4^A REUNIÃO ESPECIAL DA SBPC. **Anais**. Feira de Santana, BA, p.79-89, 1996.

RODRIGUES, F.B., SOARES, E.C.; COLLART, O.O. **A crise da produção pesqueira do açude Poço da Cruz, Ibimirim**: análise da atuação do setor público na pesca interior de Pernambuco. Disponível em: <http://www.sne.org.br/congresso/resumos/desenvolvimento_sustentavel/115.htm>. Acesso em: 20 dez. 2001.

SANTANA, A.C.D. et al. Macroinvertebrados Associados a Macrófita *Najas marina* L. do Riacho Avelós, na região Semi-árida do Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.9, n.2, 2009.

SCHUBART, O. Considerações sobre as investigações nas águas de Pernambuco. **Archivos do Instituto Agrônomo e Pesqueiro de Pernambuco**, v.1, p.26-57, 1938.

SILVA, M.A.G. **Processus d'implantation de la politique de gestion participative des ressources hydriques dans le Pernambouc semi-aride**. Disponível em: <<http://www.bondy.ird.fr/gp623/cadres/acudes/present.html>>. Acesso em: 20 dez. 2001.

SILVA-FILHO, M.I. **Estabilidade de comunidade de macroinvertebrados em rios intermitentes do semi-árido brasileiro (São João do Cariri, Paraíba)**. Dissertação (Mestrado, Pós-Graduação em Ciências Biológicas, CCEN/UFPB), João Pessoa-PB, p.112, 1999.

SOUZA, A.H.F.F.; ABÍLIO, F.J.P.; RIBEIRO, L.L. Colonização e Sucessão Ecológica do Zoobentos em Substratos Artificiais no Açude Jatobá I, Patos – PB, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.8, n.2 , 2008.

SOUZA, A.H.F.F.; ABÍLIO, F.J.P.; Zoobentos de duas lagoas intermitentes da caatinga paraibana e as influências do ciclo hidrológico. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, suplemento especial, n.1, 2006.

SUASSUNA, J. A salinidade de águas do Nordeste semi-árido. 4^A REUNIÃO ESPECIAL DA SBPC. **Anais**. Feira de Santana, BA, p.228-242, 1996.

SUDEMA. **Estudo da qualidade da água dos mananciais que abastecem João Pessoa**. João Pessoa, Rel. Tecn., Secretaria das Minas, Energia e Meio Ambiente/Fundação de Defesa do Meio Ambiente, p.63, 1986.

SUDEMA. **Proteção dos recursos hídricos do Distrito Industrial de João Pessoa**. Secretaria das Minas, Energia e Meio Ambiente/Fundação de Defesa do Meio Ambiente, Rel. Tecn., p.43, 1983.

TORELLI, J.; WATANABE, T. Estudo sobre algumas famílias da comunidade piscícola da Bacia do Rio Gramame-Conde, Pb. **Resumos do XV Congresso Brasileiro de Zoologia**. Curitiba, 1988.

TROVÃO, D.M.B.M.; BARBOSA, J.E.L.; ARAÚJO, A.C. Estrutura, produtividade e biomassa da comunidade fitoplanctônica como biondicadores das condições ambientais do açude Bodocongó, Campina Grande-PB. V ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA/III MOSTRA DE PRODUÇÃO CIENTÍFICA DA UEPB. **Anais**. Campina Grande-PB, p. 32-33, 1998.

VIEIRA, D.M.; CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. Impacto da cheia e da seca sobre a comunidade zooplânctônica do açude São José dos Cordeiros no semi-árido paraibano. V SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais**. Publ. ACIESP, v.109, n.3, p.401-407, 2000.

VIEIRA, V.P.P.B. Sustainable development and water resources management in the semi-arid Northeast. ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS. **Anais**. v. 66 (Supl. 1), p. 125-133, 1994.

WATANABE, T.; GADELHA, C.L.M.; PASSERAT-DE-SILANS, A.M.B. Análise estatística da relação entre a presença de plantas aquáticas e parâmetros físico-químicos da água de açudes. VIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Anais**. Foz do Iguaçu-PR, p. 582-594, 1989.

WATANABE, T. et al.. Uso de poços escavados no leito seco do rio Taperoá como estratégia para a conservação da água na região semi-árida da Paraíba. V SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais**. Publ. ACIESP, v.109, n.1, p.175-181, 2000.

WRIGHT, S. Alguns dados da física e da química das águas dos açudes nordestinos. **Boletim da Inspectoria Federal de Obras Contra as Secas**, Fortaleza, v. 1, n. 4, p. 164-169, 1934a.

WRIGHT, S. Chemical conditions in some waters of Northeast Brazil. **Annaes da Academia Brasileira de Ciencias**, v. 9, n. 4, p. 277-306, 1937a.

WRIGHT, S. Da physica e da chimica das águas do Nordeste. VI. Condições químicas. **Boletim da Inspectoria Federal de Obras Contra as Secas**, Fortaleza, v. 19, n. 1, p. 37-54, 1938.

WRIGHT, S. Da physica e da chimica das águas do Nordeste do Brasil. II. Chloreto e carbonatos. **Boletim da Inspectoria Federal de Obras Contra as Secas**, Fortaleza, v. 2, n. 5, p. 206-211, 1934b.

WRIGHT, S. Da physica e da chimica das águas do Nordeste do Brasil. III. Condições thermicas. **Boletim da Inspectoria Federal de Obras Contra as Secas**, Fortaleza, v. 8, n.2, 1937b.

WRIGHT, S. Thermal conditions in some waters of northeast Brazil. ACADEMIA BRASILEIRA DE SCIENCIAS. **Anais**. v. 8, n. 3, p. 163-167, 1936.

CAPÍTULO II

BIOCENOSE DE UM AÇUDE TEMPORÁRIO (AÇUDE POMBAL), SERTÃO PARAIBANO

FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABÍLIO³
 THIAGO LEITE DE MELO RUFFO⁴
 JOSÉ ETHAM DE LUCENA BARBOSA⁵
 MARIA CRISTINA CRISPIM⁶
 ROMUALDO LUNGUINHO LEITE⁷
 JUDITH FONT BATALLA⁸

3 Doutor em Ciências pela UFSCar e Pós Doutor em Educação pela UFMT. Professor Associado IV do DME/CE/UFPB. E-mail: chicopegado@yahoo.com.br

4 Doutor em Educação (PPGE/UFPB). Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA/UFPB). Professor do IFPB Campus – Cabedelo. E-mail: thiagoruffo@yahoo.com.br;

5 Doutor em Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Professor Associado da UEPB. Email: ethambarbosa@hotmail.com

6 Doutora em Ecologia e Biossistemática pela Universidade de Lisboa. Pós-Doutora em Ecologia Aplicada. Professora Associada do DSE/UFPB. Email: ccrispim@hotmail.com

7 Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo PRODEMA/UFPB. Professor Assistente da UECE/FAFIDAM. Email: rlunguinho@yahoo.com.br

8 Doutora em Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Email:jfgtgna@hotmail.com.

INTRODUÇÃO

As zonas áridas e semiáridas são caracterizadas por uma abundância de corpos aquáticos temporários, os quais apresentam uma Biocenose única e adaptada que enfrenta mudanças, às vezes extremas, de temperatura, níveis de oxigênio, pH, salinidade e turbidez (WIGGINS; MACKAY; SMITH, 1980). No entanto, como esta situação é bastante cíclica, induz as comunidades aquáticas a apresentar fortes adaptações a essas mudanças.

Outros fatores determinantes na composição da Biocenose em corpos de águas temporárias são: idade do corpo d'água, grau de isolamento e a área inundada, e as características do habitat (variedade de substratos, variedade da flora, química da água, predação e competição) (VIDAL-ABARCA, 2004; SMITH et al., 2003).

A Biocenose dos ecossistemas aquáticos tem sido utilizada como indicadora de condições tróficas e de poluição ambiental (BARBOSA et al., 2001). Esta, muitas vezes, é usada como padrão para diferenciar diversos tipos de corpos aquáticos (VERDONSCHOT et al., 1992). Além disso, muitos ambientes temporários, especialmente nos trópicos, são locais de reprodução de organismos vetores de doenças, tais como moluscos transmissores da Esquistossomose e da Fasciolose e mosquitos, transmissores da Malária, Febre Amarela, Dengue e Encefalite Viral (WILLIAMS, 2000).

Partindo deste princípio, conhecer a Biocenose e as influências das variáveis ambientais dos ecossistemas sobre sua riqueza e diversidade, pode vir a contribuir para se determinar às condições

tróficas e de saúde ambiental, assim como em estudos da recuperação destes ambientes.

Neste trabalho destacaremos o açude Pombal, que assim como outros açudes da região Nordeste, é de extrema importância para a manutenção de suas populações, podendo seu estoque ser utilizado com o propósito de abastecimento de cidades, irrigação, produção de peixes, etc.

MATERIAL E MÉTODOS

O açude temporário Pombal (**Figura 01**) está localizado no município de Pombal entre os paralelos 06° 46' S e 37° 49' W. Faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas e possui uma área de 14.400 m². O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Aw⁷ (quente e úmido), de 7 a 8 meses de seca e de 600 a 800 mm de precipitação por ano. O tipo de solo é classificado como Bruno não cálcico.

Variáveis Físicas e Químicas da Água: as amostras de água da superfície foram coletadas nos meses de abril e agosto/1995 e abril/1996. No período de setembro/1995 a março/1996 o açude esteve completamente seco. As variáveis Temperatura, pH e Condutividade Elétrica foram determinadas em campo através de aparelhos digitais portáteis. Além disso, coletou-se amostras para determinar, em laboratório, Oxigênio Dissolvido, Alcalinidade, Dureza Total, Amônia,

Nitrito, Nitrato e Sulfato, os quais foram determinados através da metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995). Os dados de Pluviosidade foram obtidos no LMRS-PB (Laboratório de Meteorologia e Recursos Hídricos da Paraíba, Campina Grande).

Fitoplâncton: para a análise qualitativa da comunidade Fitoplancônica, as amostras foram coletadas através de arrastos horizontais na superfície, utilizando-se uma rede de plâncton de 30 µm de abertura de malha com aro de 30 cm de diâmetro. As amostras foram acondicionadas em frascos de vidros de 200 ml de capacidade, fixadas e preservadas em formal a 3% neutralizado com borax. O exame do material foi realizado em microscópio binocular com câmara clara e ocular de medição acoplados a sistema óptico do microscópio.

Figura 01 - Açude Pombal
Município de Pombal, semiárido paraibano.



Fonte: Francisco Pegado.

Zooplâncton: para a análise qualitativa do Zooplâncton, as amostras foram coletadas através de arrastos horizontais na superfície, utilizando-se uma rede de plâncton de 50 μm de abertura de malha com aro de 30 cm de diâmetro. Os organismos coletados foram fixados com uma solução de formol a 4%, saturada com açúcar, sendo identificados os protozoários, rotíferos, cladóceros e copépodos, através de microscópio binocular e bibliografia.

Perifíton: As amostras de perifíton foram coletadas manualmente, raspando-se o substrato (pedras, gravetos, etc) e imediatamente fixados em campo com 1 ml de formol a 4% e gotas de lugol. Em laboratório foram identificadas com base na bibliografia especializada e através de microscópio binocular.

Zoobentos: foram feitas amostragens qualitativas do Zoobentos na área marginal do açude utilizando um pegador manual triangular com rede de malha de 500 μm . O sedimento coletado foi transferido para sacos plásticos e fixado em formol a 4%. No laboratório, as amostras foram lavadas em água corrente e o material retido em peneiras de malhas de 500 e 210 μm sobrepostas e novamente colocados em potes plásticos e preservado em formol a 4%. A triagem do material realizou-se em bandejas plásticas iluminadas e os indivíduos encontrados colocados em frascos de vidro e conservados e preservados em álcool a 70%. A triagem do material foi feita em bandejas iluminadas e a identificação através de um estereomicroscópio Zeiss com auxílio da bibliografia especializada.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Variáveis Físicas e Químicas da Água

Nas **Quadros I e II** estão representados, respectivamente, os valores médios (3 pontos de coleta) e as correlações entre as variáveis físicas e químicas da água do açude temporário de Pombal, durante os meses de abril e agosto/1995 e abril/1996.

Quadro I - Caracterização das variáveis físicas e químicas da água do açude temporário Pombal (Pombal-PB) nos meses de abril e agosto/1995 e abril/1996.

Variável	Abril/1995	Agosto/1995	Setembro/1995 a Março/1996 (açude seco)	Abril/1996
Temperatura (°C)	33,70	27,70	*	31,70
Oxigênio (mgO ₂ L ⁻¹)	3,66	5,32	*	0,60
Condutividade (µScm ⁻¹)	190,30	250,00	*	210,00
pH	6,49	7,30	*	7,25
Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	252,00	83,00	*	9,00
Amônia (µgL ⁻¹)	319,00	109,00	*	85,66
Nitrito (µL ⁻¹)	4,13	5,87	*	13,26
Nitrato (µL ⁻¹)	106,00	376,00	*	226,00
Sulfato (mgL ⁻¹)	4,75	1,92	*	10,98
Pluviosidade (mm)	234,60	0,00	*	380,80

Fonte: dados da pesquisa

Analisando-se os valores de temperatura da água, observamos uma elevada variação sazonal, variando de 27,0 °C em agosto/95 a 34,0 °C em abril/95. Variações súbitas de temperatura nas águas podem causar efeitos danosos à Biocenose de corpos aquáticos. Os organismos

aquáticos são afetados por temperaturas fora de seus limites de tolerância térmica, o que causa impactos sobre seu crescimento e reprodução, uma vez que pode acelerar ou retardar a atividade biológica, podendo produzir assim a proliferação de micro-organismos e algas.

Quadro II. Correlação (r de Person) entre as variáveis físicas e químicas da água do açude temporário Pombal (Pombal-PB) nos meses de abril e agosto/1995 e abril/1996. *(valores significativos, $p < 0,05$).

	Temp.	O.D.	Cond.	pH	Alcal.	Amônio	Nitrito	Nitrato	Sulfato
Temperatura	1,00								
Oxig. Dissolvido	-0,52	1,00							
Condutividade	-1,00*	0,52	1,00						
pH	-0,79*	-0,11	0,79*	1,00					
Alcalinidade	0,53	0,45	-0,52	-0,94*	1,00				
Amônia	0,69*	0,26	-0,69*	-0,99*	0,98*	1,00			
Nitrito	0,01	-0,86	-0,01	0,60	-0,84*	-0,71*	1,00		
Nitrato	-0,99*	0,41	0,99*	0,86*	-0,63	-0,78*	0,12	1,00	
Sulfato	0,48	-1,00*	-0,48	0,16	-0,49	-0,30	0,88*	-0,37	1,00
Pluviosidade	0,75*	-0,95*	-0,75*	-0,19	-0,17	0,04	0,67	-0,66*	0,94*

Fonte: dados da pesquisa

As concentrações de Oxigênio Dissolvido não mostraram uniformidade espacial nos pontos de coleta. Em relação às questões temporais, percebeu-se variação de valores entre um máximo de 5,89 mg/L (agosto/95) e um mínimo de 0,60 mg/L (abril/96). Com as fortes chuvas no mês de abril/96 o açude alcançou um pequeno volume de água, e uma conseqüente depleção de oxigênio (16% de saturação), que provavelmente pode estar relacionado com a respiração de plantas e animais e os processos de decomposição de matéria orgânica, como também pelas elevadas temperaturas nesta região, que é um dos

principais fatores reguladores das concentrações deste gás no ambiente. Constatou-se uma elevada correlação negativa desta variável com a pluviosidade ($r = - 0,95$).

O oxigênio dissolvido é essencial ao metabolismo respiratório da maior parte dos organismos aquáticos. A dinâmica da distribuição de oxigênio nos reservatórios é governada pelo equilíbrio entre as entradas do gás proveniente da atmosfera, da produção pela fotossíntese e as perdas devidas às oxidações químicas e biológicas (WETZEL, 1993).

Com relação à condutividade elétrica da água observamos uma variação temporal acentuada, onde o mínimo constatado foi de $190,3 \mu\text{S}/\text{cm}$ (abril/95) e o máximo de $250 \mu\text{S}/\text{cm}$ (agosto/95). O menor valor foi registrado no mês onde ocorreu precipitação pluviométrica mais elevada. Assim como o Oxigênio Dissolvido, pode-se observar uma elevada correlação negativa entre a Condutividade Elétrica e a Pluviosidade ($r = - 0,75$). Esta variável relaciona-se com a presença de íons dissolvidos no ambiente como partículas carregadas eletricamente. Quanto maior for à quantidade de íons dissolvidos na água maior será sua condutividade elétrica (TUNDISI et al., 1995).

O pH da água não apresentou variações acentuadas, oscilando de 6,49 (abril/95) a 7,30 (agosto/95), caracterizando as suas águas de ligeiramente ácidas a alcalinas. Os valores estabelecidos ao pH na coluna d'água dos ambientes amostrados podem sugerir a presença de soluções tamponantes capazes de manter o pH dentro de limites próximos. Provavelmente, isto pode ser explicado pela rapidez com que as reações de dissociação das formas carbonadas (HCO_3^- e CO_3^{2-}) se processam para neutralizar íons H^+ e, desta forma, manter o pH inalterado (WETZEL, 1993).

Com relação à Alcalinidade da água, o valor máximo foi observado em abril/95 (252 mgCaCO₃/L), período de maior nível d'água. Logo após o início das chuvas (fim de março e início de abril/96) o açude acumulou uma pequena quantidade de água, o que correspondeu a uma pequena quantidade de carbonato de cálcio dissolvido no mês de abril/96 (9,0mg CaCO₃/L).

Os Compostos Nitrogenados mantiveram íntima relação com o nível da água no ambiente. O Amônio variou de 319 µg/L (abril/95) a 85,66 µg/L (abril/96), o Nitrito oscilou de 4,13 µg/L (abril/95) a 13,26 µg/L (abril/96) e o Nitrato entre 106 µg/L (abril/95) a 376 µg/L (agosto/95). O que provavelmente pode ter influenciado na variação temporal destes componentes foi a entrada de compostos nitrogenados, essencialmente por escoamento superficial das águas pluviais, por dissolução e lixiviação dos solos e a mineralização ou reciclagem destes componentes, os quais os organismos contêm em sua constituição.

A Pluviosidade apresentou correlação positiva com o Nitrito ($r = 0,67$) e negativa com o Nitrato ($r = -0,66$). Foram observadas pequenas flutuações nas concentrações de Sulfato durante os meses amostrados, com variação de 1,92 mg/L (agosto/95) a 10,98 mg/L (abril/96). Os valores de Sulfato correlacionaram-se positivamente com a Pluviosidade ($r = 0,94$), demonstrando um aporte deste composto no ambiente estudado.

FITOPLÂNCTON

O estudo da comunidade fitoplanctônica é de grande importância, pois esta constitui a base da cadeia alimentar aquática. Tais organismos possuem alta sensibilidade às alterações ambientais devido ao curto ciclo de vida (BARBOSA, 2002).

O Fitoplâncton foi registrado em 27 espécies, sendo que as Chlorophyceae foram mais representativas (15 espécies), seguida pelas Chyanophyceae (5 espécies), Bacyllariophyceae e Euglenophyceae (3 espécies cada) e Xanthophyceae (1 espécie) (**Quadro III**).

Quadro III. Ocorrência das espécies Fitoplanctônicas no açude Pombal (Pombal – PB) nos meses de abril e agosto/1995 e abril/1996 Pombal – PB (+++ Abundante; ++ Freqüente; + raro).

TAXA	ABR/95	AGO/95	SET/95 a MAR/96 (açude seco)	ABR/96
CHLOROPHYCEAE				
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	+	+	*	
<i>Chlorella vulgaris</i>			*	+
<i>Coelastrum sp</i>	+		*	
<i>Cosmarium sp</i>	+	+	*	
<i>Ourococcus bicaudates</i>	++		*	
<i>S. intermedius var. sicamatus</i>		+	*	+
<i>Scenedesmus bijugus</i>			*	+
<i>Scenedesmus ecornis</i>			*	+
<i>Scenedesmus ovalternus</i>	+		*	+
<i>Scenedesmus quadricaudas</i>			*	+

<i>Scenedesmus sp2</i>	+	+	*	
<i>Sphaerocystis sp</i>	++		*	
<i>Staurastrum sp</i>			*	+
<i>Tetraedrom timidulum</i>			*	+
<i>Volvox aurius</i>	++		*	
CHYANOPHYCEAE				
<i>Anabaena sp1</i>	+	+	*	+
<i>Anabaena sp2</i>	++	+	*	
<i>Dactylococcopsis raphidioides</i>	+++	+	*	
<i>Oscillatoria sp1</i>	++	+	*	
<i>Spirulina sp1</i>	+		*	
XANTHOPHYCEAE				
<i>Goniochloris sp</i>			*	+++
BACYLLARIOPHYCEAE				
<i>Aulacoseira italica</i>	++	++	*	
<i>Navicula sp2</i>	+	+	*	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>		+	*	+
EUGLENOPHYCEAE				
<i>Phacus sp1</i>	+		*	
<i>Phacus sp2</i>	+	+	*	
<i>Trachelomonas volvocina</i>		+	*	++
RIQUEZA TAXONÔMICA	17	13	*	12

Fonte: dados da pesquisa

Apesar da baixa frequência de ocorrência, *Anabaena sp1* foi a única espécie que esteve presente nas três campanhas de coletas. As espécies com maior frequência foram *Dactylococcopsis raphidioides*,

antes da seca total do açude (abril/1995) e *Goniochloris* sp, após o período de seca.

A comunidade fitoplanctônica é constituída por um grande número de espécies de algas com formas e estratégias de vida diferentes e são encontradas tanto em ambientes eutrofizados quanto oligotróficos, além de se observar formas de resistência no sedimento quando as condições não são propícias.

PERIFÍTON

O grupo dominante em termos percentuais foi Bacyllariophyceae (8 espécies), sendo a maior contribuição do gênero *Gomphonema* 40,24% (representando mais de 50% do grupo) e em segundo lugar o gênero *Synedra*, contribuindo com mais de 20% (**Quadro IV**).

Vale salientar que em abril/1996 não foram observados substratos colonizados pelo perifíton. A Cyanophyceae foi outro grupo mais predominante, onde *Lyngbya* sp. predominou na amostra de abril/95 com 99,6% do total geral do grupo. *Raphidiopsis curvata* também mostrou uma pequena contribuição com 7,93% (agosto/95).

As Chlorophyceae foram representadas com 11 gêneros e um percentual de 5,25% e 7,93%, respectivamente para ambas as coletas. Dentre as clorófitas, os gêneros *Scenedesmus* e *Oedogonium* foram os mais representativos em termos percentuais (2,14% e 3,15%).

Quadro IV. Ocorrência das espécies perifíticas no açude Pombal (Pombal – PB) nos meses de abril e agosto/1995 e abril/1996 (** ausência de substratos colonizados pelo perifíton) (+++ Abundante; ++ Frequente; + raro).

TAXA	ABR/95	AGO/95	SET/95 a MAR/96 (açude seco)	ABR/96
CHLOROPHYCEAE				
<i>Anomoeoneis</i> sp.		+	*	**
<i>Chlorella vulgaris</i>		+	*	**
<i>Closterium</i> sp.		+	*	**
<i>Cosmarium</i> sp.		+	*	**
<i>Hyalotheca indica</i>		+	*	**
<i>Kirchineriella</i> sp.		+	*	**
<i>Oedogonium</i> sp.	+	+	*	**
<i>Pediastrum tetras</i>	+	+	*	**
<i>Scenedesmus</i> sp.	+	+	*	**
<i>Sphaerocystis</i> sp.	+		*	**
<i>Staurastrum</i> sp.		+	*	**
CHYANOPHYCEAE				
<i>Lyngbya</i> sp.	+++	+	*	**
<i>Microscystis</i> sp.		+	*	**
<i>Oscillatoria</i> sp.		+	*	**
<i>Raphidiopsis curvata</i>		+	*	**
<i>Spirulina</i> sp1.	+		*	**
BACYLLARIOPHYCEAE				
<i>Cyclotella meneghiniana</i>		+		
<i>Frustulia</i> sp.		+	*	**
<i>Gomphonema</i> sp.		+++	*	**
<i>Melosira itálica</i>		+	*	**
<i>Nitzschia</i> sp.		+	*	**

<i>Pinnularia</i> sp.		+	*	**
<i>Synedra ulna</i>		++	*	**
<i>Synedra ulna</i> var. <i>oxyrhynchus</i>		+	*	**
RIQUEZA TAXONÔMICA	06	22		

Fonte: dados da pesquisa

ZOOPLÂNCTON

Copepoda: Foram observadas 2 espécies de Copepoda, sendo uma o Ciclopóide *Thermocyclops tenuis* e a outra o Calanóide *Notodiaptomus cearensis*. *T. tenuis* foi mais abundante no mês de abril, apresentando densidades bastante elevadas, que em agosto, mês em que quase não foi observado (**Quadro V**). Esse padrão de densidades não foi observado para *N. cearensis*, que apresentou densidades semelhantes em ambos os meses. Após o período seco estas espécies não foram observadas (abril/1996).

Cladocera: observou-se 5 espécies ao todo, sendo que *Ceriodaphnia cornuta* e *Diaphanosoma spinulosum* foram registradas nos dois meses antes do açude secar, enquanto *Moina minuta* foi observada em abril/1995 e em abril/1996. No mês de agosto todas as espécies de cladóceros apresentaram densidades bastante reduzidas, não sendo em nenhuma espécie superiores a 0,50 ind./l. Isto pode significar que houve limitação alimentar neste mês, o que se refletiu nas densidades e na reprodução. O número de juvenis de cladóceros

observado em abril sugere que este grupo reproduz seletivamente neste mês comparando com agosto.

Rotifera: foi registrado um total de 11 espécies de rotíferos. *Brachionus falcatus*, *Lecane (L.) luna* e *Pompholix sulcata* foram observados apenas no mês de agosto, enquanto que *Brachionus patulus* e *Platyas quadricornis*, foram observados apenas em abril. Isto mostra que a qualidade do ambiente foi diferente entre estes dois meses, o que se refletiu provavelmente na alimentação. A espécie dominante em ambos os períodos de estudo foi à espécie *Conochilus* sp. Após o período de seca, apenas 3 espécies de rotíferos foram identificados, sendo *Brachionus urceolaris nilsoni* a de maior densidade.

Quadro V. Ocorrência das espécies zooplantônicas no açude Pombal (Pombal – PB) nos meses de abril e agosto/1995 e abril/1996 (+++ Abundante; ++ Frequente; + raro).

TAXA	ABR/95	AGO/95	SET/95 a MAR/96 (açude seco)	ABR/96
COPEPODA				
<i>Thermocyclops tenuis</i>	+	+	*	
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	+	+	*	
Copepodito Ciclopoide	+	+	*	
Copepodito Calanoide	+	+	*	+
Náuplio	+	++	*	
Ciclopoide sp3			*	+
CLADOCERA			*	
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	+	+	*	
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	++	+	*	

<i>Leydigia quadrangularis</i>		+	*	
<i>Moina minuta</i>	+		*	+++
ROTIFERA			*	
<i>Asplanchna silvestris</i>	+		*	
<i>Brachionus falcatus</i>		+	*	
<i>Brachionus patulus</i>	+		*	
<i>Brachionus urceolaris</i>	+		*	+
<i>Brachionus urceolaris nilsoni</i>			*	+
<i>Brachionus quadridentatus</i>			*	+
<i>Conochilus</i> sp	+++	+++	*	
<i>Keratella tropica</i>	+	+	*	
<i>Lecane (L.) luna</i>		+	*	
<i>Platyas quadricornis</i>	+		*	
<i>Pompholix sulcata</i>		+	*	
Rotifera não identificado			*	+
OSTRACODA	+	+	*	+
RIQUEZA TAXONÔMICA	15	14		08

Fonte: dados da pesquisa

MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Estes animais compõem um grupo de grande importância ecológica em ecossistemas aquáticos continentais, participando das cadeias alimentares, fluxo de energia para o sistema, biorrevolvimento e também sendo um dos elos principais da estrutura trófica do

ecossistema (EATON, 2003). Além disso, a interação entre os fatores ambientais, tipo de substrato e sua biocenose determina a composição, riqueza taxonômica e a distribuição dos invertebrados nestes habitats (CARVALHO; UIEDA, 2004).

Constatou-se uma Riqueza máxima de 23 Unidades Taxonômicas Operacionais (UTO), sendo os de maior abundância relativa o Gastropoda (*Pomacea lineata*), os Coleoptera (*Hydrophilidae* e *Dytiscidae*), os Odonata (*Coenagrionidae* e *Libellulidae*) e o Diptera *Chironomidae* (*Chironomus gr. decorus*) (**Quadro VI**).

Em agosto/1995 observou-se um total de 20 taxa de macroinvertebrados, com os Diptera representando 28,6 % do total da fauna, sendo *Chironomus gr. decorus* o de maior abundância. Em seguida, os grupos de maior contribuição para a abundância da fauna foram os Odonata (22,1%) e o Gastropoda *P. lineata* (15,8%).

Quadro VI. Ocorrência das UTO zoobentônicas no Açude Pombal (Pombal – PB) nos meses de abril e agosto/1995 e abril/1996 (+++ Abundante; ++ Frequente; + raro) (C: conchas vazias e D: desovas de gastrópodes).

TAXA	ABR/95	AGO/95	Set/95 a Mar/96 (açude seco)	ABR/96
GASTROPODA				
Ampullariidae				
<i>Pomacea lineata</i>	D/C	++	*	+

Planorbidae				
<i>Biomphalaria straminea</i>	C	C		C
<i>Drepanotrema sp.</i>	C	C	*	C
COLEOPTERA				
Hydrophilidae	+	++	*	++
Dytiscidae	+	+	*	++
Noteridae		+	*	
Scirtidae		+	*	
Chrysomelidae		+	*	
ODONATA				
Coenagrionidae	++	+	*	
Libellulidae	+++	++	*	
Gomphidae		+	*	
HEMIPTERA				
Belostomatidae	+	+	*	
Naucoridae		+	*	
Notonectidae		+	*	
EPHEMEROPTERA				
Polymitarcyidae	+		*	+
DIPTERA				
Chironomidae			*	
<i>Chironomus gr. decorus</i>		++	*	
<i>Aedokritus sp.</i>		+	*	
<i>Asheum sp.</i>		+	*	
Ceratopogonidae		+	*	
Stratiomyidae		+	*	
Tabanidae		+	*	
HIRUDINEA				

Glossiphoniidae		+	*	
CONCHOSTRACA		+	*	+
RIQUEZA TAXONÔMICA	06	20	*	05

Fonte: dados da pesquisa

A frequência e dominância da família Chironomidae, de acordo com Merrit e Cummins (1984) se dão pelo fato deste grupo apresentar diferentes adaptações fisiológicas que permitem sobreviver em diferentes condições ambientais e de habitats. Eles são facilmente encontrados de sistemas aquáticos temporários, uma vez que são capazes de resistir à dessecação do habitat (SUEMOTO et al., 2004).

No mês de baixas concentrações de oxigênio, abril/1996, 57% do total de macroinvertebrados foi representado pelos Coleoptera (Hydrophilidae e Dytiscidae) e 28,7% pelo Gastropoda *Pomacea lineata*. Os Coleoptera são capazes de acumular ar embaixo do corpo ou sob os élitros, o qual é utilizado na sua respiração (ESTEVES, 1998). Por outro lado, *Pomacea lineata* possui uma brânquia e um pseudopulmão, o que permite respirar o ar atmosférico durante as baixas concentrações de oxigênio dissolvido no meio aquático (KRETZCHMAN; HECKMAN, 1995).

Em uma poça temporária paralela ao açude (10,0 m de distância), encontramos associada à macrófitas aquáticas (Nymphaeacea) uma grande quantidade de *Drepanotrema* sp. (Gastropoda, Planorbidae), Ostracoda e Hirudinea, além do ampularídeo *Pomacea lineata*.

Os invertebrados bentônicos vêm sendo amplamente estudados, devido ao papel relevante que desempenham no

funcionamento do ambiente aquático, constituindo uma ferramenta útil em avaliações e monitoramento ambiental. Esses organismos são considerados bioindicadores porque, em determinadas condições ambientais, os grupos mais resistentes podem se tornar numericamente dominantes, enquanto outros mais sensíveis podem se tornar raros ou ausentes (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003).

ESTRATÉGIAS DE RESISTÊNCIAS DA BIOCENOSE EM AMBIENTES AQUÁTICOS TEMPORÁRIOS

Em áreas inseridas no Bioma Caatinga, os rios, riachos e açudes sofrem grandes flutuações no nível da água, causadas principalmente pela alta taxa de evaporação, temperaturas elevadas e irregularidade da pluviosidade. Nessas condições os organismos aquáticos podem ser diretamente influenciados pelas mudanças físicas do ambiente, como o dessecamento parcial e/ou completo do leito dos reservatórios e riachos. A biodiversidade desses ecossistemas apresenta amplas estratégias de resistência e resiliência para colonizar esses corpos aquáticos. No **Quadro VII** estão descritos as principais estratégias de resistências da biocenose aquática em ambientes temporários.

Quadro VII - Principais mecanismos fisiológicos e comportamentais pelos quais a Biocenose aquática da Caatinga sobrevive à dessecação.

TAXA	MECANISMOS
FITOPLÂNCTON	Celulas vegetativas modificadas com paredes resistentes (grossas, robustas); bainhas mucilagilosas; células com acúmulos de óleos; cistos assexuados.
ZOOPLÂNCTON	Algumas espécies sobrevivem no solo seco a desidratação ou cistos protetivos (Rotifera); ovos epícial ou adultos sobrevivem no solo seco (Cladocera); ovos em diapausa, copepoditos tardios ou adultos (na forma de cistos) (Copepoda);
Moluscos GASTROPODA	O opérculo veda completamente a abertura da concha e protege o animal; Desenvolvimento de um pseudo-pulmão em alguns prosobrânquios; Desenvolvimento de pseudo-brânquias em alguns pulmonados; Produção de lamelas vedando a concha; Secreção de uma substância mucosa impermeável que fecha toda a abertura da concha; Escavam o sedimento e permanecem em estivação.
OLIGOCHAETA	Ovos de dormência; Cisto de resistência; Fragmentos do animal.
HIRUDINEA	Os indivíduos adultos sobrevivem à desidratação; Algumas espécies constroem cápsulas mucosas;
CONCHOSTRACA, OSTRACODA	Ovos de resistência;
EPHEMEROPTERA	Ovos de resistência;
ODONATA	Estágio ninfal de resistência; Recolonização por adultos.
HETEROPTERA	Recolonização por adultos;
COLEOPTERA	Pupa semi-terrestre; Ovos de resistência; adultos escavam o sedimento; Recolonização por adultos.

DIPTERA CHIRONOMIDAE	Último instar larval de resistência; Algumas larvas produzem cápsulas de sílica ou mucosa; Recolonização por adultos; Chironomus dorsalis pode perder até 50% de sua água; Polypedilum vanderplanki, podem sobreviver a dessecação total, em criptobiose por até 17 anos em poças nas rochas ou na lama seca; Parabornia tonnoiri, sobrevive em poças temporárias em estivação.
OUTROS DÍPTEROS	Ovos de resistência; Larva e pupa no sedimento; Recolonização por adultos;
TRICHOPTERA	Ovos de resistência; Massas de ovos envolvidos por cápsulas gelatinosas; Larvas constroem tubos no sedimento; Recolonização por adultos.
NEMATODA	Ovos e adultos;

Fonte: baseado e adaptado de Imhof e Harrison (1981); Williams (1985); Williams (1987); Abílio (2002).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os açudes das regiões semiáridas, inseridas no Bioma Caatinga se destacam como ecossistemas de relevância fundamental na manutenção de comunidades vegetais e animais, especialmente agregados humanos, tanto por serem considerados elos fundamentais no ciclo da água, como por serem um reflexo evidente das condições ambientais da região, tais como, tipo de solo, bacia de drenagem, influência antrópica e variações climáticas.

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F. J. P. **Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associado a macrófitas aquáticas em açudes do semi-árido paraibano, nordeste do Brasil.** Tese (Doutorado, UFSCar), São Carlos – SP, p.175, 2002.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 19.ed, Washington, 1995.

BARBOSA, J.E.L. **Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semi-árido paraibano.** Tese (Doutorado, PPG-ERN, UFScar), São Carlos-SP, p.208, 2002.

BARBOSA, J.E.L. A hipereutrofização e suas implicações na biocenose de um ecossistema aquático urbano de João Pessoa-PB, Brasil. **Revista Nordestina de Biologia**, v.15, n.1, p.1-13, 2001.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G. (Org.) Comunidade de macroinvertebrados bentônicos no rio Mogi-Guaçu. In: **Limnologia fluvial.** São Carlos – SP: Editora RiMa. p.181-187, 2003.

CARVALHO, E.M.; UIEDA, V.S. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, **Revista Brasileira de Zoologia**, v.21, n.2, p.287-293, 2004.

EATON, D.P. Macroinvertebrados aquáticos como indicadores ambientais da qualidade de água. In: CULLEN, J.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.), **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Curitiba – PR, Editora UFPR. p.43-67, 2003.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**, 2.ed, editora Interciência, Rio de Janeiro-RJ, 1998.

KRETZSCHMAR, A. U.; HECKMAN, C. W. Estratégias de sobrevivência das espécies de Ampullariidae (Mollusca, Gastropoda) durante mudanças das condições ambientais extremas do ciclo sazonal sob o clima tropical úmido-e-seco. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.7, p.60-66, 1995.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. (Org) **An introduction to the aquatic insects of North America**, 2. ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Company,1984.

SMITH, G.R.; VAALA, D.A.; DINGFELDER, H.A. Distribution and abundance of macroinvertebrates within two temporary ponds. **Hydrobiologia**, v.497, p.161-167, 2003.

SUEMOTO, T.; KAWAI, K.; IMABAYASHI, H. A comparison of desiccation tolerance among 12 species of Chironomid larvae. **Hydrobiologia**, v.515, p.107-114, 2004.

TUNDISI, J.G. Primary productivity, phytoplankton biomass and light photosynthesis responses in four lakes. In: TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. (Ed.). **Limnological studies on the Rio Doce Valley lakes, Brasil. Braz. Acad. Sci./USP**. p.199 – 242, 1995.

VERDONSCHOT, P.F.M.; REAL, M.; SCHOT, J.A. Chironomids and regional water types. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v.26, n.2-4, p.513-520, 1992.

VIDAL-ABARCA, M.R. et al. Intra-annual variation in benthic organic matter in a saline, semi-arid stream of southeast Spain (Chicamo stream). **Hydrobiología**, v.523, p.199-215, 2004.

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

WIGGINS, G.; MACKAY, R.J.; SMITH, I. M. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary ponds. **Arch. Hydrobiol. Suppl.**, v.58, p.97-206, 1980.

WILLIAMS, D.D. **The ecology of temporary waters**. Ed. Croom Helm, London & Sydney, 1987.

WILLIAMS, W.D. Biotic adaptations in temporary lentic waters, with special reference to those in semi-arid and arid regions. **Hydrobiologia**, v.125, p.85-110, 1985.

WILLIAMS, W.D. Biodiversity in temporary wetlands of dryland regions. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v.27, p.141-144, 2000.

SEÇÃO II

FLORA AQUÁTICA, FITOPLÂNCTON, MACRÓFITAS E MATA CILIAR



CAPÍTULO III

**VARIAÇÃO VERTICAL/NICTEMERAL DO
FITOPLÂNCTON E VARIÁVEIS
LIMNOLÓGICAS EM DOIS PERÍODOS
HIDROLÓGICOS (ESTIAGEM E
CHUVOSO) EM UM AÇUDE RASO,
TRÓPICO SEMIÁRIDO**

ROSA MARIA DA COSTA SANTANA⁹

BEATRIZ SUSANA OVRUSKI DE CEBALLOS¹⁰

JOSÉ ETHAM DE LUCENA BARBOSA¹¹

9 Mestre em Sistemas Aquáticos pela UESC.

10 Doutora em Ciências Biológicas (Microbiologia Ambiental) pela USP. Professora Titular da UEPB.

11 Doutor em Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Professor Associado da UEPB. Email: ethambarbosa@hotmail.com

INTRODUÇÃO

A comunidade fitoplanctônica é representada por organismos procariontes e eucariontes fotossintéticos portadores de clorofila *a* que vivem em suspensão em águas continentais, estuarinas ou oceânicas (REYNOLDS, 2006). É importante ressaltar que estes organismos, apesar de serem microscópicos, possuem densidade ligeiramente superior a da água e, por esse motivo, possuem adaptações que impedem ou reduzem seu afundamento, como também permitem que a célula possa sobreviver em zonas afóticas. Todas as espécies depositam algum tipo de amido como material de reserva, podem ou não possuir flagelos e apresentam uma parede celular composta por diferentes substâncias como, por exemplo, celulose, sílica e calcáreo (FERNANDES et al. 2005).

Os organismos fitoplanctônicos constituem os principais produtores primários, sendo o primeiro elo da cadeia alimentar, tanto da comunidade planctônica quanto de outras comunidades aquáticas, fornecendo alimentos para os consumidores primários, incluindo organismos da cadeia detritívora (ESTEVES, 1998).

A composição e a biomassa da comunidade fitoplanctônica em reservatórios são dependentes de diversos fatores físicos, químicos e biológicos inter-relacionados, e, portanto, fortemente sujeitos à ação de pulsos produzidos no sistema, sejam de origem natural, como a precipitação pluviométrica e as secas extremas, ou antropogênicos (BOUVY, 2003).

Em regiões tropicais, fatores como mistura e turbulência da água, chuvas e padrões diários de aquecimento solar conduzem à estratificação térmica temporária desenvolvendo um padrão diário importante de mistura e estratificação que influi na distribuição vertical dos nutrientes e do fitoplâncton e exerce forte seleção na distribuição das espécies (REYNOLDS, 1984).

Os lagos e reservatórios no semiárido do Brasil estão sujeitos a períodos importantes da escassez de água. Nesta região, os reservatórios apresentam baixo fluxo e tempo de residência de água elevado associado a um balanço hídrico negativo e altas temperaturas durante a maior parte do ciclo hidrológico. Isto intensifica a acumulação e concentração de nutrientes, tornando estes sistemas muito mais vulneráveis à eutrofização. (BARBOSA et al. 2012).

As variações nictemerais dos fatores bióticos e abióticos do sistema aquático assumem papel fundamental na caracterização dos corpos d'água tropicais. Os processos de estratificação e desestratificação térmica têm efeitos importantes na seleção das espécies fitoplanctônicas. Durante o período diurno, a radiação solar e a pronunciada variabilidade local na velocidade do vento exercem papel determinante na estruturação térmica da coluna de água (REYNOLDS, 1999; BARBOSA; PADISÁK, 2002, BECKER et al. 2009), enquanto que à noite, destaca-se o fenômeno da atelomixia, o qual apresenta circulação da água regida apenas por correntes convectivas (SOUZA et al., 2008). O termo atelomixia foi proposto por Lewis (1973) para descrever qualquer exemplo de mistura vertical de lago estratificado no qual as massas de água de propriedades químicas substancialmente diferentes são homogeneizadas sem obliteração do hipolímnio.

Diferentes pesquisas nos ecossistemas do semiárido paraibano têm buscado evidenciar as modificações da qualidade da água que ocorrem ao longo do dia, já que as alterações das variáveis ambientais e o comportamento das comunidades aquáticas, nesse curto espaço de tempo, podem ser marcantes (BARBOSA, 2002; DINIZ et al. 2002, 2003, 2006; MEDEIROS et al., 2006).

Com o objetivo de contribuir para a melhor compreensão do funcionamento dos ecossistemas lacustres na região do Nordeste semiárido, o presente estudo se orientou à avaliação da dinâmica vertical e nictemeral da comunidade fitoplanctônica e de diversas variáveis limnológicas de um açude raso do Semiárido paraibano, em dois períodos hidrológicos distintos (estiagem e chuvoso).

MATERIAL E MÉTODOS

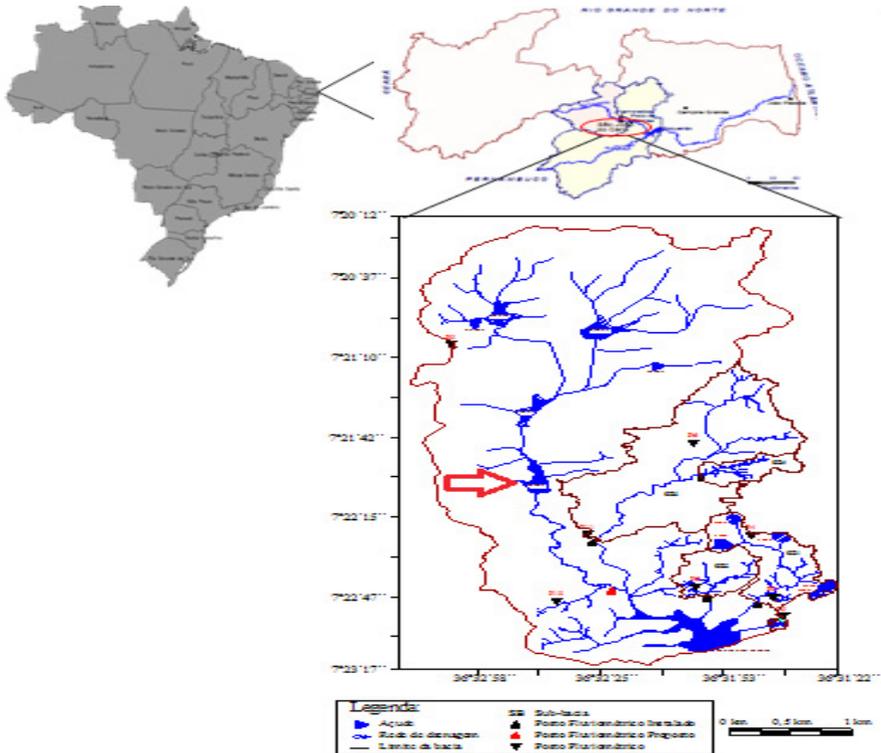
ÁREA DE ESTUDO

O açude Luiz Heleno, (7°22'07''Sul 36°32'45'') localiza-se na Bacia Experimental e Representativa de São João do Cariri, porção central do Estado da Paraíba (Figura 1) e integra a sub-bacia hidrográfica do Rio Taperoá, tributário do Rio Paraíba, o maior do estado. É o quarto de uma série em cascata de cinco açudes da bacia sob estudo. Apresenta uma área inundável de 5,36 hectares, com perímetro de 1.759 metros e profundidade máxima de 3,70 metros.

A região está incluída na zona de clima seco semiárido, com solos rasos, subsolo derivado do embasamento cristalino, vegetação

de caatinga, relevo ondulado e altitude variando entre 450 m a 550 m (Figura 01).

Figura 01 - Localização do Açude Luiz Heleno



Fonte: dados da pesquisa

Foram realizadas amostragens em um ponto central da zona limnética do açude Luiz Heleno em duas épocas que caracterizam o clima da região do Semiárido: período de estiagem (18 e 19/12/2006) e chuvoso (05 e 06/05/2007).

O período de coleta foi de 24 horas, usando-se garrafas tipo Van Dorn, com frequências e intervalos de três horas, totalizando 9 coletas em três profundidades que foram definidas levando em consideração o índice de extinção de luz (100%, 50% e 0% de luminosidade).

PARÂMETROS CLIMATOLÓGICOS

Os dados da precipitação pluviométrica, temperatura do ar e vento para a região do açude em estudo, foram obtidos da Estação Meteorológica da Bacia Escola de São João do Cariri.

PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS

As amostras de água destinadas para as análises de parâmetros físicos e químicos foram transferidas das garrafas de Van Dorn para frascos plásticos perfeitamente limpos e preservados em gelo, em caixas isotérmicas escuras a temperaturas menores de 10°C. Na **Tabela 01**, estão descritas as metodologias utilizadas.

Tabela 01 - Métodos utilizados na análise das variáveis de qualidade da água.

VARIÁVEL	UNIDADE	MÉTODO	ANOTAÇÕES
Temperatura da água	°C	Eletrométrico	Oxímetro da marca Schott Glasnert, modelo 65719.A
Transparência, Zona Eufótica	M	Disco de Secchi	Esteves, 1998
Condutividade elétrica (CE)	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	Eletrométrico	Condutivímetro digital, marca COLE-PARMER
Oxigênio dissolvido (OD)	mg.L^{-1}		Winkler modificado (GOLTERMAN, 1978)
pH	-----	Potenciométrico	pHmetro digital, marca COLE-PARMER.
N-NH ₄	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotométrico do fenol	APHA (2005)
N-N ₂	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Colorimétrico	APHA (2005)
N-N ₃	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Coluna de cádmio	APHA (2005)
Fósforo solúvel reativo	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Ácido ascórbico	APHA (2005)

Fonte: dados da pesquisa

PARÂMETROS BIOLÓGICOS

Clorofila-a e feofitina: As amostras de água (50 mL) foram filtradas em filtro de fibra de vidro mantido congelados (a 4°C) até o

momento da análise. A concentração de clorofila *a* foi determinada segundo o método espectrofotométrico de Lorenzen (1967).

Análise Qualitativa do Fitoplâncton: As amostras foram coletadas com rede de plâncton com abertura de malha de 20 μ m, através de arrasto horizontal na superfície da água e acondicionadas em frascos de polietileno de 200ml e preservadas com formol a 4%. A identificação dos organismos foi feita utilizando-se um microscópio binocular Olympus CBA, com aumento de até 400 vezes, equipado com câmara clara e aparelho fotográfico. O sistema de classificação para as classes e gêneros seguiu de acordo com a literatura especializada.

Análise Quantitativa do Fitoplâncton: A contagem do fitoplâncton foi feita em microscópio invertido com aumento de até 400X pelo método da sedimentação de Utermöhl (1958). A contagem de cada amostra foi feita em transectos horizontais e verticais, tantos quantos foram necessários para que fossem contados, no mínimo, 100 indivíduos da espécie mais frequente, de modo que o erro fosse inferior a 20% e o coeficiente de confiança acima de 95%.

Estrutura da Comunidade Fitoplâncton

Para análise da estrutura da comunidade fitoplanctônica foram utilizados os atributos presentes na **Tabela 02**.

Tabela 02 - Atributos utilizados para a estrutura da comunidade fitoplanctônica.

ATRIBUTOS	MÉTODO
Riqueza (S)	Número de táxons
Densidade	Utermöhl (1958)
Diversidade (H')	Shannon & Weaver (1963)
Equitabilidade (E)	Pielou (1975)
Espécies dominantes e abundantes	Lobo e Leighton (1986) Dominante = > 50%; Abundante = 50% - 30%; Pouco Abundante = 30% -10%; Rara = ≤10%.
Espécies descritoras	Sommer et al. (1993)
Grupos funcionais	Reynolds et al. (2002)

Fonte: dados da pesquisa

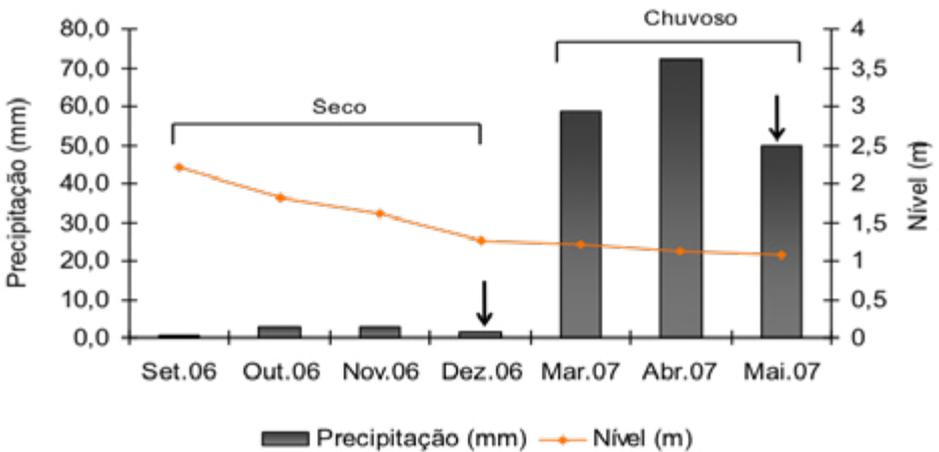
TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS: Foi feita a análise da estatística descritiva dos dados utilizando-se o utilitário BioEstat. ANOVA fator único de variância, foi utilizada para verificar se houve variações significativas através do programa GraphPad Instat, versão 3.0. As variáveis abióticas também foram sintetizadas por análise de componentes principais (ACP) e matriz de correlação através do Statistica 7.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No Açude Luíz Heleno foram registradas precipitações de 1,4mm para o mês de dez/06 e 49,6mm para o mês de mai/07 (**Figura**

02). Durante os 60 dias que antecederam a coleta do período chuvoso a precipitação máxima foi de 72,3mm (abr/07).

Figura 02 - Precipitação pluviométrica (mm) e nível de água (m) do açude Luíz Heleno no período de estiagem, 18 e 19/dez/2006 e chuvoso, 05 e 06/mai/2007. As setas indicam os meses dos estudos nictemerais.



Fonte: dados da pesquisa

Verifica-se na **Figura 2** que o nível de água sofreu uma redução do volume acumulado ao longo dos meses de chuvas. Possivelmente, o escasso escoamento superficial da água precipitada na bacia hidrográfica atuou como principal fator de força que determinaram diferenças nictemerais e sazonais significativas das variáveis abióticas e bióticas. Vale ressaltar a existência de uma fissura, aproximadamente na base do paredão do corpo aquático, permitindo que este ambiente

perdesse água constantemente contribuindo para a diminuição do volume acumulado.

Os valores da temperatura do ar tiveram média de 26,5°C no período seco com mínima de 21°C às 7:30h do dia 19/12/06 e máxima de 33,4°C às 16h:30 do dia 18/12/06. Para o período chuvoso a média foi de 23,6°C, mínima de 20,2°C à 1:30h da madrugada do dia 06/05/07 e máxima de 28,0°C às 13:30h do dia 05/05/07 (**Tabela 03**).

Os ventos no período seco alcançaram intensidade média de 4,2 m/s e máxima de 7,9 m/s. No período chuvoso os ventos obtiveram média de 3,6 m/s e sua intensidade chegou a 8,7 m/s no primeiro horário de coleta (**Tabela 03**).

Tabela 03 - Variações da velocidade dos ventos, temperatura do ar e precipitação pluviométrica no açude Luíz Heleno, período de estiagem, 18 e 19/dez/2006 e chuvoso, 05 e 06/mai/2007.

Hora	Período de estiagem			Período chuvoso		
	Velocidade do vento (m/s)	Precipitação (mm)	Temperatura do ar (°C)	Velocidade do vento (m/s)	Precipitação (mm)	Temperatura do ar (°C)
10:30	7,92	0	25.4	8,75	0	26,2
13:30	5.67	0	30.0	4.47	0	28
16:30	5.52	0	33.4	3.57	0	25,8
19:30	5,6	0	31.3	4.77	0	22,7
22:30	2,45	0	26.4	1,4	0	21,1
01:30	3.42	0	23.3	2,6	0,254	20,2
04:30	1,55	0	22.1	1.62	0	20,8
07:30	2.97	0	21	3,8	0	22,4
10:30	4.02	0	25.2	4.02	0	25,5
Mínimo	1.55	0	21	1,4	0	20,2

Máx	7.92	0	33.4	8,75	0,25	28
Méd.arit	4.28	0	26.5	3,62	0,03	23,6
Mediana	5	0	25.4	3,8	0	22,7
DP	2.13	0	4.3	1,4	0	4,7
CV	49.9%	0	16.0%	61,80%	300%	11,80%

Fonte: dados da pesquisa

Segundo Reynolds (1984), vento com velocidade abaixo de 3 m/s é insuficiente para ultrapassar as barreiras de diferença de densidade. A partir das 19h:30 a velocidade dos ventos ficou abaixo dos valores citados por Reynolds (1984). Esse fato ratifica que os ventos não foram responsáveis pela mistura na coluna d'água no período noturno, e sim o fenômeno da atelomixia. De acordo com Tundisi (2008) e Souza et al. (2008), a atelomixia é o fenômeno de aquecimento térmico diurno e resfriamento térmico noturno.

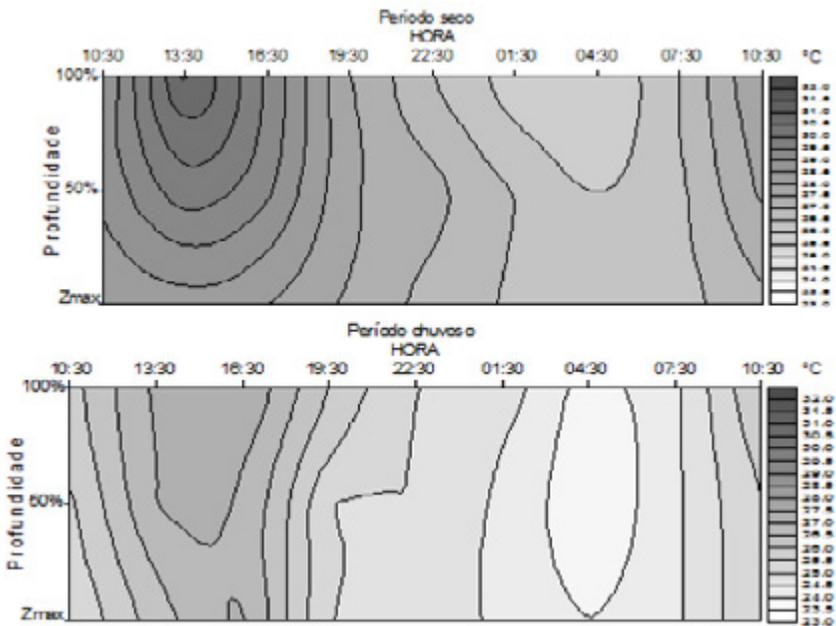
A distribuição vertical da temperatura da água teve média de 27,5°C no período seco e 25,3°C no período chuvoso. O valor máximo de temperatura foi registrado em dezembro/06 (31,1°C), durante o dia na sub-superfície e o valor mínimo foi registrado em mai/07 (23,7°C), a 50% de penetração de luz (**Tabela 06**).

O comportamento térmico da água nos dois ciclos nictemerais mostrou tendência à microestratificação diurna e circulação noturna.

A dinâmica dos padrões de estratificação térmica e mistura na coluna de água são relevantes visto que estes padrões térmicos repercutem consideravelmente na estrutura do ambiente, onde frequentemente as camadas com diferentes densidades estão diferenciadas física, química e biologicamente. Dessa forma, em um

ciclo de 24 horas, as oscilações diárias da temperatura da água e do ar estabeleceram padrões de heterogeneidade espacial do fitoplâncton, decorrentes da produção de gradientes de densidade (WETZEL, 2001). Padrão semelhante foi encontrado na Lagoa do Parque Norte (Colômbia), no Lago das Garças (estado de São Paulo), na Lagoa Juparanã (estado do Espírito Santo) e na Lagoa Carioca (estado de Minas Gerais) por Ramírez (1995), Ramírez (1996), Huszar et al. (1994). Na região semiárida paraibana esse mesmo padrão também foi encontrado no açude Taperoá II por Barbosa (2002).

Figura 03 - Isolinhas de temperatura da água (°C) no açude Luíz Heleno no período de estiagem, 18 a 19/dez/2006 e chuvoso, 05 a 06/mai/2007.

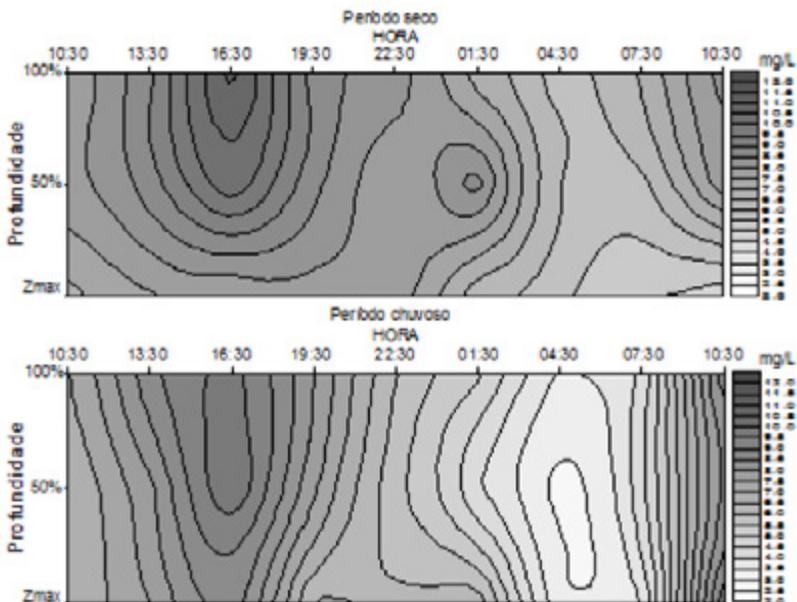


Fonte: Dados da Pesquisa.

Os perfis de oxigênio dissolvido durante os dois períodos amostrados evidenciaram as maiores concentrações de OD distribuídas entre os horários de maior intensidade luminosa e nas camadas superiores, com reduções noturnas e em direção ao fundo do reservatório (**Figura 4**). O perfil vertical do oxigênio dissolvido (OD) teve média de 7,5mg/L no período seco e de 6,5 mg/L no período chuvoso. O valor máximo de 11,17mg/L foi registrado em dez/06, na sub-superfície, às 16:30h e o valor mínimo de 2,9 mg/L foi registrado em maio/07 (50% de luminosidade) às 04:30h (**Tabela 06**).

Os dados da ANOVA revelaram variabilidade vertical significativa para o ciclo chuvoso com $F = 1.540$ e $p = 0,102$.

Figura 04 - Isolinhas do oxigênio dissolvido (mg/L) no açude Luíz Heleno no período de estiagem, 18 a 19/dez/2006 e chuvoso, 05 a 06/mai/2007.



Fonte: Dados da Pesquisa.

Nos dois períodos estudados, o valor mais expressivo na zona eufótica foi justificado pelo epilímnio estar fortemente iluminado nessa parte do dia. Com a redução da luminosidade, na medida em que aumenta a profundidade essa distribuição determina e limita a atividade fotossintética, que se concentra nas camadas superficiais gerando, com a profundidade, um perfil clinogrado de produção de oxigênio dissolvido. Wetzel (2001) relata que a dinâmica do oxigênio dissolvido é controlada pelas taxas de fornecimento de oxigênio pela atmosfera e pela fotossíntese, as quais são contrabalançadas pelo metabolismo de consumo através das oxidações químicas e biológicas. A alta taxa de decomposição da matéria orgânica no ambiente foi refletida na liberação de íons reduzidos em toda coluna de água. Pivato et al. (2006) verificaram estratificação química acompanhada de estratificação térmica no reservatório de Corumbá, estado de Goiás, quando valores baixos de oxigênio dissolvido foram observados nas camadas mais profundas.

A condutividade elétrica apresentou média 199,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no período seco e de 170,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no período chuvoso (**Tabela 06**).

Quando comparados dois ciclos nictemerais, ANOVA revelou que apresentaram comportamentos diferenciados e significativos, sendo $F = 2.501$ e $p = 0,0001$.

Durante a noite no período de estiagem ocorreram os maiores valores de condutividade elétrica com aumento a partir das 19h:30 em direção às camadas mais profundas do açude e se estendendo até às 04h:30. Esse gradiente vertical da condutividade está associado ao acúmulo de íons liberados no processo de decomposição,

predominantemente anaeróbia, mais ativa nas regiões mais profundas do corpo aquático, como foi observado por Diniz (2003), Matsuzaki et al. (2004) e Huszar et al. (1994).

Os valores de pH, no período seco, foram altos tanto para o perfil vertical quanto nictemeral, com máximo valor de 9,3 na superfície e ao nível de 50% de luminosidade às 16:30h e mínimo de 8,0 a 01:30h (**Tabela 06**). Esses valores caracterizam o açude Luiz Heleno como um ambiente alcalino.

ANOVA revelou diferença nictemeral (dia/noite) significativa para o período chuvoso, como também entre os dois ciclos amostrados com $F = 3,031$ e $p < 0,0001$; $F = 3,965$ e $p < 0,0001$, respectivamente.

O alto pH foi decorrente da alta concentração de íons OH^- , resultante da atividade fotossintética nesse ambiente, devido à concentração de algas e cianobactérias, como também podem ser atribuídos as consideráveis concentrações de bicarbonatos dos solos do semiárido nordestino (BARBOSA, 2006). Os valores medidos neste trabalho podem ser resultados da somatória de ambos os fatores.

A transparência da água, no período seco, apresentou média de 0,22m no mês de dez/06 e de 0,11m em mai/07. A zona eufótica no período seco atingiu 1m e no período chuvoso 0,59 m. A baixa transparência está relacionada à diminuição do volume de água do açude e ao revolvimento das camadas inferiores e do fundo. As chuvas não foram suficientes para acumular água no reservatório, entretanto, como o ecossistema estudado é raso, a matéria orgânica dissolvida e particulada pode ter sido ressuspensa pelos ventos desde o sedimento do fundo do lago tornando-o cada vez mais turvo. Segundo Henry (1999), a variação da transparência deve-se a dois fatores principais:

introdução de material alóctone, elevando a quantidade de material em suspensão na água e ressuspensão de material do sedimento, provocada pelo vento, principalmente nos períodos em que as cotas hídricas dos sistemas aquáticos estiverem baixas.

Durante o período seco os teores N-amoniaco mostraram baixas concentrações na coluna d'água, sendo o valor mínimo de $0,41\mu\text{g/L}$ registrado às 19:30h (0% de luz) e o máximo de $5,71\mu\text{g/L}$, registrado às 1:30h a 50% de luz. No período chuvoso os valores variaram entre um mínimo de $9,4\mu\text{g/L}$ às 13:30h e um máximo de $48,0\mu\text{g/L}$ às 16:30h, ambos a 50% de penetração de luz (**Tabela 06**). Variações verticais e nictemeral foram consideradas pela ANOVA sem significância tanto para o período seco quanto para o período chuvoso. Já em relação aos dois períodos as diferenças nas concentrações N-amoniaco apresentaram-se significativas ($F = 127.16$ e $p > 0,0001$).

Os valores do nitrito apresentaram média de $0,20\mu\text{g/L}$ a $6,6\mu\text{g/L}$ entre os dois períodos amostrados. Não foram observadas diferenças significativas verticais nem nictemerais, demonstrando homogeneidade deste parâmetro em cada um dos períodos amostrados. Porém, ANOVA revelou variabilidade significativa ($F = 28,795$ e $p < 0,0001$) entre os ciclos nictemerais. Tendências de maiores concentrações foram verificadas no fundo, com maiores valores verificados no período chuvoso. Em virtude da concentração da matéria orgânica no período chuvoso ter sido mais expressiva, a decomposição foi também mais intensa, liberando uma relevante quantidade de amônia no corpo aquático. De acordo com Esteves (1998), em lagos eutróficos, a amonificação, ou seja, a formação de amônia a partir da decomposição de matéria orgânica por microorganismos aeróbios e anaeróbios é a

fonte principal de amônia para os lagos, complementada pela excreção biológica e pela redução de nitritos e de nitrato em alguns lagos.

O valor médio de ortofosfato foi de 6,96 µg/L, com mínimo de 3 µg/L em dez/06 e máximo de 100µg/L em mai/07. ANOVA revelou valores significativos entre os períodos de estiagem e chuvoso com $F=0.6329$ e $p < 0,0001$. Os baixos valores de ortofosfato no período seco estão relacionados à assimilação do mesmo por organismos fitoplanctônicos em função deste nutriente ser indispensável ao crescimento e aumento da biomassa nos ecossistemas aquáticos, pois com as altas temperaturas aumentam o metabolismo dos organismos e com ele o PO_4^{3-} é assimilado e incorporado em sua biomassa mais rapidamente (ESTEVEVES, 1998). Em relação ao período chuvoso, os altos valores de ortofosfato para este ambiente estão associados à sua concentração pelo decréscimo do volume e à possível liberação desde o fundo e ao maior tempo de retenção da água que favoreceu a biodegradação. As maiores concentrações durante a madrugada podem ser evidências da liberação de ortofosfato deste sedimento, durante desestratificação térmica e mistura da água (DINIZ, 2006).

A análise dos componentes principais para os dois períodos em estudo (**Tabela 04**) teve uma explicabilidade de 66,10%, sendo 50,81% para o fator I e 15,29% no fator II. O fator I associou-se positivamente com vento, temperatura do ar, transparência, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, e oxigênio dissolvido e negativamente com a clorofila *a*, nitrito, amônia e ortofosfato. Para o segundo fator houve correlação positiva para condutividade elétrica e negativa com temperatura do ar, transparência e oxigênio dissolvido.

Tabela 04 - Variáveis abióticas com os Componentes Principais I e II para o açude Luiz Heleno no período de estiagem, 18 a 19/dez/2006 e período chuvoso, 05 a 06/ mai/2007.

Variáveis	Componentes principais	
	Fator I	Fator II
Vento	0,69*	-0,12
Chuva	-0,34	0,23
Temperatura ar	0,73*	-0,59*
Transparência (m)	0,56*	-0,55*
Temp. (°C)	0,87*	-0,36
pH	0,78*	-0,31
Condut. (µS/cm)	0,79*	0,49*
OD (mg/l)	0,54*	-0,53*
Clorofila <i>a</i> (µg/l)	-0,56*	-0,22
Feofitina (µg/l)	-0,26	-0,34
Ortofosfato (µg/l)	-0,91*	-0,36
Nitrito (µg/l)	-0,73*	-0,39
Amônia (µg/l)	-0,85*	-0,32
Explicabilidade (%)	50,81	15,29

* = Valores significativos

Fonte: dados da pesquisa.

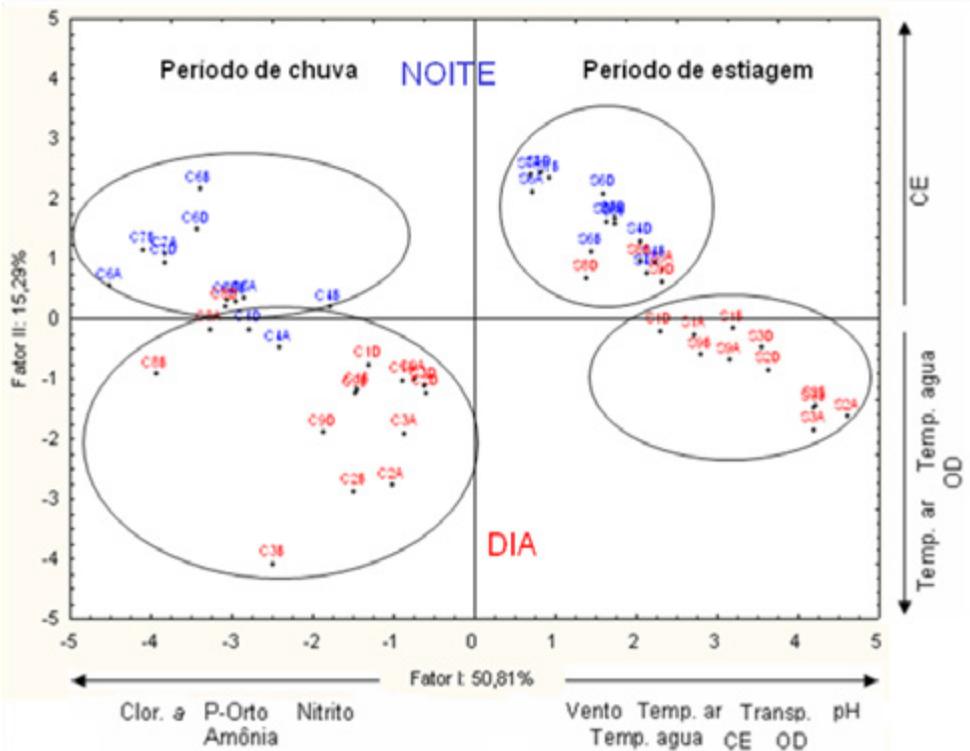
A partir da **Figura 05** observa-se que o fator I segregou a distribuição sazonal dos casos. É possível observar tendência à formação de 4 grupos, dois no lado positivo e dois no lado negativo. O semieixo positivo reuniu as unidades amostrais relativas ao período de estiagem, associado à velocidade do vento, temperatura do ar, transparência, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido. Em relação à porção negativa ainda do fator I, ocorreu à união das

unidades amostrais relativas à nictemeral do período chuvoso em associação com as elevadas concentrações de clorofila *a*, nitrito, amônia e ortofosfato.

O fator II, embora tenha contribuído pouco para a variabilidade dos dados, separou os casos em relação aos períodos diurno e noturno. O semieixo positivo reuniu as unidades amostrais relativas à noite associado à condutividade elétrica. Em relação à porção negativa ainda do fator II, ocorreu à união das unidades amostrais relativas ao dia em associação com temperatura do ar, temperatura da água e oxigênio dissolvido.

A análise de componentes principais (ACP) revelou diferença nictemeral (dia/noite) e sazonal nos dois ciclos estudados (estiagem e chuvoso). No período chuvoso, o baixo volume do açude refletiu nas maiores concentrações de nutrientes, o que favoreceu o crescimento do fitoplâncton fazendo com que a atividade fotossintética fosse mais expressiva nesse período.

Figura 05 - Diagrama de ordenação dos dados amostrais para o açude Luiz Heleno em relação as variáveis associadas, baseadas nos fatores I e II.



Fonte: dados da pesquisa.

As unidades amostrais seguiram a seguinte sequência: S=Período de estiagem, C=Período de chuva, A = superfície, B = 50% luz, D = fundo; 1=10:30, 2=13:30, 3=16:30, 4=19:30, 5=22:30, 6=01:30, 7=04:30, 8= 07:30, 9=10:30 do dia seguinte. A cor vermelha = dia; azul = noite.

A distribuição vertical da clorofila *a* teve média de 22,5 µg/L no período seco e 43,8 µg/L no período chuvoso. A ANOVA revelou diferenças significativas apenas entre os dois ciclos nictemerais.

No período seco as concentrações de clorofila *a* foram baixas quando comparadas com o período chuvoso. Durante esse período, foi registrado um perfil vertical/nictemeral homogêneo da distribuição de clorofila *a*.

Em relação à feofitina, a ANOVA não revelou diferenças significativas vertical/nictemeral, como também em nenhum dos dois ciclos nictemerais. Durante esse período, foi registrado um perfil vertical/nictemeral homogêneo da sua distribuição. Ramírez (1996) também verificou que nos meses em que ocorreu mistura da coluna d'água houve distribuição homogênea na concentração de clorofila *a*.

No período chuvoso, os altos valores de clorofila *a* sugerem alta atividade fotossintética. A média de clorofila *a* dentro deste ciclo nictemeral correspondeu a uma relevante biomassa algal. Sant'Anna et al. (2006), consideram como floração a ocorrência de clorofila *a* em concentrações ≥ 10 µg/L.

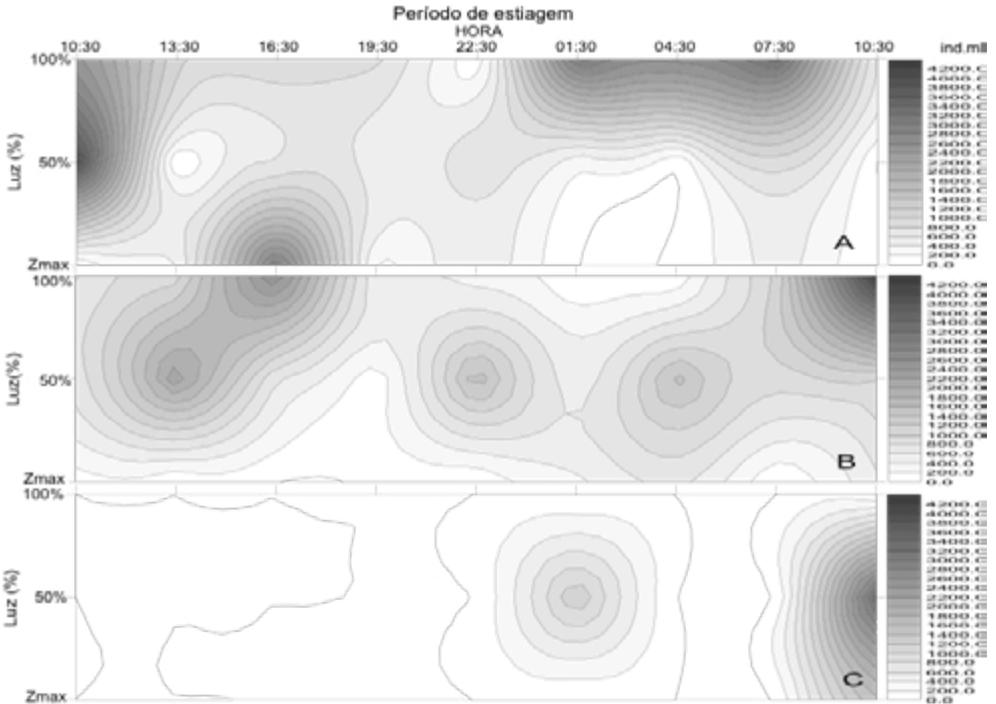
A clorofila *a* é o pigmento fotossintético comum a todos os grupos de organismos que realizam fotossínteses oxigênica, entre eles as algas e as cianobactérias. Portanto, a biomassa da comunidade fitoplanctônica pode ser estimada pela quantificação da clorofila *a*, sendo que a mesma evidencia a capacidade fotossintética potencial do fitoplâncton (NUSCH, 1980). Já a feofitina é o pigmento resultante da degradação da clorofila *a* e permite estimar a biomassa de organismos planctônicos senescentes. Os feopigmentos foram bem homogêneos e não apresentaram diferenças significantes para esse estudo.

Para a riqueza específica obtida através da densidade, a comunidade fitoplanctônica do açude Luiz Heleno esteve representada por 65 táxons, entre eles, Euglenophyceae (27%), Chlorophyceae (27%), Cyanophyceae (20%), Bacillariophyceae (13%), Zygnemaphyceae (11%) e Dynophyceae com 2%. Foram exclusivos da seca 16 táxons, 30 na chuva e 21 comuns aos dois períodos. Em relação a sazonalidade, o período de estiagem apresentou 34 spp e o chuvoso 51 spp. As classes Chlorophyceae e Cyanophyceae foram as mais representativas no período seco, contribuindo ambas com 9 espécies, enquanto que, Euglenophyceae e Chlorophyceae apresentaram o maior número de espécies no período chuvoso (13 spp, cada classe).

A densidade total variou de 418.0 ind/ml a 6270 ind/ml, no período seco e de 1,207 ind/ml a 182,570 ind/ml, no período chuvoso (**Tabela 7**). O padrão de distribuição da densidade fitoplanctônica foi caracterizado pela formação de gradientes nictemerais bem definidos, com valores maiores no período do dia e menores durante a noite (**Figura 6**). Em relação à sazonalidade, as maiores densidades ocorreram no período chuvoso.

No período de estiagem, as espécies que mais contribuíram para a densidade foram *Oscillatoria* sp, *Trachelomonas volvocina* e *Nitzschia* sp. (**Figura 06**).

Figura 06 - Isolinhas densidade *Oscillatoria* sp (A), *Trachelomonas volvocina* (B) e *Nitzschia* sp (C), no açude Luíz Heleno no período de estiagem, 18 e 19/dez/2006.



Fonte: dados da pesquisa.

De acordo com Sant'Anna et al. (2006) as cianobactérias possuem estratégias adaptativas que lhes permitem intenso desenvolvimento em condições eutróficas, conferindo-lhes vantagem competitiva sobre os demais grupos fitoplanctônicos.

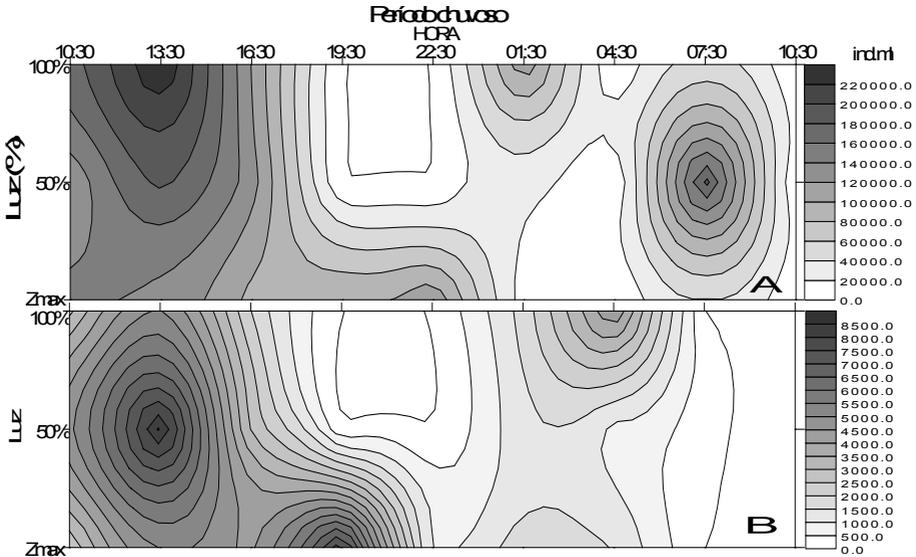
Assim como foi verificado neste estudo, Ramírez (1996) constatou distribuição vertical semelhante das Euglenophyceae, pois a maioria dos organismos flagelados é mixotrófica (BRAVO-SIERRA, 2004), isto é, com capacidade autotrófica fotossintética e de alimen-

tação heterotrófica, concomitantemente ou alternadamente, portanto, capazes de controlar sua situação na coluna de água, o que explica essa homogeneidade espacial na sua distribuição.

Segundo Barbosa e Padizák (2002), a atelomixia é tida como um fator-chave na permanência de diatomáceas na coluna de água. Esse fenômeno é marcante para esses organismos que não possuem estruturas de locomoção e com elevado peso corporal, dependam do movimento das correntes aquáticas para se manterem nas camadas mais superficiais. Esse padrão de mistura explicaria a presença de *Nitzschia* sp durante a noite do período de estiagem. Comportamento semelhante ocorreu durante o período diurno, porém a força que impulsionou essas algas até próximo à superfície, possivelmente foi a ação dos ventos que a partir das primeiras horas do segundo dia de coleta ultrapassaram a velocidade de 3 m/s, gerando força suficiente para continuar mantendo essas algas na coluna de água.

Em relação ao período chuvoso, as espécies *Pseudanabaena limnetica* *Cylindrospermopsis raciborskii* atingiram toda coluna d'água no período diurno e o fundo do reservatório no período noturno (**Figura 07**). ANOVA revelou diferença vertical (dia/noite) muito significativas com $p = 0,058$ e $F = 2.372$ apenas para a densidade da espécie *Pseudanabaena limnetica*.

Figura 07 - Isolinhas densidade *Pseudanabaena limnetica* (A), *Cylindrospermopsis raciborskii* (B), no açude Luíz Heleno no período chuvoso, 05 e 06/mai/2007.



Fonte: dados da pesquisa.

Em relação ao período chuvoso, as densidades das espécies *Pseudanabaena limnetica* e *Cylindrospermopsis raciborskii* foram mais expressivas. A capacidade de migração na coluna de água da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi refletida neste ciclo em função de seus vacúolos gasosos (aerótopos) permitirem migração vertical, podendo buscar a profundidade em que tanto a intensidade luminosa quanto a concentração de nutrientes estejam favoráveis (FERNANDES et al., 2005). Komárek e Anagnostidis (2005) relatam que *Pseudanabaena limnetica* possui distribuição cosmopolita e ocorre em águas doces de lagos e reservatórios artificiais, sendo frequentemente encontrada em águas poluídas, provavelmente tanto em regiões temperadas quanto tropicais. A espécie tem hábito primariamente bentônico e

secundariamente planctônico, comportamento observado no açude Luiz Heleno.

As espécies *Oscillatoria* sp, *Trachelomonas volvocina* e *Nitzschia* sp. foram dominantes com 85% da densidade total no período de estiagem. *Oscillatoria* sp alternou entre dominante e abundante. No *Cylindropermopsis raciborskii*, *Pseudanabaena limnetica* dominaram o ambiente com 93% da densidade total e *Trachelomonas volvocina* foi abundante.

Reynolds et al. (2002) propôs um modelo no qual as espécies do fitoplâncton foram agrupadas em 31 grupos funcionais, denominados por códigos alfanuméricos, baseando-se em suas estratégias de sobrevivência, tolerâncias e sensibilidades. Ainda de acordo com este autor os grupos funcionais são frequentemente polifiléticos e respondem similarmente a um determinado conjunto de condições ambientais, possuindo características adaptativas para sobrevivência e dominância em distintos ambientes.

Dentre os grupos funcionais (**Tabela 05**) destacaram-se: 1) grupo S_1 , caracterizado por espécies filamentosas que habitam ambientes turvos com mistura vertical da água, tolerantes a falta de disponibilidade de luz como ocorre com *Pseudanabaena limnetica*, *Oscillatoria* sp e *Spirulina laxissima*. 2) grupo W_2 , *Trachelomonas volvocina*, *Trachelomonas volvocinopsis*, *Trachelomonas armata*, *Trachelomonas sculpta*.

Tabela 05 - Espécies descritoras selecionadas e grupos funcionais (GF) no período de estiagem, 18 e 19/dez/06 e chuvoso, 05 e 06/mai/07 no açude Luiz Heleno. Descritoras no período de estiagem (DE); Descritoras no período chuvoso (DC).

ESPÉCIE	DE	DC	GF	Habitats
CYANOPHYCEAE				
<i>Aphanocapsa elachista</i>	X	-	K	Coluna d'água rasa, rica em nutrientes
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	-	X	Sn	Cianobactérias filamentosas de ambientes quentes
<i>Mastigocladopsis jogensis</i>	X	X	Sn	Cianobactérias filamentosas de ambientes quentes
<i>Merismopedia minima</i>	X	-	L0	Cianobactérias de ambientes mesotróficos e quentes
<i>Monoraphidium contortum</i>	-	X	X1	Camadas de mistura rasas em condições enriquecidas
<i>Oscillatoria</i> sp	X	-	S1	Camadas de mistura túrbidas
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	-	X	S1	Camadas de mistura túrbidas
<i>Spirulina laxissima</i>	-	X	S2	Raso, camadas de mistura túrbidas
BACILARIOPHY- CEAE				
<i>Aulacoseira granulata</i>	X		P	Epilímnio eutrófico
<i>Nitzschia</i> sp	X	-	D	Corpos aquáticos rasos, túrbidos, enriquecidos, incluindo rios
EUGLENOPHY- CEAE				

<i>Trachelomonas armata</i>	X	-	W2	Lagos rasos mesotróficos
<i>Trachelomonas sculpta</i>	X	-	W2	
<i>Trachelomonas volvocina</i>	X	X	W2	
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	X	-	W2	

Fonte: dados da pesquisa.

A mobilidade que os organismos ganham com a presença de um ou mais flagelos representa uma vantagem em condições ambientais de águas calmas e estratificadas e 3) grupo S_{n} , caracterizado por espécies de hábito solitário, que habitam ambientes quentes com mistura vertical da água e tolerantes a falta de nitrogênio como ocorre com *Cylindrospermopsis raciborskii* que tem sido registrada na maioria dos corpos d'água brasileiros, independente do grau de trofia (BRASIL, 2007).

Sua alta competitividade em ambientes eutróficos, aliada a sua capacidade de formar florações e produzir toxinas fazem desta espécie uma das cianobactérias estudadas tanto do ponto e vista ecológico quanto como de saúde pública (TUCCI; SANT'ANNA, 2003). Os densos blooms (florações) podem ser registrados nas primeiras horas da manhã na superfície da coluna d'água e, nas horas mais quentes do dia.

O índice de diversidade de Shannon variou de 0,16 bits.cel⁻¹ a 2,30 bits.cel⁻¹, no período de estiagem e de 0,37 bits.cel⁻¹ a 2,91 bits.cel⁻¹ no período chuvoso (**Tabela 07**).

A diversidade específica apresentou variações com valores considerados significativos para a ANOVA entre o dia/noite.

Tabela 07 - Valores máximo, médio, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação para os índices relacionados com a comunidade fitoplanctônica no açude Luíz Heleno, período de estiagem (18 e 19/dez/2006) e chuvoso (05 e 06/mai/2007). DP = desvio padrão; CV = coeficiente de variação. (Osc. sp. = *Oscillatoria* sp; Trach. vol. = *Trachelomonas volvocina*; Cylindro = *Cylindrospermopsis raciborskii*; Pseu. lim. = *Pseudanabaena limnetica*).

Período de estiagem					
	Diversidade Shannon	Equabilidade	Densidade total	Osc. sp.	Trach. vol.
N =	27	27	27	27	27
Mínimo	0.16	0.08	418.0	0.0	0
Máximo	2.30	0.75	6270.0	4403.0	3985.0
Média	1.52	0.55	2666	1033.1	725.6
DP	0.59	0.19	1645.3	1182.7	915.9
CV	39.1%	34.81%	61.71%	114.48%	126.23%
Período chuvoso					
	Diversidade Shannon	Equabilidade	Densidade total	Cylindro. rac	Pseu. lim
N =	27	27	27	27	27
Mínimo	0.37	0.10	1,207	0.00	0.00
Máximo	2.91	0.97	182,570	7,622.81	172,909.56
Média	1.10	0.36	57,153	1,626.87	51,794.32
DP	0.88	0.27	55,578.64	1,902.25	53,895.73
CV	80.5%	73.4%	97.3%	116.9%	104.1%

Fonte: dados da pesquisa.

A diversidade tem relação direta com as respostas da comunidade às perturbações ambientais. A diminuição da diversidade ao longo do período amostrado deve-se ao aumento da eutrofização e favorecimento da dominância de cianobactéria. Odum (1988) afirma que ambientes poluídos apresentam diversidade reduzida e a curva de espécie-abundância é alterada.

O índice de equabilidade variou de 0,008 a 0,75 no período de estiagem e de 0,10 a 0, no período chuvoso (**Tabela 07**).

A equabilidade apresentou variações com valores considerados significativos pela ANOVA entre o dia/noite, na chuva e entre os dois ciclos nictemerais.

Segundo Ramírez (1996), diminuição de riqueza, diversidade e equabilidade ocorrem, especialmente, em ambientes que se tornem extremos num dado momento e, conseqüentemente, beneficiam o desenvolvimento de uma determinada espécie. Tais espécies estão representadas por número excessivo de indivíduos que induzem ao aumento dos valores de dominância. Esses dados refletem a elevada densidade das espécies *Oscillatoria* sp. (período de estiagem), *Pseudanabaena limnetica* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (período chuvoso).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados obtidos, pode-se inferir que, durante o período chuvoso, o açude Luiz Heleno apresentou condições eutróficas, considerando as altas densidades populacionais e as

concentrações de biomassa fitoplanctônica. Isto pode ser confirmado pelas altas concentrações de nutrientes verificadas durante o ciclo nictemeral chuvoso.

As condições de microestratificação juntamente com o fenômeno da atelomixia, associadas à diminuição contínua do volume de água, em função da elevada evapotranspiração e escassas chuvas, favoreceram a concentração de nutrientes para o período chuvoso. Esse episódio agiu como um fator de estresse, o qual ocasionou mudanças na estrutura da comunidade entre os ciclos nictemerai.

REFERÊNCIAS

BARBOSA, J. E. L. **Dinâmica do Fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal e vertical) no açude Taperoá II : trópico semi-árido nardestino**. 2002. 201f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.

BARBOSA, F.A.R.; PADISÁK, J. **The forgotten lake stratification pattern: atelomix, and its ecological importance**. Verh. Internat. Verein. Limnol., Stuttgart, v. 28, 2002, p. 1385-1395.

BARBOSA, J. E. L. et al. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da bacia hidrográfica do rio Taperoá, trópico semi-árido brasileiro. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. suplem, p.1-89, 2006.

BARBOSA, J.E.L. et al. Aquatic systems in semiarid Brazil: Limnology and management. **Acta limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012.

BECKER V.; CARDOSO L.S.; HUSZAR V. L. M. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. **Aquatic Ecology**, v.43, p.285- 293, 2009.

BOUVY, M. et al. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia** v.493, p.115-130, 2003.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Potenciais fatores de risco à saúde decorrentes da presença de subprodutos de cloração na água utilizada para consumo humano**. - Brasília: Funasa, p. 126. 2007.

BRAVO-SIERRA, E. Fitoflagelados potencialmente tóxicos y nocivos de costas del Pacífico mexicano. **Rev. biol. trop, sep.** v.52 supl.1, p.5-16, 2004.

DINIZ, C. R. et al. Distribuição Vertical e Dinâmica Nictemeral de Parâmetros Físicos, Químicos e Biológicos do Açude de Bodocongó-PB. In: **Congresso Interamericano de Ingenieria Saitaria y Ambiental**, 2002.

DINIZ, C. R. et al. Ciclo nictemeral e vertical de variáveis ambientais no açude Epitácio Pessoa, semi-árido paraibano. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais**. Joinville. 2003.

DINIZ, C. R.; BARBOSA, J. E. L.; CEBALLOS, B. S. O. Variabilidade Temporal (Nictemeral Vertical e Sazonal) das Condições Limnológicas de Açudes do Trópico Semi-Árido Paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. Suplem, 2006, p.1/1-19.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro, Interciência/FINEP, p. 575. 1998.

FERNADES, L. F. et al. Comunidades Fitoplanctônica em Ambientes Lênticos. In: ANDREOLLI, C.; CARNEIRO, C. (Org.). **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento eutrofizados**. 1.ed. Curitiba. v.1, 2005.

HENRY, R. et al.. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). **Rev. Brasil. Biol.**, v.70, n. 4, p.571-590, 1999.

HUSZAR, V.L.M. **Fitoplâncton de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (lago Batata, Pará, Brasil): Estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais.** 1994. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1994.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales. In: BÜDEL, B. Et al. (Eds). **Süßwasserflora von Mitteleuropa** 19. Elsevier Spektrum Akademischer Verlag, München, 2005, p.1-759.

LEWIS, J.R.W.M. The thermal regime of lake Lanao (Philippines) and theoretical implications for tropical lakes. **Limnology and Oceanography**, v.18, p.200-217, 1973.

LORENZEN, C.J. Determination of Chlorophyll and Phaeo pigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.**, v.12, p.343-346, 1967.

MATSUZAKI, M.; MUCCI, J. L. N.; ROCHA, A. A. **Phytoplankton community in a recreational fishing lake, Brazil.** **Revista de Saúde Pública**, v.38, n.5, 2004, p.679-686.

MEDEIROS, P. R. et al. Vertical and nictemeral dynamics of limnological variables in a tropical brazilian dam. **Revista Nordestina de Biologia**, v. suplem, p.73-80, 2006.

NUSCH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination – **Archiv. Hydrobiologie Beih ergebn Limnol.** v.14. p.14-36, 1980.

ODUM, E. P. **Ecologia.** Rio de Janeiro, Guanabara, 1988.

PIVATO, B. M.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Dinâmica nictemeral das assembleias fitoplanctônicas em um reservatório tropical (reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil), em dois períodos do ciclo hidrológico. **Acta Scientiarum**, v.28, n.1, p.19-29, 2006.

RAMÍREZ, R. J.J. Variaciones verticales de temperatura y factores químicos en un ciclo de 24 horas en el embalse Punchiná, Antioquia, Colômbia. **Acta innologica Brasiliensia**, v.3, p.23-34, 1995.

RAMÍREZ R., J.J. **Variações espacial vertical e nictemeral da estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais em quatro dias de amostragem de diferentes épocas do ano no lago das Garças, São Paulo.** Tese (Doutorado), p.238. 1996. Universidade de São Paulo, São Paulo.

REYNOLDS, C.S. **The ecology of freshwater phytoplankton.** Cammbridge Univ. Pres., p.384, 1984.

REYNOLDS, C.S. Phytoplankton assemblages in reservoirs. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its plications.** São Carlos: International Institute of Ecology, 1999, p.439-456.

REYNOLDS, C.S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **J. Plankton Res.** v.24, p.417-428, 2002.

REYNOLDS, C. S. **Ecology of Phytoplankton.** Cambrigde: Cambrigde University Press. 2006.

SANT'ANNA, C. L. et al. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras.** Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2006.

SOUZA, M. B. G. et al. Role of atelomixis in replacement of phytoplankton assemblages in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. **Hydrobiologia** (The Hague), v.607, p.211-224, 2008.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C.L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.26, n.1, p.97-112, 2003.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos. 2008.

UTERMÖHL H. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**. v.9, p.1-38, 1958.

WETZEL, R.G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3.ed. San Diego: Academic ress. 2001.

Tabela 06. Variáveis bióticas e abióticas e concentração de nutrientes no açude Luíz Heleno, período de estiagem (18 e 19/dez/2006) e chuvoso (05 e 06/mai/2007). Condutividade elétrica (CE); oxigênio dissolvido (OD); E = estiagem; C = Chuva.

Variáveis	pH		CE		OD		P-orto		Nitrito		Amônia		Clorofila α		Fcofitina																							
	E	C	E	C	E	C	E	C	E	C	E	C	E	C	E	C																						
Horários	10:30	8,9	9,1	200,2	173,2	7,5	7,0	10,0	75,0	499,8	367,1	0,2	5,4	1,0	27,4	14,4	26,4	10,9	0,0																			
																				50%	9,0	9,1	197,8	172,3	7,9	6,5	7,0	74,0	161,3	230,4	ND	4,6	0,6	37,2	13,8	52,8	8,6	8,9
100%	9,2	9,3	197,6	143,2	8,9	8,9	5,0	85,0	140,9	389,6	ND	5,4	0,4	34,6	25,0	28,9	20,3	18,4																				
																			50%	9,2	9,3	196,5	169,3	8,8	7,9	10,0	100,0	162,7	314,3	ND	15,7	0,8	9,4	19,1	67,7	11,8	37,5	
																																						0%
100%	9,3	8,8	194,7	167,9	11,2	9,7	10,0	81,0	172,3	513,2	ND	4,3	0,7	42,7	32,4	24,2	25,7	5,5																				
																			50%	9,3	8,8	196,7	171,9	10,4	10,0	5,0	94,0	162,7	581,4	ND	6,1	0,9	48,0	26,3	97,8	21,1	221,1	
																																						0%
100%	9,2	8,0	198,2	171,0	8,8	8,0	3,0	84,0	167,7	406,7	ND	8,3	0,6	38,0	26,0	33,7	26,5	3,4																				
																			50%	9,2	8,3	202,7	172,9	8,7	7,6	11,0	68,0	135,2	544,9	ND	7,6	0,8	18,5	20,5	13,8	16,4	0,0	
																																						0%

100%	9,1	8,0	201,7	172,9	8,3	6,0	3,0	87,0	148,8	482,5	ND	5,0	0,5	38,1	18,6	39,0	0,0	15,0
50%	9,1	8,1	201,2	173,0	7,5	5,7	7,0	90,0	128,1	631,4	ND	6,1	1,1	43,7	17,7	30,6	14,0	9,6
0%	9,1	8,0	206,9	172,9	7,9	6,1	3,0	82,0	ND	1471,0	ND	6,5	0,4	40,4	18,0	49,2	15,6	0,0
100%	8,0	7,7	204,1	172,3	6,7	5,2	11,0	88,0	172,6	1558,1	2,4	6,9	1,5	28,4	23,8	102,8	10,1	81,0
50%	8,9	7,7	204,7	172,9	8,8	4,1	10,0	86,0	157,7	1530,0	ND	5,0	5,7	15,8	40,4	25,8	32,8	9,6
0%	8,9	7,7	206,6	173,0	6,1	6,4	3,0	83,0	137,7	1596,0	ND	6,5	1,3	27,3	14,6	25,8	13,7	7,5
100%	8,8	7,5	200,1	174,5	5,7	3,5	8,0	74,0	100,2	1616,4	ND	6,1	0,6	47,4	21,2	42,1	17,2	29,0
50%	8,8	7,5	202,7	173,3	6,0	2,9	3,0	85,0	118,7	1597,1	1,3	5,4	1,1	39,8	20,4	73,6	14,3	11,0
0%	8,8	7,6	203,5	173,0	5,6	3,1	9,0	86,0	137,7	1705,7	ND	4,3	0,9	38,2	22,5	60,4	14,8	47,0
100%	8,8	7,9	200,6	170,4	6,5	4,1	3,0	84,0	ND	1531,5	ND	3,5	0,4	40,2	7,7	70,2	4,7	51,0
50%	8,6	7,9	201,5	173,7	5,8	4,4	3,0	89,0	137,7	1524,6	ND	5,4	1,8	45,1	13,2	113,8	8,6	92,0
0%	8,5	7,7	198,0	172,8	5,0	3,5	14,0	76,0	110,6	1663,9	ND	6,1	1,1	17,1	43,7	67,1	32,8	64,0
100%	9,1	8,6	196,0	172,4	8,2	8,9	3,0	72,0	ND	1611,5	ND	3,5	1,4	17,4	39,0	29,8	31,9	13,0
50%	9,0	8,6	191,7	173,1	7,8	8,2	12,0	75,0	115,2	1604,6	ND	5,4	0,6	34,5	34,7	35,7	26,5	21,0
	0,5	0,5	107,0	171,0	4,7	0,4	7,0	70,0	106,0	1500,5	ND	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

CAPÍTULO IV

**CYANOBACTÉRIAS: DIVERSIDADE, DISTRIBUIÇÃO
E PROCESSOS REGULADORES NO SEMIÁRIDO
PARAIBANO**

JANIELE FRANÇA VASCONCELOS¹²
GUSTAVO CORREIA DE MOURA¹³
FLÁVIA MORGANA MONTEIRO¹⁴
JOSÉ ETHAM DE LUCENA BARBOSA¹⁵

12 Doutora em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos pela UEM.

13 Pesquisador do Laboratório de Limnologia da UEPB.

14 Graduada em Ciências Biológicas pela UEPB. Mestranda em Ciências e Tecnologia Ambiental.

15 Doutor em Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Professor Associado da UEPB. Email: ethambarbosa@hotmail.com

Introdução

As cianobactérias podem proliferar-se facilmente concorrendo e excluindo outros organismos fitoplanctônicos em habitats de água doce, devido a sua baixa demanda de nutrientes e luz, formando florações que são frequentemente chamadas de *blooms*. A principal preocupação é que as cianobactérias que originam estes *blooms* podem produzir metabólitos secundários, como potentes toxinas, perigosos para a saúde humana e do ecossistema. Existem diferentes tipos de cianotoxinas, classificadas em quatro grandes grupos de acordo com seus efeitos (neurotoxinas, hepatotoxinas, citotoxinas, e toxinas gastrointestinal), mas seus efeitos sobre as comunidades aquáticas não são totalmente compreendidos (CODD et al. 2005). Hepatotoxinas são representadas principalmente por peptídeos cíclicos (microcistinas -MCS e nodularinas) e alcalóides (cilindrospermopsinas), e neurotoxinas pelos alcalóides (anatoxina-a, anatoxina-as) e saxitoxinas (STX).

Florações de cianobactérias potencialmente tóxicas têm sido registradas com grande frequência em vários países como: Canadá, Estados Unidos, Portugal, Inglaterra, Alemanha, África do Sul, China, Austrália, entre outros (YOO et al. 1995). No Brasil, florações de cianobactérias são amplamente distribuídas, tanto na região tropical quanto na região subtropical, sobretudo em mananciais utilizados para o abastecimento público, (SANT'ANNA; AZEVEDO, 2000; SANT'ANNA et al. 2006; AZEVEDO, 1998; HUSZAR et al. 2000; SANT'ANNA; AZEVEDO, 2000; YUNES et al. 2003; BRANCO; SENNA, 1994; BOUVY et al. 1999; KOMÁRKOVÁ et al. 1999;

MAGALHÃES; AZEVEDO, 1998; BOUVY et al. 2000; MARINHO; HUSZAR, 2002; MOLICA et al. 2002).

Na Região Nordeste, Huszar et al. (2000) reportaram a dominância de cianobactérias em oito reservatórios urbanos, incluindo quatro açudes do Semiárido pernambucano. Bouvy et al. (2000) também relataram que entre 39 reservatórios investigados na região do Semiárido pernambucano, 27 deles apresentaram predominância de *Cylindrospermopsis*. No Semiárido do Rio Grande do Norte, muitos reservatórios utilizados para abastecimento público apresentam condições eutróficas e eventualmente hipereutróficas, com constantes ocorrências de florações de cianobactérias como *Microcystis aeruginosa*, *Planktotrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena circinalis* (CHELLAPPA; CHALLAPPA, 2004; CHELLAPPA et al. 2000; COSTA et al. 2006a, 2006b; ESKINAZI-SANT'ANNA et al. 2006; PANOSSO et al. 2007).

O sucesso da proliferação das cianobactérias é geralmente influenciado por diversos fatores, tais como concentração de fósforo e nitrogênio, razão N:P, luz, temperatura, oxigênio, pH, herbivoria e estabilidade da coluna d'água, podendo estes parâmetros agirem sinergeticamente e antagonicamente. Condições climáticas (aquecimento global, El Niño, La Niña) também favorecem a ocorrência de florações (BARBOSA, 2002).

A ampla distribuição desses organismos deve-se à versatilidade de seu metabolismo e às adaptações estruturais e enzimáticas. A ocorrência das cianobactérias, e consequente floração em ambientes com disponibilidade de fósforo, resulta da habilidade destes organismos em estocar fósforo internamente como corpos

polifosfatados, permitindo a sobrevivência e a manutenção do seu crescimento durante períodos subsequentes de deficiência externa deste nutriente (FALCONER, 2007). Além disso, cianobactérias capazes de movimentos verticais rápidos na coluna d'água apresentam uma vantagem adicional de migrarem para zonas afóticas, próximas ao sedimento e ricas em fosfato, durante períodos de estratificação e depleção deste nutriente (VISSER et al., 2005).

Flutuações hidrológicas são alterações significantes em lagos e reservatórios de regiões áridas e Semiáridas, tanto a variabilidade sazonal quanto a anual provocam mudanças na forma, tamanho, volume, superfície, tempo de residência da água e profundidade nos reservatórios (HAKANSON, 2005; SÁNCHEZ-CARRILHO et al. 2007), as quais afetam suas características físicas, químicas bem como a dinâmica de cianobactérias. Além disso, em reservatórios do Semiárido, a dominância de cianobactérias também tem sido atribuída à fraca pressão de herbivoria (BOUVY et al. 1999). Copépodos calanoida e rotíferos têm sido apontados como os componentes do zooplâncton de maior importância em reservatórios mesotróficos e eutróficos do Semiárido (BOUVY et al. 2001; ESKINAZI-SANT'ANNA et al. 2006; SOUZA et al. 2008), possivelmente por sua capacidade de fragmentar filamentos de cianobactérias (BOUVY et al. 2001), ou, no caso de rotíferos, por sua tolerância à elevada turbidez abiogênica, comum nesses ambientes (SOUZA et al. 2008).

Assim, o presente capítulo tem como objetivo fazer um relato da diversidade de cianobactérias em reservatórios nos estado da Paraíba, bem como identificar os fatores reguladores de sua ocorrência.

MATERIAL E MÉTODOS

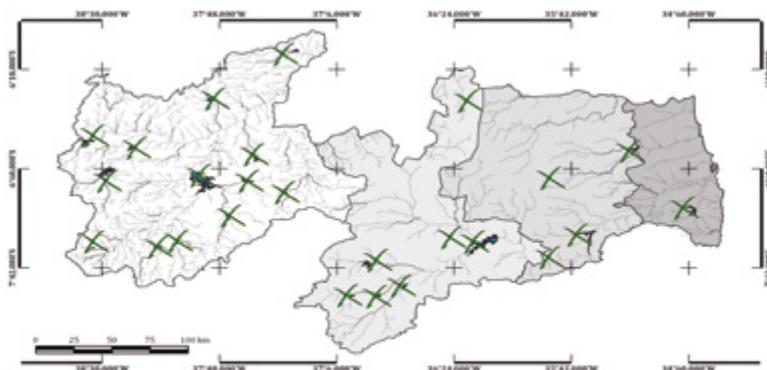
Foram realizadas duas amostragens, período seco e chuvoso, no ano de 2010, em vinte e cinco reservatórios de abastecimento público do Estado da Paraíba, distribuídos em quatro bacias hidrográficas (Bacia do Rio Piranhas, Bacia do Rio Paraíba, Bacia do Rio Mamanguape e Bacia do Rio Gramame). Este conjunto de reservatórios corresponde a 82,2% da capacidade de armazenamento de água superficial no estado (**Figura 01**).

Para estudo qualitativo, as amostras foram coletadas com rede de plâncton com abertura de malha de 20 μ m, através de arrasto horizontal na superfície da água. As amostras depois de coletadas foram acondicionadas em frascos de polietileno de 300ml e preservadas com formol a 4%. A identificação dos organismos foi feita utilizando-se um microscópio binocular Olympus CBA, com até 400 vezes de aumento, equipado com câmara clara e aparelho fotográfico. O procedimento para preparação de lâminas foi feito com uma gota de material sedimentado colocada entre lâmina e lamínula, onde foram observadas e identificadas todas as algas e cianobactérias encontradas. Os táxons foram identificados a partir de amostras populacionais, sempre que possível a níveis específicos e infra-específicos. O sistema de classificação para as classes e gêneros seguiu as indicações de Bicudo e Menezes (2006).

Sub-amostras de 500 mL foram coletadas para quantificação de algas e cianobactérias, as quais foram fixadas no campo com solução de formol à 4%. As identificações das populações fitoplanctônicas foram feitas em microscópio Olympus BH-2, equipado com contraste

de fase e analisador de imagens (Media Cybernetics Image Pro-plus), por meio de análise de características morfológicas e morfométricas das fases vegetativa e reprodutiva. A abundância das populações fitoplanctônicas (ind/mL) foi estimada pelo método de sedimentação de Utermöhl (1958). O tempo de sedimentação foi determinado em pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983). Os indivíduos (células, colônias, filamentos) foram enumerados em campos aleatórios (UHELINGER, 1964), em número suficiente para alcançar 100 indivíduos da espécie mais frequente, sendo o erro inferior a 20%, ($p < 0,05$) (LUND et al. 1958).

Figura 01 - Localização geográfica de 25 reservatórios de abastecimento público do estado da Paraíba.



RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em ecossistemas de regiões semiáridas as perturbações hidrológicas de seca e chuvas têm efeitos importantes na variação das comunidades de algas e cianobactérias (MALTCHIK et al. 2007; BARBOSA et al. 2013).

A composição taxonômica de algas e cianobactérias nos reservatórios amostrados totalizou 187 táxons (**Tabela 01**) incluídos em nove grupos (Chlorophyceae, Cianobctérias, Bacillariophyceae, Zignemaphyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae, Chlamydoophyceae, Xanthophyceae e Oedogoniophyceae).

Tabela 1- Lista de algas e cianobactrias observadas em 25 reservatórios de abastecimento do Estado da Paraíba nos períodos de seca e chuva do ano de 2010.

CYANOPHYCEAE	<i>Schroederia indica</i> (Philipose 1967)
<i>Anabaena circinalis</i> (Rabenhorst ex Bornet & Flahault, 1886)	<i>Schroederia planctonica</i>
<i>Anabaena crassa</i> (Komárková-Legnová & Cronberg, 1992)	<i>Scroederia setigera</i> (Korshikov 1953)
<i>Anabaena spiroides</i> (Klebahn, 1895)	<i>Schroederia</i> sp ((Schröder) Lemmermann)
<i>Anabaena sp.</i> (Gonzalvez & Kamat 1959)	<i>Selenastrum bibrainum</i> (Reinsch 1866)
<i>Aphanizomenon gracile</i> (Kashtanova)	<i>Selenastrum gracile</i> (Reinsch 1866)
<i>Aphanizomenon</i> sp (Fedorov 1969)	<i>Selenastrum minutum</i> (Nägeli) Collins 1907)
<i>Aphanizomenon Tropicalis</i> (M.Horecká & J.Komárek 1979)	<i>Sphaerocystis schroeteri</i> (Chodat 1897)
<i>Aphanocapsa elachista</i> (West & G.S.West 1894)	<i>Sphaerocystis</i> sp ((Korshikov) Bourrelly 1966)
<i>Aphanothece</i> sp (Rabenhorst 1864)	<i>Tetraedron gracile</i> ((Reinsch) Hansgirk)
<i>Borzia sp.</i> (Feldmann 1957)	<i>Tetraedron minimum</i> ((A.Braun) Hansgirk 1888)

- Calothrix* sp (Rabenhorst 1873)
- Chroococcus distans* (Komárková-Legnervová & Cronberg 1994)
- Chroococcus minutus* ((Kützing) Nägeli 1849)
- Chroococcus turgidus* (N.L.Gardner 1927)
- Chroococcus* sp ((Keissler) Lemmermann 1904)
- Coelomoron microcystoides* (Komárek 1989)
- Coelomoron pulsilum* (Komárek & Anagnostidis 1999)
- Coelomoron* sp. (Komárek & Anagnostidis 2000)
- Cylindrospermon* sp (A.Couté & M.Bouvy 2004)
- Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolozynska) Seenayya & Subba Raju in Desikachary 1972)
- Gloeocapsa* sp (Reinsch 1867)
- Joannesbaptistia pellucida*
- Lyngbya limnetica* (Lemmermann 1898)
- Lyngbya* sp (Elenkin 1949)
- Merismopedia elegans* (A.Braun ex Kützing 1849)
- Merismopedia glauca* ((Ehrenberg) Kützing 1845)
- Merismopedia minima* (G.Beck 1897)
- Merismopedia punctata* (Meyen 1839)
- Merismopedia* sp (Lagerheim 1883)
- Merismopedia tenuissima* (Lemmermann 1898)
- Microcystis aeruginosa* (Kützing 1846)
- Microcystis pulchella*
- Microcystis* sp (Kosinskaja 1948)
- Tetraedron* sp (Lemmermann)
- Tetraedron trilobatum* ((Reinsch) Hansgirg 1889)
- Tetraedron victoriae* (Wolozynska 1914)
- Ulothrix* sp ((Berkeley) Kützing 1849)

BACILLARIOPHYCEAE

- Amphora* sp (var. *caspica* N.I.Karaeva)
- Aulacoseira granulata* ((Ehrenberg) Simonsen 1979)
- Aulacoseira italica* ((Ehrenberg) Simonsen 1979)
- Caloneis bacillum* (var. *fontinalis* Grunow)
- Caloneis* sp ((Grunow) Mayer 1941)
- Cocconeis* sp (Cleve-Euler 1953)
- Cyclotella comta* ((Ehrenberg) Kützing 1849)
- Cyclotella meneghiniana* (Kützing 1844)
- Cyclotella* sp (Håkansson & R.Ross)
- Cymbella affines*
- Cymbella graciles*
- Eunotia* sp (D.Metzeltin & Lange-Bertalot 2007)
- Fragillaria capucina*
- Fragillaria* sp
- Fragillaria ulna*
- Gyrosigma* sp (var. *cuspidatum* Rabenhorst)
- Leptocylindrus danicus* (Cleve 1889)

- Nodularia* sp (Bornet & Flahault 1886)
- Oscillatoria princeps* (Vaucher ex Gomont 1892)
- Oscillatoria* sp (Pringsheim 1965)
- Oscillatoria* sp2 (Anagnostidis & Komárek 1965)
- Oscillatoria* sp3 (Playfair 1915)
- Planktothrix agardhii* (Anagnostidis & Komárek 1988)
- Planktothrix* sp (Wang & Li in Liu et al. 2013)
- Pseudanabaena* sp (Anagnostidis & Komárek 1988)
- Raphidiopsis curvata* (F.E.Fritsch & M. F.Rich 1930)
- Raphidiopsis mediterranea* (Skuja 1937)
- Raphidiopsis* sp (F.E.Fritsch & M.F.Rich.)
- Sphaerocavum brasiliense* (Azevedo & C.L.Sant' Anna 2003)
- Spirulina* sp (Geitler 1925)
- Synechocystis* sp (Skvortzov [Skvorcov] 1946)
- Lioloma pacificum* (Hasle in Hasle & Syvertsen 1996)
- Melosira sulcata* ((Ehrenberg) Kützing 1844)
- Navicula* sp (var. dilata Tempère & Pergallo 1908)
- Navicula* sp2 (Ehrenberg 1840)
- Nitzschia closterium* (Ehrenberg) W.Smith 1853)
- Nitzschia longissima* ((Brébisson) Ralfs in Pritchard 1861)
- Nitzschia obtusa* (W. Smith 1853)
- Pinularia* sp
- Rhizosolenia hebetata* (var. subacuta Grunow 1884)
- Rhizosolenia longiseta* (O.Zacharias 1893)
- Rhizosolenia* sp (f. semispina Sundström 1986)
- Rophalodia gibba*
- Surirella* sp (Ehrenberg)
- Synedra* sp ((Kützing) Skabichevskii 1960)
- Synedra ulna* ((Nitzsch) Ehrenberg 1832)
- Ursolenia longiseta*

CHLOROPHYCEAE

- Actinastrum hantzschii* (Lagerheim 1882)
- Ankistrodesmus falcatus* (Corda ex Korshikov 1953)
- Ankistrodesmus* sp (Korshikov)
- Asterococcus limneticus* (G.M.Smith 1918)
- Asterococcus* sp. (Scherffel.)
- Botryococcus braunii* (Kützing 1849)
- Clamydomonas* sp

EUGLENOPHYCEAE

- Anisonema* sp (Skvortzov)
- Euglena caudata* (Hübner 1886)
- Euglena próxima* (P.A.Dangeard 1901)
- Euglena* sp (K.E.Eichwald 1847)
- Phacus elegans* (Pochmann 1942)

- Closterium gracile* (Brébisson ex Ralfs 1848)
- Closterium kützingii* (Kützingii Bréb. 1856)
- Closterium parvulum* (Nägeli 1849)
- Closterium setaceum* (Ehrenberg ex Ralfs 1848)
- Closterium* sp (Ehrenberg & Hemprich ex Ralfs.)
- Chlorella* sp (Skuja 1948)
- Chlorella vulgaris* (Beyerinck [Beijerinck] 1890)
- Coccomyxa lacustris* (Chodat 1909)
- Coelastrum cambricum* (W.Archer 1868)
- Coelastrum microporum* (Nägeli in A.Braun 1855)
- Coelastrum reticulatum* ((P.A.Dangeard) Senn 1899)
- Coelastrum scabrum* (Reinsch 1877)
- Crucigenia* sp (G.M.Smith 1926)
- Crucigenia tetrapedia* ((Kirchner) Kuntze 1898)
- Diacanthos belenophorus* (T.Hortobágyi)
- Dictyosphaerium pulchellum* (H.C.Wood 1873)
- Dimorphococcus lunatus* (A.Braun 1855)
- Eutetramorus* sp (Komárek 1983)
- Gloeocystis gigas* ((Kützing) Lagerheim 1883)
- Golenkinia radiata* (Chodat 1894)
- Kirchneriella contorta* ((Kirchner) K.Möbius.)
- Kirchneriella obesa* (West & G.S.West 1894)
- Micractinium pulsillum* (Fresenius)
- Phacus* sp ((Ehrenberg) Dujardin)
- Strobomonas* sp
- Trachelomonas abrupta* (Svirenko 1914)
- Trachelomonas armata* ((Ehrenberg) F.Stein 1878)
- Trachelomonas granulosa* (Playfair 1915)
- Trachelomonas raciborskii* (Woloszynska 1912)
- Trachelomonas scabra* (Playfair 1915)
- Trachelomonas* sp (Prescott 1949)

CHLAMYDOPHYCEAE

- Eudorina elegans* (Ehrenberg 1832)
- Eudorina* sp.
- Pandorina* sp (Ehrenberg nomen nudum)
- Volvox aureus* (Ehrenberg 1832)

ZIGNEMAPHYCEAE

- Cosmarium botrytis* (Meneghini ex Ralfs 1848)
- Cosmarium depressum* ((Nägeli) P.Lundell 1871)
- Cosmarium reniforme* ((Ralfs) W.Archer 1874)
- Cosmarium* sp (Nordstedt 1873)
- Octacanthium* sp ((Borge) P.Compère 1996)
- Spirogyra* sp (Randhawa 1938)
- Spirogyra* sp2 (Singh 1938)

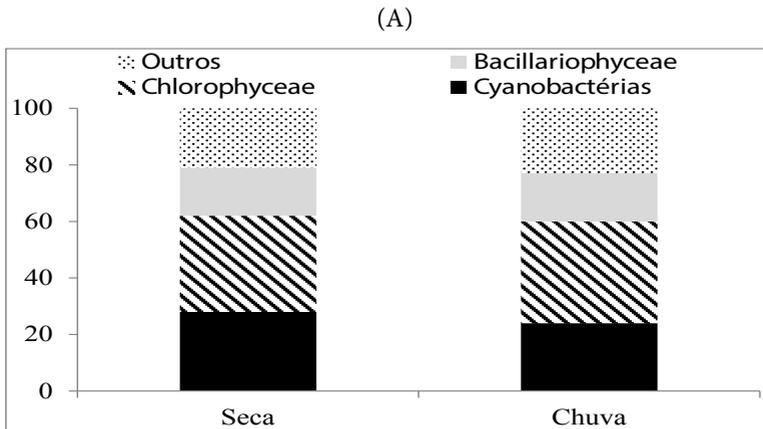
<i>Micractinium</i> sp (Printz)	<i>Staurastrum dorsidentiferum</i> (West & G.S.West 1906)
<i>Microspora</i> sp (Skuja)	<i>Staurastrum gracile</i> (Ralfs ex Ralfs 1848)
<i>Monoraphidium contortum</i> (Komárková-Legnerová in Fott 1969)	<i>Staurastrum leptocladum</i> (L.N.Johnson)
<i>Monoraphidium</i> sp (Komárková-Legnerová)	<i>Staurastrum sebaldi</i> (West & G.S.West 1895)
<i>Nephocytium lunatum</i>	<i>Staurastrum tauphorum</i> (West & G.S.West)
<i>Oocystis borgei</i> (J.W.Snow 1903)	<i>Staurastrum tetracerum</i> (Ralfs ex Ralfs 1848)
<i>Oocystis lacustris</i> (Chodat 1897)	<i>Staurastrum</i> sp (Borgesen 1889)
<i>Oocystis solitaria</i> (Wittrock in Wittrock & Nordstedt 1879)	
<i>Pediastrum biwae</i> (Negoro)	DINOPHYCEAE
<i>Pediastrum duplex</i> (Meyen 1829)	<i>Gonyaulax</i> sp (Lebour 1925)
<i>Pediastrum simplex</i> (Meyen 1829)	<i>Peridinium cinctum</i> (Ehrenberg 1832)
<i>Pediastrum tetras</i> ((Ehrenberg) Ralfs 1845)	<i>Peridinium</i> sp (Balech 1964)
<i>Quadrigula quaternata</i> ((West & G.West) Printz 1915)	<i>Peridinium umbonatum</i> (Stein 1883)
<i>Raphidocelis contorta</i> ((Schmidle) Marvan, Komárek & Comas 1984)	<i>Peridinium volzii</i> (f. maeandricum Lauterborn)
<i>Scenedesmus acuminatus</i> ((Lagerheim) Chodat 1902)	
<i>Scenedesmus lineares</i>	XANTHOPHYCEAE
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Brébisson in Brébisson & Godey 1835)	<i>Centrtractus belenophorus</i> (Lemmermann 1900)
<i>Scenedesmus</i> sp ((R.Chodat) E.Hegewald & F.Hindák)	

OEDOGONIOPHYCEAE*Oedogonium* sp (Skuja 1949)**Fonte:** dados da pesquisa.

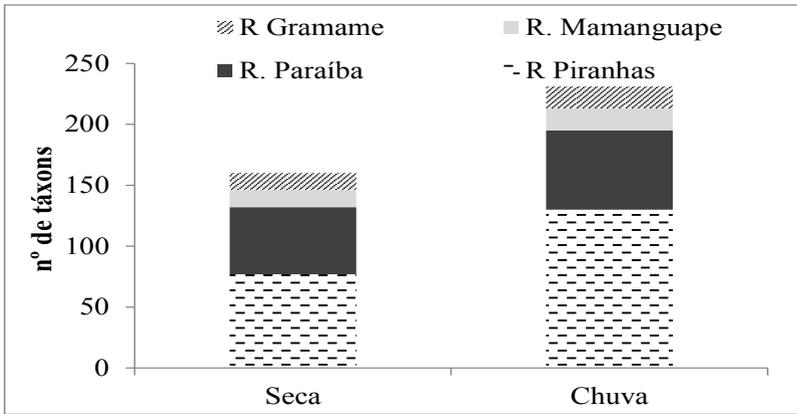
As Clorofíceas apresentaram o maior número de táxons nos dois períodos (44 táxons no período seco e 45 no período chuvoso)

seguidas das Cianobactérias (37 táxons no período seco e 29 no período chuvoso) e Bacilariofíceas (22 táxons no período seco e 21 no período chuvoso) (**Figura 02a**). Entre as bacias hidrográficas, as maiores riquezas de espécies foram observadas para Bacia do Rio Piranhas, seguido do Rio Paraíba (**Figura 02b**), nos dois períodos amostrados, sendo cianobactérias as espécies mais representativas para ambas. (**Figura 02c**).

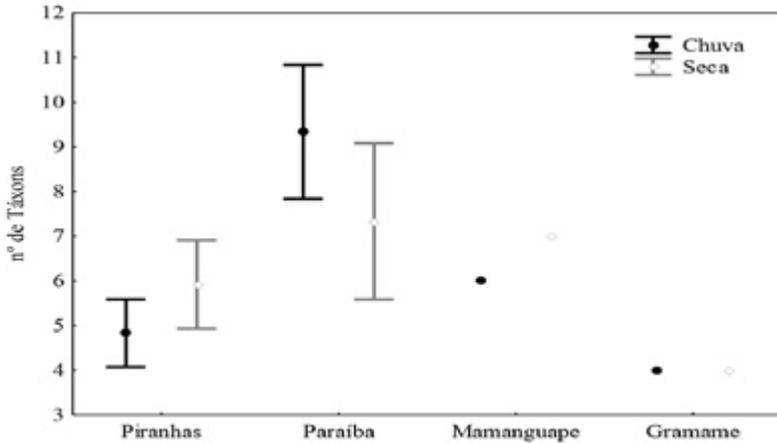
Figura 2 - Número de espécies fitoplanctônica observadas em nos períodos de seca e chuva (A), nas bacias hidrográficas (B) e numero de táxons de cianobactérias nas bacias hidrográficas do estado da Paraíba no ano de 2010.



(B)



(C)



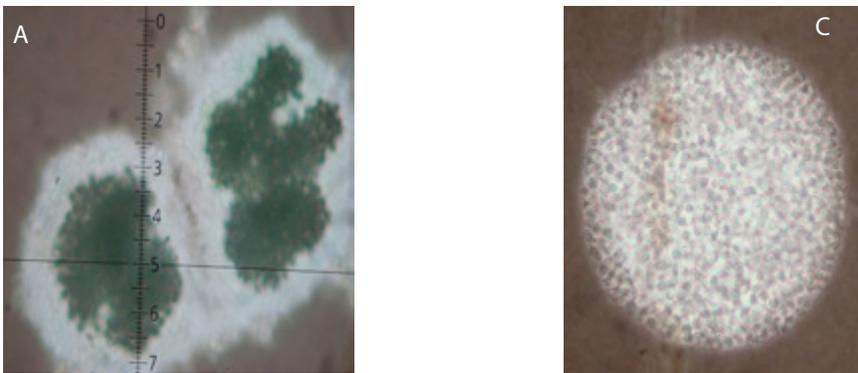
Fonte: dados da pesquisa.

Nenhuma espécie foi observada em todos os reservatórios, contudo, *Microcystis aeruginosa*, foi a cianobactéria mais frequente para

o período de seca e *Aphanizomenon tropicalis*, *Microcystis aeruginosa* e *Sphaerocavum brasiliense* para o período chuvoso (**Figura 03**).

A densidade média de organismos foi de 11.141 e 5.662 ind/mL para os períodos de seca e chuva, respectivamente. A distribuição da densidade de algas entre os reservatórios foi heterogênia ocorrendo maiores densidades nos reservatórios da bacia do Rio Paraíba, para o período de seca (**Figura 04a**), no entanto as diferenças não foram significativas ($p=0,45$). Para o período de chuva observou-se homogeneidade na abundância de espécies, além de menores densidades, não ocorrendo diferenças significativas entre as bacias hidrográficas ($p=0,63$) (**Figura 04b**). Entre os períodos de amostragem as diferenças foram pouco significativas ($p=0,07$). As Cianobactérias foram as de maior contribuição em número de indivíduos seguida de Clorofíceas e Bacilariofíceas (**Figura 04**).

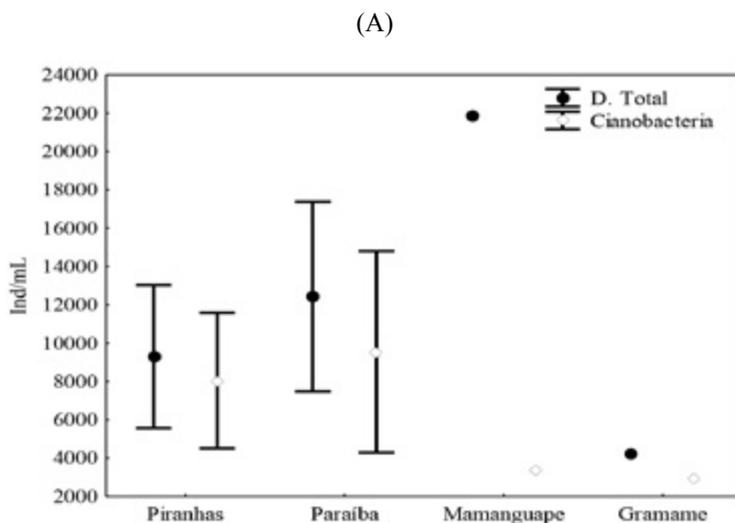
Figura 3 - Espécies de cianobactérias mais frequentes em 25 reservatórios de abastecimento do estado da Paraíba *Microcystis aeruginosa* (A), *Aphanizomenon tropicalis* (B), *Sphaerocavum brasiliense* (C).



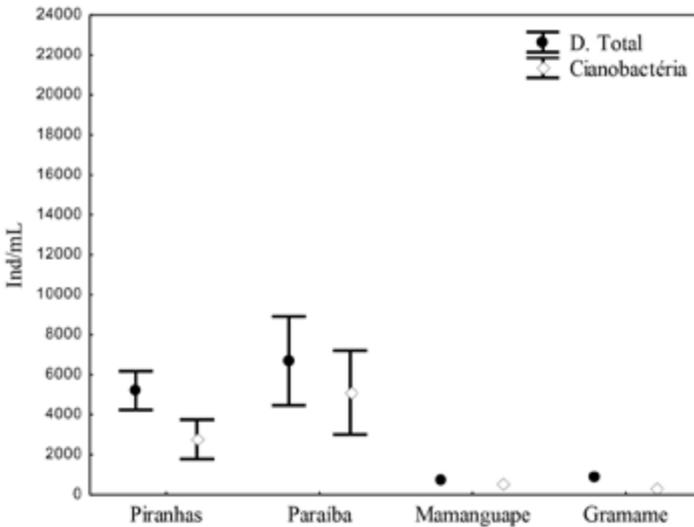
Fonte: dados da pesquisa.

Em reservatórios do semiárido a dominância de cianobactérias é um problema importante de qualidade de água, que pode persistir ao longo do tempo. Em reservatórios nordestinos, em função da irregularidade das chuvas e a escassez de água para abastecimento, este cenário é grave e necessita de monitoramento e plano de manejo, visando a proteção da saúde humana e dos recursos hídricos.

Figura 4 - Densidade de algas e cianobactérias em quatro bacias hidrográficas do estado da Paraíba nos períodos de seca (A) e chuva (B) no ano de 2010.



(B)



Fonte: dados da pesquisa.

No período seco, em oito reservatórios ocorreu dominância algal (abundância >50% do total). A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi dominante para os reservatórios do Rio Paraíba, *Microcystis aeruginosa* e *Raphidiopsis mediterranea* em reservatórios do Rio Piranhas. No período chuvoso houve dominância de *Anabaena solitaria*, *Merismopedia mínima*, e *Pseudanabaena sp* em reservatórios do Rio Piranhas, *Cylindrospermopsis raciborskii* para o Rio Paraíba e *Microcystis sp* para a Bacia do Rio Mamanguape.

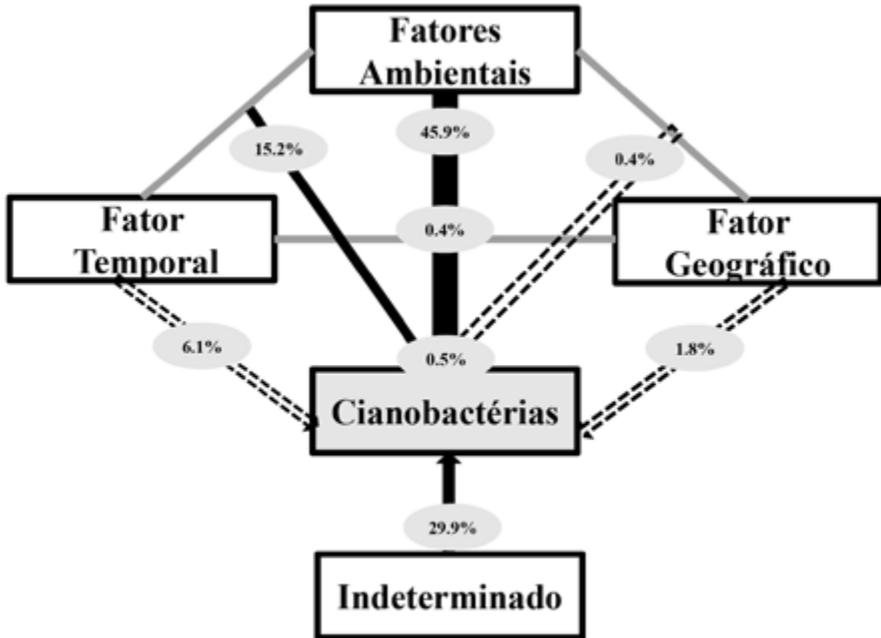
As espécies dominantes nos reservatórios são caracterizadas por serem potencialmente produtoras de cianotoxinas. Estas causam inconvenientes sanitários como alterações no cheiro, na cor e no sabor das águas, além de causar toxidez às mesmas. Quando ingeridas através

da água ou do consumo do pescado, afetam a saúde humana e são responsáveis pelo envenenamento de animais aquáticos, domésticos e selvagens (VASCONCELOS et al., 2013). A exposição a cianotoxinas pode ocorrer através de diferentes vias, incluindo a dérmica, respiratória e oral, deste modo é de fundamental importância a compreensão dos processos reguladores de cianobactérias e cianotoxinas na nestes ecossistemas aquáticos.

Os processos bióticos que determinam a abundância e a distribuição das espécies é uma questão central da ecologia. Os padrões de distribuição espaciais e temporais do fitoplankton são resultados de complexos relacionamentos ecológicos entre as espécies, estando limitados pelas características ambientais de cada ecossistema e por sua composição, os quais estabelecem mecanismos de consistentes variações espaço-temporais no uso do espaço limitado (BROWN, 2002).

A **Figura 05** ilustra a importância relativa dos vários processos que controlam a variação da comunidade de cianobactérias nos reservatórios da Paraíba. A percentagem de variação explicada das variáveis testadas foi 70,1%. Em geral, os fatores ambientais foram os mais importantes como reguladores da dinâmica de cianobactérias entre os reservatórios. Transparência da água e concentrações de fósforo solúvel reativo são as variáveis mais representativas a dinâmica de cianobactérias, em especial sobre as populações de *M. aeruginosa* e *C. raciborskii* (BARBOSA et al. 2013).

Figura 05 - Representação da porcentagem de variação explicado pelos fatores ambientais, temporal e geográfico para a dinâmica de cianobactérias.



Fonte: dados da pesquisa.

O componente combinado temporal / ambiental (TE) foi o segundo maior fator responsável pela variação (**Figura 05**) isto significa que os processos que regem a distribuição de abundância de espécies têm um componente estruturante temporal significativo, independente das variáveis ambientais consideradas.

Assim, podemos considerar que as variações na composição e densidade cianobactérias são determinadas, em parte, pelo seu ambiente, exibindo um comportamento complexo em resposta à esta influência. Dois tipos de fatores importantes são reconhecidos

como controladores da estrutura da comunidade de cianobactérias. O primeiro está relacionado a processos físicos, tais como a mistura de massas de água, a luz, turbulência, temperatura e salinidade, e o segundo são os nutrientes. Além desses, a frequência e magnitude dos extremos climáticos como secas e eventos de chuvas provocam mudanças nesta comunidade (WILLIAMSON et al., 2010; HAVENS et al., 2011).

Considerações finais

Em reservatórios do semiárido a dominância de cianobactérias é um problema importante de qualidade de água, que pode persistir ao longo do tempo. Em reservatórios nordestinos, em função da irregularidade das chuvas e a escassez de água para abastecimento, este cenário é grave e necessita de monitoramento e plano de manejo, visando a proteção da saúde humana e dos recursos hídricos. A variabilidade na estrutura da comunidade de cianobactérias deve ser levada em consideração nos estudos que avaliam os impactos humanos. Além disso, a distinção entre os períodos climáticos pode melhorar a nossa capacidade de decidir as opções adequadas de gestão e esforços de conservação, visto que é possível separar efeitos da variabilidade natural daqueles causados por distúrbios antrópicos.

REFERÊNCIAS

AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de Cianobactérias: Causas e Consequências para a saúde pública. **Medicina On Line**, internet, v. 1, n. 3, p. 1-22, 1998.

BARBOSA, J. E. L. **Dinâmica do Fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictmeral/sazonal) e de espaço (horizontal e vertical) no açude Taperoá II : trópico semi-árido nardestino**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 2002. 201 f.

BARBOSA, J. E. L.; VASCONCELOS, J.C . Is Cyanobacterial Dominance in Brazilian Semi-arid Reservoirs Regulated by Environmental or Stochastic Features?. In: FERRÃO-FILHO, A. S. (Org.). Is Cyanobacterial Dominance in Brazilian Semi-arid Reservoirs Regulated by Environmental or Stochastic Features?. 1.ed. **New York: Nova Science Pub Inc**, v. , p. 134, 2013.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gênero de Algas de águas Continentais do Brasil. Chave para identificação e descrição**. 2.ed, Ed. Rima, 2006.

BOUVY, M. et al. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, v.23, p.13-27, 2000.

BOUVY, M. et al. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, v.20, p.285-297, 1999.

BOUVY, M.; PAGANO, M.; TROUSSELIER, M. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil) 2003. **Aquatic Microbial Ecology**, v.25, p.215-227, 2001.

BRANCO, C. C.; SENNA, P. A. C. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, **Brazil. Algal. Stud.**v.75, p.85-96, 1994.

BROWN, J.H.; KELT, D. A.; FOX, B. J. Assembly rules and competition in deserts rodents. **Amer. Nat.** v.160, n.6, p.815-818, 2002.

CHELLAPPA, N.T.; COSTA, M.A.M.; MARINHO, I.R. Harmful cyanobacterial blooms from semi-arid freshwater ecosystems of Northeast Brazil. **Aust.Soc.Limnol Newslett.**v.38, p.45-49, 2000.

CHELLAPPA, S.; CHELLAPPA, N.T. Ecology and reproductive plasticity of the Amazonian Cichlid fishes introduced to the fresh water ecosystems of the semi-arid North-Eastern Brazil. In: KAUL, B. (Ed.), **Advances in Fish and Wildlife Ecology and Biology**. Daya Publications, New Delhi, India, 2004, p.49-57.

CODD, G.A. et al. Cyanobacterial Toxins. In: HUISMAN, J.; MATTHIJS, H.C.P.; VISSER, P.M. (Ed.). **Harmful Cyanobacteria. Springer-Verlag.** p.1-23, 2005.

COSTA, I.A. et al. Occurrence of toxin-producing cyanobacterial blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v.66, p.211-219, 2006b.

COSTA, I.A.S. et al. Floração de Algas Nocivas: ameaça às águas Potigüares. **Revista Fundação de Apoio a Pesquisa do Rio Grande do Norte**, p.14-16, 2006a.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. et al. Águas Potigüares: Oásis ameaçados. **Revista Ciência Hoje**, v.39, p.68-71, 2006.

FALCONER, I.R. Health effects associated with controlled exposures to cyanobacterial toxins. p:645-650 In: **Proceedings of the Interagency**,

International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms (ISOC-HAB): State of the Science and Research Needs. p.952. 2007.

HAKANSON, L. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. **Lake and reservoir Management**, n.10, p.71 – 80, 2005.

HAVENS K. E.; BEAVER, J. R. Composition, size and biomass of zooplankton in large productive Florida lakes. **Hydrobiologia**, v.669, p.49-60, 2011.

HUSZAR, V.L.M. et al. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**, v.424, p.67-77, 2000.

KOMÁRKOVÁ, J.; LAUDARES-SILVA, R.; SENNA, P.A.C. Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa do Peri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. **Algological Studies**, v.94, p.1999.

LUND, J.W.G.; KIPLING, C.; CREN, D.L. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations of counting. **Hydrobiologia**, v.11, p.143-170, 1958.

MAGALHÃES, V.F.; SOARES, R.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá (RJ, Brazil): **ecological implication and human health risk.** **toxicol.** v.39, p.1077-1085, 2001.

MALTCHIK, L.; ROLON, AS.; SCHOTT, P. Effects of hydrological variation on the aquatic plant community in a floodplain palustrine wetland of Southern Brasil. **Limnology**, v.8, n.1, p.23-28, 2007.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: OMEGA. 1983.

MARINHO, M.M.; HUSZAR, V.L.M. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass

in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). **Archive für Hydrobiologie**. v.153, p.443-468, 2002.

MOLICA, R.J.R. et al. Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue. **Phycologia**. v.41, p.606-611, 2002.

PANOSSO, R.F. et al. Cianobactérias e Cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**. v.11, p.433-449, 2007.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, v.71, p.359-385, 2000.

SANT'ANNA, C.L. et al. **Identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Ed. Interciência, Rio de Janeiro. p.58, 2006.

SOUZA, W. et al. the response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**, v.30, p.699-708, 2008.

UHELINGER, V. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. **Arch. Sci.**, v.17, p.121-223, 1964.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitteilung Internationalen Verein Limnologie** v.9, p.1- 38, 1958.

VASCONCELOS, J. F. et al. Microcystin bioaccumulation can cause potential mutagenic effects in farm fish. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 39, p.185-192, 2013.

VISSER, M. et al. **Harmful Cyanobacteria**. Springer. 2005.

YOO,R.S. et al. **Cyanobacterial (blue-green algal) toxins: a resource guide**. American Waters Works Association Research Foundation, Denver, Colorado, 1995.

YUNES, J.S. et al. Cyanobacterial neurotoxins from Southern Brazilian freshwaters. **Comments on Toxicology**, v.9, p.103-115, 2003.

WILLIAMSON C. E. et al. How do UV radiation, temperature, and zooplankton influence the dynamics of alpine phytoplankton communities? **Hydrobiologia**, v.648, p.73-81, 2010.

CAPÍTULO V

FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS TÓXICAS NO SEMIÁRIDO PARAIBANO: PANORAMA E PERSPECTIVAS

FLÁVIA MORGANA MONTEIRO¹⁶

SILVIA YASMIN LUSTOSA COSTA¹⁷

RENATA SILVA FARIAS¹⁸

GUSTAVO CORREIA DE MOURA¹⁹

JANIELE FRANÇA DE VASCONCELOS²⁰

JOSÉ ETHAM LUCENA BARBOSA²¹

16 Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UEPB.

17 Pesquisadora do Laboratório de Limnologia da UEPB.

18 Pesquisadora do Laboratório de Limnologia da UEPB.

19 Mestrando em Ecologia e Conservação em Ciências Biológicas pela UEPB.

20 Doutora em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos pela UEM.

21 Doutor em Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Professor Associado da UEPB. Email: ethambarbosa@hotmail.com

INTRODUÇÃO

Atividades antrópicas vêm causando um crescente enriquecimento artificial dos ecossistemas aquáticos (eutrofização) por nutrientes como nitrogênio e fósforo, decorrentes da utilização de fertilizantes na agricultura, da descarga de esgotos industriais e domésticos sem tratamento adequado, destruição da mata ciliar dos mananciais, alta taxa de urbanização e falta de saneamento básico. Esse processo produz mudanças na qualidade da água, como a redução do oxigênio dissolvido, morte de peixes, decréscimo na diversidade de espécies da comunidade fitoplanctônica e aumento da incidência de florações de algas e cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas.

As cianobactérias de água doce possuem a capacidade de produzir toxinas em larga escala, liberadas como metabólitos secundários. Todas as cianobactérias oriundas de um *bloom* ou de um *scum* possuem a capacidade de produzir toxinas.

As cianotoxinas podem ser classificadas em três grupos, de acordo com a estrutura química: peptídeos cíclicos, alcalóides e lipopolissacarídeos. Onde primeiro grupo é definido pela presença de toxinas hepatotóxicas, como a microcistina e a nodularina, encontradas tanto em água doce como salgada.

Peptídeos cíclicos são moléculas que podem apresentar de dois a dezenas de fragmentos de aminoácidos. Entre eles destacam-se os heptapeptídios microcistinas e os pentapeptídeos nodularinas que são produzidos principalmente pelos gêneros *Mycrocystis sp*, *Nodularia*

sp., *Oscillatoria sp.*, *Nostoc sp.* e *Cylindrospermopsis sp.* (CARMICHAEL, 1992.)

Os alcalóides são um grupo heterogêneo de substâncias orgânicas, que apresentam nitrogênio na forma de amina e, raramente na forma de amida. As cianobactérias podem produzir alcaloides neurotóxicos (anatoxinas e saxitoxinas), citotóxicos (cilindrospermopsinas) ou dermatotóxicos (aplysiatoxinas e lyngbyatoxina). Os alcalóides são produzidos principalmente por espécies dos gêneros: *Anabaena sp.*, *Planktothrix sp.*, *Cylindrospermopsis sp.* e *Umezakia sp.* (SIVONEM; JONES, 1999).

Já os lipopolissacarídeos (LPS) são compostos por polissacarídeos e por lipídio A (endotoxina); estando presentes na composição da parede de células de organismos procariontes, bactérias Gram-negativas. Esses compostos são encontrados em todas as cianobactérias, pelo fato de constituírem a parede celular (CALIJURI et al. 2006).

No Brasil, várias cianobactérias já foram relatadas como potenciais produtoras de toxinas, como espécies de *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* (antiga *Anabaena*), *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, entre outras. As cianotoxinas podem ser neurotóxicas, hepatotóxicas ou dermatotóxicas. A maioria corresponde a endotoxinas, pois somente são liberadas para o meio externo por rompimento da parede celular, o que acontece por senescência das células ou sob a ação de algicidas, como o sulfato de cobre.

Outras, como a cilindrospermopsina, podem ser excretadas pela célula em condições fisiológicas normais. As neurotoxinas são

compostos alcalóides de ação rápida, produzidos por vários gêneros de cianobactérias, cuja característica é o bloqueio neuromuscular.

A presença de cianotoxinas na água de consumo humano implica em sérios riscos à saúde pública, já que são hidrossolúveis e passam pelo sistema de tratamento convencional, sendo inclusive resistentes à fervura. Assim, o monitoramento das cianobactérias nos reservatórios de abastecimento torna-se imprescindível para a identificação de locais com altos potenciais de risco à saúde da população que fazem uso do mesmo (CETESB, 2013).

CIANOTOXINAS NO ESTADO DA PARAÍBA: PANORAMA

Os fenômenos das florações de cianobactérias estão relacionados a processos de eutrofização dos ecossistemas aquáticos. A eutrofização em açudes do trópico semiárido toma conotações dramáticas, haja vista, ser bem estabelecidos porque as florações são mais intensas e frequentes no Nordeste em virtude de elevadas temperaturas da água todo o ano e as longas horas de luz por dia, que estimulam a fotossíntese e a multiplicação das cianobactérias (BOUVY et al. 2000; CHORUS; BARTRAM, 1999; MOLICA et al. 2005; VASCONCELOS et al. 2011). Acrescenta-se, a morfologia dendrítica dos açudes, que facilita a estagnação localizada da água, o baixo tempo de renovação ou alto tempo de detenção hidráulica projetado, a pouca profundidade e o extenso espelho de água, que favorecem o aquecimento e a evaporação, além da natureza alcalina e a alta condutividade. Estes fatores morfométricos, hidrológicos e

de qualidade estimulam a ocorrência das cianobactérias e exigem um manejo mais complexo e cuidadoso (VASCONCELOS et al. 2011).

A presença de florações de cianobactérias nos sistemas utilizados para abastecimento público causa grande preocupação devido à perda dos aspectos agradáveis aos consumidores, dificuldade de remoção e encarecimento no processo de tratamento da água (LAPOLLI et al. 2011), e principalmente pela capacidade que esses organismos possuem de produzirem uma diversidade de metabólitos secundários, as cianotoxinas (CARVALHO et al. 2008), que trazem sérios riscos à saúde humana.

Estudos realizados por Macedo (2009) nos 20 principais açudes do Estado da Paraíba no âmbito do Programa de Longa Duração (PELD Caatinga) demonstraram a ocorrência de cianobactérias potencialmente toxigênicas em 18 deles, com predomínio de *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Plankthotrix agardhii* em 16, especialmente no período seco. Em 13 açudes foi detectada a presença de microcistina, em concentrações inferiores a $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ em 2 deles e em 11 os valores foram superiores a $1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$. Vasconcelos et al. (2011), considerando os mesmos 20 reservatórios, observaram que em 2006 as florações de cianobactérias se apresentavam em 3% deles enquanto que em 2009 a porcentagem de açudes com florações aumentou para 62%. Os autores ressaltam o aumento da eutrofização nos seis anos transcorridos, associada aos impactos antropogênicos crescentes nas bacias estaduais.

A possibilidade das florações serem potencialmente tóxicas implica na provável acumulação das toxinas nos organismos aquáticos, que dessa forma se inclui uma rota de possível exposição e consequente

ameaça para a saúde de pessoas que utilizam este tipo de pescado na sua dieta alimentar (BERRY; LIND, 2010). Na Paraíba também foram registradas elevadas densidades de cianobactérias em reservatórios (DINIZ, 2005).

A bioacumulação e transferência das cianotoxinas da cadeia alimentar já foram demonstradas em vários trabalhos (WATANABE et al. 1992, LAURÉN-MAATA et al. 1995, KOTAK et al. 1996, THOSTRUP; CRISTOOFFERSEN, 1999, FERRÃO-FILHO et al. 2002). Existe inclusive a possibilidade destas toxinas chegarem até o homem através do consumo de peixes (MAGALHÃES et al. 2001, SIPIÃ et al. 2001, SIPIÃ et al. 2007). Portanto, além da possibilidade de contaminação humana através da água de abastecimento, há também o risco de contaminação através da cadeia alimentar.

Segundo Vasconcelos et al. (2013), em seu estudo realizado para avaliar o potencial de bioacumulação em peixes dos reservatórios de abastecimento do estado da Paraíba, foram detectados MCYST no músculo e vísceras de todos os peixes amostrados, sendo este bastante elevado. Confirmando assim, a acumulação e persistência de MCYST no músculo *Oreochromis niloticus* e demonstra um risco para a saúde de quem faz consumo deste peixe. Este cenário é grave, pois caso de mortes associadas com toxicidade de cianobactérias já foram registrados. Estes resultados também sugerem que um padrão biológico complexo de acumulação e depuração ocorre no peixe, e que o músculo de peixe pode se tornar tóxico mesmo após o término de uma floração tóxica.

A exposição de organismos a essas substâncias podem acarretar alterações a níveis genéticos, afetando células somáticas

com efeitos observados no próprio indivíduo, pois é possível observar diminuição ou perda de função da célula atingida, podendo chegar ao desenvolvimento de neoplasias. Muitos dos agentes que sabidamente originaram cânceres também causam alterações genéticas. Desse modo a carcinogênese parece ter relação com a mutagênese.

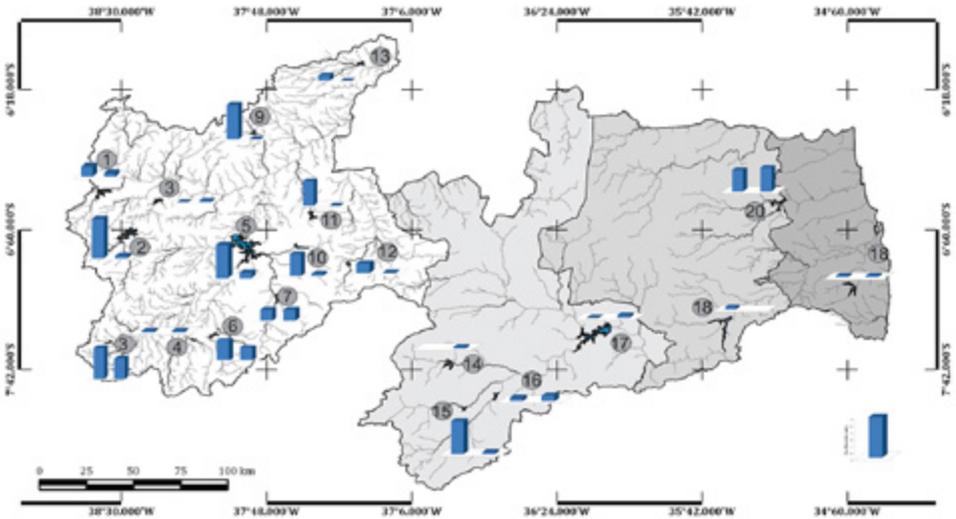
Em vinte dos reservatórios de maior representatividade para o abastecimento da população paraibana realizou-se entre os períodos de seca e chuva dos anos de 2008-2009, testes de toxicidade a microcistina, com o intuito de avaliar a toxicidade das recorrentes florações de cianobactérias. Nos períodos de secas em 55% dos reservatórios foi detectado microcistina, destes apenas 15% apresentaram valores abaixo de 1 µg/L, em conformidade com o sugerido pela resolução CONAMA, 357/05. Este limite é igual ao proposto pela Portaria 2914/2011-MS de águas para consumo após potabilizadas (**Figura 01**). No período de chuvas apenas 20% dos reservatórios apresentaram microcistina na água.

Em relação a ocorrência de saxitoxinas, na água, o reservatório Argemiro de Figueiredo apresentou saxitoxinas dos tipos goniautoxinas (GTX), decarbamoilgoniautoxinas (dcGTX), decarbamoilsaxitoxinas (dcSTX) e neosaxitoxina (neoSTX), sendo destacada a presença de GTX₂, GTX₃, GTX₄, GTX₅ e GTX₆, dcGTX₂ e dcGTX₃ em diferentes concentrações, ao longo dos meses, como demonstrado na **Figura 02**.

No Brasil, a análise desse grupo de neurotoxinas em amostras de água para consumo humano está se tornando de extrema importância, visto que em vários mananciais de abastecimento, desde a região nordeste até a região sul do país, um grande número de ocorrências de cepas de *Planktothrix* produtoras de neurotoxinas tem

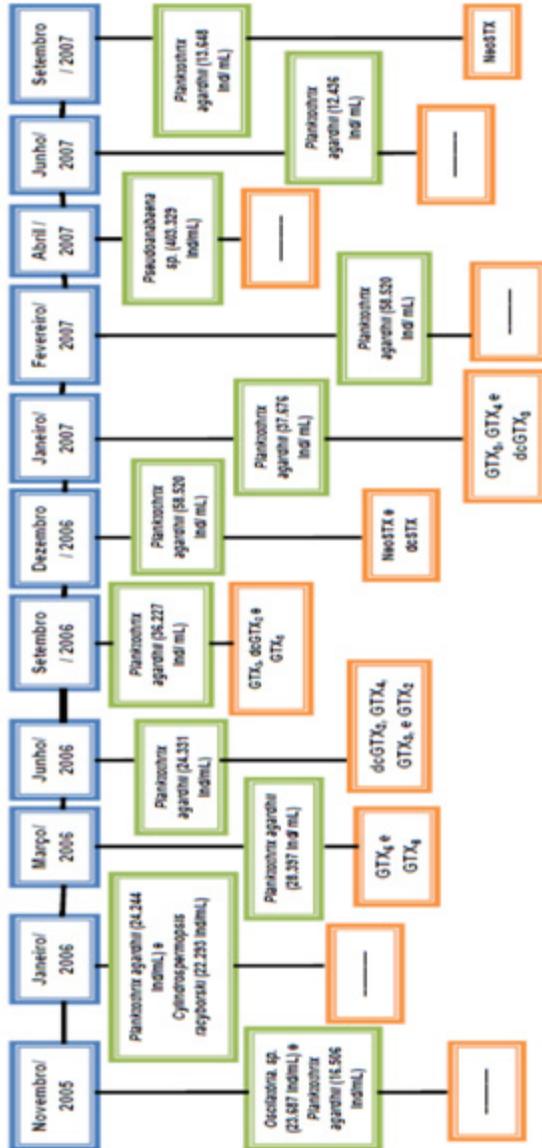
tido registrado, e em alguns reservatórios, este gênero já é dominante, atingindo um número de células muito acima dos limites máximos aceitáveis (AZEVEDO, 2003; BOUVY et al. 1999; CLEMENTE et al. 2010).

Figura 01 - Reservatórios de abastecimento público submetidos a testes de toxicidade a microcistina. 1: Aç. Lagoa do Arroz; 2: Aç. Engenheiro Távoras; 3: Aç. São Gonçalo; 4: Aç. Bruscas; 5: Aç. Coremas; 6: Aç. Saco; 7: Aç. Jenipapeiro; 8: Aç. Condado; 9: Aç. Carneiro; 10: Aç. Cachoeira dos Cegos; 11: Aç. Engenheiro Arco Verde; 12: Aç. Capoeira; 13: Aç. Baião; 14: Aç. Sumé; 15: Aç. Camalaú; 16: Aç. Cordeiro; 17: Aç. Eptácio Pessoa; 18: Aç. Acauã; 19: Aç. Gramame; 20: Aç. Araçagi.



Fonte: dados da pesquisa.

Figura 02 - Representação da ocorrência de cianobactérias e saxitoxinas durante período de estudo no Reservatório Argemiro de Figueredo (Acauã) no estado da Paraíba. (Azul = Meses; Verde = Espécies dominantes; Laranja = Ocorrência de saxitoxinas)



Fonte: dados da pesquisa.

PERSPECTIVAS A BIORREMEDIAÇÃO DAS FLORAÇÕES DE CIANOACTÉRIAS E CIANOTOXINAS

O aumento nas ocorrências de florações de cianobactérias em diversos mananciais de abastecimento em todo o país, assim como a preocupação com a potencialidade das toxinas produzidas por estes organismos, remete a estudos de processos que sejam eficazes na remoção destes compostos em sistemas de tratamento de água. As razões para tais observações incluem as leis cada vez mais rígidas e o despertar da sociedade para a necessidade de melhorias no que tange a saúde pública, visto a necessidade de sistemas capazes de impedir a contaminação da água e, conseqüentemente, de seus consumidores.

No entanto, a frequência de detecção de cianobactérias nos corpos d'água vem servindo de objeto para diversas pesquisas com o intuito de desenvolver estratégias eficientes de remoção desses organismos e principalmente das toxinas. Hoegner et al. (2002) utilizou o procedimento de ozonização para a remoção das florações de cianobactérias, e como resultado ressaltaram que o monitoramento do carbono orgânico dissolvido e densidades celulares de cianobactérias, em conjunto com a determinação da concentração de ozônio residual e as demais etapas de filtragem eficiente, pode garantir o fornecimento de água potável a partir de águas superficiais contaminadas com florações de cianobactérias tóxicas.

Silva (2005) utilizou o carvão ativado em pó para remoção de saxitoxinas e verificou baixa eficiência dessa estratégia quanto a remoção das saxitoxinas. Além das estratégias citadas anteriormente, os procedimentos de coagulação/ floculação e flotação de ar dissolvido,

utilizados em associação mostraram eficiência maior que 92% de remoção das células de *Microcistinas* (TEIXEIRA; ROSA, 2006). Coral (2009) utilizou os procedimentos de flotação de ar dissolvido e nanofiltração, e verificou a remoção satisfatória das cianotoxinas avaliadas, assim como os parâmetros de cor, pH e turbidez.

A utilização do *Phoslock*[®] para a remoção do fósforo e controle de cianobactérias tóxicas mostraram uma remoção altamente significativa e consequente redução da densidade das cianobactérias, corroborando com a eficiência do produto ao limitar a ocorrência desses organismos sem causar danos ao ecossistema aquático e aos humanos (FERREIRA; MARQUES, 2009).

Roegner et al. (2013), utilizaram os processos de filtros de carvão ativado, flotação de ar dissolvido seguido de nanofiltração, irradiação UV e ozonização para remoção de *Microcistinas* em águas potáveis e observaram a eficácia de todos os procedimentos em ambientes controlados de laboratório, oferecendo opções viáveis para as estações de tratamento de água.

Fan et al. (2014) utilizaram compostos químicos (CuSO_4 , KMnO_4 , H_2O_2), e a concentração total de *Microcistina* não aumentaram com CuSO_4 , devido a inibição do crescimento de cianobactérias, contudo houve um aumento considerável no crescimento extracelular. Em contraste, culturas tratadas com H_2O_2 mostraram uma diminuição na concentração de *Microcistina* extracelular devido a taxa de oxidação de toxinas mais rápido em comparação com as taxas de liberação. Da mesma forma, o cloro, resultou numa diminuição de MCs extracelulares durante o tratamento, e foi demonstrado o oxidante mais eficaz para

degradar MCs. Assim, todos os compostos químicos, exceto CuSO_4 , mostraram eficiente redução das cianobactérias.

A necessidade de processos que permitam a remoção dos referidos organismos e, conseqüentemente, das toxinas por estes produzidos, é eficiente em alguns casos, mas de alto custo econômico e/ou energético (HO et al. 2011). Atualmente, uma das estratégias de remoção em estudo é a utilização de sementes de moringa. Paterniani et al. (2009), utilizaram no tratamento de água superficiais o extrato da semente de moringa por filtração lenta direta e obtiveram resultados satisfatórios a partir do uso deste coagulante, com reduções médias da turbidez e da cor de 90 e 96% nos processos de sedimentação simples e filtração lenta, respectivamente.

Lürling e Beekman (2010), utilizaram a semente de moringa em populações de *Microcystis aeruginosa*, e observaram que de acordo com o aumento da dosagem deste coagulante as cianobactérias morrem. Este foi o primeiro estudo que produziu evidências para as atividades das florações de cianobactérias filtradas através das sementes de moringa, confirmando a eficácia desta semente sobre a diminuição da presença desses organismos.

Santos et al. (2011) também utilizaram o mesmo coagulante para tratamento e clarificação da água, comparando os extratos em meio salino e aquoso. Esse estudo mostrou que as ações dos coagulantes são eficientes na remoção da turbidez da água, apresentando um percentual de remoção de turbidez (98%) em meio salino maior quando comparados em meio aquoso (60,2%).

Guerra (2012) avaliou o carvão ativado granular na remoção de Microcistinas na potabilização de águas eutrofizadas, e observou

que as etapas do tratamento convencional se mostraram pouco eficientes na remoção de Microcistinas. Enquanto que o carvão ativado granular, manteve elevados percentuais de remoção, mesmo diante de concentrações de toxinas que representam um caso extremo de contaminação.

Camacho et al. (2013), testaram a semente de moringa associado aos processos de coagulação/floculação/sedimentação e nanofiltração na remoção de células de cianobactérias e cianotoxinas. A remoção total de todos os parâmetros analíticos avaliadas, incluindo as toxinas, foi obtida após a etapa de nanofiltração. O pH da água tratada não variou muito após o processo combinado C / F / S + NF com coagulante moringa. Dessa forma, a associação do presente processo para o tratamento de abastecimento de água com florações de cianobactérias mostraram eficiência, fornecendo resultados satisfatórios em termos de qualidade da água para abastecimento público, além da remoção de células de cianobactérias e cianotoxinas.

Apesar do custo e o desafio de implementação de infraestruturas em larga escala para tratamento de água em áreas remotas e desfavorecidas do mundo, esforços ao nível das bacias hidrográficas combinado com projetos engenhosos serão indispensáveis para o desenvolvimento de tecnologias de remoção mais eficazes.

Neste sentido, o estudo de novas técnicas de biorremediação tem como pretensão atender, principalmente, aos requisitos exigidos pela Portaria Nº. 2914/2011 do Ministério da Saúde, a qual estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano, assim como seus requisitos de potabilidade, com particular interesse em relação à

quantificação de cianobactérias e seus metabólitos como padrões de qualidade da água destinada ao abastecimento público.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ocorrência de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas na maioria dos reservatórios destinados a abastecimento público na Paraíba é um fato alarmante, pois além do consumo, as águas são também utilizadas no cultivo de peixes. Assim, além do contato direto através do consumo da água, há a possibilidade destas toxinas chegarem até o homem pelo consumo do pescado, em resposta à bioacumulação e transferência de cianotoxinas na cadeia alimentar. Diante disso, torna-se necessário o monitoramento destas águas, para detecção das toxinas, tanto na água bruta, como também no processo de tratamento, visto que tratamentos convencionais, não são suficientes para a remoção das mesmas, sendo necessária a implantação de novas tecnologias eficientes e de baixo custo. Além disso, intervenções políticas que incluam leis de manejo e conservação cada vez mais rígidas e o despertar da sociedade para a necessidade de melhorias da saúde pública, são necessárias para criação de dispositivos capazes de impedir a contaminação da água e de seus consumidores.

REFERÊNCIAS

AZEVEDO, S. M. F. O. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. **Toxicology**, Irlanda, v. 181. p.441-446, 2002.

AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de Cianobactérias: Causas e Consequências para a saúde pública. **Medicina On Line**, v.1, n.3. p.1-22, 1998.

BERRY, J. P.; LIND, O. First evidence of “paralytic shellfish toxins” and cylindrospermopsin in a Mexican freshwater system, Lago Catemaco, and apparent bioaccumulation of the toxins in “tegogolo” snails (*Pomacea patula catemacensis*). **Toxicon**, Austrália, n.55, p.930-938, 2010.

BOUVY, M. et al. Occurrence of Cylindrospermopsin (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, v.23, p.13-27, 2000.

BRYANT, D. A. The molecular biology of cyanobacteria. Dordrecht: Kluwer **Academic Publishers**. 1994.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos – SP: RiMa. 2016.

CAMACHO, F. P. et al. Advanced Processes of Cyanobacteria and Cyanotoxins Removal in Supply Water Treatment. **Chemical Engineering** v.32, p.421-426, 2013.

CARMICHAEL, W.W. Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology** .v.72, p.445-59, 1992.

CARMICHAEL, W.W. The toxins of Cyanobacteria. **Scientific American**. v. 270, n.1, p.78-86, 1994.

CARVALHO, L.R. et al. A toxic cyanobacterial bloom in an urban coastal lake, Rio Grande do Sul state, southern Brazil. **Brazilian Journal Of Microbiology**, v. 39, p.761-769, 2008.

CORAL, L. A. **Remoção de cianobactérias e cianotoxinas em águas de abastecimento pela associação de flotação por ar dissolvido e nanofiltração.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, p.198. 2009.

DE FLORA, S. et al. Synergism between Nacetylcycteine and doxorubicin in the prevention of tumorigenicity and metastasis in murine models. **International Journal of Cancer**, v.17, n.6, p.842-8, 1996.

DINIZ, R. **Ritmos nictemerai e distribuição espaço-temporal de variáveis limnológicas e sanitárias em dois açudes do Semi-árido (PB).** Tese (Doutorado), Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, Campina Grande, p.194. 2005.

FAN, J. et al. The effects of various control and water treatment processes on the membrane integrity and toxin fate of cyanobacteria. **Journal of Hazardous Materials**, v.264, p.313– 322, 2014.

FERRÃO FILHO, A. S.; KOLOWSKYSUZUKI, B.; AZEVEDO, S. M. Accumulation of microcystins by a tropical zooplankton community. **Aquatic Toxicology**, v. 59, p. 201-208, 2002.

FERREIRA, T. F.; MARQUES, D. L. M. M. Aplicação de Phoslock® para Remoção de Fósforo e Controle de Cianobactérias Tóxicas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.14, n.2, p.73-82, 2009.

GUERRA, A. B. **Avaliação em escala de bancada do emprego de carvão ativado granular na remoção de microcistina-LR na potabilização de águas eutrofizadas do semiárido nordestino.** Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba,PB, p.96. 2012.

HOEGNER, S. J.; DIETRICH, D. R.; HITZFELD, B. C. Effect of Ozonation on the Removal of Cyanobacterial Toxins during Drinking Water Treatment. **Environmental Health Perspectives** v.110, n.11, p.1127-1132, 2002.

HO, L.; SAWADE, E.; NEWCOMBE, G. Biological treatment options for cyanobacteria metabolite removal - A review. **Water Research**, v.46, p.1536-1548, 2011.

KOTAK, B. G. et al. Microcystin-LR concentrations in aquatic food web compartments from lakes of varying trophic status. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v.53, p.1974-1985, 1996.

LAPOLLI, F. R.; CORAL, L. A.; RECIO, M. A. L. Cianobactérias em mananciais de abastecimento – problemática e métodos de remoção. **Revista Dae**, São Paulo, n.185, p.09-17, 2011.

LAURÉN-MÄÄTTÄ, C. et al. Do *Microcystis aeruginosa* toxins accumulate in the food web: a laboratory study. **Hydrobiologia**, n.304, p.23-27, 1995.

LÜRLING, M.; BEEKMAN, W. Anti-cyanobacterial activity of *Moringa oleifera* seeds. **J. Appl. Phycol.**, v.22, p.503-510, 2010.

MACEDO, D. R. G. **Microcistina na água e biomagnificação em peixes de reservatórios de abastecimento público do Estado da Paraíba**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, p.82, 2009.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, v.39, p.1077-1085, 2001.

MERILUOTO, J.; CODD, G. Cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis. **Abn Akademi University Press**. 2005.

MOLICA, R. J. R. et al. Occurrence of saxitoxin sandanana toxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking waters upply. **Harmful Algae**, v. 4, n. 4, p.743-753, 2005.

OLIVEIRA, R. R.; AZEVEDO, S. M.F. O.; MAGALHÃES. Avaliação dos Efeitos de Cilyndrospormopsina (CYN_CIANOTOXINA) no desenvolvimento embrionário de Danio rerio (ZEBRAFISH). In: **Livro de resumos do III Simpósio em Ecologia: Monitoramento Biológico em ambientes aquáticos continentais**. FIOCRUZ, 10 a 12 de novembro. Xlviiiip. 2008.

PATERNIANI, J. E. S.; MANTOVANI, M. C.; SANT'ANNA, M. R. Uso de sementes de Moringa oleiferapara tratamento de águas superficiais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, v.13, n.6, p.765-771, 2009.

ROEGNER, A. F. et al. Microcystins in potable surface waters: toxic effects and removal strategies. **Journal. Applied Toxicology** v.34, p.441-457, 2013.

ROSA, C. E. et al. Cyanobacterial blooms in estuarine ecosystems: Characteristics and effects on Laeonereis acuta (Polychaeta, Nereididae). **Marine Pollution Bulletin**. n.50, p. 956-964, 2005.

SANTOS, W. R. et al. Estudo do tratamento e clarificação de água com torta de semente de *Moringa oleifera* Lam. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, Campina Grande, v.13, n.3, p.295-299, 2011.

SEO, K.Y.; JELINSKY, S. A.; LOECHLER, E. L. Factors that influence the mutagenic patterns of DNA adducts from chemical carcinogens. **Mutation Research**, v.463, p. 215-246, 2000.

SICIN'SKA, P.et al., Damage of cell membrane and antioxidative system in human erythrocytes incubated with microcystin-LR in vitro. **Toxicon**. v. 47, p. 387-397, 2006.

SILVA, A. S. **Avaliação da Capacidade de Remoção de Saxitoxinas por Diferentes Tipos de Carvão Ativado em Pó (CAP) Produzidos no Brasil.** Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - Universidade de Brasília, Brasília, DF, p.115. 2005.

SIPIÃ, V. et al. Transfer of nodularin to three- spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.), herring (*Clupeah Arengus* L.), and salmon (*Salmosalar* L.) in the northern Baltic sea. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.66, p.421-425, 2007.

SIPIÃ, V. et al. Detection of nodularin in founders and cod from the Baltic Sea. **Environmental Toxicology**, v.16, p.121-126, 2001.

SIVONEN, K.; JONES, G. Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.) - **Toxic Cyanobacteria in Water: a guide line to public health significance, monitoring and management.** World Health Organization, London and New York. 1999, p.41-111.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, J. M. Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Mycrocystis aeruginosa* Pat. II. The effect of water background organics. **Separation and Purification Technology**, v.53, n.1, p. 126-134, 2006.

THOSTRUP, L.; CHRISTOFFERSEN, K. Accumulation of microcystin in *Daphnia magna* feeding on toxic *Microcystis*. **Archiv für Hydrobiologie**, v.145, p.447-467, 1999.

TRABULSI, L. R. et al. **Microbiologia**. 3.ed. Rio de Janeiro. Atheneu. 1999.

VASCONCELOS, J. F. et al. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v.39, p.1-20, 2011.

VASCONCELOS, J. F. et al. Microcystin bioaccumulation can cause potential mutagenic effects in farm fish. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v.39, p. 185-192, 2013.

WATANABE, M. M.; KAYA, K.; TAKAMURA, N. J. Fate of the toxic cyclic hepatopeptides, the microcystins, from blooms of *Microcystis* (Cyanobacteria) in a hypereutrophic lake. **Phycology**, v.28, p.761-767, 1992.

CAPÍTULO VI

ALGAS PERIFÍTICAS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO: PASSADO, PRESENTE E FUTURO

RAQUEL DA S. CORDEIRO²²
JOSÉ ETHAM DE LUCENA BARBOSA²³

22 Pesquisadora do Laboratório de Limnologia da UEPB.

23 Doutor em Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Professor Associado da UEPB. Email: ethambarbosa@hotmail.com

ESTADO DA ARTE DO PERIFITON NO BRASIL

A maioria dos ecossistemas aquáticos das regiões semiáridas apresentam flutuações no nível da água, o que caracteriza a natureza temporária de muitos deles, tais flutuações ocorrem principalmente pelos baixos índices de precipitação pluviométrica, irregularidades das chuvas e altas taxas de evaporação (BARBOSA et al. 2012). Além dessas características inatas, esses ecossistemas vêm sendo também bastante afetados pelas atividades humanas. De acordo com Agostinho et al. (2005) as principais causas que afetam os ecossistemas aquáticos continentais brasileiros são poluição e eutrofização, assoreamento, construção de barragens e controle de cheias, pesca e introdução de espécies. Esses fatores associados com as características climáticas e geomorfológicas das regiões semiáridas atuam na biodiversidade das comunidades vegetais e animais desses ambientes.

Apesar da inegável importância dos ecossistemas aquáticos para as regiões semiáridas, pouco ou nada se sabe sobre a biodiversidade dos corpos aquáticos dessas regiões. E diante da grande pressão causada pelas atividades antrópicas que estão proporcionando a redução da diversidade, sem ao menos conhecê-la, torna-se cada vez mais importante pesquisas que visam inventariar e quantificar a riqueza de espécies, para possibilitar a compreensão da estrutura e do funcionamento de comunidades e, concomitantemente, subsidiar a elaboração de atividades que visam o manejo e estratégias que têm por objetivo a conservação da paisagem (GARCIA; LOBO- FARIA, 2007).

Dentro dessa biodiversidade aquática pode-se destacar a comunidade ficoperifítica, em especial as algas que ficam aderidas

ou associadas aos substratos submersos formando um biofilme. O primeiro termo utilizado para descrever essa comunidade foi “sésil” (MOSCHINI-CARLOS, 1999). Posteriormente, o termo alemão “aufwuchs”, referente a organismos imóveis que não penetram no substrato foi utilizada (MOSCHINI-CARLOS, 1999). Em 1924, Behning utilizou o termo “perifiton” para designar organismos que colonizam substratos artificiais na água. Tal terminologia foi estendida a todos os organismos aquáticos que vivem aderidos a superfícies submersas (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS; 2003).

Diversas terminologias, mais específicas, vêm sendo utilizadas para classificar as algas perifíticas de acordo com o tipo de substratos que colonizam, tais como algas epifíticas as que crescem sobre substrato vegetal; algas epilíticas, sobre substrato rochoso; as algas epipélicas, sobre sedimento fino; as epizóicas, sobre animais; epipsâmicas, sobre areia e algas epidêndricas, sobre madeira (SCHWARZBOLD, 1990; WETZEL, 1981; BURLIGA; SCHWARZBOLD, 2013). A padronização do tipo de substrato onde a comunidade perifítica está fixada tornou-se importante em estudos ecológicos, pois dependendo do tipo de substrato utilizado este interfere diretamente na composição da comunidade (LOWE; PAN, 1996).

Em 1982, foi realizado o 1º Workshop Internacional “Periphyton of Freshwater Ecosystems” na Suécia, o qual consagrou o termo perifiton como sendo uma complexa comunidade de microorganismos (algas, bactérias, fungos e animais), aderidos a substratos inorgânicos ou orgânicos, vivos ou mortos (WETZEL, 1983). Até o momento, esse conceito é amplamente aceito entre os especialistas na área (BURLIGA; SCHWARZBOLD, 2013).

IMPORTÂNCIA DA COMUNIDADE PERIFÍTICA NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

A comunidade de algas perifíticas apresenta uma grande relevância nos ecossistemas aquáticos. Por serem primariamente autotróficas desempenham um papel fundamental, promovendo o intercâmbio entre os componentes químicos, físico e biológico (LOWE; PAN, 1996). Representa um componente básico na cadeia alimentar, rica em proteínas, vitaminas e minerais, sendo fonte de alimento para muitos organismos aquáticos (NOZAKI et al. 2003), contribuindo para o crescimento, desenvolvimento, sobrevivência e a reprodução de muitos organismos (CAMPEAU; MURKIN; TIIMAN, 1994). Desta forma, o perifíton desempenha papel essencial no metabolismo de um ecossistema aquático, pois participa das etapas fundamentais na estrutura e funcionamento desses ambientes, tais como produção, consumo e decomposição (LARNED 2010; FELISBERTO; MURAKAMI, 2013).

A importância do perifíton como bioindicador da qualidade da água também foi ressaltado por vários pesquisadores, incluindo diversos tipos de habitats (LOBO; CALLEGARO; BENDER, 2002; VERCELLINO; FERNANDES, 2005; BERE; TUNDISI, 2010, MORESCO et al., 2011). Isso se deve as algas que compõem o perifíton serem excelentes bioindicadores da qualidade da água e de seu estado trófico (SILVA, 2010; LOBO, 2013). Portanto, devido as suas características estruturais quanto funcionais a comunidade de algas perifíticas pode ser utilizada para avaliar as condições ambientes

nos mais diversos tipos de ecossistemas aquáticos (MORESCO; RODRIGUES, 2013).

ESTUDOS COM A COMUNIDADE PERIFÍTICA NO BRASIL

No Brasil, a distribuição dos estudos envolvendo a comunidade perifítica não está bem distribuída, sendo a maioria dos estudos centrado nas regiões Sul e Sudeste. De acordo com Schneck (2013) 77% dos estudos com a comunidade perifítica no Brasil estão concentrados em apenas quatro estados (Paraná, São Paulo, Rio Grande do Sul e Rio de Janeiro), enquanto, 22% nas regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste. Ainda, segundo a autora, essa disparidade é atribuída ao fato que as regiões Sul e Sudeste abrigam os grupos de pesquisas consolidados na pesquisa com a comunidade perifítica.

O primeiro estudo sobre perifíton no Brasil foi realizado por Moreira-Filho (1959), com espécies de diatomáceas se desenvolvendo sobre Sargassum em ambiente marinho. Após alguns anos, Bicudo e Stkvortzov (1968) realizaram um estudo enfocando a taxonomia de Dinophyceae na comunidade perifítica em ambientes aquáticos continentais, sendo considerado o trabalho pioneiro nesse tipo de ambiente. A partir desse momento foram desenvolvidos vários estudos na linha taxonômica para essa comunidade (FERNANDES, 2005). No entanto, somente após 11 anos as pesquisas ecológicas sobre o perifíton avançaram efetivamente, com as contribuições pioneiras de Rocha (1979) sobre a sucessão do perifíton em substrato artificial, e

também o trabalho de Panitz (1979) sobre algumas considerações da importância, metodologia e perspectivas dos estudos com perifíton.

As contribuições sobre métodos associados às algas perifíticas avançaram no Brasil na década de 90, destacando-se as contribuições de Bicudo (1990), sobre metodologias de contagem e estudo qualitativo das algas do perifíton. Schwarzbold (1990) fez uma revisão acerca dos métodos ecológicos aplicados ao estudo do perifíton e Watanabe (1990) desenvolveu um estudo comparativo de metodologias empregadas para caracterizar o nível de poluição das águas. A partir desse momento, a comunidade perifítica estimulou o interesse de diversos pesquisadores no Brasil (para uma revisão mais aprofundada, ver BICUDO; NECCHI JÚNIOR; CHAMIXAES, 1995; FERNANDES, 2005).

ESTUDOS COM A COMUNIDADE PERIFÍTICA NA PARAÍBA

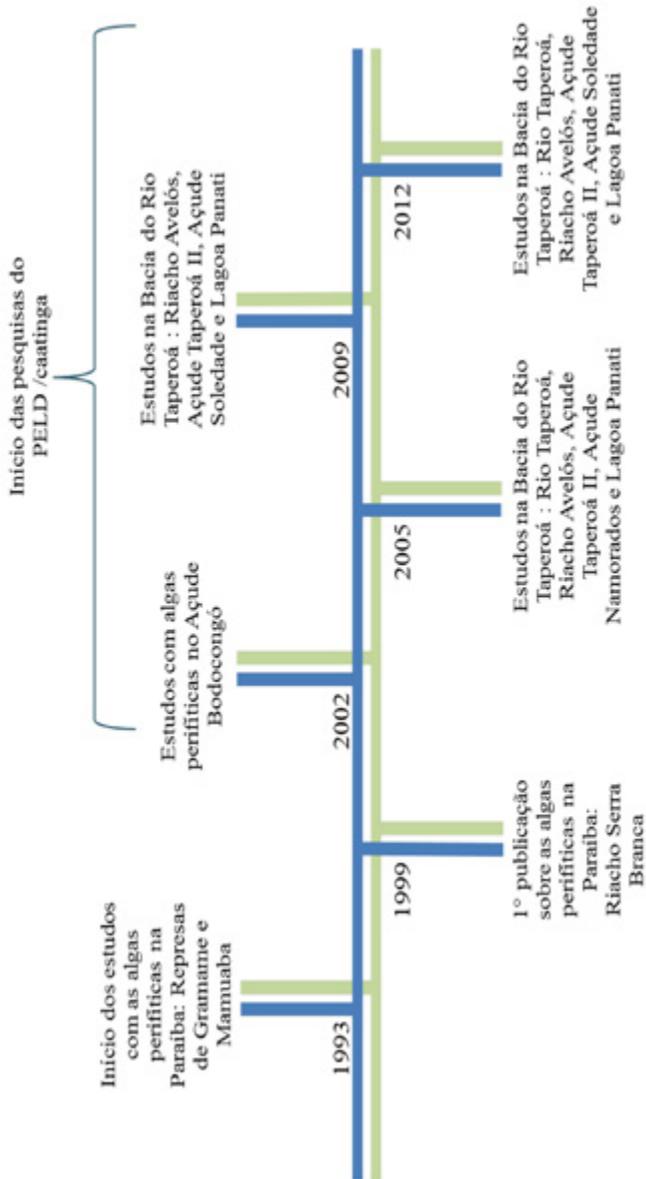
As pesquisas com a comunidade perifítica estão crescendo cada vez mais no Brasil (SCHNECK, 2013), no entanto, os estudos na região Nordeste, bem como na Paraíba, ainda são escassos. A pequena quantidade de estudos provavelmente deve-se à falta de especialistas nesse assunto nesta região (BARBOSA et al. 2012).

As primeiras tentativas de estudos da comunidade na Paraíba foram implementadas por Batalla e Watanabe (1993) com estudos desenvolvidos nas represas de Gramame e Mamuaba. No entanto, a primeira publicação sobre o perifíton neste estado foi a de Maltchik et al. (1999), abordando aspectos ecológicos da comunidade no riacho Serra Branca, bacia hidrográfica do rio Taperoá (BARBOSA et al.,

2012). Na Figura 01, pode-se observar a evolução dos estudos sobre a comunidade de algas perifíticas no Estado da Paraíba e os seus respectivos ambientes estudados.

Entretanto, este cenário vem mudando, sob incentivos do professor Dr. José Etham de Lucena Barbosa (UEPB) e na sua liderança, a partir do Laboratório de Ecologia Aquática- LEAq, muitos estudos envolvendo a comunidade de algas perifíticas estão sendo desenvolvidos. Esses estudos foram implementados com o apoio financeiro e logístico do Programa ecológico de Longa duração PELD/Caatinga (CNPq). O PELD/Caatinga teve como objetivo principal estudar a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas terrestres e aquáticos do bioma caatinga, tendo como unidade de estudo as bacias dos rios Taperoá e Piranhas, no semiárido Paraibano e potiguar. Visando, sobretudo um manejo que permita a conservação da biodiversidade, a recuperação de áreas degradadas e a promoção do desenvolvimento sustentável da região (PELD-CAATINGA, 2009).

Figura 01 - Linha do tempo das pesquisas realizadas no Estado da Paraíba.



Fonte: dados da pesquisa.

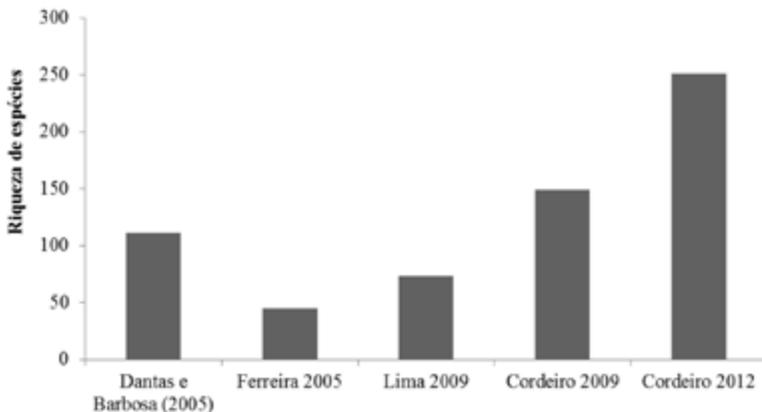
COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DE ALGAS PERIFÍTICAS EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS PARAIBANOS

A comunidade perifítica contribui largamente para a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos devido, principalmente, a sua alta riqueza de espécies (LOWE; PAN, 1996). Essa riqueza é representada em sua grande parte por algas que compõem cerca de 90% do total da sua composição (COSTA; FERNANDES; MACHADO, 2007). Segundo Mochini-Carlos (1999) para se estudar a comunidade de algas perifíticas devem ser levados em consideração três pontos: conhecimento da taxonomia das espécies constituintes, a quantificação da biomassa dos indivíduos presentes e análise do desenvolvimento de métodos padrões para amostrar a comunidade em diferentes substratos. A riqueza de espécies é uma das medidas mais frequentemente usadas em estudos de biodiversidade (BICUDO; NECCHI JÚNIOR; CHAMIXAES, 1995). Segundo Magurran (2004) existem dois métodos para estimar riqueza de espécies: um pela riqueza numérica de espécies o outro pela densidade de espécies. Nesse estudo, a riqueza numérica de espécies será o principal foco para descrever alguns estudos desenvolvidos na Paraíba.

Com a iniciativa do PELD/Caatinga foram desenvolvidos três trabalhos relevantes (monografias) para o açude Bodocongó em Campina Grande-PB: Farias (2003), que realizou análises qualitativas e quantitativas da comunidade de algas perifíticas colonizando substrato artificial; Lins (2003) que avaliou a produção primária e a biomassa algal perifítica em substrato artificial, e Cavalcante (2003) que analisou a sucessão ecológica das algas perifíticas em substratos artificiais.

Nos anos seguintes, Ferreira (2005) analisou a composição da comunidade de algas perifíticas em dois ambientes lóticos da bacia hidrográfica do rio Taperoá. Esse estudo foi realizado no Rio Taperoá e no Riacho Avelós, onde foram registrados 45 taxa (**Figura 2**). A diversidade de espécies foi atribuída às classes Bacillariophyceae, Cyanophyceae e Chlorophyceae. Nesse mesmo ano Dantas e Barbosa (2005a, 2005b) produziram dois capítulos de livros: um tratando o perifíton como tema da etnolimnologia no semiárido e no outro analisaram a distribuição espacial da comunidade de algas perifíticas e comparou de forma qualitativa a composição do ficoperifíton em substratos epifíticos, epifíticos e epizóicos, em três ambientes lênticos da bacia hidrográfica do rio Taperoá II. Esse estudo possibilitou compreender a estrutura e dinâmica da comunidade de algas perifíticas em diversos tipos de substratos, resultado na identificação de 111 taxa (Figura 02), distribuídos em quatro classes: Chlorophyceae (46), Bacillariophyceae (28), Cyanophyceae (20) e Euglenophyceae (17).

Figura 02 - Riqueza de algas perifíticas na Bacia do Rio Taperoá.



Fonte: Dados da pesquisa.

Mais recentemente, contemplando o Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente- PRODEMA, Lima (2009) analisou a estrutura e dinâmica das algas perifíticas em substrato artificial durante o estágio de sucessão ecológica em dois regimes hidrológicos distintos (seca e chuva) no Riacho Avelós, situado na sub-bacia do Rio Taperoá. Nesse estudo, foi possível compreender a dinâmica sucessional da comunidade perifítica frente a diferentes ciclos hidrológicos contribuindo para identificação de 73 taxa (Figura 2), distribuído em sete classes taxonômicas, sendo atribuída a classe Bacillariophyceae a maior representativa do total de espécies encontradas (26 taxa).

Em 2009, Cordeiro (2009) avaliou a diversidade alfa, beta e gama das algas perifíticas em três ecossistemas lênticos da Bacia do Rio Taperoá. Esse estudo foi realizado nos Açudes Taperoá II e Soledade e na Lagoa Panati e contribuiu para identificação de 149 taxa (Figura 2), distribuídos em oito classes taxonômicas: Bacillariophyceae (63), Chlorophyceae (27), Cyanophyceae (33), Euglenophyceae (9), Zygnemaphyceae (8), Chlamydomonadophyceae (3), Oedogoniophyceae (5) e Dinophyceae (1). Dos ambientes estudados, a Lagoa Panati apresentou a maior riqueza total de espécies com 82 táxons, enquanto o Açude Taperoá registrou 62 táxons e o Açude Soledade com a menor diversidade com 54 táxons. Em todos os ambientes a classe Bacillariophyceae registrou a maior riqueza.

Em 2012, Cordeiro (2012) analisou a persistência e estabilidade da comunidade de algas perifíticas em substratos naturais em cinco ecossistemas aquáticos (lênticos e lóticos) do semiárido paraibano. Esse estudo foi realizado nos Açudes Soledade e Taperoá e na Lagoa

Panati e no Rio Taperoá e no Riacho Avelós, sendo identificados 251 taxa durante o período de estudo. Considerando todos os ambientes estudados foram identificados 251 táxons distribuídos em oito classes taxonômicas: Bacillariophyceae (78), Chlorophyceae (68), Cyanophyceae (66), Euglenophyceae (15), Zygnemaphyceae (13), Chlamydoophyceae (5), Oedogoniophyceae (5) e Dinophyceae (1).

Considerações finais

Desta maneira, com os incentivos provenientes do PELD/Caatinga as pesquisas com algas perifíticas deram um salto na compreensão e entendimento da sua estrutura e dinâmica em ecossistemas aquáticos no semiárido brasileiro, colaborando, assim, na redução da lacuna existente na estrutura e dinâmica desta comunidade nos ambientes aquáticos das regiões semiáridas do mundo e especialmente no Brasil.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v.1, n.1, jul. 2005.

BARBOSA, J. E. L. et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.24, n.1, p.103-118, 2012.

BATALLA, J. F.; WATANABE, T. Importância das algas perifíticas e bentônicas para o gastrópode *Pomacea lineata* (Spix, 1827) nas represas de Gramame e Mamuaba – Alhandra, Paraíba. In: 5º CONGRESSO NORDESTINO DE

ECOLOGIA, 1., 1993, Natal. **Anais**. Natal: Sociedade Nordestina de Ecologia, v.1, p. 195, 1993.

BERE, T.; TUNDISI, J. G. Epipsammic diatoms in streams influenced by urban pollution, São Carlos, SP, Brasil. **Brazilian Journal Biology**, v. 70, p. 921-930, 2010.

BICUDO, C. E. M. Metodologia para o estudo qualitativo das algas do perifíton. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 3, p. 477-491, 1990.

BICUDO, D.C.; NECCHI JÚNIOR, O.; CHAMIXAES, C.B.C.B. Periphyton studies in Brazil: present status and perspectives. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.) **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, 1995, p. 37-58.

BICUDO, C. E. M.; SKVORTZOV, B. V. Contribution to the knowledge of Brazilian Dinophyceae: immobile genera. In: Soc. Bot. Brasil, **Anais**. Fortaleza, p.31-39, 1968.

BURLIGA, A. L.; SCHWARZBOLD, A. Perifíton: Diversidade taxonômica e morfológica. In: SCHWARZBOLD, A.; BURLIGA, A.L.; TORGAN, L.C. (Org.). **Ecologia do perifíton**. São Carlos: RiMa, 2013, p. 1-6.

CAMPEAU, S.; MURKIN, H. R.; TIIMAN, R. D. Relative importance of algae and emergent plant litter to freshwater marsh invertebrates. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 51, p. 681-692, 1994.

CASTELLETTI, C. H. M. et al. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA J. M. C. (Eds.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. 1. ed. Recife, Brasil: Ed. Universitária da UFPE, 2003, p.719-734.

CAVALCANTE, G. K. **Aspectos sucessionais da comunidade de algas perifíticas em substrato artificial no açude Bodocongó, Campina Grande-Paraíba.** 2003. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia - Bacharel e Licenciatura em Ciências Biológicas)- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2003.

CORDEIRO, R.S. **Diversidade alfa, beta e gama da comunidade de algas perifíticas em três ambientes lênticos da bacia do Rio Taperoá, semiárido-Brasil.** 2009. 46f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia - Licenciatura e Bacharelado em Ciências Biológicas)- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

CORDEIRO, R.S. **Estabilidade e persistência da comunidade de algas perifíticas em ecossistemas lênticos e lóticos do semiárido brasileiro.** 2012. 135f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação)-Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

DANTAS, E. W. ; BARBOSA, J. E. L. Comparação qualitativa da comunidade de algas perifíticas do epifíton, epilíton e epizoon em três ambientes lênticos da bacia do rio Taperoá, Paraíba. In: X Reunião Brasileira de Ficologia, 1. 2005. Salvador. **Anais.** Salvador: Sociedade Brasileira de Ficologia, p.399-410, 2005.

DANTAS, E. W. ; BARBOSA, J. E. L. O perifíton como tema da etnolimnologia no semi-árido: primeiro estudo de caso do Brasil. In: WATANABE, T. (Org.). **PELD Caatinga**, 2005.

FARIAS, K. F. **Análise qualitativa e quantitativa de algas perifíticas em substrato artificial no açude Bodocongó, Campina Grande- Paraíba.** 2003. 59 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia - Bacharel e Licenciatura em Ciências Biológicas)- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2003.

FELISBERTO, S. A.; MURAKAMI, E. A. Papel do perifíton na ciclagem de nutrientes e na teia trófica. In: SCHWARZBOLD A, BURLIGA AL, TORGAN LC. (Orgs.). **Ecologia do perifíton**. São Carlos: RiMa, 2013, p.23-44.

FERNANDES, V. O. Perifíton: conceitos e aplicações da limnologia à engenharia. In: ROLAND, F.; CESAR, D.; MARINHO, M. (Eds.) **Lições de limnologia**. São Carlos: Rima, 2005. p. 351-370.

FERREIRA, A. C. A. **Comunidade de Algas perifíticas de dois sistemas aquáticos lóticos da bacia hidrográfica do rio Taperoá II – Semi-árido Paraibano**. 2005. 72f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia - Licenciatura e Bacharelado em Ciências Biológicas)- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2005.

GARCIA, P. O; LOBO-FARIA, P. C. **Metodologias para levantamentos da biodiversidade brasileira**. Juiz de Fora, 2007.

LARNED, T. A prospectus for periphyton: recent and future ecological research. **Journal of The North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, 2010, p.182-206.

LIMA, A. T. S. **Colonização ficoperifítica em substrato artificial em Riacho do semiárido paraibano**. 2009. 85f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente)- Universidade Federal da Paraíba / Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

LINS, R. P. **Produção primária e biomassa de algas perifíticas colonizadas em substrato artificial no açude de Bodocongó, Campina Grande-Paraíba**. 2003. 85f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia - Bacharel e Licenciatura em Ciências Biológicas)- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2003.

LOBO E. O perifíton como indicador de qualidade de água. In: SCHWARZBOLD, A.; BURLIGA, A. L.; TORGAN, L. C. (Orgs.). **Ecologia do perifíton**. São Carlos: RiMa, 2013, p. 205- 233.

LOBO, E. A; CALLEGARO, V. L. M.; BENDER, E. P. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. 1.ed. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, p.127, 2002.

LOWE, R.L.; PAN, Y. Benthic Algal Communities as Biological Monitors. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL; M.L.; LOWE, R.L. (Eds.). **Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems**. New York: Academic Press, 1996, p.31-56.

MAGURRAN, A. E. Introduction: measurement of (biological) diversity. In: MAGURRAN, A. E. (Ed.). **Measuring Biological Diversity**. Blackwell: Oxford, 2004. p.3- 17.

MALTCHIK, L.; DUARTE, M. D. C.; BARRETO, A. P. Resistance and resilience of periphyton to disturbance by flash floods in a Brazilian semiarid ephemeral stream (Riacho Serra Branca, NE, Brazil). **ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS, Anais**, v.71, p.791-800, 1999.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Caatinga**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga>>. Acesso em: 20 jun. 2014.

MOREIRA-FILHO, H. Diatomáceas do Paraná: a flora diatomológica no Sargassum. **Boletim do Instituto de História Natural: Botanica**, v.1, p.1-26, 1959.

MORESCO, C.; RODRIGUES, L. O perifíton como bioindicador em rios. In: SCHWARZBOLD, A.; BURLIGA, A. L.; TORGAN, L. C. (Orgs.). **Ecologia do perifíton**. São Carlos: RiMa, 2013. p. 23- 43.

MORESCO, C.; TREMARIN, P.I.; LUDWIG, T.A.V. et al. Diatomáceas perifíticas abundantes em três córregos com diferentes ações antrópicas em Maringá, PR, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 3, p. 359-373, 2011.

MOSCHINI-CARLOS, V. Estrutura e função da comunidade perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais. In: POMPÊO, M. L. M. (Ed.). **Perspectivas da Limnologia no Brasil**. São Luís: Gráfica e Editora União, 1999, p.91-103.

NOZAKI, K.; DARIJA, V. K.; AKATSUKA, T. et al. Development of filamentous green algae in the benthic algal community in a littoral sand-beach zone of Lake Biwa. **Limnology**, v. 4, p.161-165, 2003.

PANITZ, C. M. N. Aspectos ecológicos da comunidade perifítica. In: XXX CONGRESSO NACIONAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE BOTÂNICA. **Anais**. p. 175-178, 1979.

PELD-CAATINGA. **Caatinga: estrutura e funcionamento**. Disponível em: <<http://www.dse.ufpb.br/peldcaatinga/objetivos.html>>. Acesso em: 19 set. 2009.

POMPÊO, M. L. M., MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifíton, aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: Rima 2003.

ROCHA, A. J. A. **Sucessão do perifíton em substrato artificial em dois lagos de Brasília (DF)**. 1979. 86f. Dissertação (Mestrado em Ecologia - Universidade de Brasília), Brasília, 1979.

SCHNECK F. Tendências e lacunas dos estudos sobre perifíton de ambientes aquáticos continentais no Brasil: Análise cienciométrica. In: SCHWARZBOLD, A.; BURLIGA, A. L.; TORGAN, L. C. (Orgs.). **Ecologia do perifíton**. São Carlos: RiMa, 2013. p. 7- 22.

SCHWARZBOLD, A. Métodos ecológicos aplicados ao estudo do perifiton. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 3, n. 1, p. 545-552, 1990.

SILVA, A.M. et al. Diatomáceas perifíticas em um sistema eutrófico brasileiro (Reservatório do Iraí, estado do Paraná). **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 4, 2010.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões propostas para o bioma caatinga**. 1.ed. Recife: Associação Plantas do Nordeste, Instituto de Conservação Ambiental, The Nature Conservancy do Brasil, 2002.

WATANABE, T. Perifiton: comparação de metodologias empregadas para caracterizar o nível de poluição da águas. **Acta Limnológica Brasiliensia**. v. 3, p.593-615, 1990.

WETZEL, R. G. **Limnología**. Barcelona: Ediciones Omega S.A., 1981.

WETZEL, R. G. Opening remarks. In: WETZEL, R. G. (Ed). **Periphyton in freshwater ecosystems**. The Hague: Dr. W. Junk Publishers, 1983. p.3-4. (Developments in Hydrobiology, 17).

CAPÍTULO VII

MACRÓFITAS DE CORPOS AQUÁTICOS DA CAATINGA PARAIBANA

FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABÍLIO²⁴

APARECIDA DE LOURDES PAES BARRETO²⁵

TAKAYAMA DOUGLAS DE SOUSA QUIRINO²⁶

KAROLINE MARIA DA SILVA SOARES²⁷

ROMUALDO LUNGUINHO LEITE²⁸

24 Doutor em Ciências pela UFSCar. Pós Doutor em Educação pela UFMT. Professor Associado IV do DME/CE/UFPB. Email: chicopegado@yahoo.com.br

25 Doutora em Educação pelo PPGE/UFPB. Profa. Dra. Adjunta do DME/CE/UFPB. E-mail: alpaesbarreto@gmail.com

26 Graduando em Licenciatura em Ciências Biológicas na UFPB.

E-mail: takayamadouglas16@gmail.com

27 Graduanda em Licenciatura em Ciências Biológicas na UFPB.

E-mail: karol_.soares@hotmail.com

28 Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo PRODEMA/UFPB. Professor Assistente da UECE/FAFIDAM. E-mail: rlunguinho@yahoo.com.br

INTRODUÇÃO

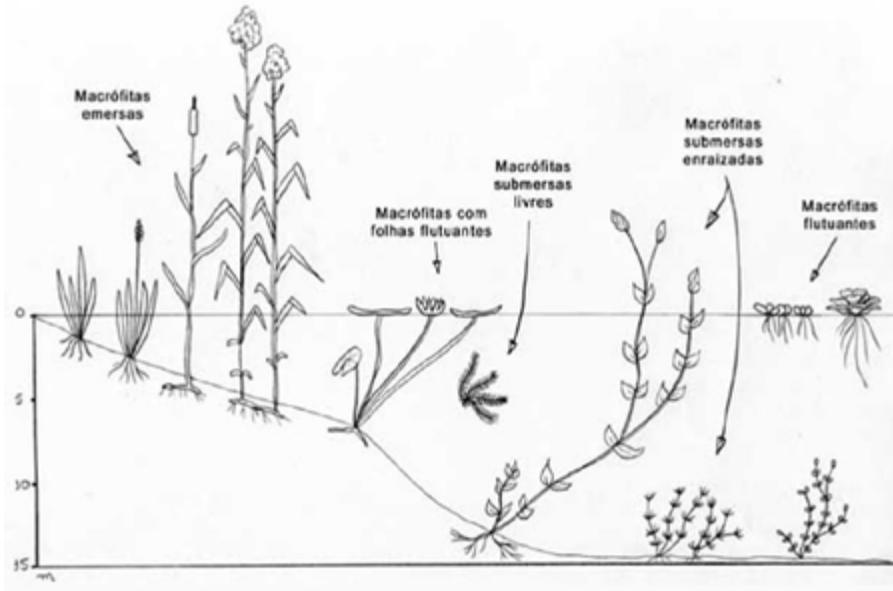
Macrófitas aquáticas, ou simplesmente, macrófitas, compreendem o grupo de plantas que habita os mais diversos ambientes úmidos do planeta. A grande capacidade adaptativa desses vegetais favorece a amplitude ecológica com que coloniza os mais variados corpos aquáticos - desde os charcos, brejos, pântanos e outras áreas alagadas, até os corpos de água cujo ambiente se apresenta completamente submersos, sejam estes, lênticos ou lóticos.

Esta biocenose, de acordo com Esteves (1998), fez um percurso inverso ao longo do processo evolutivo, retornando do ambiente terrestre para o aquático. Como consequência, a grande maioria das macrófitas aquáticas conservam estruturas típicas de vegetais terrestres, como a presença de cutícula - embora fina - e de estômatos não funcionais. Além disso, grande parte das macrófitas aquáticas possui a capacidade de suportar longos períodos de seca dos ciclos hidrológicos, transformando-se, em formas terrestres, com profundas modificações anatômicas, fisiológicas e, sobretudo, fenotípicas (ESTEVES, 1998).

Quanto ao modo de vida no ambiente aquático, as macrófitas podem ser divididas em 5 grupos ecológicos: macrófitas emersas (enraizadas no sedimento, com folhas para fora da lâmina d'água); macrófitas flutuantes (toda a planta flutua livremente na superfície da água); macrófitas com folhas flutuantes (enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água); macrófitas submersas enraizadas (cresce embaixo d'água); e, macrófitas submersas livres

(permanecem flutuando debaixo d'água, ou podem se prender a pecíolos e caules de outras macrófitas). (**Figura 01**).

Figura 01 – Macrófitas aquáticas baseadas em seu modo de vida (biotipo) no ambiente aquático.



Fonte: Modificado de http://www.ufscar.br/~probio/perfil_m.jpg
Acesso em 20 jul. 2016.

No âmbito das pesquisas limnológicas, os estudos sobre macrófitas aquáticas foram, por muito tempo, negligenciados.

A visão dos limnólogos do passado era de que as comunidades limnéticas, isto é: *Fitoplâncton*, *Zooplâncton* e *Bentos* eram as comunidades-chave na dinâmica de ecossistemas lacustres. Até certo ponto esta visão era correta, pois os lagos nos

quais foram desenvolvidas as primeiras pesquisas limnológicas eram muito profundos, com pouco desenvolvimento das *Macrófitas Aquáticas*. No entanto à medida em que o maior número de lagoas passou a ser estudado e em diferentes regiões da Terra, observou-se que a maioria destes ecossistemas tinha, nas *Macrófitas Aquáticas*, a principal comunidade produtora de biomassa, podendo consequentemente, interferir de diferentes maneiras na dinâmica do ecossistema. (ESTEVEZ, 1998, p. 316, grifo nosso).

Apenas recentemente, como ressaltam Thomaz, Bini e Pagioro (2004), as *Macrófitas Aquáticas* passaram a receber maior atenção dos limnólogos brasileiros. O aumento no interesse por esse campo de pesquisa se deve, em parte, pelos problemas que esses vegetais vêm causando em alguns empreendimentos hidroelétricos. Todavia, outros fatores, como a importância ecológica ou econômica que estas espécies possam representar, também compõem o conjunto dos interesses nas atuais pesquisas sobre macrófitas aquáticas.

Estes organismos, além de contribuírem para a caracterização de ambientes lóticos e lênticos, podem ser usadas como bioindicadoras da qualidade d'água, na despoluição de ambientes aquáticos, na alimentação animal, no controle da erosão hídrica, na produção de biomassa, na obtenção de biogás, no melhoramento físico e nutricional do solo (fixação de nitrogênio), na redução da turbulência d'água (efeito de filtro) e na ciclagem de nutrientes (efeito de bombeamento), podendo ser usadas ainda como adubo e como variável importante no

controle de vetores de doenças de veiculação hídrica (ESTEVES, 1998; THOMAZ; BINI, 1999; PEDRALI; TEIXEIRA, 2003).

As abordagens de cunho florístico-taxonômico de macrófitas apontam para sua importância na caracterização e funcionalidade dos sistemas aquáticos continentais. Tal relevância torna-se ainda mais premente quando se trata dos estudos em corpos aquáticos do semiárido brasileiro, onde a composição das comunidades de macrófitas aquáticas ainda é muito pouco conhecida.

Entre as pesquisas desenvolvidas na região da Caatinga e do semiárido nordestino com essa abordagem, resgatamos aqui os estudos de Barreto (2001); Leite (2001); França et al. (2003); Pedro et al. (2006); Henry-Silva et al. (2010); Sobral-Leite et al. (2010) Campelo et al. (2012); Lima; Machado-Filho; Melo (2013), todos com algum destaque no campo florístico-taxonômico das macrófitas aquáticas (**Quadro 01**). Esses estudos, além da contribuição para as pesquisas no campo de investigação ecológica na região semiárida, contribuíram com a sistematização da diversidade de macrófitas aquáticas da região.

Quadro 01 – Resumo geral de alguns estudos sobre as Macrófitas Aquáticas no Bioma Caatinga, Semiárido Nordeste.

AUTORES	RESUMO DA PESQUISA
BARRETO (2001)	Fez um inventário das lagoas intermitentes do semiárido paraibano com ênfase na classificação e na caracterização ecológica e biossocial desses corpos aquáticos, apresentando um levantamento florístico das macrófitas aquáticas ocorrentes nas lagoas investigadas.

LEITE (2001)	Verificou a influência das plantas aquáticas, submersas e flutuantes na alteração da qualidade da água de açudes do semiárido paraibano (Taperoá II e São José dos Cordeiros), medida através da temperatura, pH, alcalinidade, dureza, condutividade, concentração de íons dissolvidos amônio, nitrito, nitrato, sulfato e fósforo total, assim como o efeito de atividades antrópicas do entorno dos açudes sobre os corpos d'água em estudo.
FRANÇA et al. (2003)	Realizou um estudo sobre a flora vascular de açudes de uma região do Semiárido da Bahia.
PEDRO et al. (2006)	Realizou um estudo sobre o ciclo hidrológico e a dinâmica de Macrófitas aquáticas em dois rios intermitentes da região Semiárida.
HENRY-SILVA et al. (2010)	Avaliaram a riqueza e a distribuição das Macrófitas aquáticas nos ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do rio Apodi/Mossoró no Semiárido do Rio Grande do Norte;
SOBRAL-LEITE et al. (2010)	Registraram um <i>checklist</i> das Macrófitas vasculares de Pernambuco, abordando a riqueza de espécie, formas biológicas e considerações sobre distribuição.
CAMPELO et al. (2012)	Realizaram um estudo nas áreas do Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF), com o objetivo de inventariar as macrófitas aquáticas ao longo da construção dos reservatórios dos eixos Leste e Norte do PISF e analisar se a riqueza de espécies é influenciada pelo tamanho dos mananciais hídricos.

O objetivo desse estudo foi elaborar um breve inventário sobre a riqueza e ocorrência de espécies de macrófitas em corpos aquáticos de bacias hidrográficas do Bioma Caatinga no Estado da Paraíba.

MATERIAL E MÉTODOS

O levantamento florístico aqui apresentado tem como referência os estudos realizados em três diferentes corpos aquáticos (açudes, rios e lagoas) do semiárido paraibano. A presença das macrófitas aquáticas nos ambientes investigados foi conferida com a observação visual, conforme a caracterização de macrófitas descrita na literatura (ESTEVES, 1998; THOMAZ; BINI, 1999; PEDRALLI; TEIXEIRA, 2003), e complementada com registros fotográficos e esquemáticos (**Figura 02**).

Figura 02: Desenhos esquemáticos de macrófitas aquáticas, a título de exemplo das mesmas espécies encontradas nos corpos aquáticos da Caatinga paraibana.



Fonte: retirado de <http://www.ufscar.br/~probio/>

As macrófitas foram coletadas em pontos aleatórios dos ambientes, de forma manual ou com puçás. A escolha do espécime foi baseada principalmente na integridade das partes e quando possível foram coletados os indivíduos com floração, de obedecendo aos critérios recomendados (PEDRALLI, 1990). O material foi acondicionado em jornais, prensado para manter as estruturas íntegras e facilitar a posterior identificação. A identificação dos espécimes se deu pela análise dos exemplares com a ajuda de profissional na área, e por comparação em consulta à literatura especializada.

O levantamento florístico resultante passou a compor o quadro da diversidade de macrófitas aquáticas da região, juntando-se aos dados anteriormente divulgados em outras pesquisas desenvolvidas na Caatinga e no semiárido paraibano.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos ambientes estudados, foram encontrados 3 grupos de macrófitas aquáticas (Macro-algas, Pteridófitas e Angiospermas), sendo identificados 14 gêneros de 11 famílias. As espécies foram coletadas em 17 ambientes, entre três categorias de corpos aquáticos: Rios, Açudes e Lagoas. Constatou-se nesse trabalho uma maior riqueza de espécies nos açudes paraibanos (**Quadro 01**).

A flora aquática mantém uma íntima relação com o ciclo sazonal das chuvas, aumentando rapidamente logo após o início do período chuvoso. Isto deve-se à entrada de nutrientes inorgânicos e orgânicos, provenientes da decomposição dessas macrófitas durante o período de

seca dos açudes que facilita o surgimento e o desenvolvimento dessas plantas, consideradas como uma das maiores produtoras de biomassa de ambientes aquáticos continentais (ESTEVEES, 1988; SILVA, 1981).

Segundo Leite e Watanabe (1998) apesar da escassez de dados sobre a composição e biomassa das macrófitas aquáticas da região Nordeste, pode-se inferir que, nos açudes do semiárido, estas plantas contribuem para o fluxo energético da cadeia de detritos. Tal evidência de acordo com Leite et al., (1997) deve-se ao fato de que a maioria dos ambientes aquáticos desta região apresentam as margens litorâneas bastante extensas que favorecem a colonização pelas macrófitas aquáticas.

Quadro 01 – Lista das espécies de Macrófitas coletadas em diferentes corpos aquáticos da Caatinga Paraibana.

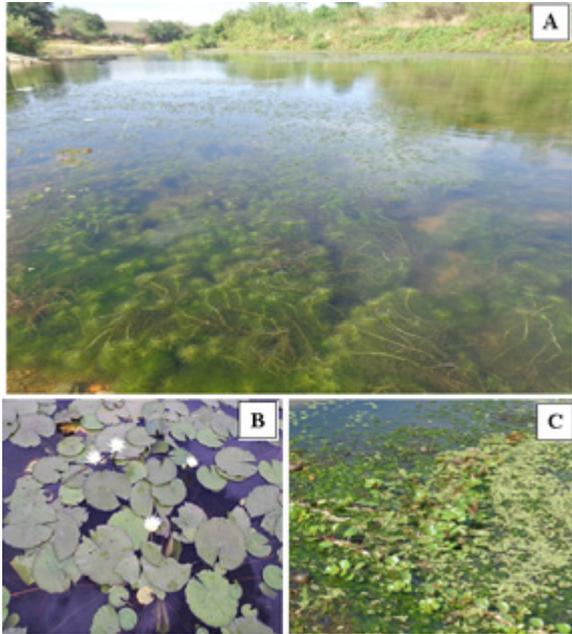
GRUPO TAXONÔMICO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
NYNPHAEACEAE																
<i>Nynphaea marliacea</i>	+	+	+	+				+	+							
<i>Nynphaea sp Linnaeus</i>											+	+			+	+
PONTERIACEAE																
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms		+	+		+	+	+	+	+	+			+			
<i>E. azurea</i> (Sw.) Kunth									+							
ARACEAE																
<i>Pistia stratiotes</i> Linnaeus		+	+	+				+	+							
SALVINACEAE																
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.		+	+													
<i>Azolla sp.</i> Lam.							+	+	+							
ONAGRACEAE																
<i>Ludwigia natans</i>		+	+						+	+	+					
FABACEAE																
<i>Neptunia plena</i> (L.) Benth.		+	+					+	+							
CHARACEAE																

GRUPO TAXONÔMICO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Chara</i> sp. Linnaeus		+	+		+	+	+		+	+			+			
TYPHACEAE																
<i>Thypha dominguensis</i> Pers.		+												+		
HYDROCHARITACEAE																
<i>Egeria</i> sp. Planch.			+				+		+	+						
ALISMATACEAE																
<i>Echinodorus</i> sp.			+				+	+	+							
NAJADACEAE																
<i>Najas marina</i> Linnaeus					+	+							+			+

1 (Açude São Mamede - São Mamede); 2 (Açude São Gonçalo - Sousa); 3 (Açude Jatobá - Patos); 4 (Açude Malta - Malta); 5 (Açude Cachoeira - São João do Cariri); 6 (Açude São José dos Cordeiros - São José dos Cordeiros); 7 (Rio Piancó - Diamante); 8 (Rio Piranhas - Pombal); 9 (Açude Coremas - Mãe D'água Coremas); 10 (Açude Epitácio Pessoa - Boqueirão); 11 (Lagoa Serrote - Boa Vista); 12 (Lagoa Panati - Taperoá); 13 (Açude Taperoá II - Taperoá); 14 (Rio Taperoá - São João do Cariri); 15 (Açude Namorados - São João do Cariri); 17 (Riacho Aveloz - Alagamar, São João do Cariri).

Os grupos com maior ocorrência nos ambientes estudados, foram as Nynphaeaceae (conhecidas popularmente por Vitória-régia), *Eichhornia crassipes* (conhecida popularmente por aguapé, baronesa, jacintos aquáticos ou mururé) e *Chara* sp. (conhecidas popularmente por coentro d'água), sendo encontradas em 10, 9 e 8 locais respectivamente.

Figura 03 – Registro de macrófitas aquáticas em alguns ambientes estudados. (A). Rio Piancó – Diamante; (B) Lagoa temporária Panati – Taperoá; (C). Rio Piancó – Diamante.



Fonte: Francisco Pegado

A macrófita *Eichhornia crassipes* tem vasta distribuição em todo mundo. Nos últimos tempos tem sido intensamente estudada porque em diversas regiões apresenta-se como praga, dificultando a navegação em rios e represas (COUTINHO, 1989). De acordo com Esteves (1988) esta planta possui um enorme potencial se usada corretamente no controle da poluição ou eutrofização artificial. A literatura sobre esta espécie de acordo com Beyruth (1992) é bastante intensa, dada a importância ecológica e sanitária assumida por esta planta aquática durante as ultimas décadas.

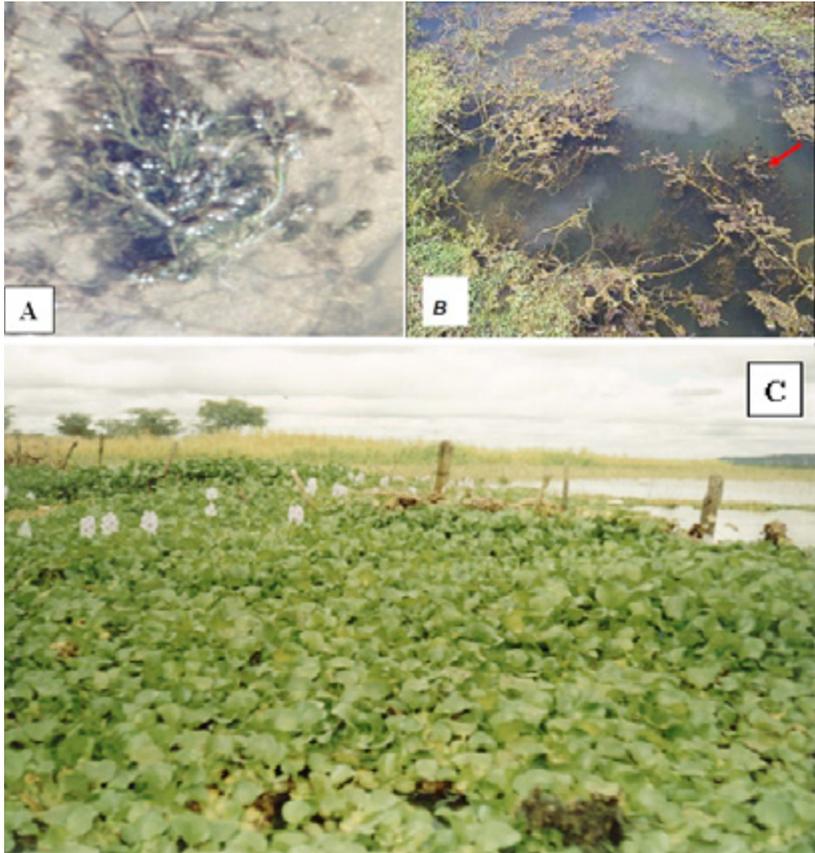
Figura 04 – Registro de macrófitas aquáticas em alguns ambientes estudados. (A) trecho do rio Taperoá e (B) lagoa temporária São João do Cariri, ambos no município de São João do Cariri;



Fonte: Francisco Pegado

No entanto, as espécies com menor ocorrência nos ambientes foram *Azolla* sp. (conhecidas popularmente por musgo d'água) e *Salvinia auriculata* (conhecida popularmente por orelha de rato), registradas apenas em 3 e 2 locais respectivamente.

Figura 05 – Registro de macrófitas aquáticas em corpos aquáticos do cariri paraibano. (A) partes de material de *Najas marina* no açude Tapeorá II (Tapeorá) e (B) estades de *N. marina* no riacho Avelós – Alagamar (São João do Cariri); e em (C) elevada densidade de *Eichhornia crasipes* no açude Tapeorá II (Tapeorá).



Fonte: Abílio (2002).

A macrófitas *Najas marina* foi muito abundante no Riacho Avelós e açude Tapeorá II, e portanto são comuns em ambientes salobros. Esses corpos aquáticos, segundo Abílio (2002) e Santana et al. (2009) apresentam elevadas condutividades elétricas (com

valores máximos de 7780 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 21.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e dureza da água (com valores máximos de 2370 mg CaCO_3/L e 3.340 mg CaCO_3/L), respectivamente para o riacho Avelós e o açude Taperoá II.

Macrófitas aquáticas podem se tornar prejudiciais para os ecossistemas aquáticos continentais. Nos reservatórios brasileiros, *Egeria najas* e *E. densa* crescem abundantemente, e produzem efeitos negativos na produção de energia elétrica (BINI; THOMAZ, 2005). No entanto, por exemplo, *Echinodorus grandiflorus* e *Echinodorus macrophyllus*, denominadas popularmente de chapéu-de-couro, suas folhas tradicionalmente são empregadas para o tratamento de processos inflamatórios (reumatismo, artrite) (DIAS et al., 2013).

Barreto (2001), em seus estudos sobre lagoas intermitentes do semiárido paraibano, identificou 18 gêneros em 14 famílias de Macrófitas aquáticas, distribuídas em 39 das 252 lagoas naturais inventariadas na Paraíba (**Quadro 02**).

Quadro 02: Lista florística de macrófitas aquáticas em lagoas do semiárido paraibano.

FAMÍLIAS OCORRENTES	ESPÉCIES	Nº de lagoas em que ocorrem por Mesorregião	
		Borborema	Sertão
AMARANTHACEAE	<i>Alternanthera sp.</i>	-	03
CHARACEAE	<i>Chara sp.</i>	01	03
ALISMATACEAE	<i>Hydrocleys sp.</i>	-	05
	<i>Echinodorus sp.</i>	-	12
PONTEDERIACEAE	<i>Eichhornia azurea</i>	-	02
	<i>Eichhornia crassipes</i>	-	09
	<i>Pontederia cordata</i>	-	01
HYDROCHARITACEAE	<i>Egeria sp.</i>	-	02
	<i>Elodea sp.</i>	02	01
CYPERACEAE	<i>Eleocharis sp.</i>	05	06
HYDRODICTYACEAE	<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	01	-
LEMNACEAE	<i>Lemna sp.</i>	-	02
MARSILACEAE	<i>Marsilea quadrifolia</i>	01	02
CESALPINIOIDAEA	<i>Mimosa sp.</i>	-	05
NYMPHEACEAE	<i>Nymphaea sp.</i>	03	08
PATOMOGETONACEAE	<i>Potamogeton sp.</i>	04	08
LENTIBULARIACEAE	<i>Utricularia sp.</i>	-	02
SALVINIACEAE	<i>Salvinia sp.</i>	-	01

Fonte: Barreto (2001).

O número de macrófitas (**Figura 06**) nos ambientes estudados por variou de 01 a 06 espécies por lagoa. A maior diversidade ocorreu em 27,6 % das lagoas amostradas, que apresentou de 04 a 06 espécies de Macrófitas aquáticas por lagoa. Em 21 lagoas, a diversidade foi relativamente baixa, variando de 01 a 03 espécies por lagoa. As observações realizadas *in loco* mostraram que, independente da maior ou menor diversidade de Macrófitas por lagoa, em 12 lagoas o povoamento no ambiente aquático chegou a cerca de 70% das superfícies (BARRETO, 2001).

Figura 06 - Macrófitas em lagoas temporárias do semiárido paraibano: Lagoa Santo Antônio, Cajazeiras-PB - (A) *Nymphaea* sp e *Echinodorus* sp; (B) *Nymphaea* sp; (C) *Nymphaea* sp e *Salvinia* sp.; (D) *Eleocharis* sp.; (E) *Hydrocleys* sp.





Fonte: Barreto (2001).

Outro aspecto ressaltado por Barreto (2001), diz respeito ao valor agregado ao ecossistema por parte das macrófitas aquáticas. O rápido crescimento e propagação da vegetação na fase hidrológica

da cheia garante uma elevada produção de matéria orgânica com consequente enriquecimento do solo das áreas inundadas. Tal afirmação coaduna com os estudos de Pedralli e Teixeira (2003), quando tratam do papel das macrófitas no estabelecimento da biogeoquímica dos sedimentos, embora estes se referissem aos lagos das áreas temperadas e tropicais.

Figura 07 - Macrófitas em lagoas temporárias do semiárido paraibano: Lagoa da Estrada, Sumé-PB (F) *Pontederia sp.* e *Hydrocleys sp.*; (G) *Echinodorus sp.*



Fonte: Barreto (2001).

Figura 08 - Resistência à fase seca do regime hidrológico, em lagoas temporárias - Lagoa do Couro, São João do Cariri-PB.



Fonte: Barreto (2001).

Outra contribuição relativa à diversidade de macrófitas aquáticas, vem dos estudos de Lima, Machado-Filho, e Melo (2013). Estes autores registraram em áreas da APA do Cariri Paraibano 29 espécies pertencentes a 22 gêneros e 14 famílias, sendo Cyperaceae a mais representativa (9 spp.), seguida de Pontederiaceae (3 spp.), Alismataceae (2 spp.), Araceae (2 spp.), Asteraceae (2 spp.), Onagraceae (2 spp.) e Plantaginaceae (1 spp.), enquanto as demais famílias (7) apresentaram uma espécie cada (**Quadro 03**).

Quadro 03 – Listas de espécies de macrófitas de áreas da APA do Cariri Paraibano, no município de Boa Vista.

GRUPO TAXONÔMICO	SÍTIO BRAVO	FAZENDA SALAMBAIA
ALISMATACEAE		
<i>Echinodorus subalatus</i>	+	
<i>Hydrocleys modesta</i>	+	
ARACEAE		
<i>Lemna minuta</i>	+	
<i>Pistia stratiotes</i>		+
ASTERACEAE		
<i>Acmella uliginosa</i>	+	
<i>Eclipta prostrata</i>	+	
CAPPARACEAE		
<i>Tarenaya spinosa</i>	+	
CONVOLVULACEAE		
<i>Ipomoea carnea</i>	+	

CYPERACEAE		
<i>Cyperus ligularis</i>		+
<i>Cyperus odoratus</i>		+
<i>Cyperus surinamensis</i>		+
<i>Cyperus uncinulatus</i>	+	+
<i>Eleocharis elegans</i>		+
<i>Eleocharis geniculata</i>	+	+
<i>Eleocharis interstincta</i>		+
<i>Fimbristylis cymosa</i>		+
<i>Pycreus macrostachyos</i>		+
HYDROCHARITACEAE		
<i>Apalanthe granatensis</i>		+
MENYANTHACEAE		
<i>Nymphoides indica</i>	+	
NYMPHAEACEAE		
<i>Nymphaea ampla</i>		+
ONAGRACEAE		
<i>Ludwigia leptocarpa</i>		+
<i>Ludwigia octovalvis</i>	+	
PLANTAGINACEAE		
<i>Angelonia biflora</i>	+	+
<i>Stemodia maritima</i>		+

PONTEDERIACEAE		
<i>Eichhornia paniculata</i>	+	
<i>Heteranthera limosa</i>	+	
<i>Heteranthera oblongifolia</i>		+
SOLANACEAE		
<i>Nicotiana glauca</i>	+	+
VERBENACEAE		
<i>Stachytarpheta elatior</i>	+	

Fonte: Lima, Machado-Filho, e Melo (2013).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos recentes sobre macrófitas aquáticas apontam para a importância destas comunidades para os ecossistemas aquáticos. Apesar desse reconhecimento, as pesquisas nesse campo ainda são escassas, principalmente entre os estudos sobre a ecologia da Caatinga e do semiárido nordestino

O presente estudo procurou sistematizar, a partir de algumas iniciativas pioneiras, os principais grupos de macrófitas aquáticas do semiárido paraibano. Três grupos de corpos aquáticos foram envolvidos na pesquisa – açudes, rios e lagoas.

Cada corpo aquático investigado apresentou uma dinâmica funcional específicas sendo as macrófitas encontradas em maior abundância e variedade nos estudos centrados na APA do Cariri e os centrados nas Lagoas temporárias.

A lista florística apresentada é preliminar e aponta para a urgência em se estabelecer uma sistemática de investigação nesse campo de pesquisa, e assim suprir a carência ecológica dos estudos sobre macrófitas aquáticas no semiárido paraibano.

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F.J.P. **Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associado a macrófitas aquáticas em açudes do semiárido paraibano, Nordeste do Brasil.** Tese (Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP, 2002, p.175.

ACIESP. **Glossário de Ecologia.** Publicação ACIESP, nº 103. São Paulo, SP: Academia de Ciências/CNPq/FINEP, 1997.

BARRETO, A.L.P. **Lagoas intermitentes do semi-árido paraibano: inventário e classificação.** Dissertação (Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA). João Pessoa, PB. p.71, 2001.

BEYRUTH, Z. macrófitas aquáticas de um lago marginal ao rio Embu-mirim, São Paulo, Brasil. **Rev. Saúde Públ.**, v.26, n.4, p.272-82, 1992.

BINI, L.M.; THOMAZ, S.M. Prediction of *Egeria najas* and *Egeria densa* occurrence in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay). **Aquatic Botany**, v.83, p.15-22, 2005.

CAMPELO, M. J. A. et al. Macrófitas Aquáticas nas Áreas do Projeto de Integração do Rio São Francisco. In: SIQUEIRA-FILHO, J. A. (Org.). **Flora das Caatingas do Rio São Francisco: história natural e conservação.** Rio de Janeiro, RJ: Andrea Jakobsson, 2012.

COUTINHO, M.E. **Ecologia Populacional** de *Eichhornia azurea* (Kth.) e sua participação na dinâmica da vegetação aquática da Lagoa do Infernã – SP. Dissertação (Mestrado, São Paulo, UFSCar), 1989.

DIAS, E.G.E et al. Qualidade e autenticidade de folhas de chapéu-de-couro (*Echinodorus grandiflorus*) oriundas de fornecedores de São Paulo. **Rev. Bras. Plantas Med.**, v.15, n.2, p.250-256, 2013.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia** 2.ed. Rio de Janeiro, 1998.

FRANÇA, F. et al. Flora vascular de açudes de uma região do Semi-Árido da Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.17, p. 549-559, 2003.

HENRY, R. **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticas**. São Paulo: Editora RiMa, 2003.

HENRY-SILVA, G.G. et al. Richness and Distribution of Aquatic Macrophytes in Brazilian Semi-arid Aquatic Ecosstems. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v.22, p.147-156, 2010.

LEITE, R. L. **Influência de macrófitas aquáticas sobre a qualidade da água de açudes do semi-árido da Paraíba**. Dissertação (Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA). João Pessoa, PB. 2001.

LEITE, R.L. et al. Composição e biomassa de macrófitas aquáticas em três açudes no Estado da Paraíba – Brasil. In: VI CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA. **Anais**. João Pessoa, PB. 1997. p.251.

LEITE, R.L.; WATANABE, T. Evolução da biomassa de algumas espécies de macrófitas aquáticas em corpos d'água do Estado da Paraíba. In: 50ª REUNIÃO ANUAL DA SBPC. **Anais**. Natal – RN. 1998, p.1159.

LIMA, E.A; MACHADO-FILHO, H.O; MELO, J.I.M . Angiospermas aquáticas da Área de Proteção Ambiental (APA) Cariri, Paraíba, Brasil. **Rodriguésia**. v.64, n.4, p.667-683, 2013.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas: técnicas e métodos de estudos. **Est. Biol.**, v.26, p.5-24, 1990.

PEDRALLI, G.; TEIXEIRA, M.C.B. Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes. In: HENRY, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos, SP: RIMA, 2003.

PEDRO, F; MALTCHIK, L.; BIANCHINI JUNIOR, I. Ciclo hidrológico e dinâmica de Macrófitas aquáticas em dois rios intermitentes da região semiárida do Brasil. **Brazilian Journal of Biology**, v.66, p.575-585, 2006.

SAMPÓNS, M.R. Zoobentos de rio Arrecifes (Buenos Aires, Argentina) y sus principales tributarios. **Iheringia, Série Zoológica**, Porto Alegre, v.68, p.63-82, 1988.

SANTANA, A.C.D. et al. Macroinvertebrados associados à macrófita aquática *Najas marina* L. do riacho Avelós, na região semiárida do Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.9, n.2, p.32-46, 2009.

SOBRAL-LEITE, M. et al. Checklist das Macrófitas vasculares de Pernambuco: riqueza de espécies, formas biológicas e considerações sobre distribuição. In: ALBUQUERQUE, U. P.; MOURA, A. N.; ARAÚJO, E. L. (Eds.). **Biodiversidade, potencial econômico e processos ecofisiológicos em ecossistemas Nordestinos**. v.2, Baurú: Canal 16/Recife: Nupeea, p.256-280, 2010.

THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia**

de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu, SP: FAPESP/FUNDIBIO, 1999.

THOMAZ, S.M.; BINI, L.M.; PAGIORO, T.A. Métodos em Limnologia: macrófitas aquáticas. In: BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. (Orgs.). **Amostragem em Limnologia.** São Carlos, SP: RIMA, 2004.

CAPÍTULO VIII

RIQUEZA FLORÍSTICA EM ÁREAS DE MATAS CILIARES: SUBSÍDIOS PARA A CONSERVAÇÃO E O EQUILÍBRIO DOS ECOSSISTEMAS RIBEIRINHOS NO SEMIÁRIDO PARAIBANO

ALECKSANDRA VIEIRA DE LACERDA²⁹

FRANCISCA MARIA BARBOSA³⁰

MARIA REGINA DE VASCONCELLOS BARBOSA³¹

29 Doutora em Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Professora Adjunta do CDSA/UFCEG. Email: alecvieira@yahoo.com.br

30 Doutora em Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Email: fmariabarbosa@yahoo.com.br

31 Doutora em Biologia Vegetal pela UNICAMP. Professora Titular da UFPB. Email: regina@dse.ufpb.br

INTRODUÇÃO

Consideradas como extremamente importantes em termos ecológicos, as matas ciliares são conceitualmente formações vegetais que se encontram associadas aos corpos d'água. Elas podem estender-se por dezenas de metros a partir das margens e apresentar marcantes variações na composição florística e na estrutura comunitária, dependendo das interações que se estabelecem entre o ecossistema aquático e o ambiente terrestre adjacente (OLIVEIRA-FILHO, 1994). Autores como Santos e Sousa-Silva (1998) referenciam que essas matas são importantes no que tange aos recursos genéticos, florísticos, hídricos e edáficos. Nesse sentido, tem-se ainda que além de seu papel estratégico na conservação da biodiversidade de flora e fauna, a cobertura das matas ciliares é um fator decisivo na estabilidade dos solos e na manutenção dos sistemas hidrológicos. Finalmente, essas matas exercem destacado papel também como corredores de fluxo gênico vegetal e animal (BARRELLA et al., 2004; LIMA; ZAKIA, 2004; MARINHO-FILHO; GASTAL, 2004).

Assim, a conservação das áreas ciliares é, sem dúvida, uma prioridade e sua importância ecológica vem fazendo com que muitos países elaborem instrumentos jurídicos visando a sua conservação. Entretanto, apesar das evidências de sua importância e de sua proteção legal, a cobertura vegetal presente nas áreas ciliares vem sendo crescentemente degradada. Mueller (1998) afirma que a generalizada destruição ou degradação das matas ciliares vem contribuindo para intensificar a erosão dos solos, a destruição da vida silvestre,

o desfiguramento da paisagem à beira dos rios, e principalmente, o assoreamento e a degradação de rios, lagos e barragens. Nesse sentido, estas matas são alvos frequentes dos impactos negativos causados pelo homem nas bacias hidrográficas devido, sobretudo, ao fato de que estas áreas contêm os solos mais férteis de uma bacia, o que torna estas florestas mais propensas a serem derrubadas para fins agrícolas (VAN DEN BERG; OLIVEIRA-FILHO, 2000).

Quadros como o delineado acima são também evidentes em áreas de Caatinga do Semiárido paraibano. Nesse sentido, a Caatinga na Paraíba, se mostra como o principal ecossistema do Estado, ocupando 40.539 Km² (71,64%) do território total (SUDEMA, 1992). Assim, dentro das peculiaridades marcantes desse ecossistema, têm-se aquelas referentes às matas ribeirinhas que recobrem as margens dos rios intermitentes que cortam o Semiárido, sendo estas consideradas como ambientes de exceção por absorver um padrão fisionômico e florístico diferenciado em relação a outras áreas na Caatinga. A exemplo do que vem ocorrendo em outras regiões do Brasil, essa vegetação, dentro das dimensões paraibanas, também vêm sendo degradada ao longo dos tempos. Essas informações são também apontadas pela SUDEMA (2005) ao mencionar que na região do Semiárido são os solos que margeiam os rios, os mais adequados e explorados com agricultura. Além disso, como ratificação do grau de degradação tem-se observado que na Paraíba as áreas antropizadas atingiram um percentual de, aproximadamente, 61,2%, demonstrando a pressão exercida diretamente sobre as florestas nativas (SUDEMA, 2004).

De modo geral, diante do quadro de degradação da vegetação ribeirinha no Semiárido paraibano e da crescente preocupação com

a manutenção das funções ecológicas por elas desempenhadas, fica ratificada a necessidade de iniciativas voltadas para sua conservação ou recuperação. Autores como Van Den Berg e Oliveira-Filho (2000) vêm apontando que estudos detalhados sobre a composição florística e a ecologia dos remanescentes dessas florestas são fundamentais para embasar quaisquer iniciativas para proteger, enriquecer, recuperar ou reconstituir esse tipo de vegetação. Referenciando a importância de levantamentos florísticos, Davide (1994) também discute que a escolha de espécies para utilização em recuperação de áreas degradadas deve ter como ponto de partida estudos da composição florística das matas remanescentes da região. Portanto, a execução de estudos que tem como base a florística é de extrema importância para o conhecimento preliminar das formações vegetais, já que fornece informações básicas essenciais para a condução de estudos mais detalhados, a exemplo de levantamentos fitossociológicos (VAN DEN BERG, 1995).

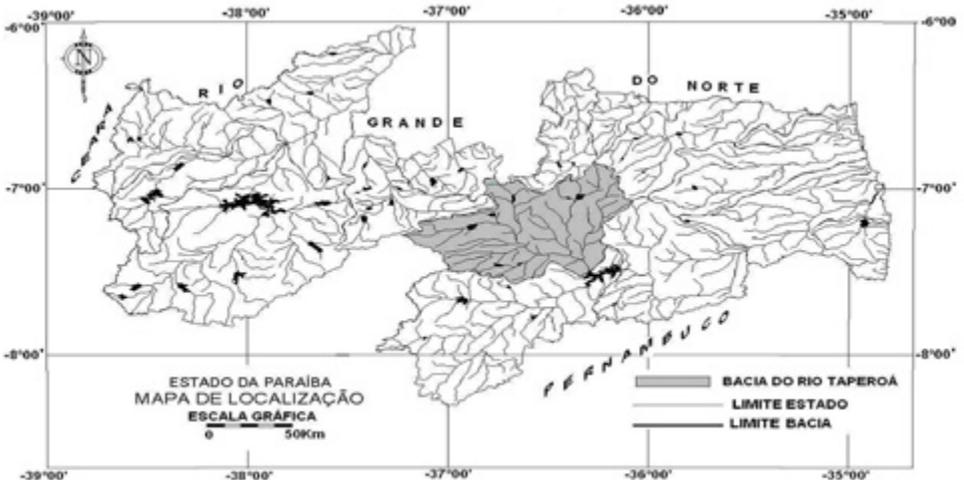
Assim, o presente capítulo objetiva analisar a composição florística de oito áreas ribeirinhas na Caatinga e realizar a comparação destas com outros estudos desenvolvidos na bacia do rio Taperoá, Semiárido paraibano. Portanto, espera-se que a difusão destes dados possam contribuir para a conservação e o equilíbrio dos ecossistemas ribeirinhos e ainda servir de indicativos para modelos de enriquecimento e recuperação dos ambientes já degradados.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Rio Taperoá, no Semiárido paraibano, drena uma área aproximada de 7.316 km² (PARAÍBA, 1997) e se localiza na parte central do Estado (Figura 01), entre as latitudes 6° 51' 31" e 7° 34' 21" S e entre as longitudes 36° 0' 55" e 37° 13' 9" W (LACERDA, 2003). Seu principal rio é o Taperoá, de regime intermitente, que nasce na Serra do Teixeira e desemboca no rio Paraíba, no açude Presidente Epitácio Pessoa. O clima da bacia, segundo a classificação de Köeppen, é do tipo BSw^h, isto é, semiárido quente.

Figura 01 - Localização da bacia hidrográfica do rio Taperoá, Semiárido paraibano.



Fonte: Adaptado - Projeto Taperoá/LEPAN/PRODEMA/UFPB.

Assim, na bacia do Taperoá as atividades de campo estiveram centradas em oito pontos assim distribuídos: (R1) *Rio Soledade* - município de Gurjão (trecho amostrado: propriedade Mundo Novo. Largura Média: 42m); (R2) *Rio Soledade* - município de Soledade (trecho amostrado: propriedade São Gonçalo. Largura Média: 32m); (R3) *Rio Taperoá* - município de São João do Cariri (trecho amostrado: próximo a sede municipal. Largura Média: 65m); (R4) *Riacho Santo Antônio* - município de Soledade (trecho amostrado: propriedade Santo Antônio. Largura Média: 10m); (R5) *Riacho Salgado* - município de São João do Cariri (trecho amostrado: propriedade Gangorra. Largura Média: 30m); (R6) *Riacho do Farias* - município de São João do Cariri (trecho amostrado: propriedade Gangorra. Largura Média: 45m); (R7) *Riacho dos Mares* - município de São João do Cariri (trecho amostrado: propriedade Avelós. Largura Média: 7m); (R8) *Riacho do Cazuzinha* - município de São José dos Cordeiros (trecho amostrado: RPPN Fazenda almas. Largura Média: 12m).

As informações sobre precipitação, temperatura, umidade relativa do ar e evaporação referentes ao período de janeiro/1996 a dezembro/2005, foram fornecidos pela Bacia Escola de São João do Cariri/Laboratório de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Civil/Universidade Federal de Campina Grande. No período, a média anual de precipitação foi de 486,9 mm. A temperatura média anual do ar variou de 23,6 a 27,4 °C, sendo as menores temperaturas entre os meses de julho e agosto, ficando os meses de novembro e dezembro com as temperaturas maiores. A umidade relativa média mensal do ar atingiu o máximo de 75% em junho e julho e o mínimo ocorreu na estação seca nos meses de novembro e

dezembro com 64% de umidade. A evaporação é significativamente elevada na região, uma vez que chegou a atingir até 2.697 mm por ano.

A vegetação ribeirinha é predominantemente arbórea, com ocorrência de espécies arbustivas bastante ramificadas a partir da base e com presença de estrato herbáceo que se mostra abundante no período chuvoso.

COLETA E ANÁLISE DOS DADOS

As atividades se apoiaram na análise de cartas e mapas de vegetação e excursões exploratórias realizadas inicialmente em vários pontos ao longo da bacia do Taperoá (LACERDA e BARBOSA, 2006). Os ambientes selecionados para o levantamento florístico da vegetação ribeirinha foram distribuídos ao longo de rios e riachos intermitentes. A escolha deste tipo de levantamento se apóia na base teórica que o define como aquele que permite efetuar comparações relativamente simples e eficientes entre áreas (VAN DEN BERG e OLIVEIRA-FILHO, 2000). As coletas botânicas da vegetação arbustivo-arbórea se processaram de forma assistemática e foram realizadas mensalmente no período de junho/2002 a fevereiro/2003 para os ambientes R1, R2, R3, R4 e R5 e no período de janeiro/2004 a junho/2006 para os riachos R6, R7 e R8.

Exemplares férteis de cada espécie foram coletados, herborizados e incorporados ao Herbário Lauro Pires Xavier (JPB) da Universidade Federal da Paraíba. A identificação das espécies e/ou confirmação se processou através de consultas a especialistas e por

comparação usando bibliografia especializada e análise das exsicatas depositadas no herbário JPB. As espécies foram organizadas por família no sistema APG III (2009), incluindo-se informação sobre o hábito das mesmas. A grafia da autoria das espécies e suas respectivas abreviações foram verificadas através de Brummitt e Powell (1992). Os nomes populares estão de acordo com o conhecimento local utilizando-se como material de coleta entrevistas com os atores chaves das comunidades presentes nos trechos ribeirinhos amostrados.

Para a comparação florística das áreas estudadas realizou-se uma análise de agrupamento. Nesta análise foi utilizada uma matriz de presença/ausência dos táxons identificados ao nível específico e o índice de similaridade de Jaccard (HUBÁLEK, 1982; KENT; COKER 1992) e a técnica de ligação da média de grupo - UPGMA (CHATFIELD; COLLINS, 1983) usando o programa NTSYSpc.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA: UMA ABORDAGEM GERAL DAS ÁREAS RIBEIRINHAS AMOSTRADAS NESTE ESTUDO

A vegetação arbustivo-arbórea nos oito cursos d'água amostrados foi representada por 91 espécies, ficando 81 identificadas no nível de espécie, cinco no genérico, três no nível de família e duas permaneceram indeterminadas (**Tabela 01**). As espécies identificadas ficaram distribuídas em 28 famílias e 72 gêneros. O componente

predominante foi o arbóreo com 60 espécies, ficando, desse número, uma indeterminada e as restantes distribuídas por 25 famílias.

O total de espécies arbóreas e arbustivas observado (91) para as matas ribeirinhas é considerado elevado quando comparado com os números apresentados por Rodrigues e Nave (2004) que analisaram 43 trabalhos realizados em florestas ciliares do Brasil extra-amazônico, em condições de clima e de altitude muito variáveis.

Tabela 01 - Lista das famílias e espécies registradas no levantamento florístico realizado nas áreas ribeirinhas na bacia do rio Taperoá, Semiárido paraibano, com seus respectivos nomes populares, hábitos, números de coleta e locais de ocorrência. Háb. = Hábito, Arv = Árvore, Arb = Arbusto, R1 = Rio Soledade/município de Gurjão, R2 = Rio Soledade/município de Soledade, R3 = Rio Taperoá/município de São João do Cariri, R4 = Riacho Santo Antônio/município de Soledade, R5 = Riacho Salgado/município de São João do Cariri, R6 = Riacho do Farias/município de São João do Cariri, R7 = Riacho dos Mares/município de São João do Cariri, R8 = Riacho do Cazuzinha/município de São José dos Cordeiros.

ESPÉCIES	NOME POPULAR	HÁB.	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
1. ANACARDIACEAE										
1. <i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira	Arv	-	X	-	X	X	X	X	X
2. <i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Baraúna	Arv	X	X	X	X	X	X	X	X
3. <i>Spondias tuberosa</i> Arruda	Umbuzeiro	Arv	-	-	-	X	-	X	X	X
2. ANNONACEAE										
4. <i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H.Rainer	Pinha brava	Arb	-	-	-	-	-	-	-	X
3. APOCYNACEAE										
5. <i>Allamanda blanchetii</i> A.DC.	Quatro pataca	Arb	-	-	-	-	-	X	X	-
6. <i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	Pereiro	Arv	X	X	X	X	X	X	X	X
4. BIGNONIACEAE										
7. <i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-roxo	Arv	-	-	-	-	-	-	-	X
8. <i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore *	Craibeira	Arv	-	-	X	X	X	X	X	-
5. BIXACEAE										
9. <i>Cochlospermum regium</i> (Mart. ex Schrank) Pilg.*	Algodão bravo	Arv	-	-	-	-	-	X	X	-
6. BORAGINACEAE										

10. <i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Louro, Frei Jorge	Arv	-	-	-	-	-	-	X	X	X
11. <i>Myriopus rubicundus</i> (Salzm. ex DC.) Luebert	Maria preta	Arb	-	-	-	-	-	-	-	X	-
12. <i>Varronia leucocephala</i> (Moric.) J.S.Mill.	Moleque duro	Arb	-	-	-	-	-	-	-	X	-
7. BURSERACEAE											
13. <i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J. B.Gillet	Amburana de cambão	Arv	-	-	-	-	-	-	X	X	X
8. CACTACEAE											
14. <i>Cereus jamacaru</i> DC.	Mandacaru, Cardeiro	Arv	X	X	-	-	-	-	X	X	X
ESPÉCIES	NOME POPULAR	HÁB.	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	
15. <i>Pilosocereus gounellei</i> (F.A.C.Weber) Byles & Rowley	Xique-xique, Alastrado	Arb	X		-	-	X	X	X	X	X
16. <i>Pilosocereus pachycladus</i> subsp. <i>Pernambucoensis</i> (Ritter) Zappi	Facheiro	Arv	-	X	-	-	-	X	X	X	X
9. CAPPARACEAE											
17. <i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	Feijão bravo	Arv	X	X	-	X	-	X	X	X	X
18. <i>Neocalyptocalyx longifolium</i> (Mart.) Cornejo & Iltis	Icó	Arv	-	-	-	-	-	-	X	X	X
10. CELASTRACEAE											
19. <i>Monteverdia rigida</i> (Mart.) Biral	Bonome	Arv	X	-	-	-	X	X	X	X	X
11. COMBRETACEAE											
20. <i>Combretum leprosum</i> Mart.	Mofumbo	Arb	-	-	-	-	-	X	X	X	X
21. <i>Combretum laxum</i> Jacq.	Mofumbo	Arb	-	-	-	-	-	X	-	-	-
22. <i>Combretum monetaria</i> Mart.*	Canela de veado	Arv	-	-	-	-	-	X	X	X	X
12. ERYTHROXYLACEAE											
23. <i>Erythroxylum revolutum</i> Mart.		Arv	-	-	-	-	-	X	X	X	X
13. EUPHORBIACEAE											
24. <i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	Favela	Arv	-	-	-	-	-	X	-	-	-
25. <i>Croton adenocalyx</i> Baill.	Velame brabo	Arb	-	-	-	-	-	-	-	-	X
26. <i>Croton heliotropifolius</i> Kunth	Caatinga branca	Arb	-	-	-	-	-	-	X	X	X
27. <i>Croton sonderianus</i> Müll.Arg.	Marmeleiro	Arb	X	X	X		X	X	X	X	X
28. <i>Croton urticifolius</i> Lam.	Velame	Arb	-	-	-	-	-	-	X	-	-
29. <i>Ditaxis malpighiacea</i> (Ule) Pax & K.Hoffm.	Pau matia	Arb	-	-	-	-	-	X	X	X	X
30. <i>Euphorbia phosphorea</i> Mart.	Avelós	Arb	-	-	-	-	-	-	X	-	-
31. <i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão	Arb	X	X	-	-	-	X	X	X	X
32. <i>Manihot glaziovii</i> Müll. Arg.	Maniçoba	Arv	X	-	-	X	-	X	X	X	X

33. <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Burra leiteira	Arv	-	-	-	-	-	-	-	X	X
34. <i>Sebastiania macrocarpa</i> Müll.Arg. *	Pau leite	Arv	-	-	-	-	-	-	X	X	X
35. Euphorbiaceae 1		Arv	-	-	-	-	-	-	-	-	X
14. FABACEAE											
14.1 FABACEAE subfam. CAESALPINIOIDEAE											
36. <i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Mororó	Arb	-	-	-	-	-	-	X	X	X
37. <i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	Arv	-	-	-	-	-	-	-	X	-
38. <i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Pau ferro	Arv	X	-	-	X	X	X	X	X	X
39. <i>Peltogyne pauciflora</i> Benth.*		Arv	-	-	-	-	-	-	X	-	-
ESPÉCIES	NOME POPULAR	HÁB.	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	
40. <i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz	Catingueira	Arv	X	X	X	-	X	X	X	X	X
41. <i>Senna macranthera</i> var. <i>pudibunda</i> (Benth.)	Flor de São João	Arv	-	-	-	-	-	-	-	X	X
42. <i>Senna martiana</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Canafístula brava	Arb	X	X	-	-	-	-	-	X	-
43. <i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	Canafístula	Arv	-	-	-	-	-	-	-	-	X
14.2 FABACEAE subfam. FABOIDEAE											
44. <i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	Amburana de cheiro, Camarú	Arv	-	-	-	-	-	-	-	X	X
45. <i>Erythrina velutina</i> Willd.	Mulungu	Arv	X	-	X	X	-	X	-	-	X
46. <i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC.	Ingazeira	Arv	X	-	-	-	-	X	-	-	X
47. <i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	Pau de serrote	Arv	-	-	-	-	-	X	X	-	-
48. <i>Muelleria obtusa</i> (Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo*	Ingaí, Rabo de Cavalo	Arv	X	-	-	X	-	X	-	-	X
49. <i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Bálsamo	Arv	-	-	-	-	-	-	-	-	X
50. <i>Poecilanthus ulei</i> (Harms) Arroyo & Rudd *	Chorão	Arv	-	-	-	-	-	-	-	-	X
51. Fabaceae - Faboideae 1	Crabraiba	Arv	-	-	-	-	-	-	-	-	X
14.3 FABACEAE subfam. MIMOSOIDEAE											
52. <i>Acacia paniculata</i> Willd.	Gameleira brava	Arv	-	-	-	-	-	-	-	-	X
53. <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico	Arv	-	-	-	X	X	X	X	X	X
54. <i>Calliandra</i> sp. 1	Mucumbu de ema	Arb	-	-	-	-	-	-	-	X	-
55. <i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P. Lewis	Jurema açu, Jurema branca	Arv	-	-	-	-	-	X	X	X	X

56. <i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	Jurema de imbirá	Arv	X	X	-	-	-	X	X	X
57. <i>Mimosa paraibana</i> Barneby	Calumbi	Arb	-	-	-	-	-	-	X	-
58. <i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema preta	Arv	-	-	-	-	-	X	X	X
59. <i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Jurema branca	Arv	-	-	-	-	-	X	X	X
15. LAMIACEAE										
60. <i>Vitex gardneriana</i> Schauer *	Jatiúca	Arb	-	-	X	-	-	X	-	-
61. <i>Vitex</i> sp. 1		Arv	-	-	-	-	-	-	X	-
16. MALVACEAE										
62. <i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K.Schum.	Barriguda	Arv	-	-	-	-	-	-	-	X
63. <i>Helicteres brevispira</i> A.St.-Hil.	Guaxumbu	Arb	-	-	-	-	-	-	-	X
ESPÉCIE	NOME POPULAR	HÁB.	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
64. <i>Melochia pyramidata</i> L.	Capa bode	Arb	-	-	-	-	-	X	X	-
65. <i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil., Juss. & Cambess.) A.Robyns	Embiratanha	Arv	-	-	-	-	-	X	X	X
17. MYRTACEAE										
66. <i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Ubaia	Arv	-	-	-	-	-	X	-	X
67. Myrtaceae 1		Arv	-	-	-	-	-	-	-	X
18. NYCTAGINACEAE										
68. <i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan	João Mole, Piranha	Arv	-	-	-	-	-	X	X	X
19. OLACACEAE										
69. <i>Ximenia americana</i> L.	Ameixa brava	Arv	-	-	-	-	-	X	X	-
20. POLYGONACEAE										
70. <i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	Cauaçu	Arv	-	-	-	-	-	X	-	X
21. RHAMNACEAE										
71. <i>Rhamnidium molle</i> Reissek	Sassafrás	Arv	-	-	-	-	-	X	-	X
72. <i>Ziziphus cotinifolia</i> Reissek	Juazeiro	Arv	-	-	-	-	-	X	-	-
73. <i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Juazeiro	Arv	X	X	X	X	X	X	X	X
22. RUBIACEAE										
74. <i>Alibertia</i> sp. 1		Arb	-	-	-	-	X	X	X	-
75. <i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.		Arv	-	-	-	-	-	-	-	X
76. <i>Guettarda angelica</i> Mart. ex Müll. Arg.		Arb	-	-	-	-	-	-	X	X
77. <i>Rosenbergiodendron densiflorum</i> (K.Schum.) Fagerl. *	Rosário de nego	Arv	-	-	-	-	-	-	-	X
78. <i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltld.) K. Schum.	Genipapo	Arv	-	-	-	-	-	X	X	X
79. <i>Tocoyena sellowiana</i> (Cham. & Schltld.) K. Schum. *	Genipapo	Arv	-	-	-	-	-	X	X	X

23. SALICACEAE												
80. <i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.		Arb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
24. SAPINDACEAE												
81. <i>Allophylus quercifolius</i> (Mart.) Radlk.	Batinga	Arv	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X
25. SAPOTACEAE												
82. <i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T. D. Penn.	Quixabeira	Arv	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X
26. SOLANACEAE												
83. <i>Capsicum parvifolium</i> Sendtn.		Arb	-	-	-	-	-	-	X	X	X	X
84. <i>Nicotiana glauca</i> Graham	Oliveira	Arb	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X
85. <i>Solanum rhytidandrum</i> Sendtn.	Jurubeba	Arb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
ESPÉCIE	NOME POPULAR	HÁB.	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8		
27. VERBENACEAE												
86. <i>Lantana camara</i> L.	Chumbinho	Arb	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X
87. <i>Lippia grata</i> Schauer	Alecrim	Arb	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X
88. <i>Lippia</i> sp. 1	Camará de espeto	Arb	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X
28. VOCHYSIACEAE												
89. <i>Callisthene</i> sp. 1	Vinhaca	Arv	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-
INDETERMINADAS												
90. Indeterminada 1		Arv	-	-	-	-	-	-	X	X	X	X
91. Indeterminada 2		Arb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X

Segundo esses autores o número de espécies arbustivo-arbóreas amostrado variou de 23 até 247 espécies nos trabalhos apresentados. O grande número de espécies encontrado nas áreas ribeirinhas de Caatinga amostradas é ainda ressaltado quando se compara os resultados gerados com outros levantamentos nos diferentes tipos caducifólios do Semiárido (ARAÚJO et al., 1998; FERRAZ et al., 1998; RODAL et al., 1998; ARAÚJO et al., 1999; LEMOS; RODAL, 2002; PEREIRA et al., 2002; RODAL; NASCIMENTO, 2002; ALCOFORADO-FILHO, et al. 2003; CAVALCANTI et al., 2003; LEMOS, 2004; SANTANA, 2005). Nestes 11 trabalhos, as espécies arbóreas e arbustivas registradas variaram de 22 a

154 espécies. Além disso, o total de espécies encontrado é também um número elevado quando comparado com o total de espécies lenhosas (475) levantadas para todas as ecorregiões da Caatinga (SAMPAIO; GAMARRA-ROJAS, 2003).

A significativa riqueza da vegetação ciliar da região Semiárida é também observada no trabalho de Miranda e Silva (1989). Outros autores como Rezende (1998) discutem que a vegetação presente ao longo dos corpos d'água apresenta um elevado número de espécies, sendo este superior ao encontrado em outras formações florestais. Rodrigues e Nave (2004) destacam que este fato é condicionado pela natureza ecotonal da faixa ciliar, que é ocupada por mais de um tipo vegetacional ou mesmo por formações fitofisionômicas distintas, que diferem entre si em termos de composição florística. Oliveira-Filho et al. (1990) apontam também que uma riqueza de espécies relativamente elevada é característica comum em florestas ciliares devido a uma heterogeneidade ambiental comumente superior à de florestas de terra firme próximas. As matas presentes ao longo dos cursos d'água se constituem de comunidades vegetais caracterizadas pela combinação diferenciada da atuação dos fatores bióticos e abióticos, que resultam em manchas com florística e/ou estrutura própria dessa vegetação.

Os fatores bióticos que atuam nas áreas marginais aos cursos d'água, particularmente, são discutidos por Bertani et al. (2001) que os relacionam com a influência da presença de áreas vegetadas adjacentes e com a função de corredor das áreas ciliares, o que leva a um trânsito maior de polinizadores e dispersores, além de maior possibilidade de trocas gênicas com áreas mais remotas. Segundo Botelho e Davide (2002) outro importante fator biótico seria o fornecimento

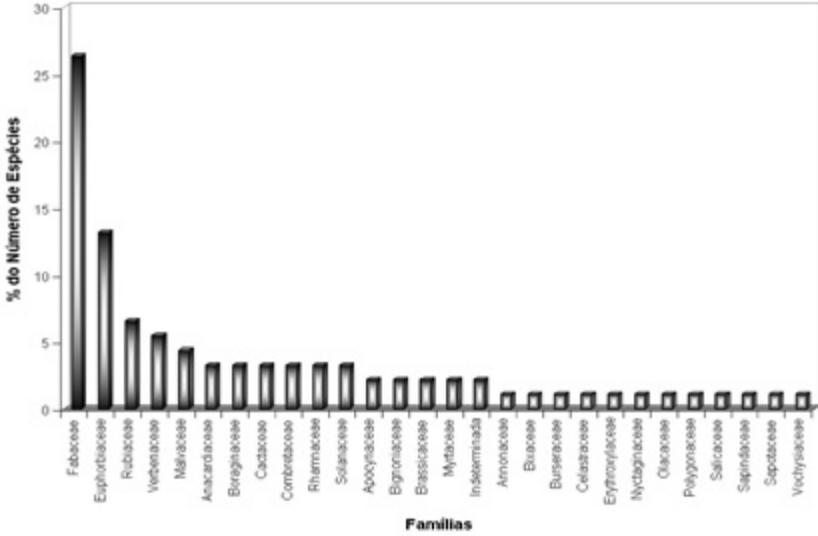
de propágulos de espécies hidrocóricas provenientes de vegetação remanescente à montante.

Em relação aos fatores abióticos, o seu papel vem sendo considerado como um dos responsáveis por variações e, mesmo determinante da presença de florestas à beira dos corpos d'água. Assim, esses fatores são relacionados em vários trabalhos (BARBOSA, 1989; CATHARINO, 1989; MANTOVANI, 1989; RODRIGUES, 1989; RIBEIRO; SCHIAVINI, 1998; BERTANI et al., 2001; BOTELHO; DAVIDE, 2002).

Nesse sentido, as espécies vegetais de áreas ciliares estão sob condições especiais, notadamente devido a fatores abióticos como à influência do lençol freático, à fertilidade do solo e, muitas vezes, às condições meso e microclimáticas. Outros fatores abióticos que marcam a grande heterogeneidade ambiental das matas ciliares são as variações topográficas, edáficas e a influência das cheias que são particularmente variáveis em intensidade, duração e frequência.

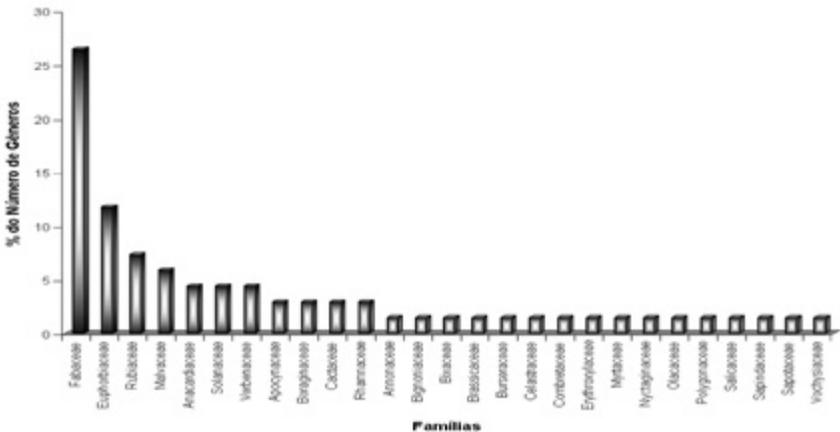
Observando a totalidade das áreas estudadas, as famílias com maior número de espécies e gêneros no estrato arbustivo-arbóreo foram Fabaceae com 24 espécies (26,4%) e 19 gêneros (26,4%), Euphorbiaceae representada com 12 espécies (13,2%) e oito gêneros (11,1%) e Rubiaceae apresentando seis espécies (6,9%) e cinco gêneros (7,4%) (**Figuras 02 e 03**). Essas três famílias possuem juntas 46,2% das espécies e 44,4% dos gêneros, enquanto que as outras 24 famílias dividiram os 53,8% das espécies e 55,6% dos gêneros restantes.

Figura 02 - Distribuição percentual do número total de espécies amostradas por famílias para as áreas ribeirinhas na bacia do rio Taperoá, Semiárido paraibano.



Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 03 - Distribuição percentual do número total de gêneros amostrados por famílias para as áreas ribeirinhas na bacia do rio Taperoá, Semiárido paraibano.



Fonte: Dados da pesquisa.

Ao avaliar 43 trabalhos realizados em florestas ciliares do Brasil extra-amazônico, Rodrigues e Nave (2004) registraram que entre as oito famílias mais ricas citadas estão Fabaceae, Euphorbiaceae e Rubiaceae.

Em levantamentos florísticos e fitossociológicos realizados em diferentes tipos caducifólios do Semiárido nordestino, Fabaceae e Euphorbiaceae foram citadas entre as famílias de maior riqueza (ARAÚJO et al., 1998; FERRAZ et al., 1998; LEMOS; RODAL, 2002; PEREIRA et al., 2002; RODAL e NASCIMENTO, 2002; ALCOFORADO-FILHO et al., 2003; CAVALCANTI et al., 2003; LEMOS, 2004; SANTANA, 2005; BARBOSA et al., 2007). Esses dados só vêm a confirmar a ampla distribuição dessas famílias nos vários ecossistemas do Semiárido.

Dos 10 trabalhos em áreas de Caatinga relacionados acima, quatro citaram Rubiaceae (FERRAZ et al., 1998; PEREIRA et al., 2002; RODAL; NASCIMENTO, 2002; ALCOFORADO-FILHO et al., 2003) entre as famílias de maior número de espécies. Particularmente no componente lenhoso da Vegetação Caducifólia Espinhosa (VCE), a ocorrência de Rubiaceae tem sido registrada apenas em áreas mais úmidas como São José do Belmonte e Caruaru, ambas no Estado de Pernambuco (TAVARES et al., 1969; ALCOFORADO-FILHO et al., 2003), Barbalha no Estado do Ceará (TAVARES et al., 1974) e Souza na Paraíba (GADELHA-NETO; BARBOSA, 2000). Autores como Ferraz et al. (1998) também destacam Rubiaceae como uma família típica de matas mais úmidas.

Relacionado à ocorrência de famílias como Myrtaceae e Bignoniaceae estas são pouco citadas para áreas de vegetação

caducifolia espinhosa instaladas no cristalino (LEMOS e RODAL, 2002). Myrtaceae também foi citada por Rodal e Nascimento (2002) como uma família comum em ambientes mais úmidos.

A maior parte dos gêneros (63) possui apenas uma espécie, ficando oito gêneros com mais de uma, ou seja, *Croton* com quatro espécies, *Combretum*, *Mimosa* e *Senna* com três cada e ainda *Capparis*, *Cordia*, *Lippia*, *Lonchocarpus*, *Pilosocereus*, *Tabebuia*, *Tocoyena*, *Vitex* e *Ziziphus* com duas. Estes dados apontam para uma tendência na vegetação ribeirinha estudada, a exemplo do que ocorre na Caatinga (ARAÚJO et al., 1995), em apresentar baixa diversidade dentro dos táxons.

Analisando as espécies encontradas nas áreas amostradas nota-se que do total de 91 espécies, 15 tiveram sua ocorrência registrada também para matas ciliares de São Paulo, Distrito Federal, Mato Grosso, Minas Gerais e Paraná (**Tabela 02**). Dentre estas, apenas *Anadenanthera colubrina* e *Hymenaea courbaril* foram às espécies mais citadas no total dos trabalhos pesquisados, aparecendo registradas cada uma para matas ciliares de quatro estados. *Cordia trichotoma*, *Coutarea hexandra*, *Myroxylon peruiferum* e *Handroanthus heptaphyllus* foram registradas cada uma em matas ciliares de três estados.

Tabela 02 - Lista de espécies registradas neste estudo e referenciadas em levantamentos efetuados em matas ciliares de vários Estados brasileiros e no trabalho de classificação de espécies endêmicas da Caatinga.

Referências	Local/Estudo	Espécies
Rozza e Ribeiro 1992, Soares-Silva et al. 1992, Durigan e Leitão Filho 1995, Oliveira-Filho et al. 1995, Silva et al. 1995, Pinto et al. 1997, Silva Júnior et al. 1998, Mariano et al. 1998, Felfili et al. 2000, Van den Berg e Oliveira- Filho 2000, Botelho e Davide 2002, Souza et al. 2003, Veiga et al. 2003, Vieira et al. 2003, Meyer et al. 2004	Matas ciliares nos estados de São Paulo, Distrito Federal, Mato Grosso, Minas Gerais e Paraná	<i>Acacia paniculata</i> , <i>Amburana cearensis</i> , <i>Anadenanthera colubrina</i> , <i>Libidibia ferrea</i> , <i>Cordia</i> <i>trichotoma</i> , <i>Coutarea</i> <i>hexandra</i> , <i>Hymenaea</i> <i>courbaril</i> , <i>Lantana</i> <i>camara</i> , <i>Myracrodruon</i> <i>urundeuva</i> , <i>Myroxylon</i> <i>peruiferum</i> , <i>Prockia</i> <i>crucis</i> , <i>Senna macranthera</i> <i>var. pudibunda</i> , <i>Senna</i> <i>spectabilis</i> , <i>Handroanthus</i> <i>heptaphyllus</i> e <i>Triplaris</i> <i>gardneriana</i> .

Miranda e Silva 1989

Matas ciliares das
depressões inundáveis
e eixos hidrográficos
do Semiárido
pernambucano

Amburana cearensis,
Anadenanthera colubrina,
Aspidosperma pyrifolium,
Bauhinia cheilantha,
Libidibia ferrea,
Poincianella pyramidalis,
Cynophalla flexuosa, *Cereus*
jamacaru, *Cnidoscolus*
phylacanthus, *Combretum*
monetaria, *Commiphora*
leptophloeos, *Varronia*
leucocephala, *Erythrina*
velutina, *Lantana camara*,
Mimosa tenuiflora,
Myracrodruon urundeuva,
Pilosocereus gounellei,
Schinopsis brasiliensis,
Spondias tuberosa,
Tocoyena formosa e
Ziziphus joazeiro

Giulietti et al. 2002	Espécies endêmicas da Caatinga	<i>Allamanda blanchetii</i> , <i>Aspidosperma pyrifolium</i> , <i>Poincianella pyramidalis</i> , <i>Cynophalla flexuosa</i> , <i>Neocalyptrocalyx longifolium</i> , <i>Ceiba glaziovii</i> , <i>Cereus jamacaru</i> , <i>Combretum monetaria</i> , <i>Commiphora leptophloeos</i> , <i>Varronia leucocephala</i> , <i>Guettarda angelica</i> , <i>Helicteres brevispira</i> , <i>Jatropha mollissima</i> , <i>Lippia grata</i> , <i>Manihot glaziovii</i> , <i>Monteverdia rigida</i> , <i>Mimosa ophthalmocentra</i> , <i>Pilosocereus gounellei</i> , <i>Pilosocereus pachycladus</i> subsp. <i>pernambucensis</i> , <i>Pseudobombax marginatum</i> , <i>Rhamnidium molle</i> , <i>Annona leptopetala</i> , <i>Senna martiana</i> , <i>Spondias tuberosa</i> , <i>Ziziphus cotinifolia</i> e <i>Ziziphus joazeiro</i>
-----------------------	--------------------------------	---

Fonte: dados da pesquisa.

Esses dados refletem a ampla tolerância dessas espécies a variações ambientais. Comparando as espécies das áreas ribeirinhas de Caatinga amostradas nesse trabalho com os 15 estudos apresentados observa-se que Minas Gerais foi o estado que registrou o maior número de espécies em comum (13).

Considerando ainda a listagem de espécies apresentadas neste trabalho, percebe-se que algumas estão citadas também no levantamento realizado por Miranda e Silva (1989) nas matas ciliares das depressões inundáveis e eixos hidrográficos do Semiárido pernambucano (**Tabela 02**).

Mostrando também a seletividade de algumas espécies em áreas de Caatinga por ambientes mais úmidos, Rodal e Nascimento (2002) referenciam *Allophylus quercifolius*, *Libidibia ferrea*, *Sideroxylon obtusifolium*, *Handroanthus heptaphyllus* e *Ziziphus joazeiro* como espécies de ocorrência em áreas mais úmidas da Vegetação Caducifólia Espinhosa (VCE) nordestina. Pereira et al. (2002) também discutem que além de *Handroanthus heptaphyllus*, *Coutarea hexandra* e *Eugenia uvalha* são pouco frequentes nos levantamentos da vegetação caducifólia espinhosa, sendo raramente encontradas em áreas de Caatinga submetidas a maior semiaridez.

Especialmente relacionado à *Eugenia uvalha*, Alcoforado-Filho et al. (2003) destacam que a presença frequente dessa espécie é incomum em áreas de VCE. Portanto, os dados apontam para uma tendência de seletividade dessas espécies por locais mais úmidos a exemplo daqueles encontrados ao longo de rios e riachos intermitentes em áreas de Caatinga no Semiárido.

Observando a questão do endemismo, das 91 espécies encontradas 26 são endêmicas da Caatinga (GIULIETTI et al., 2002) conforme **Tabela 02**.

A exemplo de trabalhos que investigaram as ligações florísticas das matas ciliares com outros ambientes (RODRIGUES et al., 2003), observa-se que uma parcela significativa das espécies

ribeirinhas listadas nesse trabalho são compartilhadas com formações vegetacionais típicas de Caatinga. Colaborando com essa discussão, Rodrigues (1989) coloca que como a atuação diferenciada dos fatores abióticos ocorre no espaço e no tempo, esses fatores acabam por selecionar espécies adaptadas à interferência da água nas áreas, como frequência e intensidade de alagamentos, baixa profundidade do lençol freático, alta concentração de matéria orgânica, etc., e espécies típicas das formações adjacentes àquelas ciliares, cuja ocorrência não está relacionada com a presença do curso d'água, como áreas de barranco e locais com lençol freático mais profundo. Segundo este autor, o gradiente de interação entre a formação florestal ciliar propriamente dita e a formação adjacente se torna ainda mais complexo com a crescente quantidade de sedimentos sólidos que são depositados nas margens desses cursos d'água, em função dos processos de assoreamento, promovendo a criação de novos nichos que sofrerão processos de sucessão e seleção das espécies para ocupação, em função das características abióticas atuantes naquele ponto.

Portanto, considerando a disponibilidade de água como um dos principais fatores condicionantes da heterogeneidade da composição da vegetação ciliar observa-se que no Semiárido a ligação florística entre matas ribeirinhas e a vegetação de Caatinga se mostra evidenciada uma vez que a intermitência das águas é uma característica marcante na Semiaridez.

Para verificar a ocorrência de espécies exclusivas neste levantamento foram analisadas as listas florísticas de 12 trabalhos realizados em diferentes localidades e tipos caducifólios do Semiárido (MOURA; BARBOSA, 1995; ARAÚJO et al., 1998; FERRAZ et al.,

1998; RODAL et al., 1998; ARAÚJO et al., 1999; LEMOS; RODAL, 2002; PEREIRA et al. 2002; RODAL; NASCIMENTO, 2002; ALCOFORADO-FILHO et al., 2003; LEMOS, 2004; SANTANA, 2005; BARBOSA et al., 2007).

Foi consultada também a relação de espécies endêmicas da Caatinga (GIULIETTI et al., 2002). Observou-se que em nenhum levantamento acima citado ocorreram: *Cochlospermum regium*, *Combretum laxum*, *Muellera obtusa*, *Peltogyne pauciflora*, *Poecilanthe ulei*, *Rosenbergiodendron densiflorum*, *Sebastiania macrocarpa*, *Tabebuia aurea*, *Tocoyena sellowiana* e *Vitex gardneriana*. Além dessas 10 espécies, também não ocorreram nos trabalhos citados *Myroxylon peruiferum* e *Triplaris gardneriana*. A primeira citada em levantamentos de matas ciliares em Minas Gerais (OLIVEIRA-FILHO et al., 1995), Paraná (SOARES-SILVA et al., 1992) e São Paulo (DURIGAN; LEITÃO FILHO, 1995) e a segunda referenciada por Vieira et al. (2003) como presente na vegetação ciliar em Minas Gerais.

Nesse sentido, além das espécies compartilhadas com levantamentos de matas ciliares de outras regiões do Brasil, as espécies exclusivas registradas nesse trabalho podem também oferecer indicativos da seletividade das mesmas por áreas de matas ribeirinhas na Caatinga e se configurarem como características desses ambientes ainda pouco estudados em suas peculiaridades florísticas.

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA: UMA ABORDAGEM POR ÁREA

Avaliando a distribuição das famílias nas oito áreas ribeirinhas tem-se que os riachos definidos pelo maior número foram os riachos do Farias e do Cazuzinha apresentaram 24 famílias cada, ficando o riacho dos Mares com 23. Na maioria dos ambientes estudados as famílias Fabaceae e Euphorbiaceae foram as que apresentaram o maior número de espécies. Em relação às famílias exclusivas em cada área observou-se que apenas três foram exclusivas a uma localidade: Annonaceae e Salicaceae presentes apenas no riacho do Cazuzinha e Vochysiaceae registrada na vegetação ribeirinha do riacho dos Mares.

Estiveram presentes em todas as áreas cinco famílias (Anacardiaceae, Apocynaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae e Rhamnaceae). Relacionado à distribuição das espécies (**Tabela 01**), do total das 91 registradas, quatro foram exclusivas do riacho do Farias (*Cnidocolus quercifolius*, *Combretum laxum*, *Peltogyne pauciflora* e *Ziziphus cotinifolia*), nove foram exclusivas do riacho dos Mares (*Calliandra* sp., *Callisthene* sp., *Varronia leucocephala*, *Croton urticifolius*, *Euphorbia phosphorea*, *Hymenaea courbaril*, *Mimosa paraibana*, *Myriopus rubicundus* e *Vitex* sp.) e 17 exclusivas do riacho do Cazuzinha (*Acacia paniculata*, *Ceiba glaziovii*, *Coutarea hexandra*, *Croton adenocalyx*, Euphorbiaceae 1, Fabaceae - Faboideae 1, *Helicteres brevispira*, Indeterminada 2, *Myroxylon peruiferum*, Myrtaceae 1, *Poecilanthe ulei*, *Prockia crucis*, *Rosenbergiodendron densiflorum*, *Annona leptopetala*, *Senna spectabilis*, *Solanum rhytidoandrum* e *Handroanthus heptaphyllus*). Apenas *Schinopsis brasiliensis*, *Aspidosperma pyriforme* e *Ziziphus joazeiro* ocorreram nos oito ambientes estudados.

SIMILARIDADE FLORÍSTICA

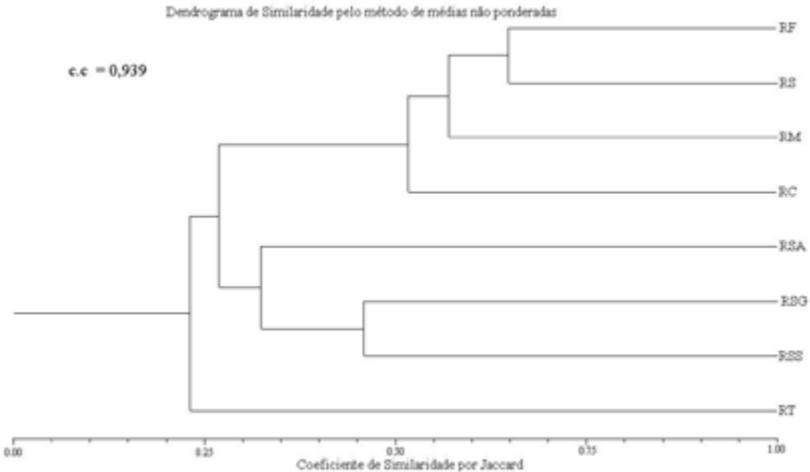
A análise de agrupamento, realizada com base em uma matriz de presença/ausência de 81 espécies identificadas nas áreas estudadas indica diferentes níveis de similaridade entre os ambientes analisados (**Figura 04**).

Observou-se que os maiores valores de similaridade são compartilhados pelos riachos Farias (RF), Salgado (RS), Mares (RM) e Cazuzinha (RC). Destas quatro áreas, os riachos do Farias (RF) e Salgado (RS) foram os mais similares (64%). A menor semelhança foi definida entre o Rio Taperoá e as demais áreas com 23% de similaridade.

De modo geral, a análise de similaridade florística entre as áreas evidenciou uma maior semelhança entre localidades próximas. Desta forma, a proximidade geográfica entre os riachos Farias, Salgado, Mares e Cazuzinha explica a maior similaridade encontrada entre esses ambientes, o que está de acordo com o apontado por Rodrigues e Nave (2004) ao estudarem a similaridade florística em florestas ciliares do Brasil. Para estes autores, os agrupamentos das áreas foram definidos, entre outros aspectos, em função da proximidade espacial entre as áreas. Contudo, percebe-se nesse estudo que os maiores e menores níveis de similaridade entre áreas também se explicam pelo seu histórico de uso e ocupação humana. Desta forma, com exceção da vegetação do riacho do Cazuzinha, inserida em uma RPPN, observa-se que as matas dos riachos dos Mares, Farias e Salgado têm seu uso e ocupação marcados principalmente pelo pastoreio extensivo. Por outro lado, sem considerar o Riacho Santo Antônio, que também

tem a mesma atividade citada para os três últimos riachos, observa-se que as demais áreas foram submetidas a impacto antrópico muito semelhante devido à realização de atividades agropecuárias. Portanto, é perceptível que a distância geográfica aliada às peculiaridades do uso e ocupação da terra, caracterizam o conjunto de fatores responsáveis pela similaridade entre as áreas de vegetação ribeirinha pesquisadas.

Figura 04 - Similaridade florística entre as oito áreas estudadas (RF – riacho do Farias; RM – riacho dos Mares; RC – riacho do Cazuzinha; RS – riacho Salgado; RSA – riacho Santo Antônio; RSG – rio Soledade/município de Gurjão; RSS - rio Soledade/município de Soledade; RT – rio Taperoá).



Fonte: Dados da pesquisa.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando os resultados obtidos conclui-se que o total de espécies listado nesse trabalho é expressivo quando comparado com levantamentos realizados nos diferentes tipos de vegetação caducifólia do Semiárido. Assim como em alguns levantamentos realizados na caatinga *s.str.*, as famílias Fabaceae e Euphorbiaceae foram bem representadas em número de espécies, o que demonstra a ampla distribuição das mesmas nos vários ecossistemas do Semiárido. Entretanto, a presença de famílias como Myrtaceae e Bignoniaceae corroboram outros estudos que indicam a ocorrência destas em áreas mais úmidas. Verificou-se ainda que, a exemplo do que ocorre em outras formações ciliares do país, as áreas ribeirinhas amostradas, apresentaram uma composição florística na qual a maioria das espécies são compartilhadas com as áreas adjacentes de Caatinga. Um número menor, porém, é composto por espécies típicas de formações ciliares do Brasil e de espécies exclusivas aos ecossistemas ribeirinhos na Caatinga.

REFERÊNCIAS

ALCOFORADO-FILHO, F. G.; SAMPAIO, E. V. S. B.; RODAL, M. J. N. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. **Acta Bot. Bras.** v.17, n.2, p.287-303. 2003.

APG III. Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Bot. J. Linn. Soc.** V. 161, p.105-121, 2009.

ARAÚJO, E. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; RODAL, M. J. N. Composição florística e fitossociologia de três áreas de caatinga de Pernambuco. **Rev. Brasil. Biol.** v. 55, n. 4, p. 595-607, 1995.

ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R.; SHEPHERD, G. J. Variações estruturais e florísticas do carrasco no planalto da Ibiapaba, estado do Ceará. **Rev. Brasil. Biol.** v. 59, n. 4, p. 663-678, 1999.

ARAÚJO, F. S. et al. Composição florística da vegetação de carrasco, Novo Oriente, CE. Brasil. **Rev. Brasil. Bot.** n. 21, v. 2, p. 15-26, 1998.

BARBOSA, L. M. Estudos interdisciplinares do Instituto de Botânica em Moji-Guaçu, SP. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. **Anais.** Campinas: Fundação Cargill, p.171-191, 1989.

BARBOSA, M. R. V. et al. Vegetação e flora no cariri paraibano. **Oecol. Bras.**, n. 11, v.3, p.313-322, 2007.

BARRELLA, W. et al. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO H. F. (Eds.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004. p.187-207.

BERTANI, D. F. et al. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Revista Brasileira de Botânica**, v.24, n.1, p.11-23, 2001.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. **Anais.** Belo Horizonte, p. 123-145. 2002.

BRUMMITT, R. F.; POWELL, C. E. **Authors of plant names**. Royal Botanic Gardens/Kew, London. 1992.

CATHARINO, E. L. M. Florística de matas ciliares. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. **Anais**. Campinas: Fundação Cargill, p.61-70, 1989.

CAVALCANTI, A. D. C. et al. Análise da distribuição espacial da vegetação em uma área prioritária para a conservação da biodiversidade da Caatinga - Betânia/Floresta, Pernambuco. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL. **Anais**. Ceará, p. 319-320. 2003.

CHATFIELD, C.; COLLINS, A. J. **Introduction to multivariate analysis**. Chapman and Hall, London. 1983.

DAVIDE, A. C. Seleção de espécies vegetais para recuperação de áreas degradadas. In: Simpósio Sul-Americano, 1, e Simpósio Nacional 2: RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. **Anais**. Foz do Iguaçu, Curitiba, p.111-122, 1994.

DURIGAN, G.; LEITÃO FILHO, H. F. Florística e fitossociologia de matas ciliares do Oeste Paulista. **Rev. Inst. Flor.** v.7, n.2, p.197-239, 1995.

FELFILI, J. M. et al. **Recuperação de matas de galeria**. EMBRAPA Cerrados, Planaltina. 2000.

FERRAZ, E. M. N. et al. Composição florística em trechos de caatinga e brejo de altitude na região do Vale do Pajeú, Pernambuco. **Rev. Brasil. Bot.** v.21, n.1, p.7-15, 1998.

GADELHA NETO, P. C.; BARBOSA, M. R. V. Levantamento florístico e fitossociológico em um remanescente de caatinga no município de Sousa, Paraíba. **Iniciados/UFPB**, v. 5, p. 64-87, 2000.

GIULIETTI, A. M. et al. Espécies endêmicas da caatinga. In: SAMPAIO, E.V.S.B. et al. (Eds). **Vegetação e flora da caatinga**. Associação Plantas do Nordeste – APNE, Centro Nordestino de Informações sobre Plantas – CNIP, Recife, p.103-118, 2002.

HUBÁLEK, Z. Coefficients of association and similarity, based on binary (presence-absence) data: an evaluation. **Biological Reviews of Cambridge Philosophical Society** v. 57, p. 669-689, 1982.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis: a practical approach**. John Willey & Sons, London. 1992.

LACERDA, A. V. **A semi-aridez e a gestão em bacias hidrográficas: visões e trilhas de um divisor de idéias**. Editora Universitária/UFPB, João Pessoa. 2003.

LACERDA, A. V.; BARBOSA, F. M. **Matas ciliares no domínio das caatingas**. Editora Universitária/UFPB, João Pessoa. 2006.

LEMOS, J. R. Composição florística do Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. **Rodriguesia** v.55, n.85, p.55-66, 2004.

LEMOS, J. R.; RODAL, M. J. N. Fitossociologia do componente lenhoso de um trecho da vegetação de caatinga no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. **Acta Bot. Bras.** v.16, n.1, p.23-42, 2002.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO H. F. (Eds.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004. p.33-44.

MANTOVANI, W. Conceituação e fatores condicionantes. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. **Anais**. Campinas: Fundação Cargill, p.11-19, 1989..

MARIANO, G. et al. Regeneração natural em área à margem de represa, no município de Piracicaba, SP. **Rev. Inst. Flor.** v.10, n.1, p.81-93, 1998.

MARINHO-FILHO, J.; GASTAL, M. L. Mamíferos das matas ciliares dos cerrados do Brasil Central. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** EDUSP/FAPESP, São Paulo. 2004, p. 209-221.

MEYER, S. T. et al. Composição florística da vegetação arbórea de um trecho de floresta de galeria do Parque Estadual do Rola-Moça na Região Metropolitana de Belo Horizonte, MG, Brasil. **Acta Bot. Bras.** v. 18, n. 4, p.701-709, 2004.

MIRANDA, E. E.; SILVA, G. C. Ecologia da vegetação de matas ciliares nas depressões inundáveis do semi-árido brasileiro. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. **Anais.** Fundação Cargill, São Paulo, p. 192-212, 1989.

MOURA, A. C. A.; BARBOSA, M. R. V. Lista de espécies da família Leguminosae na caatinga paraibana. **Rev. Nord. Biol.** v. 10, n. 1, p. 23-37, 1995.

MUELLER, C. C. Gestão de matas ciliares. In: I. V. LOPES, I. V. (Org.). **Gestão ambiental no Brasil: experiência e sucesso,** Editora Fundação Getúlio Vargas, Rio de Janeiro, p. 185-214, 1998.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Cerne.** v. 1, n. 1, p. 64-72, 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. **Estudos florísticos e fitossociológicos em remanescentes de matas ciliares do Alto e Médio Rio Grande.** CEMIG, Belo Horizonte. 1995.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A.; SHEPHERD, G. J. Floristic composition and community structure of a central Brazilian gallery forest. **Flora** v. 184, p. 103-117, 1990.

PARAÍBA. Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do Estado da Paraíba. João Pessoa. 1997.

PEREIRA, I. M. et al. Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente florestal no agreste paraibano. **Acta Bot. Bras.** v. 16, n. 3, p. 357-369, 2002.

PINTO, J. R. R. et al. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea-arbustiva de um trecho da floresta de galeria da queda d'água Véu-de-Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT. In: LEITE, L.L.; SAITO, C.H. (Org.). **Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado.** Universidade de Brasília, Brasília. 1997.

REZENDE, A. V. Importância das matas de galeria: manutenção e recuperação. In: RIBEIRO J.F. (Ed.). **Cerrado: matas de galeria.** EMBRAPA-CPAC, Planaltina. 1998, p. 3-16.

RIBEIRO, J. F.; SCHIAVINI, I. Recuperação de matas de galeria: integração entre a oferta ambiental e a biologia das espécies. In: RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: matas de galeria.** Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p.137-153.

RODAL, M. J. N. et al. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. **Rev. Brasil. Biol.** v. 58, n. 3, p. 517-526, 1998.

RODAL, M. J. N.; NASCIMENTO, L. M. Levantamento florístico da floresta serrana da Reserva Biológica de Serra Negra, microrregião de Itaparica, Pernambuco, Brasil. **Acta Bot. Bras.** v. 16, n. 4, p. 481-500, 2002.

RODRIGUES, L. A. et al. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminárias, MG. **Acta Bot. Bras.** v. 17, n. 1, p. 71-87, 2003.

RODRIGUES, R. R. Análise estrutural das formações florestais ripárias. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. **Anais.** Fundação Cargill, São Paulo, p.99-119, 1989.

RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO H. F. (Eds.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004. p. 45-72.

ROZZA, A. F.; RIBEIRO C. A. Estudo florístico e fitossociológico de fragmentos de mata ciliar dos Campos da ESALQ, Piracicaba, SP. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BOTÂNICA DE SÃO PAULO. **Anais.** São Paulo, p. 7-12, 1992.

SAMPAIO, E. V. S.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L. A vegetação lenhosa das ecorregiões da Caatinga. In: JARDIN, E.A.G.; BASTOS, M.N.C.; SANTOS, J.U.M. (Eds.). **Desafios da botânica brasileira no novo milênio: inventário, sistematização e conservação da diversidade vegetal.** Sociedade Brasileira de Botânica, Belém. 2003, p. 85-90.

SANTANA, J. A. S. **Estrutura fitossociológica, produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes em uma área de caatinga no seridó do Rio Grande do Norte.** Tese (Doutorado) Universidade Federal da Paraíba, Areia. 2005.

SANTOS, N. A.; SOUSA-SILVA, J. C. As matas de galeria têm importância econômica? In: RIBEIRO, J.F. (Ed.). **Cerrado: matas de galeria.** EMBRAPA-CPAC, Planaltina,. 1998, p.157-164.

SILVA JÚNIOR, M. C. et al. Análise florística de matas de galeria no Distrito Federal. In: RIBEIRO, J.F. (Ed.). **Cerrado: matas de galeria.** EMBRAPA-CPAC, Planaltina. 1998, p.53-84.

SILVA, F. C. et al. Composição florística e fitossociológica do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 3. fazenda Bom Sucesso, município de Saponema, PR. **Acta Bot. Bras.** v. 9, n. 2, p. 289-302, 1995.

SOARES-SILVA, L. H. et al. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 1. Fazenda Doralice – Iporã, PR. **Rev. Inst. Flor.** v. 4, n. 1, p. 199-206, 1992.

SOUZA, J. S. et al. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras-MG. **Rev. Árvore** v. 27, n. 2, p. 185-206, 2003.

SUDEMA. **Paraíba 92**: perfil ambiental e estratégia. Superintendência de Administração do Meio Ambiente, João Pessoa. 1992.

SUDEMA. Superintendência de Administração do Meio Ambiente. **Atualização do diagnóstico florestal do Estado da Paraíba**. João Pessoa: SUDEMA, 2004.

SUDEMA. **Zoneamento ecológico-econômico: microrregião do Cariri Ocidental da Paraíba** – vulnerabilidade ambiental. Superintendência de Administração do Meio Ambiente, João Pessoa. 2005.

TAVARES, S. et al. Inventário florestal do Ceará. Estudo preliminar das matas remanescentes do município de Barbalha. **Boletim de Recursos Naturais** v. 12, n. 2, p. 20-46, 1974.

TAVARES, S. et al. Inventário florestal de Pernambuco. Estudo preliminar das matas remanescentes do município de São José do Belmonte. **Boletim de Recursos Naturais** v. 7, n. 1/4, p. 113-139, 1969.

VAN DEN BERG, E. **Estudos florístico e fitossociológico de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e análise das correlações entre variáveis**

ambientais e a distribuição das espécies de porte arbóreo-arbustivo. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Lavras, Lavras. 1995. p.73.

VAN DEN BERG, E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. **Rev. Brasil. Bot.** v. 23, n. 3, p. 231-253, 2000.

VEIGA, M. P. et al. Avaliação dos aspectos florísticos de uma mata ciliar no Norte do Estado do Paraná. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 25, n. 2, p. 519-525, 2003.

VIEIRA, F. A. et al. Florística e estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de matas ciliares dos rios São Francisco, Cochá e Carinhanha, Norte de Minas Gerais, Brasil. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL. **Anais.** Fortaleza, p.330-331, 2003.

CAPÍTULO IX

AVALIAÇÃO DA FLORA DO ESTRATO REGENERANTE EM UM FRAGMENTO DE VEGETAÇÃO CILIAR: DEFINIÇÕES E CONTRIBUIÇÕES PARA A BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE ÁREAS RIBEIRINHAS NO SEMIÁRIDO PARAIBANO

FRANCISCA MARIA BARBOSA³²

ALECKSANDRA VIEIRA DE LACERDA³³

JOÃO JUARES SOARES³⁴

32 Doutora em Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Email: fmariabarbosa@yahoo.com.br

33 Doutora em Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Professora Adjunta do CDSA/UFMG. Email: alecvieira@yahoo.com.br

34 Doutor em Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Pós-Doutorado na França. Professor Credenciado no PPG/ERN/UFSCar e Professor Visitante da Universidade Federal de Sergipe, Departamento de Engenharia Florestal. Email: jjuaress@globo.com

INTRODUÇÃO

A importância das matas ciliares vem sendo crescentemente referenciada e sua composição florística e estrutura comunitária apresentam marcantes variações ao longo e perpendicular ao curso d'água, podendo se estender por dezenas de metros a partir das margens (OLIVEIRA-FILHO, 1994).

Autores como Felfli (2000) destacam a importância desses ambientes em termos de diversidade, fato esse atribuído à marcante heterogeneidade do ambiente físico que ocupam. Redford e Fonseca (1986) colocam que essas matas são refúgios essenciais à sobrevivência da fauna no período seco e Oliveira-Filho et al. (1994) destacaram ainda sua função na regulação do assoreamento, da turbidez da água, do regime de cheias, da manutenção da perenidade das águas e da erosão das margens dos cursos de água.

Assim, apesar das evidências marcantes de sua relevância, as áreas de vegetação ciliar vêm sendo constantemente impactadas. Nesse sentido, estudos visando conhecer o potencial da regeneração natural dessas áreas são imprescindíveis para definir as características estruturais e funcionais desses ecossistemas e ainda contribuir decisivamente para a conservação dos fragmentos e recuperação das áreas já degradadas.

Para Poggiani (1989) a regeneração natural pode ser definida como sendo o processo sucessional da vegetação até a formação de uma floresta, após perturbações. É, portanto, parte do ciclo de crescimento da floresta e refere-se às fases iniciais do seu

estabelecimento e desenvolvimento (BONGERS, 1995). Considerando que o entendimento dos processos de regeneração natural de florestas passa pelo conhecimento de informações básicas de caracterização da vegetação, autores como Carvalho (1980) esclarecem ainda que a análise da estrutura da regeneração fornece a relação e a quantidade de espécies que constituem o estoque da floresta, suas dimensões e sua distribuição na comunidade vegetal, permitindo previsões sobre o comportamento e o desenvolvimento da floresta no futuro. Blanchard e Prado (1995) confirmam que essas informações são importantes subsídios para o desenvolvimento de planos de manejo adequados à conservação das florestas.

Relacionado especificamente aos estudos da regeneração natural em áreas ciliares, tem-se que os trabalhos realizados na Caatinga são raros na literatura, mas indispensáveis para a compreensão dos processos ecológicos requeridos para o manejo adequado dos fragmentos ribeirinhos. Portanto, este capítulo objetiva apresentar informações relacionadas a composição florística e a riqueza de espécies do estrato regenerante em uma área ciliar de Caatinga na bacia do rio Taperoá, Semiárido paraibano.

MATERIAL E MÉTODOS

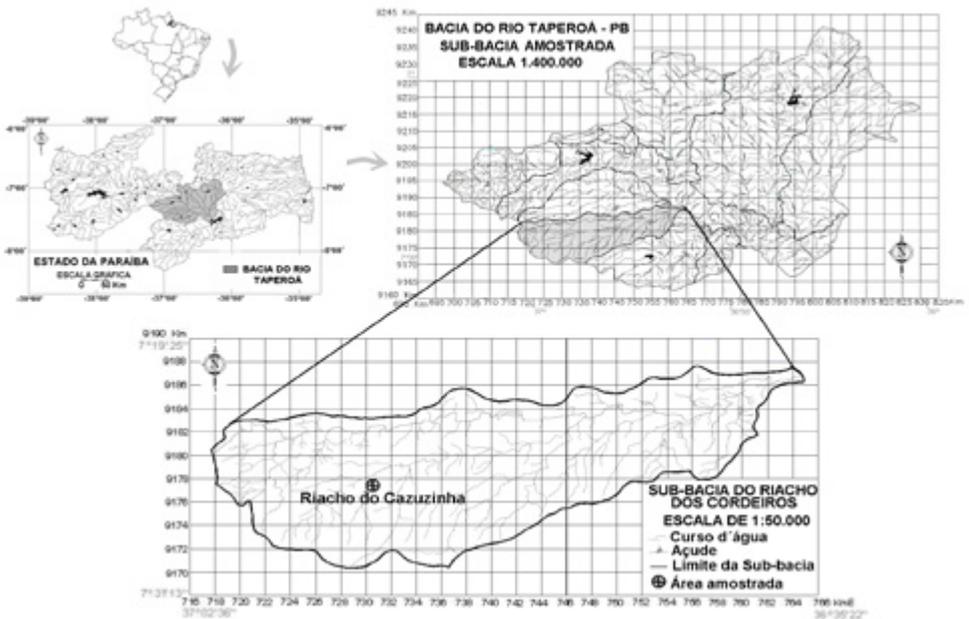
ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa teve como área de estudo a bacia hidrográfica do rio Taperoá no Semiárido paraibano. Esta bacia drena uma área aproximada de 7.316 Km² (PARAÍBA, 1997). A sua localização é definida na parte central do Estado da Paraíba entre as latitudes 6°51'31" e 7°34'21"S e entre as longitudes 36°0'55" e 37°13'9"W (LACERDA, 2003) e seu rio principal é o Taperoá caracterizado como de regime intermitente, que nasce na Serra do Teixeira e desemboca no rio Paraíba, no açude Presidente Epitácio Pessoa. O clima local, segundo o sistema de Köeppen, é do tipo BSw_h, isto é, semiárido quente, o que indica um clima seco de tipo estepe com estação seca no inverno. A cobertura vegetal presente é do tipo Caatinga, que segundo Andrade-Lima (1981) é uma vegetação do tipo caducifólia espinhosa presente na parte mais seca do Nordeste do Brasil. Em fontes como Paraíba (2000) é citado que os tipos vegetacionais dominantes na área da bacia do rio Taperoá são de caatingas hiperxerófila, hipoxerófila, floresta caducifólia e subcaducifólia.

Na bacia hidrográfica do rio Taperoá, a área ribeirinha amostrada ficou distribuída ao longo do riacho do Cazuzinha (Figura 1). Este curso d'água é definido como sendo um riacho intermitente, nasce a 700 m acima do nível do mar e corre no sentido Nordeste. Localizado na sub-bacia do riacho dos Cordeiros, o Cazuzinha possui 15 Km de extensão e bacia de drenagem de 59 Km². A área ribeirinha amostrada neste riacho

está localizada na Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas, município de São José dos Cordeiros, entre as latitudes $7^{\circ}26'13''$ e $7^{\circ}25'46''$ S e entre as longitudes $36^{\circ}54'30''$ e $36^{\circ}54'35''$ W (Figura 01). Essa Reserva, criada pela portaria do IBAMA 1343/90 e decreto nº 98.914 de 31 de janeiro de 1990, tem uma dimensão de 3.505 ha. A vegetação ribeirinha pesquisada nessa reserva encontra-se situada numa altitude que varia de 564 a 579 m. Neste trecho, o riacho é conhecido pelos ribeirinhos como riacho do Cardoso e o canal se apresenta com cerca de 12 metros de largura média.

Figura 01 - Localização da área ribeirinha do riacho do Cazuzinha na sub-bacia do riacho dos Cordeiros, Semiárido paraibano.



Fonte: Adaptado de Lacerda e Barbosa (2006).

Para informações sobre precipitação, temperatura, umidade relativa do ar e evaporação utilizou-se os dados fornecidos pela Bacia Escola de São João do Cariri/Universidade Federal de Campina Grande (7° 22' 45,1" S e 36° 31' 47,2" W, 458 m de altitude). Considerando os dados disponíveis para os três primeiros parâmetros o período analisado foi de janeiro/1987 a dezembro/2006 e para o último, o período de janeiro/1991 a dezembro/2006. Assim, os valores referentes às chuvas registrados para esse período evidenciaram que a pluviosidade é bastante variável entre os anos, alcançando um mínimo de 82,6 mm em 1993 e um máximo de 886,2 mm em 2000. A média anual de precipitação é de 461,2 mm. No período de janeiro a junho chove 79,3% do volume precipitado do ano, enquanto que no trimestre setembro, outubro e novembro, período mais seco, chove apenas 4,1% do volume total.

A temperatura média mensal do ar varia de 23,6 a 27,5 °C, sendo observadas as menores temperaturas nos meses de julho e agosto, ficando os meses de dezembro e fevereiro com as temperaturas mais elevadas. A umidade relativa média mensal do ar atinge o máximo de 78,4% em junho e julho e o mínimo ocorre na estação seca no mês de outubro com 63,4% de umidade. Para as medições de evaporação os dados mostraram o menor valor no mês de junho com 104,6 mm/mês e o maior no mês de janeiro com 218 mm/mês. Assim, a evaporação é elevada na região, podendo atingir até 2.700 mm por ano.

COLETA E ANÁLISE DOS DADOS

O estudo da regeneração natural foi efetuado dentro da área em que foram realizados os trabalhos de Lacerda (2007), onde se processou o levantamento florístico e fitossociológico da vegetação arbustivo-arbórea adulta ($DNS \geq 3$ cm). Neste trabalho com a comunidade adulta foram plotadas 102 parcelas contíguas de 10 X 10 m distribuídas ao longo do riacho, totalizando, uma área amostral de 1,02 ha. Nesse espaço foram sorteadas 36 parcelas, sendo alocadas de forma assistemática em cada uma, duas parcelas de 1 X 1 m, totalizando uma área de 72 m² (**Figura 02**).

Figura 02 - Imagens da área amostral e das parcelas implantadas para o estudo do estrato regenerante.



Fonte: Acervo dos autores.

Foram realizados dois inventários, o primeiro em março/2006 e o segundo em abril/2007. Todos os indivíduos jovens lenhosos presentes nas parcelas, com altura $\geq 0,20$ m e $DNS < 3$ cm, foram

etiquetados, numerados e anotando-se todas as informações observadas em campo. A identificação das espécies e/ou confirmação se processou através de consultas a especialistas e por comparação usando bibliografia especializada e análise das exsicatas depositadas no herbário JPB. As espécies foram organizadas por família no sistema APG III (2009), incluindo-se informação sobre o hábito das mesmas. A grafia da autoria das espécies e suas respectivas abreviações foram verificadas através de Brummitt e Powell (1992). Os nomes populares estão de acordo com o conhecimento local.

Para definição dos grupos ecológicos das espécies seguiu-se os estabelecidos por Gandolfi et al. (1995): pioneiras (P), secundárias iniciais (SI) e secundárias tardias (ST). Este autor não utilizou a denominação de espécie clímax, em primeiro lugar para evitar a discussão sobre este conceito e, em segundo, por reconhecer que muitas espécies típicas de sub-bosque ocorrem tanto nos estádios mais maduros, como em outras etapas do processo sucessional. Nesse sentido, optou-se por adotar as três categorias sucessionais sugeridas. Portanto, além das observações de campo, a determinação das espécies nos grupos ecológicos foi realizada considerando os autores que se seguem: Alvarenga et al. (2006), Maia (2004), Paula et al. (2004), Peixoto et al. (2004), Nunes et al. (2003) e Veiga et al. (2003).

Quanto às síndromes de dispersão, as espécies foram identificadas como anemocóricas, zoocóricas e autocóricas (PIJL, 1982). Para a determinação das espécies nessas categorias foram consideradas as observações de campo e obtidos dados dos seguintes trabalhos: Alvarenga et al. (2006), Barbosa (2005), Barbosa et al.

(2005), Costa et al. (2004), Maia (2004), Nunes et al. (2003) e Griz e Machado (2001).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No conjunto das parcelas plotadas no riacho do Cazuzinha foram registrados e identificados no primeiro inventário (março/2006), 380 indivíduos, pertencentes a 19 famílias, 28 gêneros e 36 espécies, sendo 16 pioneiras, 16 secundárias iniciais, duas secundárias tardias e duas sem identificação nos grupos ecológicos (**Tabela 01**). No segundo inventário (abril/2007) foram amostrados e identificados, nestas mesmas parcelas, 391 indivíduos, pertencentes a 20 famílias, 30 gêneros e 39 espécies (**Tabela 01**).

Considerando o último inventário verificou-se a presença de todas as espécies registradas no primeiro e constatou-se ainda, que houve um incremento entre a primeira e segunda avaliação de 54 indivíduos, dois gêneros e três espécies. Com relação aos grupos ecológicos, registraram-se neste último período mais uma espécie pioneira (*Sapium glandulosum*), uma secundária inicial (*Tocoyena sellowiana*), além de uma sem classificação dentro dos grupos ecológicos (*Canavalia brasiliensis*). Quanto às formas de vida, o componente arbóreo ficou com 59% das espécies, os arbustos com 33,3% e as lianas com apenas 7,7%. Assim, o maior percentual das arbóreas pode estar relacionado à grande influência biótica exercida pelos indivíduos deste componente, através da chuva de sementes e também em decorrência

da dispersão zoocórica, pois grande parte das árvores deste estudo produz frutos atrativos aos animais.

Tabela 01 - Lista das espécies registradas nos inventários da regeneração natural na vegetação ribeirinha do riacho do Cazuzinha na bacia do rio Taperoá, Semiárido paraibano, com seus respectivos nome popular, hábito, síndrome de dispersão = SD (Ane = anemocórica, Aut = autocórica, Zoo = zoocórica e SC = sem classificação) e grupo ecológico = GE (P = pioneira, SI = secundária inicial, ST = secundária tardia e SC = sem classificação). As espécies estão organizadas em ordem alfabética das famílias botânicas.

Família Espécies	Nome Popular	Inventários		Hábito	SD	GE
		2006	2007			
1. ANACARDIACEAE						
1. <i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira	X	X	Árvore	Ane	ST
2. ANNONACEAE						
2. <i>Annona leptopetala</i> (R.E. Fr) H. Rainer	Pinha brava	X	X	Arbusto	Zoo	SI
3. APOCYNACEAE						
3. <i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	Pereiro	X	X	Árvore	Ane	P
4. BIGNONIACEAE						
4. <i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-roxo	X	X	Árvore	Ane	ST
5. BORAGINACEAE						
5. <i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Louro, Frei Jorge	X	X	Árvore	Ane	SI
6. CAPPARACEAE						
6. <i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl.	Feijão bravo	X	X	Árvore	Zoo	P
7. CELASTRACEAE						

7. <i>Monteverdia rigida</i> (Mart.) Biral	Bonome	X	X	Árvore	Zoo	SI
8. COMBRETACEAE						
8. <i>Combretum leprosum</i> Mart.	Mofumbo	X	X	Arbusto	Ane	P
9. <i>Combretum monetaria</i> Mart.	Canela de veado	X	X	Árvore	Ane	SI
9. EUPHORBIACEAE						
10. <i>Croton adenocalyx</i> Baill.	Velame brabo	X	X	Arbusto	Aut	P
11. <i>Croton echioides</i> Baill.	Caatinga Branca	X	X	Arbusto	Aut	P
12. <i>Croton sonderianus</i> Müll.Arg..	Marmeleiro	X	X	Arbusto	Aut	P
13. <i>Ditaxis</i> sp. 1	Guaxumbu bravo	X	X	Arbusto	Aut	P
14. <i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão	X	X	Arbusto	Aut	P
15. <i>Manihot glaziovii</i> Müll. Arg.	Maniçoba	X	X	Árvore	Aut	P
16. <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Burra leiteira		X	Árvore	Aut	P
17. <i>Sebastiania macrocarpa</i> Müll. Arg.	Pau leite	X	X	Árvore	Aut	SI
10. FABACEAE						
10.1 FABACEAE subfam. CAESALPINIOIDEAE						
18. <i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Mororó	X	X	Arbusto	Aut	P
19. <i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	Pau ferro	X	X	Árvore	Aut	SI
20. <i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P. Queiroz	Catingueira	X	X	Árvore	Aut	SI
10.2 FABACEAE subfam. FABOIDEAE						

21. <i>Canavalia brasiliensis</i> Mart. ex Benth	Feijão de boi		X	Liana	Aut	SC
22. <i>Poecilanthe ulei</i> (Harms) Arroyo & Rudd	Chorão	X	X	Árvore	Aut	SI
10.3 FABACEAE subfam. MIMOSOIDEAE						
23. <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico	X	X	Árvore	Aut	SI
24. <i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G. P. Lewis	Jurema açu	X	X	Árvore	Aut	SI
25. <i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	Jurema de imbira	X	X	Árvore	Aut	P
11. NYCTAGINACEAE						
26. <i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan	João mole, Piranha	X	X	Árvore	Zoo	SI
12. RHAMNACEAE						
27. <i>Rhamnidium molle</i> Reissek	Sassafrás	X	X	Árvore	Zoo	SI
28. <i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Juazeiro	X	X	Árvore	Zoo	SI
13. RUBIACEAE						
29. <i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	Genipapo	X	X	Árvore	Zoo	SI
30. <i>Tocoyena sellowiana</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	Genipapo		X	Árvore	Zoo	SI
14. SAPINDACEAE						
31. <i>Allophylus quercifolius</i> (Mart.) Radlk.	Batinga	X	X	Árvore	Zoo	SI
15. SAPOTACEAE						
32. <i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T. D. Penn.	Quixabeira	X	X	Árvore	Zoo	SI
16. SOLANACEAE						
33. <i>Solanum rhytidoandrum</i> Sendtn.	Jurubeba	X	X	Arbusto	Zoo	P

34. Solanaceae 1		X	X	Arbusto	Zoo	P
17. VERBENACEAE						
35. <i>Lantana camara</i> L.	Chumbinho	X	X	Arbusto	Zoo	P
36. <i>Lippia</i> sp. 1	Camará branco	X	X	Arbusto	Zoo	P
37. <i>Lippia</i> sp. 2	Camará roxo	X	X	Arbusto	Zoo	P
INDETERMINADAS						
38. Indeterminada 1	Cipó de rêgo	X	X	Liana	SC	SC
39. Indeterminada 2	Cipó branco	X	X	Liana	SC	SC

Fonte: dados da pesquisa.

As famílias com maior número de espécies foram: Euphorbiaceae e Fabaceae (8) e Verbenaceae (3), contribuindo juntas com 47,2% e 48,7% do total de espécies amostradas no primeiro e segundo inventários respectivamente. Estas famílias com exceção de Verbenaceae, também foram as mais abundantes em estudos da regeneração natural desenvolvidos em três áreas do Agreste paraibano por Pereira et al. (2001) e em um remanescente de mata ciliar no Cariri da Paraíba (PEGADO et al., 2006). Segundo Sampaio (1996), geralmente estas famílias ocupam os primeiros lugares na maioria dos levantamentos florísticos realizados em ecossistemas de Caatinga. De modo geral, observou-se ainda que dentre as famílias relacionadas neste estudo dez apresentaram apenas uma espécie.

Comparando as espécies do presente estudo com a listagem gerada no trabalho de Lacerda (2007), desenvolvido nessa mesma área ciliar e onde se processou o levantamento florístico e fitossociológico da vegetação arbustiva-arbórea adulta (DNS \geq 3 cm), verificou-se que 62,5%

das espécies que foram identificadas em nível específico na regeneração natural se encontram na lista da vegetação adulta.

Valor aproximado também foi obtido por Gama et al. (2003) numa floresta de várzea alta no Pará. Assim, 37,5% das espécies arbustivo-arbóreas adultas não estavam representadas na regeneração natural. As causas prováveis da ausência de indivíduos jovens dessas espécies no estrato regenerante é o número reduzido de indivíduos adultos da maioria dessas espécies na área e ainda, a sazonalidade, de algumas destas, na produção de sementes. Estas espécies devem merecer especial atenção quando do estabelecimento de planos de manejo da vegetação para evitar o seu desaparecimento do sistema.

Quanto aos grupos ecológicos, verificou-se que do total de espécies amostrado nos dois inventários, o grupo das pioneiras e secundárias iniciais compartilham o mesmo percentual (47,2%) e apenas 5,6% das espécies são secundárias tardias (**Tabela 01**).

Nesse sentido, autores como Sampaio (1996) colocam que nas formações florestais tropicais úmidas, onde as limitações de temperatura, água e nutrientes são menores, a competição por luz resulta em crescimento vertical, enquanto que na Caatinga as limitações por água, implicam em estratégias de sobrevivência desenvolvidas pelas espécies com menor ênfase na competição por luz e por crescimento vertical. Assim, mesmo se tratando de áreas ciliares de Caatinga, cujos cursos d'água são predominantemente intermitentes, considera-se que a tolerância à luminosidade e ao estresse hídrico, são fatores ambientais determinantes para a distribuição das espécies nos grupos ecológicos estabelecidos.

Relacionado particularmente a questão da luz, autores como Durigan et al. (2000) colocam que considerando as florestas ciliares, o rio define uma disponibilidade diferencial de luminosidade na faixa ciliar. Nesse sentido, segundo este autor a disponibilidade de luz na faixa ciliar varia de acordo com as características da calha do rio, com as características do traçado (posição geográfica, sinuosidade, largura etc.) e também com as características fisionômicas da vegetação do entorno, que definem uma disponibilidade também diferenciada de luz no limite mais distante do curso d'água, além de influenciar na proporcionalidade de indivíduos com deciduidade na composição do mosaico vegetal.

Considerando as espécies identificadas no presente estudo, constata-se que a maioria (43,2%) possui síndrome de dispersão autocórica, 40,6% zoocórica e apenas 16,2% das espécies são anemocóricas (**Tabela 01**).

O percentual significativo da zoocoria destaca a importância da fauna silvestre no processo de regeneração natural conforme coloca Reis et al. (2003). Entretanto, Tabarelli et al. (2003) estudando a variação do espectro de síndromes de dispersão ao longo de um gradiente de precipitação no Nordeste do Brasil, confirmaram padrões já observados para áreas úmidas e secas com mudança no modo de dispersão de sementes, de zoocoria para dispersão abiótica, em florestas tropicais ao longo desse gradiente.

Nesse sentido, autores como Wikander (1984) trabalhando com florestas secas registrou maiores percentuais de anemocoria (42%) em relação aos demais mecanismos de dispersão (30% zoocoria; 19% barocoria; 9% autocoria). Machado et al. (1997)

registrou para áreas de Caatinga 42% de espécies autocóricas, 31,5% de espécies anemocóricas e apenas 26,3% de espécies zoocóricas. No trabalho de Griz e Machado (2001) em uma área de Caatinga em Pernambuco observou-se que as síndromes de dispersão mais representativas foram as abióticas (anemocoria e autocoria), tendo a zoocoria representatividade em 36% das espécies da comunidade. De modo geral, autores como Gentry (1983) e Willson et al. (1989) discutem que a porcentagem de espécies zoocóricas entre árvores de florestas tropicais tende a aumentar na medida em que as florestas se tornam mais úmidas e apresentam uma menor estacionalidade climática, enquanto que plantas dispersas pelo vento seriam mais comuns em florestas secas.

Portanto, relacionando os dados da vegetação ciliar de Caatinga com os trabalhos anteriormente citados, tem-se que as síndromes de dispersão no ambiente ribeirinho estudado revelam um padrão diferente daquele descrito nos trabalhos realizados em florestas secas, uma vez que a zoocoria teve uma representação significativa na área pesquisada. A explicação provável desses dados é a maior umidade dos ambientes ciliares de Caatinga quando comparado com as terras secas. Além disso, deve-se também referenciar que o maior percentual da dispersão autocórica registrado neste trabalho pode ser justificado pela predominância de frutos dos tipos esquizocarpo e legume, representativos das famílias mais dominantes da Caatinga (Euphorbiaceae e Fabaceae).

De modo geral, relacionando os grupos ecológicos com as síndromes de dispersão tem-se que nas espécies pioneiras prevaleceu

a dispersão anemo-autocórica, nas secundárias iniciais predominou a zoocoria e nas secundárias tardias só ocorreu à dispersão anemocórica.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Um importante aspecto da vegetação ribeirinha estudada é que esta apresenta interface com vários outros tipos de vegetação de Caatinga e, portanto, estão sujeitas a diversas influências florísticas, resultando em uma significativa diversidade de espécies. Além disso, estas matas constituem habitats extremamente importantes para a flora da Caatinga, além de agir como corredores migratórios. Desta maneira, qualquer política voltada para a conservação da biodiversidade na Caatinga deve dar alta prioridade à proteção das áreas ribeirinhas.

REFERÊNCIAS

ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. **Cerne**, v. 12, n. 4, p.360-372, 2006.

ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, n. 2, p.149-163, 1981.

APG III. Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Bot. J. Linn. Soc.**, v. 161, p. 105-121, 2009.

BARBOSA, D. C. A. Estratégia de germinação e crescimento de espécies lenhosas da Caatinga com germinação rápida. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Orgs.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. 2.ed. Recife: Universitária da UFPE, 2005. p. 625-656.

BARBOSA, D. C. A.; BARBOSA, M. C. A.; LIMA, L. C. M. Fenologia de espécies lenhosas da caatinga. p. 657-693. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Orgs.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. 2.ed. Recife, Universitária da UFPE. 2005.

BLANCHARD, J.; PRADO, G. Natural regeneration of *Rizophora mangle* in strip clearcuts in Northwest Ecuador. **Biotropica**, v. 27, n. 2, p.160-167, 1995.

BONGERS, F. Natural regeneration of natural and semi-natural forest ecosystems. In: FREIBERG, H. (Ed.). **ETFRN News**. Bonn: European Tropical Forest Research Net Work, 1995, p.12-18.

BRUMMITT, R. F.; POWELL, C. E. **Authors of plant names**. London: Royal Botanic Gardens/Kew, 1992.

CARVALHO, J. O. P. **Inventário diagnóstico da regeneração natural da vegetação em área da Floresta Nacional de Tapajós**. Belém, EMBRAPA-CPATU. (EMBRAPA-CPATU. Boletim de pesquisa, 2). 1980.

COSTA, I. R.; ARAÚJO, F. S.; LIMA-VERDE, L. W. Flora e aspectos autoecológicos de um enclave de cerrado na chapada do Araripe, Nordeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica** v. 18, n. 4, p.759-770, 2004.

DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da mata ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 159-168.

FELFILI, J. M. Crescimento, recrutamento e mortalidade nas matas de galeria no Planalto Central. In: CAVALCANTI, T.B.; WALTER, B.M.T. (Org.). **Tópicos atuais em botânica**. Brasília: EMBRAPA, 2000. p.152-158.

GAMA, J. R. V. et al. Estrutura e potencial futuro de utilização da regeneração natural de floresta de várzea alta no município de Afuá, estado do Pará. **Ciência Florestal**, v. 13, n. 2, p. 71-82, 2003.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Estudo florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecidual no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p.753-767, 1995.

GENTRY, A. H. Dispersal ecology and diversity in neotropical forest communities. **Sonderb. Naturwiss**, v.7, p.303-314, 1983.

GRIZ, L. M. S.; MACHADO, I. C. S. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in northeast of Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, n.17, p. 303-321, 2001.

LACERDA, A. V. **A semi-aridez e a gestão em bacias hidrográficas**: visões e trilhas de um divisor de idéias. João Pessoa: Editora Universitária, 2003.

LACERDA, A. V. **Caracterização florística, fitossociológica e análise da relação entre a distribuição das espécies e a distância da margem de riachos intermitentes na bacia hidrográfica do rio Taperoá, semi-árido paraibano, Brasil**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2007. 120f.

MACHADO, I. C. S.; BARROS, L. M.; SAMPAIO, E. V. S. B. Phenology of Caatinga species at Serra Talhada, PE, Northeastern Brazil. **Biotropica**, v. 29, n. 1, p.57-68, 1997.

MAIA, G. N. **Caatinga**: árvores e arbustos e suas utilidades. São Paulo: D&Z, 2004.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.

NUNES, Y. R. F. et al. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasílica**, v. 17, n. 2, p.213-229, 2003.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Cerne**, v. 1, n. 1, p.64-72, 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Effect of flooding regime and understory bamboos in the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio**, v.113, p. 99-124, 1994.

PARAÍBA. Secretaria do Planejamento. **Avaliação da Infra-Estrutura Hídrica e do Suporte para o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba**. João Pessoa, 1997.

PARAÍBA. Secretaria Extraordinária do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e Minerais/SUDEMA – Superintendência de Desenvolvimento do Meio Ambiente. **Zoneamento ecológico-econômico do Estado da Paraíba: Região do Cariri Ocidental – Estudos Hidrológicos**. João Pessoa, 2000.

PAULA, A. et al. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 18, n. 3, p.407-423, 2004.

PEGADO, C. M. A. et al. Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-

arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 20, n. 4, p.887-898, 2006.

PEIXOTO, G. L. et al. Composição florística do componente arbóreo de um trecho de Floresta Atlântica na Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 18, n 1, p.151-160, 2004.

PEREIRA, I. M. et al. Regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no agreste paraibano. **Acta Botanica Brasílica**, v. 15, n. 3, p. 413-426, 2001.

PIJL, L. V. D. **Principles of dispersal in higher plants**. 2.ed. Berlin: Springer Verlag, 1982.

POGGIANI, F. Estrutura, funcionamento e classificação das florestas: implicação ecológica das florestas plantadas. **Documentos Florestais**, v. 3, p.9-14, 1989.

REDFORD, K. H.; FONSECA, G. A. B. The role of gallery forests in the zoogeography of the cerrado's non-vollant mammalian fauna. **Biotropica**, v. 18, p.126-135, 1986.

REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p.28-36, 2003.

SAMPAIO, E. V. S. B. Fitossociologia. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; MAYO, S. J.; BARBOSA, M. R. V. (Eds.). **Pesquisa Botânica nordestina: progressos e perspectivas**. Recife: Sociedade Botânica do Brasil/Seção Regional de Pernambuco, 1996, p.203-230.

TABARELLI, M.; VICENTE, A.; BARBOSA, D. C. A. Variation of seed dispersal spectrum of woody plants across a rainfall gradient in north-eastern Brazil. **Jornal of Arid Environments**, v. 53, p.197-210, 2003.

VEIGA, M. P. et al. Avaliação dos aspectos florísticos de uma mata ciliar no Norte do Estado do Paraná. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 25, n. 2, p.519-525, 2003.

WIKANDER, T. Mecanismos de dispersion de diasporas de una Selva Decidua en Venezuela. **Biotropica**, v. 16, n. 4, p.276-283, 1984.

WILLSON, M. F.; IRVINE, A. K.; WALSH, N. G. Vertebrate dispersal syndromes in some Australian and New Zealand plant communities, with geographic comparisons. **Biotropica**, v. 21, p.133-147, 1989.

SEÇÃO III

INVERTEBRADOS AQUÁTICOS: ZOOPLÂNCTON E ZOOBENTOS



CAPÍTULO X

**COMUNIDADES ZOOPLANCTÔNICAS E SUA
IMPORTÂNCIA PARA O HOMEM NO SEMIÁRIO
BRASILEIRO**

MARIA CRISTINA CRISPIM³⁵
FABIANA BEZERRA MARINHO³⁶

35 Doutora em Ecologia e Biossistemática pela Universidade de Lisboa (1997) e pós doutora na área de ecologia aplicada. Professora associada do DSE/UFPB. E-mail: ccrispim@hotmail.com

36 Professora do IFPB – Campus Campina Grande; Doutoranda do PRODEMA UFPB. E-mail: fabiana_mbr@yahoo.com.br

INTRODUÇÃO

O zooplâncton é formado por organismos geralmente de pequenas dimensões e que na maior parte das vezes só são visíveis ao microscópio. São formados por espécies pertencentes a diferentes grupos zoológicos, sendo os mais comuns os asquelmintes (Rotifera) e os crustáceos (Cladocera e Copepoda), também são encontrados no plâncton peixes (ictioplâncton), bactérias (bacterioplâncton) e protozoários (protozooplâncton).

Estes organismos são estratégicos nos ecossistemas aquáticos, em virtude de muitos deles serem consumidores primários do fitoplâncton. Mesmo as espécies que são carnívoras, nas suas fases juvenis são herbívoros, alimentando-se dos mesmos produtores primários. Dessa forma, são essenciais nos ecossistemas aquáticos, por serem o elo fundamental na cadeia alimentar (LAMPERT, 1997; PINTO-COELHO, 2004; PINTO-COELHO et al., 2005), visto que a maior parte da energia é transferida do fitoplâncton, em ecossistemas que mantenham melhor qualidade de água e com menor fluxo de água. Enquanto nos ambientes mais ricos em nutrientes, em que os predadores do plâncton se alteram de grandes filtradores (Cladocera e Copepoda Calanoida) para pequenos filtradores (Rotifera e Copepoda Calanoida), a produção primária deixa de ser eficientemente removida e com isso verifica-se crescimento excessivo de microalgas, deixando as águas verdes. Nesses casos, em que aumenta a eutrofização, as cianobactérias passam a ser dominantes no fitoplâncton, com o perigo destes organismos produzirem cianotoxinas, que são neurotóxicas e hepatotóxicas, acumulam-se na biomassa dos consumidores podendo

levar muitos animais à morte, incluindo o ser humano, como se verificou em Caruaru em 1996, em que 76 pacientes de uma hemodiálise morreram contaminados com cianotoxinas (JOCHIMSEN et al., 1998).

As espécies zooplancônicas respondem de forma rápida às modificações ambientais, sendo algumas espécies bastante sensíveis às alterações, sendo assim, estando presentes na coluna de água em momentos específicos da dinâmica limnológica dos ecossistemas aquáticos (MARGALEF, 1974), sendo essas espécies as melhores indicadoras de qualidade de água. No entanto, não se alteram tão rápido quanto os parâmetros limnológicos, como algumas concentrações de nutrientes, sendo por isso melhores indicadores que as características químicas e físicas do ambiente. As propriedades do seu habitat, sua posição na cadeia alimentar e suas características biológicas, fazem do zooplâncton organismos adequados para serem usados em modelos para testar hipóteses ecológicas, em virtude da sua aptidão não poder apenas ser avaliada, mas também mensurada (LAMPERT, 1997).

Desta forma, ir-se-á abordar neste capítulo algumas particularidades das comunidades zooplancônicas do semiárido paraibano, mostrando em alguns casos, como estes organismos relacionam-se com o ambiente e dessa forma indicam a qualidade ambiental, além da função destes organismos na manutenção da qualidade da água.

AMBIENTES TEMPORÁRIOS E AGORA?

Os ecossistemas aquáticos da região do cariri são na sua maioria temporários. Mesmo os açudes, em períodos de seca mais

severa secam completamente, e sendo assim, animais que vivem na água precisam de estratégias de vida que lhes permita permanecer no ambiente, para que não ocorram extinções locais. Isso é o que o zooplâncton, junto com outros grupos, como moluscos e insetos fazem, desenvolveram partes do ciclo de vida em que entram em diapausa, diminuindo o seu metabolismo, para ressurgirem novamente no ambiente quando as chuvas tornam a encher os seus ambientes. Desta forma, é possível logo após o início das chuvas, que se recomponham todas as populações de organismos que haviam desaparecido ao longo do tempo, demonstrando a grande capacidade de resiliência destas comunidades. Estes animais não desaparecem da coluna de água ao mesmo tempo quando os ecossistemas secam, mas gradativamente, à medida que as condições ambientais se alteram, ultrapassando os limites de tolerância de cada espécie. Assim, estes organismos ficam armazenados, principalmente na forma de ovos de diapausa, ou no caso dos copépodos ciclopoídes nos estágios de copepoditos II e III, no sedimento, prontos a eclodir e retornar à coluna de água, quando as condições ambientais novamente o permitirem.

Em estudo realizado no Açude Soledade (Soledade-PB) (CRISPIM; WATANABE, 2000 e 2001), verificou-se que a partir de sedimentos secos será possível estimar a comunidade residente nesse ecossistema ao longo do período em que havia água (**Quadro 01**).

Quadro 01 – Relação de espécies encontradas na coluna de água e que eclodiram do sedimento no Açude Soledade-Paraíba.

Espécies presentes na água	Espécies eclodidas do sedimento
Cladocera	Cladocera
<i>Alonella hamulata</i> (Abril, 1996)	<i>Alonella hamulata</i>
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> (Fevereiro, 1996)	<i>Ceriodaphnia cornuta f. rigaudi</i>
<i>Moina minuta</i> (Dezembro de 1995)	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>
	<i>Latonopsis australis</i>
	<i>Leydigia ipojucae</i>
	<i>Macrothrix</i> sp.
	<i>Moina minuta</i>
Rotifera	Rotifera
<i>Asplanchna</i> sp.	<i>Brachionus angularis</i>
<i>Brachionus angularis</i>	<i>B. angularis f. chelonis</i>
<i>Brachionus urceolaris</i>	<i>B. caudatus f. autrogenitus</i>
	<i>B. falcatus</i>
	<i>B. havanaensis</i>
	<i>B. urceolaris</i>
	<i>Cephalodella stenroosi</i>
	<i>C. cf. innesi</i>
	<i>Dicranophorus</i> sp.
	<i>Filinia longiseta</i>
	<i>Hexarthra jenkiniae</i>
	<i>Lecane (M.) bulla</i>
	<i>Lecane (M.) lunaris</i>
	<i>Lyndia</i> sp.
	<i>Rotaria</i> sp.

Fonte: Crispim e Watanabe (2001) e Crispim e Watanabe (2000).

Isso facilita a coleta de dados para estudos de biodiversidade, visto que se verifica uma sucessão ecológica bem acentuada, à medida que os açudes vão secando, nestas áreas semiáridas, em consequência do aumento do estado trófico, que se verifica, em virtude da concentração dos sais, provocado pelas elevadas taxas de evaporação da região, em que a água sai, na forma de vapor de água e os sais concentram-se, aumentando de uma forma natural a eutrofização nos ambientes aquáticos. No entanto, em outros tipos de ambientes, em que não se verifica com tanta frequência a desidratação do meio ambiente, ou que as lagoas são conectadas com rios, que enchem periodicamente e com frequência (geralmente anual), nem todas as espécies presentes são eclodidas do sedimento (SANTANGELO, 2009). Como nos ambientes aquáticos da Caatinga os ambientes secam completamente com mais frequência, é possível que as espécies presentes tenham de investir mais em estratégias de adaptação, como a diapausa, visto que isso requer um maior gasto energético e só deverá haver investimento na produção de ovos de diapausa quando não há outras opções com menor gasto energético.

O aumento do estado trófico provoca alterações nas comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas, como pode ser observado em um experimento de indução por aumento de nutrientes, realizado por Medeiros et al. (2013), em que espécies de rotíferos, cladóceros e copépodos alteraram as suas densidades na presença de quantidades diferentes de nutrientes. Isso provoca alterações nas comunidades zooplanctônicas, conhecidas como sucessão ecológica.

Estudos que analisaram a sucessão ecológica no Açude Manoel Marcionilo (Taperoá-PB) verificaram que as primeiras

espécies a surgirem após as primeiras chuvas (após o açude estar completamente seco) após 7 dias, foram: *Brachionus urceolaris*, *B. urceolaris* f. *nilsoni*, *Hexarthra intermedia* (Rotifera), *Moina minuta* (Cladocera), *Muscocyclops* sp. e *Mesocyclops meridianus* (Copepoda). Passados 15 dias outras espécies já estão presentes, como *Brachionus budapestinensis*, *Filinia longiseta* (Rotifera), 21 dias depois *Asplanchna sieboldi*, *Conochilus natans* (Rotifera), *Ceriodaphnia cornuta* (Cladocera) e *Metacyclops brauni* (Copepoda) podem ser visualizados, e assim sucessivamente (CRISPIM et al., 2014). Algumas espécies como *C. natans* podem estar presentes no ambiente por períodos muito curtos, dependendo da velocidade de alteração das condições ambientais, por exemplo no trabalho acima, surgiu no dia 21, atingiu densidades de cerca de 21.000 ind.L⁻¹ em 7 dias e 43 dias depois não era mais avistado nas amostras coletadas no açude. Assim as espécies vão surgindo e desaparecendo, efetuando uma sucessão ecológica, que ao contrário do que se observa em ecossistemas terrestres, em que as comunidades pioneiras são sucedidas por comunidades serais, até se estabilizarem como comunidades clímax, nos ecossistemas aquáticos, essa estabilidade não se verifica, pelo menos em sistemas aquáticos que sofrem grandes alterações ao longo do tempo. Ambientes mais homogêneos, em que se consegue manter a qualidade de água semelhante por mais tempo, verifica-se menos alterações na biodiversidade, mesmo assim, verifica-se sempre alterações nos períodos chuvosos e não chuvosos, que sempre interferem na qualidade de água dos ecossistemas aquáticos e conseqüentemente alterando a biota presente, principalmente ao nível do plâncton.

Algumas questões serão testadas, após a transposição do Rio S, Francisco, que ocorrerá em breve na região semiárida da Paraíba e de outros estados do nordeste do Brasil como ‘*Como a manutenção de água permanentemente nos rios do semiárido irá afetar a biodiversidade como um todo e das comunidades zooplanctônicas em especial?*’ “*A manutenção de um estado trófico mais estável irá impedir que uma grande diversidade de espécies ocorra no ambiente?*” Como as formas de diapausa têm um tempo de vida, mais curto nos rotíferos que nos crustáceos, é possível que ocorra extinção local de algumas dessas espécies, quando por anos não puderem eclodir dos sedimentos, em virtude da ausência de condições ambientais em que eclodiam (mais eutrofizados, ou com maior quantidade de sais minerais dissolvidos (condutividade)).

No Laboratório de Ecologia Aquática- LABEA/DSE/CCEN/UFPB, estão sendo realizados, no momento, testes de sucessão ecológica, com análises a cada 2 dias, de forma a permitir que novas espécies indicadoras de qualidade de água sejam apresentadas, visto que as análises geralmente mensais que se realizam nos ambientes podem não ser tão conclusivas.

Populações da mesma espécie (*Moina minuta*) podem apresentar dinâmicas de vida diferentes entre ambientes distintos, mesmo no semiárido. Crispim e colaboradores (2003), em estudos realizados em quatro ambientes aquáticos diferentes do semiárido do cariri paraibano, verificaram que a produção de efípios foi diferente entre os ambientes analisados, sendo maior no açude Soledade, mais raso, e que com frequência sofria esvaziamento total, seguido do Rio Taperoá. Estes dois ambientes apresentaram também densidades de

indivíduos mais elevadas. Isso mostra que a presença de episódios cíclicos de ausência de água, capacita estas populações para uma ocupação maior nos ambientes, apesar de mais curta, porque os ovos efipiais são produzidos quando as condições ambientais se tornam estressantes aos indivíduos e estes desaparecem da coluna de água. Por outro lado, o Açude Soledade apresentou concentrações mais elevadas de nitrato e amônia, o que deve ter permitido uma maior produção algal, necessária para a manutenção de populações de *M. minuta* mais densas, visto que esta espécie requer muito alimento (VIEIRA, 2011). No entanto, no Rio Taperoá, esses valores foram menos elevados e as populações de *M. minuta* apresentaram densidades mais elevadas que no Açude Soledade.

Isto mostra que existe uma forte adaptação nas espécies que vivem em ambientes que apresentam grande instabilidade, o que lhes permite ressurgir após episódios estressantes, permitindo a sucessão de espécies, que se verifica nesses ambientes. Por serem espécies, a maior parte das vezes oportunistas, sua ocorrência no ambiente muitas vezes é curta, e as análises de sedimentos no semiárido parece ser uma boa forma de obter dados da biodiversidade de uma forma mais rápida que analisar o ambiente ao longo de todo um ciclo hidrológico (no mínimo um ano).

O fato destas espécies se adaptarem fortemente às condições ambientais, não permite verificar um padrão anual na dinâmica das populações zooplanctônicas. A quantidade de chuvas precipitadas não interfere diretamente na qualidade de água, nem apresenta relação direta com as espécies ou suas densidades. Depende da quantidade de água que existia no ambiente no início das chuvas, ou seja, uma

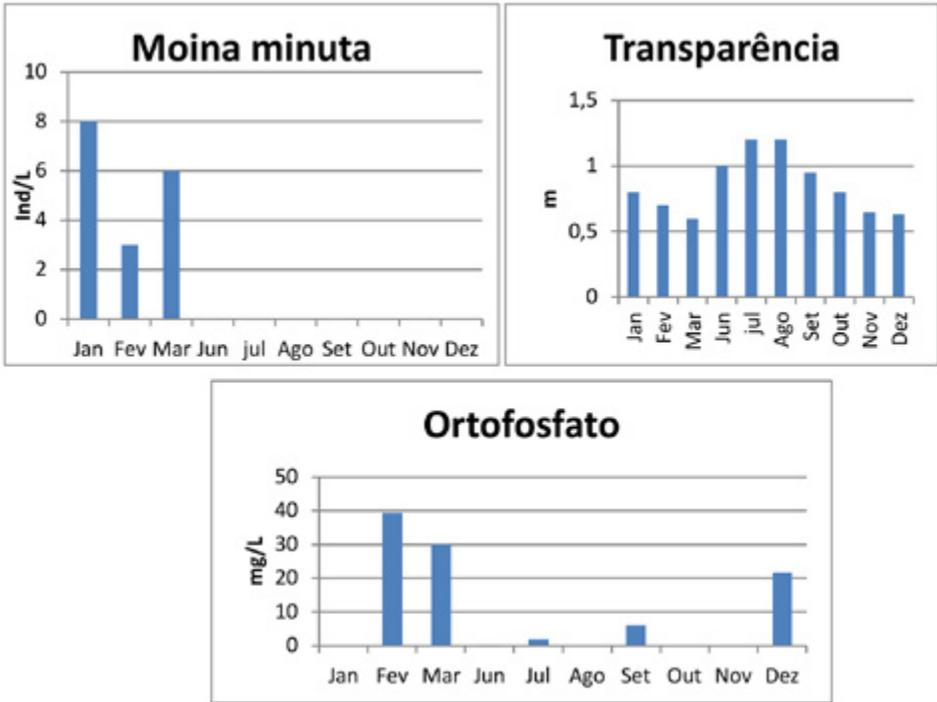
precipitação igual em dois anos diferentes pode provocar efeitos completamente distintos na comunidade zooplanctônica, se em um ano o açude estava seco e em outro já tinha água. Isso foi verificado, por exemplo, no Açude Manoel Marcionilo, em Taperoá, após um ano de seca em que o açude apresentou uma comunidade zooplanctônica, comparando com outros anos, em que o açude já tinha água quando choveu. Quando o açude já tinha água antes, quase não se modificou a comunidade presente no final do período seco, enquanto que após a seca do açude, todo um evento de sucessão ecológica foi observada (CRISPIM et al., 2014).

As sucessões ecológicas ocorrem porque o ambiente altera-se, condicionado principalmente pelas concentrações de nutrientes, que afetam a produção primária. A retirada seletiva de presas do zooplâncton, por peixes planctívoros também afeta a comunidade como um todo (CRISPIM, 1998).

Em relação à produção primária, Medeiros (2012) verificou que as taxas de consumo de diferentes espécies e grupos são distintas dependendo da quantidade de alimento disponível. Por exemplo, comparando entre o rotífero *Brachionus urceolaris*, o cladóceros *Moina minuta* e o copépodo calanoide *Notodiatomus cearensis*, Medeiros verificou que *M. minuta* foi quem apresentou as taxas de consumo mais elevadas. Esses dados corroboraram com os de Vieira e colaboradores (2011) que demonstraram que *M. minuta* requer mais alimento que *Diaphanosoma spinulosum* e *Ceriodaphnia cornuta*, por exemplo. Isso explica porque *M. minuta* é a primeira espécie de Cladocera a surgir no ambiente após o início das chuvas, pois nesse período há uma maior produtividade algal (DANTAS, 2009), o que aumenta a quantidade

de alimento disponível no ambiente, permitindo a manutenção das populações de *M. minuta*. Por possuir elevadas taxas de consumo (VIEIRA et al., 2011, MEDEIROS, 2012), esta espécie causa uma diminuição de alimento no ambiente, que ela mesma não suporta, realiza reprodução sexuada, produz ovos efipiais e desaparece da coluna de água, permanecendo em diapausa no sedimento (CRISPIM; WATANABE, 2001). Por outro lado, o pico de concentração de ortofosfato é observado após o declínio de *M.minuta*, assim como o aumento da transparência na água (**Figura 01**). O ortofostato, ao contrário do nitrato e amônia não apresenta seu pico de concentração no início das chuvas, revelando que sua maior concentração não depende de uma entrada exógena, pela bacia de drenagem, como os compostos nitrogenados. Essa alteração no ambiente, desta vez causada por *M. minuta*, vai permitir que outras espécies que requerem menor quantidade de alimento surjam, como é o caso dos cladóceros *D. spinulosum* e *C.cornuta* e do copépodo calanoide *N. cearensis*. Dessa forma, pode-se inferir que *M.minuta* possa ser uma espécie chave no ambiente, visto que ao alterar a quantidade de alimento disponível, permite que outras espécies apareçam, interferindo no ciclo de vida de outras.

Figura 01 – Dinâmica de *Moina minuta*, transparência e concentrações de ortofosfato no açude Manoel Marcionilo (Fonte: dados do LABEA/DSE/UFPB)



Fonte: dados do LABEA/DSE/UFPB.

Foi possível observar no Açude Manoel Marcionilo que a partir de 2004, após um ano chuvoso acima do normal, o açude apresentou transbordamento praticamente todos os anos, até um novo ciclo de seca, que culminou em 2013 com um novo período de seca, que levou o açude à completa ausência de água. Esses anos em que o açude transbordou com mais frequência levou à manutenção de uma melhor qualidade de água por mais tempo, incluindo nos períodos de estiagem (BARBOSA et al., 2013) e uma menor variação nas comunidades

zooplantônicas. No entanto, em 2008 foi introduzido no açude o peixe tucunaré (*Cichla ocellaris*), que é um predador voraz, e que causou um efeito em cascata via biomanipulação, em sentido descendente (Top down), que culminou com o aumento da transparência da água. Este peixe por ser carnívoro, controla a população de peixes planctívoros, permitindo que espécies do zooplâncton de maior tamanho, como as citadas acima, sobrevivam.

Efetivamente a partir de 2008 verificou-se uma melhora muito grande na qualidade de água tanto em parâmetros físicos, como na transparência, como na diminuição dos compostos nitrito e ortofosfato. Por outro lado, verificou-se um aumento de espécies de Cladocera, incluindo o surgimento da espécie *Daphnia gessneri*, que nunca tinha sido observada antes neste açude (CRISPIM et al., em preparação).

A partir de 2008, com a melhoria da qualidade de água, pelos motivos acima citados, o cladóceros *D. gessneri*, que não tinha ainda sido registrado no ambiente, desde o início dos estudos (1998), passou a ser dominante na comunidade, juntamente com *D. spinulosum* e o copépodo calanoide *N. cearensis*. Grandes filtradores são mais eficientes na herbivoria e conseguem controlar melhor as comunidades fitoplantônicas. Com as águas muito mais transparentes, a assembléia de macrófitas mudou de plantas flutuantes (*Eichhornia crassipes*) para plantas submersas (*Elodea*, *Charas*, *Ceratophyllum*, etc.). A presença de grandes assembleias de macrófitas nas zonas litorâneas do açude, auxiliou na redução da quantidade de nutrientes presentes na água, o que foi mantendo um estado de equilíbrio, que está durando mais (2008 a 2012) que antes da introdução do tucunaré, em que as alterações anuais

de qualidade de água eram maiores. Em 2013 o açude voltou a secar completamente, e até o ano de 2015 ainda não tinha acumulado água.

Com menos alimento no ambiente, algumas espécies aumentam as suas taxas de filtração, como se verificou em *N. cearensis* em uma pesquisa em que foram testadas duas concentrações de alimento, utilizando as mesmas espécies de fitoplâncton (MEDEIROS, 2011). Isso também vai explicar a sucessão ecológica presente nos ambientes aquáticos, pois à medida em que aumenta a concentração de alimento, por aumentar o estado trófico, diminui a taxa de consumo desta espécie, o que interfere no seu desenvolvimento e reprodução. Por outro lado, em outro experimento realizado pela mesma autora, em que foram testados diferentes estados tróficos, no estado trófico mais avançado, hipereutrófico, *N. cearensis* aumentou as suas taxas de consumo. Isso pode explicar o que se verifica em ambientes aquáticos do semiárido, em que *N. cearensis* aparece no ambiente em condições tróficas menos elevadas, sendo considerado como indicador de menor estado trófico por diversos autores (eg. MOREDJO, 1998), desaparece em situações de mesotrofia e reaparece quando o ambiente torna-se mais eutrofizado (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2007), fato também observado no Açude Padre Azevedo, Fazenda Pacatuba, Sapé-PB, em que num ambiente hipereutrofizado, *N. cearensis*, juntamente com *D. spinulosum* eram as espécies mais abundantes (MEIRA, 2012).

Assim, pode-se verificar que o aumento das densidades fitoplanctônicas, para além das alterações nas espécies microalgais, assim como a presença de predação em indivíduos do zooplâncton de maior porte pode interferir na sucessão ecológica, tendo os fatores abióticos e bióticos, papel fundamental nas comunidades

zooplanctônicas e conseqüentemente nas fitoplanctônicas e na qualidade da água.

Um fator que interfere nas comunidades zooplanctônicas é o tamanho dos ambientes e suas zonas litorâneas terem ou não macrófitas. Em um estudo realizado em 7 ambientes, sendo 2 lagoas, 2 barreiros e 3 açudes, Crispim et al. (2006) verificaram que a variação nas comunidades zooplanctônicas é maior ao longo de um ano e entre anos, que entre ambientes diferentes. Apesar de muitas espécies serem comuns a todos os ambientes, as suas densidades foram bastante diferentes, sendo mais elevadas nos barreiros e Açude Soledade que nas lagoas e no Açude Manoel Marcionilo (Taperoá-PB), o que esteve diretamente relacionado com o estado trófico destes ambientes. As lagoas apresentaram índices de diversidade mais elevados que os outros ambientes, devido à presença de macrófitas em maior quantidade. Segundo os autores a comunidade zooplanctônica esteve mais correlacionada com o estado trófico e a diversificação de habitat, que com o tipo de ambiente (lagoa, barreiro e açude).

O número de espécies presentes no semiárido paraibano é menor que o registrado em outros tipos de ambientes, considerando períodos de estiagem e chuva. Isso pode ser o resultado da seleção de espécies que apresentam a capacidade de produzir formas de diapausa, visto que os ambientes aquáticos do semiárido muitas vezes secam completamente. Por exemplo, em um lago da Amazônia (Lago Tupé) a diversidade de espécies de Rotifera é de 169 (RIMACHI, 2011), enquanto que em ambientes do semiárido como no reservatório da Usina Hidrelétrica Pedra no Rio das Contas, em Jequié na Bahia é de 7 espécies (MARCELINO, 2007), no Açude Soledade (PB) é de 12

espécies num período de seca forte, que levou o açude a secar (GOMES et al., 2005) e de 30 espécies em um ano em que não secou o açude (CRISPIM et al., 2000), 31 espécies no Açude Manoel Marcionilo (Taperóa-PB) (CRISPIM et al., 2000), 25 espécies em ambientes da Bacia do Parnaíba (PI) (PARANHOS et al., 2013) ou ainda de 43 espécies em uma lagoa temporária (Taperoá-PB) (CRISPIM; FREITAS, 2005). Santangelo (2009) registrou também em lagoas costeiras do Rio de Janeiro apenas a presença de 17 espécies enquanto que no Rio Paraná observou 63 espécies, 44 no Rio Trombetas (PA). Nos Cladocera observa-se o mesmo, na Amazônia (Lago Tupé) foram registradas 76 espécies de Cladocera (GHIDINI, 2011), enquanto que em regiões do semiárido esse número baixa para 3 espécies, em período de seca (GOMES et al., 2005) e 10 em período normal no Açude Soledade (PB) (CRISPIM et al., 2000); 10 espécies no Açude Manoel Marcionilo (Taperoá-PB) (CRISPIM et al., 2000), 5 espécies no Reservatório da Usina Hidrelétrica Pedra no Rio das Contas, em Jequié na Bahia (MARCELINO, 2007) e 11 em ambientes da Bacia do Parnaíba (PI) (PARANHOS et al., 2013).

No semiárido a prática de aquicultura em tanques-rede tem sido incentivada por órgãos governamentais, no entanto isso é uma atividade não sustentável, considerando a tendência natural que estes ambientes têm para o aumento da eutrofização, em virtude das elevadas taxas de evaporação, associadas às poucas vezes que os açudes transbordam, na região. Isso aumenta muito o tempo de residência da água, e o aumento de nutrientes devido ao arraçoamento dos animais, torna os ambientes ainda mais eutrofizados, colocando em risco os seus múltiplos usos, incluindo o abastecimento humano. Na região

semiárida, a água é um fator essencial, incluindo para o consumo humano, dessa forma, algo que coloque em risco este uso prioritário, é no mínimo irresponsável.

Freitas et al. (2012) verificaram que a presença de tanques-rede para peixes aumentou a riqueza de espécies (a maioria rotíferos) e a densidade de zooplâncton, o que está associado a aumentos de estado trófico. Os autores também verificaram que movimentos verticais foram mais pronunciados nos locais distantes dos tanques-rede, sugerindo que o aumento da disponibilidade de alimento reduziu a necessidade das migrações verticais típicas durante o dia, nos locais próximos aos tanques-rede. Isso também se verifica quando a água é menos transparente, não levando o zooplâncton à necessidade de se afastar das camadas mais superficiais, com melhor qualidade de alimento para fugir da predação visual. Da mesma forma Crispim et al. (2013) relataram, baseados na comunidade zooplanctônica, que áreas mais distantes dos tanques-rede apresentaram comunidades mais representativas de ambientes menos eutrofizados, principalmente relacionado com as suas densidades, mostrando que a aquicultura em tanques-rede afeta a qualidade da água, de forma negativa. Isso mostra que a aquicultura em tanques-rede, em áreas do semiárido brasileiro, não é uma atividade sustentável, por aumentar o estado trófico de ambientes extremamente importantes para outros usos mais nobres ao ser humano, como o consumo.

No entanto, a aquicultura é uma atividade que não deve ser abandonada, por ser importante na produção de alimento de qualidade, rico em proteínas, sendo assim, outras formas de produção devem ser aplicadas. A EMBRAPA, através de uma tecnologia

integrada de produção de alimentos (<https://www.youtube.com/watch?v=LgqIu7ZH2C4>) mostra como a aquicultura familiar pode ser bastante importante, não apenas na produção de peixe, mas também no aumento da produção agrícola da família. Outras formas de produção de organismos aquáticos está sendo desenvolvida em projetos de extensão da Universidade Federal da Paraíba, coordenados pela Professora Maria Cristina Crispim, com a Associação de Produtores de Frutos do Mar da Praia da Penha, de forma a viabilizar a produção em cativeiro de diferentes espécies de organismos, como moluscos (ostras) crustáceos (caranguejo, guiamum, camarão e lagosta), peixes e algas. Este sistema de cultivo, também a nível familiar, poderá ser adaptado a espécies de água doce e ser difundido pelas regiões do semiárido brasileiro. A base da cadeia alimentar aquática, o plâncton, é produzido de forma ecológica, a partir de reuso de resíduos orgânicos domésticos, que pela compostagem, viram nutrientes utilizados nos meios de cultura microalgal (fitoplâncton) (OLIVEIRA, 2008; OLIVEIRA; CRISPIM, 2013; OLIVEIRA; CRISPIM, 2013a). O zooplâncton produzido é alimentado por este fitoplâncton, e servirá de alimento a larvas de peixes ou peixes planctívoros, como a tilápia. Para além disso, em cada sistema de cultivo, tem um sistema de tratamento biológico da água, para permitir que esta seja adequada ao cultivo por mais tempo (projetos proext e probex do LABEA/UFPB “Aquicultura familiar como forma de desenvolvimento sustentável”).

O nordeste, pelas elevadas taxas de insolação e temperaturas amenas, é propício à aquicultura, e esta poderá ser desenvolvida a nível familiar, contribuindo com a produção de proteína, necessária a uma alimentação equilibrada. Mesmo em locais com pouca água, utilizando

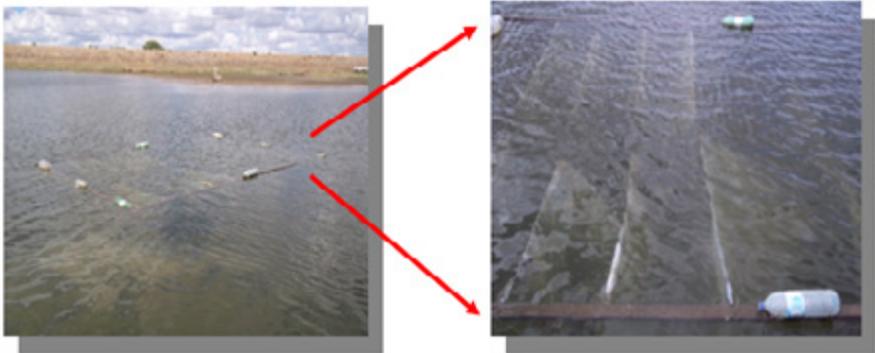
sistemas de cultivo que reusam a própria água da aquicultura, e aplicam sistemas de tratamento de água ao próprio cultivo, poderão criar organismos aquáticos, com pouca renovação, o que é o ideal para áreas semiáridas. Isso pode ser feito em viveiros escavados, perto das residências, o que permite um melhor controle e segurança da produção.

A aquicultura em tanques-rede não é aconselhável, em virtude de eutrofizar os sistemas aquáticos, necessários para o consumo e outros usos, mas a aquicultura poderá ser realizada, nas formas propostas acima, fora dos sistemas aquáticos naturais. Isso poderá ser feito a nível familiar, como já foi comentado, ou poderá ser a nível comercial, desde que as estruturas familiares se multipliquem, pelo espaço ou poder aquisitivo de cada empreendedor.

Em caso de falta de opção dos sistemas escavados (ex. falta de espaço) e se opte por realizar a aquicultura em tanques-rede faz-se necessário fazer um sistema de tratamento de água associado, para retirar o excesso de nutrientes que sejam adicionados no açude pela ração e excretas dos peixes. Para isso poderá ser usado a biorremediação, que através do biofilme poderá retirar grande quantidade de nutrientes da água (CRISPIM et al., 2009). Em experimento realizado em mesocosmos com água de açude com cultivo em tanques-rede, os autores verificaram que o biofilme foi mais eficiente na absorção de compostos nitrogenados e fosfatados que a macrófita *Eichornia crassipes*. No entanto, em condições mais eutrofizadas, como a água de uma estação de tratamento de esgotos, Sousa (2015) verificou que a *E. crassipes* foi mais eficiente na retirada de nutrientes que o biofilme, mas o biofilme foi mais eficiente no aumento da transparência da

água, na oxigenação e no pH. Sendo assim, em caso de ambiente com grandes cargas de nutrientes um sistema misto de biotratamento poderá ser aplicado. Mantilla (2015) testou o uso de biofilme como biorremediador no Açude Manoel Marcionilo em Taperoá, PB (**Figura 02**) e verificou que mesmo em um ambiente maior, o biofilme fazia sentir o seu efeito na qualidade de água, aumentando a transparência e usando bioindicadores do zooplâncton foi possível ver que onde tinha o biofilme ou na região a montante (direção do vento) havia maiores densidades do Copepoda Calanoida *N. cearensis* o que significa águas menos produtivas e na região a jusante do biofilme (sem o efeito desse) havia maiores densidades de *M. minuta*, que requer maior quantidade de alimento, corroborando com o efeito positivo do biofilme na qualidade de água do açude.

Figura 2 - Estruturas de madeira de (4x3 m) com o substrato (plástico) de fixação para o biofilme, enlaçadas em cada lado a garrafas pet para mantê-las flutuantes colocadas no Açude Manoel Marcionilo em Taperoá, como forma de biotratamento.



Fonte: Mantilla (2014).

Estudos futuros precisam ser realizados, no sentido de estimar a quantidade de superfície de biofilme necessária para retirar a quantidade de nutrientes adicionada pela aquicultura. Em se colocando biotratamentos associados à aquicultura, ou no caso dos açudes em que será realizada a aquicultura em tanques-rede ter o peixe tucunaré, será possível diminuir os impactos negativos causados por esta atividade nos ecossistemas do semiárido, evitando o aumento do estado trófico.

Assim, verifica-se que a comunidade zooplanctônica é extremamente importante em um ecossistema aquático, incluindo os do semiárido, que apresentam dinâmicas ecossistêmicas e populacionais muito mais fortes, respondendo rapidamente às condições ambientais e sendo ótimos bioindicadores. Por outro lado, a sua influência na comunidade fitoplanctônica é primordial na estruturação e densidade das algas presentes em um sistema aquático, determinando a qualidade da água. Na ausência de herbivoria efetiva permite blooms algais que acompanham o aumento da eutrofização e promovem a diminuição da transparência da água ou no caso inverso, sendo o zooplâncton composto por organismos herbívoros de maior porte, controlarem a comunidade fitoplanctônica e evitarem os blooms microalgais, permitindo que o ambiente tenha uma maior transparência, que direciona a estados alternativos de equilíbrio, em que as macrófitas submersas passam a ser os produtores primários dominantes. No entanto, para que isso ocorra, é necessário que peixes planctívoros, que se alimentam do zooplâncton de maior tamanho sejam controlados, para que estes organismos possam crescer e controlar o fitoplâncton. A tilápia é um peixe planctívoro exótico, que foi introduzido em quase todo o Brasil, incluindo os açudes do semiárido nordestino. Desde

a sua introdução, estes ambientes perderam qualidade de água, ao mesmo tempo em que perderam biodiversidade (DIAS, 2006). O seu controle não é feito de forma eficiente pela traíra (*Hoplias malabaricus*) que é o piscívoro natural nos açudes do semiárido do nordeste. Dessa forma, como consequência da retirada de zooplânctons maiores da comunidade, a água aumenta a quantidade de microalgas, tornando-se inicialmente verde (principalmente dominada por cianobactérias) e posteriormente marrom devido à dominância por organismos mixotróficos, em situações ambientais extremas, quando as condições ambientais não são mais propícias a processos de fotossíntese. Só com a entrada de nova espécie alóctone, o tucunaré, por ser muito mais agressivo que a traíra e conseguir controlar a tilápia evitando que esta consiga atingir elevadas densidades, é possível o funcionamento das comunidades zooplânctônicas em processos descendentes (*Top down*). Com isso verifica-se a melhoria da qualidade de água e o aumento da transparência, que por sua vez permite o aumento das macrófitas submersas, que conseguem manter outros estados de equilíbrio, com muito melhor qualidade de água, o que é essencial no semiárido devido ao déficit hídrico e necessidade deste recurso para o consumo humano.

REFERÊNCIAS

CRISPIM, M. C. **Estudo do impacto do esvaziamento da Albufeira do Maranhão sobre a comunidade zooplânctônica**: Principais relações bióticas que afetam os cladóceros. Tese (Doutorado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa). p.183, 1998.

CRISPIM, M. C.; LEITE, R. L.; WATANABE, T. Evolução do estado trófico em açudes temporários, no nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplanctônica. V SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais**. Vitória: 2000.

CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. Ovos de resistência de rotíferos presentes em sedimentos secos de um açude do semi-árido paraibano. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v.12, p.89-94, 2000.

CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. What can dry reservoir sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about cladocera? **Hydrobiologia**. n.442, p.101-105, 2001.

CRISPIM, M. C.; PAZ R.J.; WATANABE, T. Comparison of different *Moina minuta* populations dynamics eclosed from resting eggs in a semi-arid region in Brazil. **Brazilian Journal of Ecology**. n.1-2, p.33-38, 2003.

CRISPIM, M.C.; FREITAS, G. T.P. Seasonal effects on zooplankton community in a temporary lagoon of northeast Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**.v.17, n.4, p.385-393. 2005.

CRISPIM, M.C. et al. Nutrient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming. **Acta Limnol. Bras.**, v.21, n.4, p. 387-391, 2009.

CRISPIM, M. C.; ARAÚJO, K.P.P.; MELO JÚNIOR, H. N. Environmental impact analysis of aquaculture in net cages in a Brazilian water reservoir, based in zooplankton communities. **African Journal of Biotechnology**. v. 12, n.17, p. 2234-2248, 2013.

CRISPIM, M. C.; PAZ R.J.; WATANABE, T. **Ecological succession of zooplankton species in a temporary river in a semi arid region of Brazil. Brazilian Journal of Biological Sciences**. v.1, n.2, p.51-58, 2014.

DIAS, J.B. Impactos sócio-econômicos e ambientais da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, em açudes públicos do semiárido nordestino. Dissertação (mestrado. PRODEMA-UFRN.Natal). p.69, 2006.

FREITAS, G.T.P.; CRISPIM, M. C.; MELO JÚNIOR, H. N. Effects of net cages on the vertical distribution of zooplankton in a semi-arid reservoir, northeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 24, n. 2, p.140-148, 2012.

GHIDINI, A. R. Cladóceros (Crustacea: Anomopoda e Ctenopoda) associados a diferentes habitats de um lago de águas pretas da Amazônia Central (Lago Tupé, Amazonas, Brasil). Tese (Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia), 2011.

GOMES, S. E. M. Estrutura das comunidades fitoplancônica e zooplancônica do açude Soledade ao longo de um período seco, no cariri paraibano, e suas interações. In: ENCONTRO INTERCONTINENTAL SOBRE A NATUREZA. **Anais**. 2005.

JOCHIMSEN, E.M. et al. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brasil. **New Engl. J. Med.** n.338, p.873-878, 1998.

LAMPERT, W. Zooplankton research: the contribution of limnology to general ecology paradigms. **Aquatic Ecology**, n.31, p.9-27, 1997.

MANTILLA, J.M. **Biofilme e macrófitas como ferramenta de biorremediação em ecossistemas aquáticos e tratamento de esgotos.** Dissertação (Mestrado, PRODEMA-UFPB). p.163, 2014.

MARCELINO, S.C. **Zooplâncton como bioindicadores do estado trófico na seleção de áreas aquícolas para piscicultura em tanque-rede no Reservatório da UHE Pedra no Rio de Contas, Jequié – BA.** Dissertação (Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco). p.59.

MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona: Omega, 1974.

MEDEIROS, A.M.A. **Bio manipulação experimental como forma de melhoramento da qualidade da água e seus efeitos nas comunidades zooplanctônicas**. Tese (Doutorado. PPGCB-UFPB).

MEDEIROS, A.M.A. et al. Effects of experimental eutrophication on zooplankton community. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 25, n.2, p.183-191, 2013.

MOREDJO, A. **Avaliação dos Efeitos das Atividades Humanas sobre o Estado Trófico dos Açudes Paraibanos, com Ênfase na Utilização da Comunidade Zooplanctônica como bioindicador**. Dissertação (Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, UFPB). p.131, 1998.

OLIVEIRA, F.M.F. **Cultivo de plâncton para uso em aqüicultura: proposta de desenvolvimento de atividade econômica sustentável, para a comunidade pesqueira da Praia da Penha – João Pessoa, Brasil**. Dissertação (Mestrado. PRODEMA/UFPB). p.165, 2008.

OLIVEIRA, F.M.F.; CRISPIM, M.C. Compost Extract as a Nutrient Source for Algal Cultures. **J Aquac Res Development**. v.4, n.5, p.1-4, 2013.

OLIVEIRA, F.M.F.; CRISPIM, M.C. Aquicultura sustentável como forma alternativa de minimizar os impactos desta produção em comunidades pesqueiras. **Gaia Scientia**. v.7, n.1, p.64-79, 2013a.

PARANHOS, J.D.N. et al. The zooplankton biodiversity of some freshwater environments in Parnaíba basin (Piauí, Northeastern Brazil). **Braz. J. Biol.**, v. 73, n. 1, p.125-134, 2013.

PINTO-COELHO, R.M. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicon-tinentais. In:

BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. (Ed.). **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: RiMa: 2004, p.49-166.

PINTO-COELHO, R.M.; BEZERRA-NETO, J.R.; MORAIS-Jr, C.A. Effects of eutrophication on size and biomass of crustacean zooplankton in a tropical reservoir. **Brazil. J. Biol.** v.65, n.2, p.325-338, (2005).

RIMACHI, E. V. **Estrutura e dinâmica da fauna de rotíferos (Rotifera) em diferentes microhabitats de um lago de água preta (Lago Tupé), na Amazônia Central, Brasil**. Tese (Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia).p.121, 2011.

SANTANGELO, J. M. **Estrutura do Banco de Ovos de Resistência em Sistemas Aquáticos Continentais e Influência da Salinidade e da Predação na Diapausa**. Tese (Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro). p. 120, 2009.

VIEIRA, A. C. B. et al. Population dynamics of *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886), and *Diaphanosoma spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) in different nutrients (N and P) concentration ranges. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.23, n.1, p.1-9, 2011.

CAPÍTULO XI

INSETOS AQUÁTICOS DA CAATINGA PARAIBANA

FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABILIO³⁷

HUGO DA SILVA FLORENTINO³⁸

IAN ATAIDE FONTENELLE DE MEDEIROS³⁹

MÁRCIO LUIZ FREIRE ALBUQUERQUE⁴⁰

37 Doutor em Ciências pela UFSCar. Pós Doutor em Educação pela UFMT. Professor Associado IV do DME/CE/UFPB. Email: chicopegado@yahoo.com.br

38 Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo PRODEMA/UFPB. Professor Assistente da UACEN/CFP/UFCG e Doutorando em Educação pelo PPGE/UFPB. Email: hugoxtr@hotmail.com

39 Licenciado em Ciências Biológicas pela UFPB. Email: ianfmedeiros@gmail.com

40 Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente e Doutorando em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo PRODEMA/UFPB. Email: márcio.ifa@gmail.com

INTRODUÇÃO

A classe Insecta (filo Arthropoda, subfilo Hexapoda) representa o maior e mais amplamente distribuído grupo de seres vivos conhecido, com cerca de 70% das espécies descritas em todo o planeta (ALMEIDA *et al.*, 2003) e possui uma variedade praticamente tão imensa quanto sua abundância. O número de espécies existentes de insetos está estimado entre seis e dez milhões, e, potencialmente, pode representar mais de 90% das diferentes formas de vida animal da Terra (ERWIN, 1997).

Os insetos são essenciais para a vida humana, uma vez que são alimentos para praticamente todos os outros grupos de animais; desempenham um papel central na dinâmica de nutrientes, na transformação de matéria e no fluxo de energia dos ecossistemas (ESTEVES, 1998; BUENO *et al.*, 2003); são os responsáveis pela polinização; interferem na atividade econômica; são úteis na medicina e na pesquisa científica; além de inúmeras outras funções. Contudo, um número considerável de insetos também oferece perigo aos humanos, tendo em vista que, frequentemente, eles são os maiores inimigos dos agricultores (pragas em lavouras e produtos estocados), além do que, certas espécies são transmissoras de doenças graves aos humanos e outros animais (TRIPLEHORN; JONNISON, 2011).

Por conta de sua enorme variedade, esses animais compreendem um grupo extremamente diversificado que vive praticamente em todos os ambientes e apresenta também os mais variados hábitos de vida, contudo, de toda essa diversidade, apenas 10% deles tem parte

de seu ciclo de vida aquático (McCAFFERTY, 1981), e dentre os insetos aquáticos existem os que são inclusos entre os invertebrados nectônicos, que são aqueles que podem se mover livremente na coluna de água com o auxílio dos seus órgãos de locomoção, e os que são inclusos entre bentônicos, que são caracterizados por habitarem, de maneira fixa ou não, os diferentes tipos de substratos de habitats aquáticos ou a superfície destes (BRANDIMARTE et al., 2004). Entre os invertebrados bentônicos, ou zoobentos, há animais que habitam a região litorânea dos corpos aquáticos e os que compõem a região profunda.

De acordo com Esteves (1998), existe uma classificação para os zoobentos de água doce quanto ao tamanho de abertura de malha em que os mesmos são retidos. Dentre eles, os menores são os microbentos, constituídos por pequenos organismos como protozoários e rotíferos; os de tamanho intermediário que são os mesobentos ou meiobentos, animais retidos em malhas em torno de 0,3 a 0,8mm; e os maiores, os macrobentos, animais retidos em malhas acima de 0,8mm de abertura.

Os macroinvertebrados bentônicos são representados principalmente por moluscos, anelídeos, crustáceos e insetos, e compõem um grupo de grande importância ecológica em ecossistemas aquáticos continentais, por atuar no fluxo de energia para o sistema e na ciclagem de nutrientes (MERRIT; CUMMINS, 1984), uma vez que os organismos bentônicos participam do processo de decomposição, ou seja, mineralização e transformação de matéria orgânica, reduzindo o tamanho das partículas.

Eaton (2003) cita que os macroinvertebrados também influenciam o biorrevolvimento e participam das cadeias alimentares,

sendo um dos elos principais da estrutura trófica dos ecossistemas. Além disso, a interação entre os fatores ambientais, tipo de substrato e sua biocenose determina a composição, riqueza taxonômica e a distribuição dos invertebrados nestes habitats (CARVALHO; UIEDA, 2004).

Segundo Bicudo e Bicudo (2004) os macroinvertebrados são mais utilizados nas avaliações de efeitos de impactos antrópicos sobre o ecossistema aquático, pois apresentam uma série de vantagens tais como: diversidade de formas de vida e de habitats, podendo ser encontrados em praticamente todos os tipos de ambientes aquáticos; mobilidade limitada, fazendo com que a sua presença ou ausência esteja associada às condições do habitat.

Dentre todos os macroinvertebrados aquáticos, os insetos são os principais representantes, e são considerados um dos mais importantes grupos faunísticos colonizadores de água doce, em virtude de seu elevado número de estratégias adaptativas, podendo ser encontrados, em formas imaturas ou como adultos, em praticamente todos os tipos de corpos d'água doce (ambientes lóticos e lênticos, naturais e artificiais, eutrofizados por ação humana e com grande amplitude de variação nas suas características físicas e químicas) (MERRIT; CUMMINS, 1984).

Além disso, encontram-se entre as muitas famílias de insetos aquáticos os melhores bioindicadores⁴¹ de qualidade de água. A sua

41 Bioindicador representa parâmetro biológico, qualitativo ou quantitativo, medido ao nível de indivíduo, população, guilda ou comunidade, e que é efetivamente suscetível para indicar condições ambientais específicas que correspondem, quer a um estado estabelecido, quer a uma variação natural, quer a uma perturbação do ambiente (CAIRNS; PRATT, 1993).

ubiquidade e o grande número de espécies envolvidas oferecem um amplo espectro de respostas aos vários tipos de impactos ambientais, compreendendo desde os organismos mais resistentes às mudanças no seu habitat até aqueles mais sensíveis. Por terem natureza relativamente sedentária e ciclo de vida relativamente longos são facilmente amostrados e permitem a elucidação de mudanças temporais causadas por perturbações antrópicas ou naturais. Tudo isso os têm levado a serem cada vez mais utilizados em programas de monitoramento e avaliação de qualidade de água (ROSENBERG, RESH, 1993; BICUDO, BICUDO, 2004).

Apesar da ocorrência comum em diversos tipos de ambientes de água doce, desde as correntes até as paradas, e de sua importância econômica e médico sanitária, o conhecimento a cerca da entomofauna aquática é insipiente, talvez, o mais incompleto, principalmente quando focado nas regiões semi-áridas. A composição e dinâmica populacional dos insetos de ambientes aquáticos das regiões semiáridas contribuem para o entendimento do funcionamento destes corpos d'água (SOUZA, 2006; SOUZA; ABÍLIO, 2006), já que estes ecossistemas estão sujeitos a processos de degradação, resultantes das atividades antropogênicas. Estas atividades podem causar determinados impactos como, eutrofização artificial e influência nas cadeias alimentares, afetando a sua diversidade biológica (FLORENTINO et al., 2005; ABÍLIO et al., 2006).

No estado da Paraíba, os estudos sobre os insetos aquáticos da Caatinga ocorreram através dos estudos realizados por Abílio (1997; 2002), e mais recentemente, no período de 2002 a 2010, através do subprojeto Taxonomia de Macroinvertebrados do Programa

Ecológico de Longa Duração (PELD), sítio Caatinga. Onde diversos grupos de insetos aquáticos foram amostrados em diferentes domínios hidrográficos da Caatinga, resultando em várias publicações sobre a diversidade de insetos de água doce do semiárido paraibano.

Portanto, objetivou-se nesse trabalho catalogar a ocorrência da entomofauna aquática (excetuando os Diptera da família Chironomidae, os quais serão abordados no **Capítulo XII**) associados ao sedimento de quinze corpos aquáticos da Caatinga paraibana e sua relação com as diferentes bacias hidrográficas inseridas no Bioma Caatinga do estado da Paraíba.

ÁREA DE ESTUDO

O inventário da entomofauna aquática da Caatinga Paraibana foi construído a partir da análise das pesquisas realizadas por Abílio (1997; 2002), Abílio et al. (2005a; 2005b; 2006; 2007), Albuquerque (2008), Brito-Junior et al. (2005), Florentino e Abílio (2006), Ruffo (2008), Santana (2006), Santana et al. (2009), Silva-Filho (1999, 2004), Souza et al. (2008) e Souza (2009), em quinze ecossistemas aquáticos do semiárido tais como lagoas temporárias, rios, riachos e açudes, localizado em dez municípios paraibanos. Os corpos d'água estudados estão inseridos: na Sub-Bacia do rio Taperoá, e da Região do Médio Curso do Rio Paraíba, que fazem parte da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba; e nas Sub-Bacias do rio Seridó, do rio Espinharas, e da Região do Alto Curso do Rio Piranhas, que por sua vez são parte da Bacia Hidrográfica do rio Piranhas (**Figura 01**). Os municípios de Campina Grande, Boa

Vista e Soledade estão situados na Mesorregião do Agreste Paraibano; de Patos, Pombal e Sousa na Mesorregião do Sertão Paraibano; de São João do Cariri, Taperoá, São José dos Cordeiros e São Mamede na Mesorregião da Borborema (PARAÍBA, 1985) (**Figura 02**).

Figura 01 - Ilustração das Sub-Bacias Hidrográficas do Estado da Paraíba.



Figura 02 - Ilustração das mesorregiões do Estado da Paraíba e os municípios onde se encontram os ecossistemas aquáticos estudados.

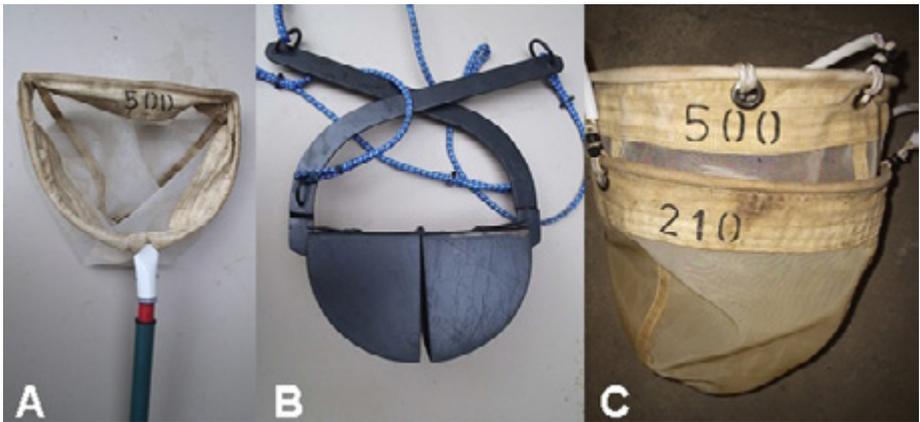


MATERIAL E MÉTODOS

ANÁLISE QUALITATIVA E QUANTITATIVA

Inicialmente, os sedimentos da região litorânea dos locais de estudo foram coletados a um metro de distância da margem da lagoa em cada ponto determinado. Para análise qualitativa, a coleta foi realizada através de um pegador manual com rede de varredura triangular (35x35x35cm de lados e 35cm de profundidade) com abertura de malha de 500 μ m (**Figura 3A**) e, para a análise quantitativa, as amostras foram obtidas com uma draga tipo van Veen de 400cm² de área (**Figura 3B**).

Figura 3 - **A** - Amostrador para análise qualitativa (pegador manual com malha de 500 μ m); **B** - Amostrador para análise quantitativa (draga tipo van Veen de 400cm²); e **C** - Peneiras com malha de 500 μ m e 210 μ m para lavagem de material coletado.



Fonte: Francisco José Pegado Abílio.

A seguir, os sedimentos coletados foram transferidos para sacos plásticos, fixados em formol a 4%, ainda em campo, e encaminhado para laboratório. As amostras foram lavadas em água corrente e os materiais retidos em peneiras sobrepostas de malhas 500 μ m e 210 μ m (**Figura 3C**), foram acondicionados em potes plásticos e novamente fixados em formol a 4%.

O processo de triagem do material foi conduzido em bandejas plásticas transluminadas com utilização de pinças e auxílio de luminárias, e os espécimes encontrados foram depositados em frascos de vidro e preservados em álcool a 70%.

IDENTIFICAÇÃO DOS ORGANISMOS

A identificação dos organismos encontrados foi realizada utilizando-se um estereomicroscópio Zeiss e as seguintes bibliografias especializadas (chaves de identificação): McCafferty (1981); Merritt e Cummins (1984); Borror e DeLong (1988); Nieser e Melo (1997); Triplehorn e Johnson (2011); e Zeppelini Filho e Bellini (2004).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Quando se pensa em insetos aquáticos os que primeiramente vêm à mente são os mosquitos, contudo existem muitas outras espécies, que por não serem bem conhecidas e/ou reconhecidas, passam despercebidas. Nos ecossistemas aquáticos da Caatinga Paraibana estudados, os insetos foram representados por 46 famílias, pertencentes a 08 ordens: Coleoptera, Heteroptera, Odonata, Diptera, Ephemereptera, Trichoptera, Lepdoptera e Orthoptera (**Quadro 01 e Figura 04, 05 e 06**).

Além disso, foram incluídos também neste trabalho os artrópodes da ordem Collembola, que apesar de não serem insetos, fazem parte do subfilo Hexapoda, assim como os insetos, e tradicionalmente eram classificados como insetos (Apterygota), porém essa classificação entrou em desuso por ser artificial e formar um grupo polifilético (ZEPPELINI FILHO; BELLINI, 2004) (**Tabela 01**).

Quadro 01- Lista de ocorrência de famílias da entomofauna em ecossistemas aquáticos inseridos no Bioma Caatinga do estado da Paraíba. 1. Lagoa Serrote (Boa Vista); 2. Lagoa Panati (Taperoá); 3. Rio Taperoá “Ponte” (São João do Cariri); 4.

Rio “Poço São João” (São João do Cariri); 5. Açude Taperoá II (Taperoá); 6. Açude Namorados (São João do Cariri); 7. Açude Afogados (São João do Cariri); 8. Riacho Avéloz (São João do Cariri); 9. Açude São Mamede (São Mamede); 10. Açude São Gonçalves (Sousa); 11. Açude Soledade (Soledade); 12. Açude São José dos Cordeiros (São José dos Cordeiros); 13. Açude Jatobá (Patos); 14. Açude Bodocongó (Campina Grande); 15. Açude Pombal (Pombal).

GRUPO TAXONÔMICO	Locais de coleta														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
COLEOPTERA															
Curculionidae		+													
Dytiscidae	+	+									+		+		+
Elmidae	+	+													
Haliplidae	+	+													
Hydrophilidae	+	+			+	+	+	+	+	+	+		+		+
Noteridae	+	+	+	+						+				+	+
Scirtidae															+
Chrysomelidae															+
HETEROPTERA															
Belostomatidae	+	+								+			+	+	+
Corixidae	+	+	+			+					+		+		
Naucoridae	+	+													+
Nepidae		+								+					
Notonectidae	+	+				+					+		+		+
Mesoveliidae		+											+	+	
Pleidae		+						+							
Hebridae								+							
Hydrometridae													+		
Macroveliidae						+									
Veliidae		+				+									
ODONATA															
Aeshinidae		+								+					
Coenagrionidae	+	+			+	+		+			+		+	+	+
Gomphidae	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+		+
Libellulidae	+	+			+	+	+	+			+	+	+		+
DIPTERA															
Ceratopogonidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+
Culicidae		+											+		
Stratiomyidae	+	+						+		+				+	+

Tabanidae		+	+			+		+					+		+
Ephydriidae								+							
Chaoboridae		+				+							+		
Athericidae						+									
Tipulidae		+													
EPHEMEROPTERA															
Baetidae	+	+						+			+		+		
Caenidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+				+		
Polymitarcyidae	+	+	+	+	+	+	+					+			+
Tricorythidae						+	+	+							
TRICHOPTERA															
Helicopsichidae		+													
Hydropsychidae		+													
Leptoceridae	+	+													
Polycentropodidae	+	+						+							
Limnephilidae	+	+						+	+				+		
Lepdostomatidae	+	+													
Hydroptilidae					+										
Brachycentridae		+										+			
LEPIDOPTERA															
Pyralidae		+						+							
ORTHOPTERA															
Gryllotalpidae						+									
Tridactylidae		+													
COLLEMBOLA	+	+													

Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 04 - Exemplos de dois Heteroptera (Hemiptera). Esquerda: *Ranatra* sp. (Nepidae) e a Direita: *Belostoma* sp. (Belostomatidae).



Fonte: acervo do grupo GEPEA.

Figura 05 - Exemplos de adultos (acima) e larvas (abaixo) de Coleoptera aquáticos. (A) adulto da família Dytiscidae; (B) larva de Hydrophilidae; (C) larva de Haliplidae.



Fonte: Acervo do grupo GEPEA.

Figura 06 - Exemplos de ninfas de Odonata. Exemplos da família Gomphidae (acima) e Libellulidae (abaixo).



Fonte: acervo do grupo GEPEA.

Dentre as ordens de insetos com maior representação taxonômica, destacam-se os Heteroptera, com 11 famílias, e os Diptera, Trichoptera e Coleoptera com 08 famílias, cada. As ordens menos representativas foram os Lepidoptera, com 01 família, os Orthoptera, com 2 famílias e os Ephemeroptera e Odonata, com 04 famílias, cada uma.

A área estudada se estende do agreste ao alto sertão do estado da Paraíba e é caracterizada por períodos chuvosos e de estiagem. Essa característica é importante ao se analisar os Insetos Aquáticos, já que presença e distribuição deles são alteradas pela disponibilidade de água e por isso foram feitas coletas em tempos de cheia e seca. As acentuadas variações no regime hidrológico da região estudada ocasionam mudanças no nível da água dos corpos aquáticos, afetando assim, a riqueza taxonômica, abundância e densidade populacional dos macroinvertebrados bentônicos.

Em regiões semiáridas, a precipitação pluviométrica é um dos fatores mais relevantes para a riqueza, colonização e estabelecimento da fauna de invertebrados em corpos aquáticos temporários, o que pode ser um dos fatores do porque algumas famílias de insetos são mais representativas que outras nos corpos d'água estudados (RUFFO, 2008).

Abílio (2002) observou uma elevada flutuação no nível da água do açude Taperoá II, quando se constataram picos de chuvas acima da média anual para a região, sendo estas flutuações responsáveis por alterações físicas e químicas da água do açude, que por sua vez afetaram a densidade de indivíduos e abundância de vários *taxa* de Zoobentos, e indicaram um favorecimento dos mesmos no período de estiagem.

Dentre os ambientes aquáticos analisados, as lagoas foram os ecossistemas mais representativos, com 37 famílias para a lagoa Panati (Taperoá) e 22 famílias para a lagoa Serrote (Boa Vista), sendo importante citar que os Collembola foram observados apenas nesses dois ambientes. Por outro lado, os corpos d'água com menor participação taxonômica foram os rios e açudes. O “poço São João”, trecho do rio Taperoá (São João do Cariri) e o Açude São Mamede (São Mamede), com 04 famílias, cada; o Açude Bodocongo (Campina Grande) e o Rio Taperoá “Ponte”, com 6 famílias, cada; e o Açude São Gonçalo (Sousa), com 07 famílias.

A distribuição dos insetos aquáticos está diretamente relacionada às características morfológicas dos ecossistemas aquáticos (velocidade da correnteza, profundidade e tipo de substrato), às características químicas e físicas da água (oxigênio dissolvido, alcalinidade, pH, entre outros) e a disponibilidade de recursos alimentares (RESH, ROSEMBERG, 1984; MERRITT, CUMMINS, 1996).

Sabe-se que a riqueza taxonômica de insetos aquáticos diminui com o decréscimo da qualidade ambiental, e que geralmente, quando há participação em porcentagem elevada de uma única espécie, isto pode ser um reflexo de um ambiente impactado (ROSEMBERG; RESH, 1993).

Odum (2001) afirma que a comunidade presente num certo local reflete a totalidade de fatores que intervêm no seu desenvolvimento e, num ecossistema em equilíbrio, as biocenoses são diversificadas e desenvolvem relações complexas entre os organismos e o meio, permitindo que continuem estáveis. Se as condições do

local se modificarem, vai haver imediatamente, a médio ou a longo prazo alterações das características físicas e químicas da água e, conseqüentemente, os organismos mais sensíveis desaparecerem e os menos sensíveis desenvolvem-se abundantemente.

A análise da biocenose dos ambientes aquáticos da Caatinga pode sugerir que os ecossistemas do tipo lagoa oferecem condições ambientais mais adequadas à colonização e sucessão ecológica de insetos, enquanto que os açudes e rios, condições menos favoráveis. Nos açudes, as fortes flutuações no nível da água e o processo de eutrofização, resultante do uso inadequado do ecossistema e de sua bacia hidrográfica, podem levar ao desaparecimento e/ou extinção de espécies ou populações, e nos rios, a velocidade das correntezas impedem e/ou dificultam a colonização de insetos aquáticos. Goulart e Callisto (2003) explicam que mesmo para os invertebrados bentônicos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais, existem limites de tolerância a alterações, sejam naturais ou produzidas de forma antrópica.

As famílias de maior ocorrência nos diferentes ecossistemas aquáticos analisados foram Ceratopogonidae (Diptera), presentes em 13 ambientes, e Gomphidae (Odonata), em 12 ambientes. Por outro lado, registrou-se algumas famílias que ocorreram somente em um único ambiente, a destacar: Gryllotalpidae; Tridactylidae; Hydroptilidae; Hydropsychidae; Helicopsichidae; Tipulidae; Athericidae; Ephyridae; Macroveliidae; Hydrometridae; Hebridae; Chrysomelidae; Scirtidae; e Curculionidae.

Segundo Esteves (1998), Rosenberg e Resh (1993), os Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata e Diptera, apresentam espécies

sensíveis a alterações ambientais, sendo utilizados como bioindicadores para determinar a qualidade ambiental dos corpos de água em diferentes regiões do mundo.

A ocorrência de Ephemeroptera e Trichoptera, principalmente nas lagoas, pode sugerir um baixo enriquecimento orgânico para as mesmas, uma vez que estes são organismos típicos de ambientes meso-oligotróficos sensíveis à poluição orgânica (MERRITT; CUMMINS, 1996), e ausência deles na maioria dos açudes e rios pode indicar ambientes em processo de eutrofização e/ou instável ecologicamente.

A participação dos Odonata, insetos que possuem ciclo de vida longo e com fase larval que pode alcançar até dois anos, em ecossistemas aquáticos do semiárido, está sujeita às alterações ambientais desde o desenvolvimento larval até a fase adulta. Nesse contexto, são considerados potenciais indicadores da qualidade do habitat, e apesar de serem menos sensíveis que outros insetos aquáticos (Trichoptera e Ephemeroptera), são relativamente grandes, facilitando os diagnósticos rápidos de qualidade da água (FERREIRA-PERUQUETTI; MARCO JUNIOR, 2002; FERREIRA-PERUQUETTI; FONSECA-GESSNER, 2003; FERREIRA-PERUQUETTI, 2006).

Assim como os Heteroptera e os Coleoptera dulcícolas, os Odonata são insetos que se alimentam, principalmente, de outros insetos aquáticos. Provavelmente, esses insetos devem ter atuado como predadores de outros invertebrados do bentos, principalmente larvas de outros insetos.

Os Diptera Ceratopogonidae tiveram ampla representatividade na fauna bentônica dos ambientes estudados, sendo o segundo grupo mais abundante, possivelmente pela presença de significativa variedade

de presas, como por exemplo, larvas de Chironomidae (para maiores detalhes ver o **Capítulo XII**). Alguns grupos de Diptera, apesar de incluir um elevado número de espécies, serem de ampla distribuição, abundância e de grande interesse sanitário, são provavelmente os menos conhecidos macroinvertebrados de água doce, isto devido à ausência de um conhecimento taxonômico correto dos diferentes estágios deste grupo, principalmente larvas e pupas (GALLARDO; PRENDA, 1994).

Houve o registro de espécimes de Collembola apenas nas Lagoas Serrote (Boa Vista) e Panati (Taperoá). Pode-se dizer que os mesmos são muito raros, já que os animais dessa ordem geralmente medem de 2 a 3 mm de comprimento e tem cor esbranquiçada (CORSEUIL, 2000), fazendo com que seu avistamento durante o processo de triagem das amostras seja muito difícil. Esses organismos vivem em lugares úmidos, próximos à superfície do solo e algumas espécies vivem na superfície de lagos de água doce ou ao longo de praias marinhas, sobre a neve ou em formigueiros e termiteiros. São muito raros em regiões secas e muitos são transportados pelo vento (BUZZI, 2002).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Baseando-se nos resultados obtidos partir da análise das pesquisas realizadas nos 15 ecossistemas aquáticos da Caatinga paraibana citados neste trabalho, é necessário que sejam feitas algumas inferências:

Dentre todas as localidades estudadas, a lagoa temporária Panati (Taperoá) foi a que teve maior diversidade de insetos, e esta

riqueza taxonômica é considerada elevada, quando comparada com outros corpos aquáticos da bacia hidrográfica do rio Taperoá.

Dos 47 *taxa* registrados, os Trichoptera e Ephemeroptera pode representar um baixo enriquecimento orgânicos nos ambiente onde os mesmo foram observados, já que os mesmos são muito sensíveis a poluição orgânica.

São necessários estudos mais intensivos sobre a fauna entomológica de ambientes aquáticos do Semiárido, principalmente no que diz respeito as suas estratégias adaptativas e capacidade de resistência à dessecação, pois estes podem contribuir para um maior entendimento sobre os ecossistemas dulcícolas da região, bem como do comportamento desta comunidade entre as estações climáticas.

Faz-se importante enfatizar a necessidade de desenvolver pesquisas de monitoramento dos ecossistemas aquáticos da Caatinga paraibana, com o intuito de entender a estrutura e o funcionamento destes com relação à fauna entomológica, uma vez que esta pode ser bioindicadora de qualidade ambiental e importante para a saúde pública das populações humanas inseridas na região semiárida.

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F. J. P. **Aspectos Bio-ecológicos da fauna malacológica, com ênfase a *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda: Thiaridae) em corpos aquáticos do Estado da Paraíba.** Dissertação (Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, Paraíba), p.150, 1997.

ABÍLIO, F. J. P. **Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associado a macrófitas aquáticas em açudes**

do semi-árido paraibano, nordeste do Brasil. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos), São Carlos, p.175, 2002.

ABÍLIO, F. J. P. et al. Gastrópodes e outros invertebrados do sedimento e associados a macrófitas *Eichhornia crassipes* de um açude hipertrófico do semiárido paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra.** n.1, p.165-178, 2006.

ABÍLIO, F. J. P. et al. *Chironomus gr. decorus* (Diptera: Chironomidae) e Outros Insetos Aquáticos de Um Açude Temporário do Semi-Árido Paraibano, Brasil. **Revista Entomologia y Vectores.** v.12, n.2, p. 234-242, 2005a.

ABÍLIO, F. J. P. et al. Fauna de Chironomidae e Outros Insetos Aquáticos de Açudes do Semi-Árido Paraibano, Brasil. **Revista Entomologia y Vectores.** v.12, n.2, p.256-264, 2005b.

ABÍLIO, F. J. P. et al. Macroinvertebrados Bentônicos com Bioindicadores de Qualidade Ambiental de Corpos Aquáticos da Caatinga. **Oecologia Brasiliense.** v.11, n.3, p. 397-409, 2007.

ALBUQUERQUE, M. L. F. **Aspectos Ecológicos da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos da Lagoa Temporária Serrote, Bioma Caatinga, Boa Vista-PB.** Trabalho Acadêmico de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba), João Pessoa, p.67, 2008.

ALMEIDA, L. M.; RIBEIRO-COSTA, C. S.; MARIONI, L. **Manual de coleta, conservação, montagem e identificação de insetos.** Ribeirão Preto, SP: Holos Editora, 2003.

BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. **Amostragem em Limnologia.** São Carlos, SP: Rima, 2004.

BORROR, D. J.; DeLONG, D. M. **Introdução ao Estudo dos Insetos**. São Paulo, SP: Editora Edgard Blücher Ltda., 1988.

BRANDIMARTE, A. L. et al. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Org.). **Amostragem em limnologia**. Rio de Janeiro, 2004, p. 213-230.

BRITO-JUNIOR, L.; ABÍLIO, F. J. P.; WATANABE, T. Insetos Aquáticos do Açude São José dos Cordeiros (Semi-Árido Paraibano) com Ênfase em Chironomidae. **Revista Entomologia y Vectores**. v.12, n.2, p.150-157, 2005.

BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da Comunidade de Invertebrados Bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.20, n.1, p.115-125, 2003.

BUZZI, Z. J. **Entomologia Didática**. Paraná: Editora UFPR, 2002.

CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.21, n.2, p.287-293, 2004.

CORSEUIL, E. **Apostila de Entomologia**. Porto Alegre, RS: Editora Alphagraphics, 2000.

EATON, D.P. Macroinvertebrados aquáticos como indicadores ambientais da qualidade de água. In: COLINA, J.; REDERAM, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.), **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Editora UFPR. Curitiba – PR. 2003.

ERWIN, T. L. Biodiversity at its utmost: Tropical Forest Beetles. In: REAKA-KUDLA, M. L.; WILSON, D. E.; WILSON, E. O. (Ed.). **Biodiversity II**. Washington, D.C: Joseph Henry Press, p. 27-40, 1997.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 1998.

FERREIRA-PERUQUETTI, P. S. Preferência por microhabitats dos gêneros de Odonata da Estação Ecológica de Jataí e arredores: ênfase na fase jovem. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R.; MOSCHINI, L. E. (Org.). **Estudos Integrados em Ecossistemas**: Estação Ecológica de Jataí. São Carlos, SP: EdUFSCar, 2006, p.11-44.

FERREIRA-PERUQUETTI, P. S.; FONSECA-GESSNER, A. A. Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil: relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. **Revista Brasileira de Zoologia**. V. 20, n. 2, p. 219-224, 2003.

FERREIRA-PERUQUETTI, P. S.; MARCO JÚNIOR., P. Efeito da alteração ambiental sobre a comunidade de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 19, n. 2, p. 317-327, 2002.

FLORENTINO, H. S.; ABÍLIO, F. J. P. Colonização de Invertebrados em Substratos Artificiais no açude Namorados, São João do Cariri, Semi-Árido Paraibano. In: BEZERRA, V. B. (Org.). **Iniciados**. v. 12. João Pessoa, PB: Editora UFPB, 2006, p. 49-64.

FLORENTINO, H. S.; SOUZA, A. H. F. F.; ABÍLIO, F. J. P. Biomonitoramento de uma Lagoa Temporária do Semi-Árido Paraibano: Zoobentos como Indicador da Qualidade de Água. **Anais do Encontro Intercontinental Sobre a Natureza**. p.15, Fortaleza - CE, 2005.

GALLARDO, A.; PRENDA, J. Influence of some environmental factors on the freshwater macroinvertebrates distribution in two adjacent river basins under Mediterranean climate. I. Dipteran larvae (exceting chironomids and simuliids) as ecological indicators. **Archiv für Hydrobiologie**, v.131, n.4, p.435-447, 1994.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, n. 1, 2003.

HERGENRADER, G. L.; LESSIG, D. C. Eutrophication of the Salt Valley reservoirs, 1968-73 III. The macroinvertebrate community: its development, composition, and change in response to eutrophication. **Hydrobiologia**, v. 75, p. 7-25, 1980.

MCCAFFERTY, W. P. **Aquatic Entomology**. Jones and Bartlett Publishers: Boston, EUA, 1981.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Org.). **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. Dubuque, USA: Kendall/Hunt Publishing Company, 1984.

NIESER, N.; MELO, A. L. M. **Os Heteropteros aquáticos de Minas Gerais - Guia introdutório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha**. Belo Horizonte, MG: Editora UFMG, 1997.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 6. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001.

PARAÍBA. **Atlas Geográfico**. João Pessoa: Governo Estadual - Secretaria da Educação, p.100, 1985.

RESH, V. H.; ROSENBERG, D. M. **The ecology of aquatic insects**. New York: Praeger Publisher, 1984.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. W. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993.

RUFFO, T. L. M. **Macroinvertebrados bentônicos da zona litorânea da lagoa temporária Panati (Taperoá-PB), Semi-árido paraibano**. Monografia

(Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba), João Pessoa, p.66, 2008.

SANTANA, A. C. D. **Macroinvertebrados bentônicos associados à macrófita *Najas marina* do riacho temporário Aveloz, semi-árido paraibano.** Monografia (Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba), João Pessoa, p.33, 2006.

SANTANA, A. C. D. et al. Macroinvertebrados associados à macrófita aquática *Najas marina* L. do riacho Avelós, na região semi-árida do Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra.** v.9, n.2, p.32-43. 2009.

SILVA-FILHO, M. I. **Estabilidade de Comunidade de Macroinvertebrados em Rios Intermitentes do Semi-Árido Brasileiro (São João do Cariri, Paraíba).** Dissertação (Mestrado, Universidade Federal da Paraíba), p.112, 1999.

SILVA-FILHO, M. I. **Perturbação Hidrológica, Estabilidade e Diversidade de Macroinvertebrados em uma Zona Úmida (Lagoas Intermitentes) do Semi-Árido Brasileiro.** Tese (Doutorado, Universidade Federal de São Carlos – SP), p.155, 2004.

SOUSA, A. H. F. F.; ABÍLIO, F. J. P.; RIBEIRO, L. L. Colonização e sucessão ecológica do zoobentos em substratos artificiais no açude Jatobá I, Patos - PB, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra.** v. 8, n. 2, 2008.

SOUZA, A. H. F. F. **Açude Jatobá I, Patos - PB: Colonização de invertebrados, usos e percepção ambiental dos atores sociais do seu entorno.** Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba), João Pessoa, 2009.

SOUZA, A. H. F. F. **Invertebrados bentônicos associados ao sedimento litorâneo de duas lagoas efêmeras da Caatinga paraibana.** Monografia

(Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba), João Pessoa, 64f., 2006.

SOUZA, A. H. F. F.; ABÍLIO, F. J. P. Zoobentos de duas lagoas temporárias da caatinga paraibana e as influências do ciclo hidrológico. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. v. 6, p.146-164, 2006.

STRIXINO, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Herpobentos e haptobentos de lagoas marginais da Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP). In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R; MOSCHINI, L. E. (Org.). **Estudos Integrados em Ecossistemas**: Estação Ecológica de Jataí. São Carlos, SP: EdUFSCar, 2006, p.45-60.

TRIPLEHORN, C. A.; JONNISON, N. F. **Estudo dos Insetos**. São Paulo, SP: Cengage Learning, 2011.

ZEPPELINI FILHO, D.; BELLINI, B. C. **Introdução ao estudo dos Collembola**. João Pessoa, PB: Editora da UFPB, 2004.

CAPÍTULO XII

**CHIRONOMIDAE (DIPTERA) DE ECOSISTEMAS
AQUÁTICOS DA CAATINGA PARAIBANA**

FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABÍLIO⁴²

ALAÍDE A. FONSECA-GESSNER⁴³

IAN ATAIDE FONTENELLE DE MEDEIROS⁴⁴

SUELTON SANTOS BARBOSA⁴⁵

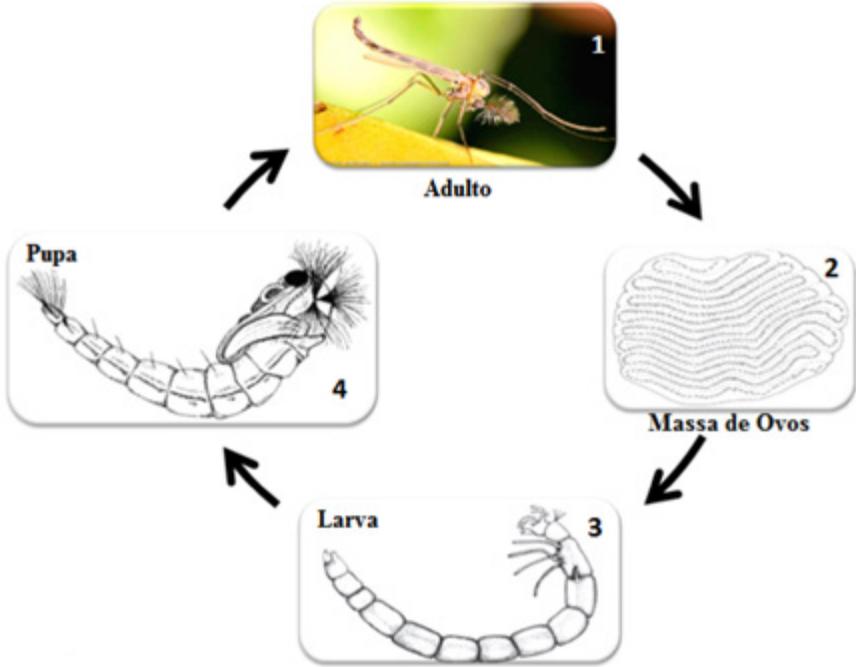
42 Doutor em Ciências pela UFSCar. Pós Doutor em Educação pela UFMT. Professor Associado IV do DME/CE/UFPB. Email: chicopegado@yahoo.com.br

43 Profa. Dra. Sênior do Depto. de Hidrobiologia Centro de Ciências Biológicas e da Saúde/UFSCar. E-mail: gessner@ufscar.br

44 Licenciado em Ciências Biológicas pela UFPB. Mestrando em Educação pelo PPGE/UFPB. E-mail: ianfmedeiros@gmail.com

45 Bacharelado em Ciências Biológicas da UFPB. E-mail: sueltonjp@hotmail.com

Modelo de Ciclo de Vida de um Chironomidae



(46)

INTRODUÇÃO

Os Diptera Chironomidae constituem o grupo de maior abundância, biomassa e diversidade da entomofauna aquática em

46 **Fonte:** o esquema ilustrativo do ciclo de vida de Chironomidade foi produzido segundo as informações de: (1) adulto de *Chironomus* gr. *decorus* - <<https://www.aquaportail.com/fiche-invertebre-925-chironomus-plumosus.html>>; (2) esquema de desova de *Goeldichironomus luridus* (CORBI; TRIVINHO-STRIXINO, 2006); (3) Esquema de larva de *Chironomus* gr. *decorus* (DIAS, 2007); (4) Esquema de pupa de *Chironomus* gr. *decorus* <<http://www.west-fly-fishing.com/entomology/midges/midges.shtml>>. Acesso em 29 de Jul. 2016.

ecossistemas dulceaquícolas, ocupando uma ampla variedade de nichos ecológicos (HIGUTI; TAKEDA; PAGGI, 1993; COFFMAN; FERRINGTON JUNIOR, 1996; BAZZARTI; SEMINARA; BALDONI, 1997; CALLISTO et al., 2002; HIGUTI; TAKEDA, 2002), tanto quantitativamente quanto qualitativamente (PINDER 1989; COFFMAN; FERRINGTON 1996; EPLER 2001). Este táxon representa um importante item da dieta de peixes e de outros grupos de animais, como também pode ser ;indicador de qualidade ambiental (TAKEDA et al., 2004; STRIXINO; TRIVINHO-STRIXINO, 2006). Eles estão associados a diversos tipos de substratos, além de possuírem um grande número de hábitos alimentares e estratégias adaptativas (FEND; CARTER, 1995; CRANSTON, 1995).

A abundância e a distribuição de Chironomidae são fortemente influenciadas pelas condições físicas, químicas e tróficas do habitat, e por isso são particularmente usados para estudar os efeitos das dinâmicas espacial e temporal. Esses Diptera são muitas vezes os primeiros colonizadores de novos habitats, sendo que a sua composição muda com as condições do habitat e ao longo do tempo (BOTTS, 1997).

A frequência e dominância da família Chironomidae, de acordo com Merrit e Cummins (1984) se dão pelo fato deste grupo apresentar diferentes adaptações fisiológicas que permitem sobreviver em diferentes condições ambientais e de habitats. Outra utilidade dos estudos sobre os Chironomidae é com relação a qualidade da água, uma vez que abrangem vários aspectos, como por exemplo, indicadores de contaminação orgânica, em testes de toxicidade, em processos de

acidificação, contaminação inorgânica e deformidades morfológicas nas larvas (PAGGI, 1999).

Fatores biogeográficos, tais como idade do corpo d'água, grau de isolamento e a área inundada, e as características do habitat (variedade de substratos, variedade da flora, química da água, predação e competição) são determinantes na composição da fauna de macroinvertebrados em corpos d'água temporários (FRIDAY, 1987). Estes ambientes incluem espécies que são muito bem adaptadas a sobreviver a períodos de seca e que são encontrados exclusivamente em tais habitats, mas também contêm organismos menos adaptados, os oportunistas (DELUCCHI, 1988).

Muitas larvas de dípteros não possuem adaptações fisiológicas a dessecação e muitos completam a fase larval de seu ciclo de vida antes das lagoas evaporarem (CANTRELL; McLACHLAN, 1982). No entanto, há indicações de que alguns quironomídeos sobrevivam longos períodos de dessecação em frestas profundas dentro do substrato (KASTER; JACOBI, 1978). Alguns grupos de insetos põem ovos de resistência (descanso) ou cavam dentro do sedimento e esperam para a lagoa voltar a encher (SKELLY, 1997).

A composição e dinâmica populacional dos insetos de ambientes aquáticos das regiões semiáridas contribuem para o entendimento do funcionamento destes corpos d'água (SOUZA, 2006; SOUZA; ABÍLIO, 2006), já que estes ecossistemas estão sujeitos a processos de degradação, resultantes das atividades antropogênicas.

O presente estudo tem por objetivo identificar e registrar a ocorrência de gêneros e/ou espécies da família Chironomidae (Dipetera) em diferentes corpos aquáticos da Caatinga paraibana.

MATERIAL E MÉTODOS

Para a coleta da fauna de Chironomidae utilizou-se um puçá com abertura triangular (35x35x35cm de lados e 35 cm de profundidade) com uma rede cuja abertura da malha era de 500 μm e um pegador de fundo do tipo Van Veen (400 cm^2), respectivamente (APHA Standard Methods, 1995). As amostragens foram feitas a cerca de 1 m da margem e profundidade máxima de 0,50 m. No entanto, se faz necessário deixar claro que neste artigo apenas esta registrada os dados de forma qualitativa (em que o símbolo +) representa somente a ocorrência dos gêneros e não discutimos a dinâmica populacional desses indivíduos.

O material coletado foi armazenado em sacos plásticos, fixado em formol a 4% no campo e transportado para o laboratório, onde as amostras foram lavadas em água corrente numa peneira com malha de 200 μm , o material retido foi triado em bandejas trans-iluminadas e os indivíduos isolados foram preservados em álcool a 70% em frascos de vidro e posteriormente identificados utilizando bibliografia especializada (STRIXINO; TRIVINHO-STRIXINO, 1991; MERRIT; CUMMINS, 1984).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos 11 ambientes estudados nesta pesquisa (**Quadro 01**), foram registradas duas subfamílias sendo estas, Chironominae (com 6

gêneros e duas espécies identificadas) e Tanypodinae (com um gênero identificado).

Quadro 01 – Taxocenose de Chironomidae (Diptera) de diferentes corpos aquáticos da Caatinga (semiárido paraibano). 1 (Açude Bodocongó – Campina Grande); 2 (Açude Epitácio Pessoa – Boqueirão); 3 (Açude Soledade – Soledade); 4 (Açude São Mamede – São Mamede); 5 (Açude São Gonçalo – Sousa); 6 (Açude Jatobá – Patos); 7(Rio Piranhas – Pombal); 8 (Açude Coremas – Mãe D’água – Coremas); 9 (Rio Piancó – Diamante); 10 (Açude São José dos Cordeiros – São José dos Cordeiros); 11 (Açude Pombal - Pombal).

Taxa	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
CHIRONOMINAE											
<i>Chironomus gr. decorus</i>	x		x	x	x	x					x
<i>Goeldichironomus gr. pictus</i>					x						
<i>Aedokritus sp.</i>		x		x	x	x	x			x	x
<i>Asheum sp.</i>				x		x					x
<i>Fissimentum sp.</i>					x						
<i>Dicrotendipes sp3.</i>		x					x	x	x	x	
TANYPODINAE											
<i>Coelotanypus sp.</i>		x					x		x		

Fonte: dados da pesquisa.

Observou-se que o gênero de Chironomidae mais representativo foi o *Aedokritus sp.*, junto com *Chironomus gr. decorus*, presentes em sete e seis ambientes, respectivamente, dos 11 corpos aquáticos estudados.

O açude São Gonçalo foi o que obteve a maior quantidade de gêneros (quatro) seguidos dos ambientes: Açude Epitácio Pessoa, Açude Soledade, Rio Piranhas e Açude Pombal, com três gêneros em cada.

Possivelmente essa reduzida riqueza de gêneros de Chironomidae, a qual foi constatada neste trabalho esteja relacionada a forte flutuação do nível da água desses ecossistemas. De acordo com Driver (1977) a rápida ou a completa redução do nível da água em ambientes lênticos (açudes, lagoas, reservatórios), mantém uma comunidade de Quironomídeos podendo varias de três a dez espécies.

Em estudos realizados em corpos aquáticos da Caatinga paraibana, Brito-Junior, Abílio e Watanabe (2005) registraram apenas dois gêneros (*Aedokritus* sp. e *Dicrotendipes* sp3) para o açude São José dos Cordeiros e Abílio et al (2005b) registraram respectivamente para o açudes São Mamede e São Gonçalo, cinco gêneros (*Chironomus* gr. *decorus*; *Goeldichironomus* gr. *pictus*; *Aedokritus* sp.; *Fissimentum* sp; *Asheum* sp.)

Outros fatores que podem limitar a ocorrência de Chironomidae são a quantidade sais e nutrientes dissolvidos. Corroborando com essa assertiva Abílio et al (2005a) enfatiza que os valores elevados de condutividade elétrica, sulfato e outros nutrientes dissolvidos no açude Soledade, pode ter limitado a colonização de espécies desses dípteros, uma vez que foi registrada apenas a ocorrência de *Chironomus* gr. *decorus* para esse ambiente.

O Gênero *Asheum* sp. foi registrado apenas nos açudes do sertão paraibano. Estes ambiente aquáticos mostraram grandes flutuações de nível de água e variações de condições físicas e químicas, principalmente sais dissolvidos (ABÍLIO, 1997), bem como apresentaram diferentes níveis tróficos que provavelmente afetaram a distribuição e abundancia de outras espécies de Chironomidae.

Mudanças nas variáveis físicas e químicas da água, associadas também a um aumento na quantidade de matéria orgânica suspensa na coluna d'água e nos sedimentos do fundo, produz um envelhecimento do reservatório e um conseqüente decréscimo na biomassa da comunidade bêntica (HERGENRADER; LESSIG, 1980; DOUGHERTY; MORGAN, 1991; POPP; HOAGLAND, 1995). Sendo que a presença de populações de *Chironomus*, segundo os autores, pode ser um bom indicador do enriquecimento orgânico do sedimento e de condições eutróficas no reservatório.

De acordo com Abílio (2002) os Chironomidae foram dominantes no açude Taperoá II, no período em que se verificou uma elevada quantidade de matéria orgânica (máximo de 59,49%). De acordo com Có (1979) altos índices de matéria orgânica no sedimento, acima de 40%, podem ser resultado da presença de vegetação submersa e/ou quando a fração argilosa é alta, retendo, portanto, água estrutural. Da mesma forma no açude São José dos Cordeiros, Brito-Junior *et al.* (2000) relataram que a abundância relativa máxima de *Aedokritus* sp. correspondeu ao período de maior percentagem de matéria orgânica no sedimento, principalmente em locais onde ocorriam tapetes de macrófitas aquáticas submersas (*Najas marina* e *Chara* sp.).

É importante relatar que os ambientes onde foram registrados uma maior quantidade de gêneros identificados, apresentaram, segundo Abílio (2002), estado tróficos de Mesotrófico (Açude São Mamede), Meso-Eutrófico (Açude São Gonçalo e Rio Piranhas) e Estrófico (Açude Boqueirão e Açude Jatobá).

Esteves (1998) constatou que o nível de eutrofização do ambiente aquático influencia diretamente na abundancia da fauna de

Chironomidae, uma vez que esses organismos estão relacionados às concentrações de oxigênio no ambiente, bem como também estão associados à densidade de Fitoplâncton.

Abílio et al. (2005b), neste mesmo açude, registrou apenas a espécie, *Chironomus* gr. *decorus*, a qual contribuiu com 28,09% para o total da fauna de insetos aquáticos no Açude Soledade. Anteriormente, Melo e Chacon (1976) observaram a ocorrência de três famílias de Diptera no sedimento do açude Soledade, sendo estas Chironomidae, Chaoboridae (*Chaoborus* sp.) e Culicidae. De acordo com os autores, os Chironomidae contribuíram com 91,75 % da fauna de insetos, atingindo uma máxima densidade populacional de 7.111 ind./m².

De acordo com os dados de Brito-Junior, Abílio e Watanabe (2005), para o açude São José dos Cordeiros (São José dos Cordeiros), o gênero dominante foi o *Aedokritus* sp., e o com menor ocorrência, *Dicrotendipes* sp3. Segundo as pesquisas de Abílio et al. (2005a), nos açudes São Gonçalo (Sousa) e São Mamede (São Mamede), a espécie que ocorreu com maior frequência foi *Chironomus* gr. *decorus*, e também foram encontrados em ambos ambientes, espécimes do gênero *Aedokritus* sp. Além disso, no Açude São Gonçalo foram identificados exemplares da espécie *Goeldichironomus* gr. *pictus* e do gênero *Fissimentum* sp., e em São Mamede do gênero *Asheum* sp.

A dominância dos Chironomidae em corpos aquáticos da Caatinga do estado da Paraíba foi enfatizada por pesquisas realizadas em Açudes (ABÍLIO, 1997, 2002; ABÍLIO et al., 2005a, 2005b; BRITO-JUNIOR; ABÍLIO; WATANABE, 2005; FLORENTINO, ABÍLIO, 2006), Lagoas Temporárias (SILVA-FILHO, 2004; SOUZA, 2006; SOUZA, ABÍLIO, 2006; ALBUQUERQUE, 2008; RUFFO, 2008), Rios

e Riachos (SILVA-FILHO, 1999; SANTANA, 2006). Esses Diptera são facilmente encontrados em sistemas aquáticos temporários, uma vez que são capazes de resistir à dessecação do habitat (SUEMOTO; KAWAI; IMABAYASHI, 2004).

Abílio (2002) constatou, em um estudo no açude Taperoá II (Taperoá), que os Chironomidae foram dominantes tanto em abundância relativa quanto em número total de indivíduos no sedimento litorâneo do ecossistema aquático, principalmente no período de seca (Julho a Novembro de 1999) obtendo uma abundância absoluta de mais de 1400 espécimes.

A presença de populações do gênero *Chironomus*, pode ser um bom indicador do enriquecimento orgânico dos sedimentos e de condições eutróficas nos reservatórios. De fato, Abílio (2002) constatou que os Chironomidae foram dominantes no açude Taperoá II, principalmente no mês de março/1999, período este em que se verificou uma elevada quantidade de matéria orgânica no sedimento litorâneo (máximo de 59,49 %).

Corroborando com essa informação Brito-Junior, Abílio e Watanabe (2005), no açude São José dos Cordeiros, relataram que a abundância relativa máxima de *Aedokritus* sp. correspondeu ao período de maior percentagem de matéria orgânica no sedimento, principalmente em locais onde ocorriam tapetes de macrófitas aquáticas (*Najas marina* e *Chara* sp.).

Mudanças nas variáveis físicas e químicas da água, associadas também a um aumento na quantidade de matéria orgânica suspensa na coluna d'água e nos sedimentos do fundo produzem um envelhecimento do reservatório e um conseqüente decréscimo na

biomassa da comunidade bêntica (HERGENRADER; LESSIG, 1980; DOUGHERTY; MORGAN, 1991; POPP; HOAGLAND, 1995).

Florentino e Abílio (2006) em um estudo que investigou o processo de colonização dos macroinvertebrados bentônicos em substratos artificiais (argila expandoída) no açude Namorados (São João do Cariri) registraram que a família Chironomidae foi dominante em todo o período de colonização, contribuindo uma abundância relativa máxima de 89,55% do total do zoobentos. Analisando o processo de sucessão ecológica dos macroinvertebrados bentônicos no açude Namorados, os autores, verificaram que os Chironomidae, dentro outros invertebrados, podem ser considerados excelentes “Colonizadores Iniciais” (CARVALHO; UIEDA, 2004), ou seja, os primeiros grupos a se estabelecerem no ambiente, sendo registrados flutuações em sua abundância no decorrer do processo de colonização.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os Chironomidae (Diptera) é um dos grupos dos insetos aquáticos com maior abundancia, diversidade e dinâmica populacional colonizando diferentes tipos de ecossistemas com relação a grau de eutrofia.

Esse grupo pode apresentar elevada densidade populacional e podem ser resistentes em ambientes temporários como a exemplo do semiárido paraibano.

Constatou-se nesse estudo uma baixa diversidade de gênero/ espécie nos corpos aquáticos estudados na caatinga paraibana

possivelmente devido a forte flutuação do nível da água nesses ecossistemas, sendo muitos desses ambiente temporários e/ou intermitentes.

Apesar do papel importante das larvas de Chironomidae nos sistemas aquáticos de água doce, as pesquisas com relação a esse grupo ainda são muito raras e se faz necessário o investimento em estudos principalmente na Semiárido Nordeste e Bioma Caatinga.

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F.J.P. **Aspectos bio-ecológicos da fauna malacológica, com ênfase a *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda: Thiaridae) em corpos aquáticos do Estado da Paraíba.** João Pessoa-PB, Dissertação (Mestrado no Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba), p.150, 1997.

ABÍLIO, F.J.P. et al. *Chironomus* gr. *decorus* (Diptera: Chironomidae) e outros insetos aquáticos de um açude temporário do semi-árido paraibano, Brasil. **Entomol e Vectores**, Rio de Janeiro, v.12, n.2, p.233-242, 2005a.

ABÍLIO, F.J.P. et al. Fauna de Chironomidae e outros Insetos Aquáticos de Açudes do Semiárido Paraibano, Brasil. **Entomol e Vectores**, Rio de Janeiro, v.12, n.2, , p.255-264, 2005b.

ABÍLIO, F.J.P. **Gastropodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associado a macrófitas aquáticas em açudes do semiárido paraibano, Nordeste do Brasil.** Tese (Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos), São Carlos-SP. p.175, 2002.

ALBUQUERQUE, M. L. F. **Aspectos Ecológicos da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos da Lagoa Temporária Serrote, Bioma**

Caatinga, Boa Vista-PB. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia de Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa), p.67, 2008.

APHA, **Standard Methods for examination of water and wastewater.** 19. ed. Washington, American Public, Health Association. 1995.

BAZZARTI, M.; SEMINARA, M.; BALDONI, S. Chironomids (Diptera: Chironomidae) from three temporary ponds of different wet phase duration in Central Italy. **Journal of Freshwater Ecology.** v.12, n.1, p.89-99, 1997.

BOTTS, P.S. Spatial pattern, patch dynamics and successional change: chironomid assemblages in a Lake Erie coastal wetland. **Freshwater Biol.** v.37, p.277-286, 1997.

BRITO-JUNIOR, L.; ABÍLIO, F.J.P.; WATANABE, T. Macroinvertebrados bentônicos do açude São José dos Cordeiros – Semi-árido Paraibano. V SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais.** Publ. ACIESP, v. 3, n.109, p.408-414, 2005.

CALLISTO, M. et al. Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in na impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. **Brasilian Journal of Biology,** São Carlos, v. 62, n.1, p.77-84, 2002.

CANTRELL, M.A.; MCLACHLAN, A.J. Habitat duration and dipteran larvae in tropical rain pools. **Oikos.** v.38, p.343-348, 1982.

CARVALHO, E.M.; UIEDA, V.S. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia,** v. 21, n. 2, p. 287-293, 2004.

COFFMAN, W.P.; FERRINGTON JR, L. C. Chironomidae. In: MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Eds.). **An introduction to the aquatic insects of**

North America. 3.ed. Dubuque: Kendall: Hunt Publishing, 1996. ch. 26, p. 635-754.

COFFMAN, W.P.; FERRINGTON, L.C. Chironomidae,. In: MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Eds.). **An introduction to aquatic insects of North America.** Iowa/ USA, Kendall-Hunt, Dubuque, 1996.

CORBI, J.J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Ciclo de vida de duas espécies de *Goeldichironomus* (Diptera, Chironomidae) **Revista Brasileira de Entomologia.** v.50, n.1, p.72-75, 2006.

CRANSTON, P. Chironomids: From genes to ecosystems. **Proceedings of the 12th International Symposium on Chironomidae.** CSIRO: Camberra, East Melbourne, 1995.

DELUCCHI, C.M. Comparison of community structure among streams with different temporal flow regimes. **Canadian Jour. Zool.** v.66, p.579-586, 1988.

DIAS, R.J.P. Record of *Rhabdostyla chironomi* Kahl, 1933 (Ciliophora, Peritrichia) Epibiont on Chironomidae larvae (Diptera, Chironomidae) in a lotic sytem in Brazil. **Braz. J. Biol.**, v.67, n.4, p.783-785, 2007.

DOUGHERTY, J.E.; MORGAN, M.D.,Benthic community response (primarily Chironomidae) to nutrient enrichment and alkalization in shallow, soft water humic lakes. **Hydrobiol.** v.215, p.73-82, 1991.

DRIVER, E.A., Chironomid communities in small Prairie ponds: some characteristics and controls. **Freshwater Biol.** v.7, p.121-133, 1977.

EPLER, J.H., **Identification Manual fot the Larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina.** Crawfordville, FL. EPA Grant. 2001.

ESTEVEES, F. A. Fundamentos de Limnologia, 2.ed. Rio de Janeiro: **Interciência**, 1998.

FEND, S. V.; CARTER, J. L. The relationship of habitat characteristics to the distribution of Chironomidae (Diptera) as measured by pupal exuviae collection in a large river system. **Journal of Freshwater Ecology**. Holmen, v. 10, n. 4, p. 343-359, 1995.

FLORENTINO, H. S.; ABÍLIO, F. J. P. Colonização de Invertebrados em Substratos Artificiais no açude Namorados, São João do Cariri, Semi-Árido Paraibano. In: BEZERRA, V. B. (Org.). **Iniciados**. v. 12. UFPB, João Pessoa, 2006, p. 49-64.

FRIDAY, L.E. The diversity of macroinvertebrate and macrophyte communities in ponds. **Freshwater Biol.** v.18, p.87-104, 1987.

HERGENRADER, G.L.; LESSIG, D.C., Eutrophication of the Salt Valley reservoirs, 1968-73 III. The macroinvertebrate community: its development, composition, and change in response to eutrophication. **Hydrobiol.** v.75, p.7-25, 1980.

HIGUTI, J.; TAKEDA, A.M. Spatial and temporal variation in densities of Chironomid larvae (Diptera) in two lagoons and two tributaries of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.62, n.4B, p. 807-818, 2002.

HIGUTI, J.; TAKEDA, A.M.; PAGGI, A. C. Distribuição espacial das larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) do rio Baía (MS, Brasil). **Revista UNIMAR**, Maringá, v.15, p.65-81, 1993.

KASTER, J.L.; JACOBI, G.Z., Benthic macroinvertebrates of a fluctuating reservoir. **Freshwater Biol.** v.8, p.283-290, 1978.

MELO, H.A.R.; CHACON, J.O., Exame biológico-pesqueiro do açude público “Soledade” (Soledade, PB) Brasil. **Bol. Tec. DNOCS**. v.34, p.3-26, 1976.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Org.). **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. Kendall/Hunt Publishing Company: Dubuque, 1984.

MOREDJO, A. **Avaliação dos efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade zooplantônica como bioindicador**. Dissertação (Mestrado PRODEMA-UFPB), João Pessoa-PB. p.136, 1998.

PAGGI, A. C. Los Chironomidae como indicadores de calidad de ambientes dulceacuicolas. **Revista de la Sociedad Entomológica Argentina**, v.58, n.1-2, p.202-207, 1999.

PINDER, L.C.V., The larvae of Chironomidae (Diptera) of the Holartic region – Introduction, p. 7-10. In: WIEDERHOLM, T. (Ed.). Chironomidae of the Holartic region: Keys and Diagnoses. Part.1. Larvae. **Entomologica Scandinavica**, 1989.

POPP, A.; HOAGLAND, K.D., Changes in benthic community composition in response to reservoir aging. **Hydrobiol.** v.306, p.159 -171, 1995.

RUFFO, T. L. M. **Macroinvertebrados bentônicos da zona litorânea da lagoa temporária Panati (Taperoá-PB), Semi-árido paraibano**. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia de Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba), João Pessoa, p.66, 2008.

SANTANA, A. C. D. **Macroinvertebrados bentônicos associados à macrófita *Najas marina* do riacho temporário Aveloz, semi-árido paraibano**. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia de Graduação em Ciências Biológicas,

Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba), João Pessoa, p.33, 2006.

SILVA-FILHO, M. I. **Estabilidade de Comunidade de Macroinvertebrados em Rios Intermitentes do Semi-Árido Brasileiro (São João do Cariri, Paraíba)**. Dissertação (Mestrado, Universidade Federal da Paraíba), p.112, 1999.

SILVA-FILHO, M. I. **Perturbação Hidrológica, Estabilidade e Diversidade de Macroinvertebrados em uma Zona Úmida (Lagoas Intermitentes) do Semi-Árido Brasileiro**. Tese (Doutorado, Universidade Federal de São Carlos – SP), São Carlos – SP. p.155, 2004.

SKELLY, D.K., Tadpole communities: pond permanence and predation are powerful forces shaping the structure of tadpole communities. **Am. Scient.** v.85, p.36-45, 1977.

SOUZA, A. H. F. F. **Invertebrados bentônicos associados ao sedimento litorâneo de duas lagoas efêmeras da Caatinga paraibana**. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia de Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba), João Pessoa, p.64, 2006.

SOUZA, A.H.F.F. **Invertebrados bentônicos associados ao sedimento litorâneo de duas lagoas efêmeras da Caatinga paraibana**. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia - UFPB). João Pessoa – PB, p.66, 2006.

SOUZA, A.H.F.F.; ABÍLIO, F.J.P. Zoobentos de duas lagoas intermitentes da caatinga paraibana e as influências do ciclo hidrológico. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. v.6, n.2, p.146 – 164, 2006.

SOUZA, A.H.F.F.; ABÍLIO, F.J.P. Zoobentos de duas lagoas temporárias da caatinga paraibana e as influências do ciclo hidrológico. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. V. 6, Campina Grande, p. 146-164, 2006.

STRIXINO, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Herpobentos e haptobentos de lagoas marginais da Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP). In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R; MOSCHINI, L. E. (Org.). **Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. EdUFSCar: São Carlos, 2006, p.45-60.

SUEMOTO, T.; KAWAI, K.; IMABAYASHI, H. A comparison of desiccation tolerance among 12 species of Chironomid larvae. **Hydrobiologia**. v.515, p.107-114, 2004.

TAKEDA, A. M. et al. Influence of decreased water level on the Chironomidae community of the Upper Paraná River alluvial plain. In: AGOSTINHO A. A. et al. (Ed.) **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain**. EDUEM: Maringá, , 2004, p. 101-106.

CAPÍTULO XIII
MOLUSCOS DE ÁGUA DOCE DA
CAATINGA PARAIBANA

FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABÍLIO⁴⁷

⁴⁷ Doutor em Ciências pela UFSCar. Pós Doutor em Educação pela UFMT. Professor Associado IV do DME/CE/UFPB. Email: chicopegado@yahoo.com.br

INTRODUÇÃO

O Filo Mollusca é o segundo maior grupo do reino animal com mais de 150.000 espécies descritas (OLIVEIRA; ALMEIDA, 2000), e de uma extraordinária variabilidade de formas, adaptações funcionais e ambientais (LEME, 1995).

Dentre os Macroinvertebrados Bentônicos dulceaquícola, este filo, representado por dois grupos principais, os Gastropoda e os Bivalvia, têm grande importância nesses ecossistemas. Para o Brasil já foram registradas dez (10) famílias de Gastropoda de água doce, sendo estas: Ampullariidae, Hydrobiidae, Pleuraceridae, Thiaridae, Chilinidae, Physidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Ancyliidae, Pomatiopsidae e oito (8) de *Bivalvia* (Mytilidae, Dreissenidae, Pisidiidae, Corbiculidae, Lyonciidae, Corbiculidae, Hyriidae e Mycetopodidae) (SIMONE, 2006).

A distribuição de moluscos dulceaquícolas é tradicionalmente explicada por propriedades abióticas de seu ambiente e, em geral, alguns fatores químicos da água são considerados como primordiais (LANZER; SCHÄFER, 1987). Entretanto muitos autores afirmam que a distribuição, a diversidade, a densidade, o crescimento e a biomassa de espécies de gastrópodes não é unicamente determinada por fatores físicos e químicos, sendo o substrato e a vegetação aquática os fatores principais que condicionam a sua distribuição e ocorrência em diferentes biótopos (KAUL et al., 1980; PIP, 1987; LANZER; SCHÄFER, 1988; KLEEREKOPER, 1990).

O objetivo deste capítulo é de contribuir para uma revisão da lista das espécies de Mollusca dos corpos aquáticos da Caatinga paraibana, assim como tecer algumas importâncias ecológicas, biológicas e de saúde pública das espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente levantamento da fauna de Mollusca dulceaquícola foi realizado através de coletas em alguns sistemas lóticos e lênticos do Estado da Paraíba (pesquisas realizadas desde 1994 pelo grupo de Ecologia Aquática da UFPB e estudos do PELD-Caatinga - 2002 a 2011), através de dragagem do sedimento, exame da vegetação aquática litorânea e coletas com puçá manual com abertura de malha de 500 μm .

Os moluscos gastrópodes foram anestesiados em geladeira, fixados em formol a 4% e/ou no líquido de Railiet-Henry e preservados em álcool a 70%, para a perfeita identificação dos indivíduos.

Concomitantemente, foi realizada uma revisão bibliográfica sobre os registros anteriores da ocorrência e distribuição de espécies de moluscos em todo o estado da Paraíba.

Para identificação das espécies utilizaram-se obras tais como: Malek e Cheng (1974); Macan (1981); Lopretto e Tell (1995a, 1995b); Barbosa (1995); Simone (2006).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na **Tabela 01** estão registradas a ocorrência das espécies de moluscos e seus respectivos ambientes onde foram coletados no estado da Paraíba.

A Malacofauna de bacias hidrográficas inseridas no Bioma Caatinga do estado da Paraíba está representada por 9 espécies de 09 gêneros de Gastropoda e 02 gêneros de duas famílias de Bivalvia (**Figura 01**).

O tiarídeo *Melanoides tuberculatus*, espécie exótica de origem afro-asiática, foi registrada pela primeira vez para o estado da Paraíba no trabalho de Paz et al. (1995). Este gastrópode foi encontrado em 17 ambientes dos 24 corpos aquáticos estudados. Já o tiarídeo *Aylacostoma tuberculata* apenas foi registrado em 02 ambientes. Para mais informações acerca desta espécie, consultar o **Capítulo XIV**.

Os gastrópodes tiarídeos são encontrados nas áreas tropicais e subtropicais do mundo. Muitos habitam água doce, mas algumas espécies ocorrem em águas salobras. A maior diversidade de gêneros e espécies estão na região Indo-Australiana. Gêneros endêmicos do Novo Mundo ocorrem em Cuba, Jamaica e no Norte da América do Sul (ABÍLIO, 1997).

No Nordeste do Brasil, rios, riachos e açudes sofrem grandes flutuações no nível da água, causadas principalmente pela alta taxa de evaporação, temperaturas elevadas e irregularidade da pluviosidade. Nessas condições os organismos aquáticos podem ser diretamente influenciados pelas mudanças físicas do ambiente, como o dessecamento parcial e/ou completo do leito dos reservatórios e riachos.

Tabela 01 - Ocorrência das espécies de Mollusca de água doce de diferentes bacias hidrográficas, inseridas no Bioma Caatinga, do estado da Paraíba.

GRUPO TAXONÔMICO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
GASTROPODA																									
THIARIDAE																									
<i>Melanoides tuberculatus</i> (Müller, 1774)			+	+	+	+		+	+	+	+	+				+	+		+	+	+	+		+	+
<i>Aylacostoma tuberculata</i> (Wagner, 1827)									+	+															
AMPULLARIIDAE																									
<i>Pomacea lineata</i> (Spix, 1827)		+			+	+					+	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
PLANORBIDAE																									
<i>Biomphalaria straminea</i> (Dunker, 1848)	+	+	+		+	+	+	+			+	+				+	+	+		+	+		+		+
<i>Drepanotrema</i> sp.	+	+			+			+									+						+	+	
<i>Plesiophysa ornata</i> (Haas, 1938)	+	+						+	+																
PHYSIDAE																									
<i>Aplexa (Stenophysa) marmorata</i> (Gülding, 1828)		+																+	+						+
ANCYLIDAE																									
<i>Gundlachia</i> sp.											+	+				+	+					+			
LYMNAEIDAE																									
<i>Lymnaea columella</i> (Say, 1817)																	+								
BIVALVIA																									
PSIDIIDAE																									
<i>Eupera</i> sp.		+		+	+					+															
MYCETOPODIDAE																									
<i>Anodontites</i> sp.				+							+	+	+	+		+									

1. Lagoa Serrote (Boa Vista); 2. Lagoa Panati (Taperoá); 3. Rio Taperoá “Ponte” (São João do Cariri); 4. Rio “Poço São João” (São João do Cariri); 5. Açude Taperoa II (Taperoá); 6. Açude Namorados (São João do Cariri); 7. Açude Afogados (São João do Cariri); 8. Riacho Avéloz (São João do Cariri); 9. Açude Epitácio Pessoa (Boqueirão); 10. Açude Coremas-Mãe D’água (Coremas); 11. Rio Piancó (Diamante); 12. Rio Piranhas (Pombal); 13. Lagoa temporária da Fazenda Pia (Patos); 14. Açude da Fazenda Vale da Sela (São José dos Espinharas); 15. Riacho temporário da Fazenda Lamarrão (Sousa); 16. Açude Jatobá (Patos); 17. Açude Bodocongô (Campina Grande); 18. Açude Soledade (Soledade); 19. Açude Santa Luzia (Santa Luzia); 20. Açude Condado (Condado); 21. Açude Malta (Malta); 22. Açude São Gonçalo (Sousa); 23. Açude do Sítio Tabuleiro do Meio (São José da Lagoa Tapada); 24. Barragem Piranhas (Ibiara); 25. Açude São Mamede (São Mamede);

Os moluscos Gastrópodes são comuns e abundante nessa região e, em muitos locais, representam a maioria dos invertebrados da comunidade bentônica, porém estudos sobre as adaptações e a resistência dos invertebrados bentônicos que ocupam esses ambientes são escassos (ABÍLIO, 2002). Muitos gastrópodes entram em estivação, permanecem num estado de dormência sem perda da vitalidade com o dessecação temporário do hábitat (TELES; MARQUES, 1989). No entanto, a ocorrência e a dinâmica populacional de muitas espécies de moluscos estão diretamente relacionados as condições físicas e químicas da água, sendo algumas espécies indicadoras de qualidade ambiental. Por exemplo:

Os gastrópodes da família Physidae (*Aplexa* sp. e *Physa* sp.) são encontrados em águas paradas ou de curso lento em todo o território brasileiro, sendo resistentes a ambientes poluídos (PARAENSE, 1981).

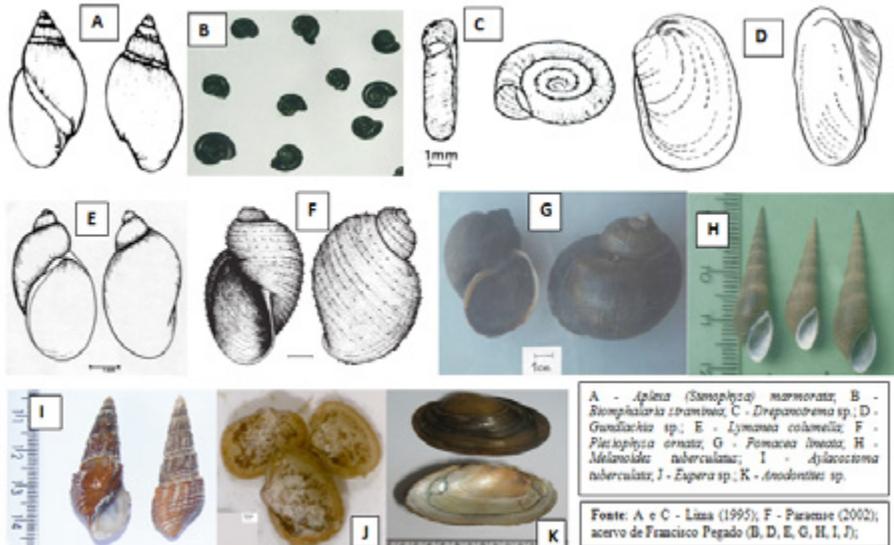
Melanoides tuberculatus (Thiaridae, Prosobranchia), também do grupo dos gastrópodes operculados, tem demonstrado elevada resistência aos diferentes impactos ambientais, desde poluição orgânica bem como ao dessecação dos ecossistemas (ABÍLIO, 2002).

No Rio dos Porcos (Milagres-Ceará) Watanabe et al (1999) observaram uma grande quantidade de conchas vazias do bivalve *Anodontites* sp. nas margens do rio. Suas águas se encontravam bastante verde, como consequência de uma elevada biomassa e densidade populacional da alga cianofícea *Cylindrospermopsis* sp. e, segundo os autores, as elevadas concentrações de nitrogênio e de fósforo foram os principais fatores que propiciaram o florescimento destas algas, o que deve ter provocado desequilíbrios neste ambiente, entre eles a grande

mortandade deste bivalve, o qual foi registrado em 06 ambientes no estado da Paraíba.

As espécies de *Lymnaea* vivem principalmente em habitats alagadiços, tais como áreas pantanosas e brejos. São encontradas, via de regra, sobre a lama úmida, às vezes parcialmente enterradas, próxima às margens das águas, sobre macrófitas aquáticas ou sobre vegetais em decomposição (PARAENSE, 1983) e têm preferência por ambientes de águas duras, a exemplo do açude Bodocongó, o qual apresenta águas com valores médios de dureza total em torno de 300 mg CaCO₃/L e alcalinidade média de 150 CaCO₃/L (ABÍLIO, 2002).

Figura 01- Fotografias e Desenhos esquemáticos das espécies de moluscos de água doce de ecossistemas da Caatinga registrado para o Estado da Paraíba.



Abílio (1997 e 2002), estudando corpos aquáticos do semiárido paraibano, constatou uma maior riqueza das espécies de moluscos em ambientes alcalinos. E nesse sentido, conforme afirma Abílio et al. (2007) o pH e a dureza da água (CaCO_3) pode ser um fator limitante para ocorrência e distribuição de espécies de gastrópodes.

No riacho Aveloz, segundo dados de Abílio et al. (2007), o qual apresentou valores elevados de dureza total (valor superiores a $2300 \text{ mg.CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$), registraram-se apenas três espécies de moluscos, sendo dominante e frequente o gastrópode tiarídeo *Melanoides tuberculatus*. Além disso, valores elevados de dureza total (acima de $200 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) podem afetar indiretamente a abundância de moluscos, pois se correlaciona com baixa concentração de nutrientes e baixa produção de perifíton (BROWN, 1982).

Os gastrópodes do gênero *Pomacea*, típicos da zona Neotropical, encontram-se amplamente distribuídos na região da bacia amazônica (MERCK, 1994) onde tem sido registradas cerca de 20 espécies. Esses ampullariídeos desempenham importante papel como fonte de proteína para as populações humanas, sendo o gastrópode *Pomacea lineata*, conhecido vulgarmente como “lôlô” ou “aruá”, é um bom exemplo.

Pomacea lineata é utilizado como alimento reparador, devido a grande quantidade de proteínas, aminoácidos essenciais, vitaminas e substâncias inorgânicas (MESQUITA, 1982; MERCK, 1994). O líquido resultante da fervura de *P. lineata* é utilizado como medicamento nas doenças do peito tendo função expectorante e estimulante (SANTOS, 1982). Seus ovos (**Figura 02**) também são utilizados pela população como medicamento devido as suas propriedades terapêuticas.

Das espécies de moluscos gastrópodes encontrados em corpos aquáticos da caatinga paraibana, algumas são hospedeiras intermediárias de Trematódeos e Nematódeos de importância médica.

Dentre a malacofauna estudada, destaca-se, a presença de *Melanoides tuberculatus* na maioria dos ambientes estudados uma vez que, se trata de uma espécie exótica e pode atuar como hospedeiro intermediário do *Paragonimus westermani* e do *Clonorchis sinensis*, ou seja, vetores de enfermidades de veiculação hídrica, como a Clonorquíase e Paragonomíase (POINTIER, 1993).

A espécie *Lymnea columella* só foi registrada para o açude de Bodoncongó (Campina Grande), a qual pode atuar como hospedeiro intermediário da *Fasciola hepatica* (Trematoda: Fasciolidae) (UETA, 1980). Para o estado da Paraíba a espécie *L. columella* foi registrada pela primeira vez em 1998 (ABÍLIO; WATANABE, 1998).

Figura 02. Desovas do gastrópode *Pomacea lineata* coletados em campo e a espécie colocando as posturas em laboratório.



Fonte: Judith Font Batalla.

Vale salientar ainda, o registro de *Biomphalaria straminea*, uma vez que este gastrópode pode ser intermediário do *Schistosoma mansoni*, trematódeo causador da Esquistossomose, uma doença endêmica no Nordeste Brasileiro.

É estimado que mais de 200 milhões de pessoas nos países em desenvolvimento são infestados com a Esquistossomose, enquanto outros 600 milhões são considerados em risco de contrair essa enfermidade (THOMAS; DALDORPH, 1991). Portanto, deve-se ter um cuidado maior em preservar a qualidade da água, principalmente daqueles açudes destinados ao abastecimento doméstico, uma vez que estes estão sujeitos à contaminação natural proveniente das áreas de drenagem. As atividades humanas nas regiões marginais exercem grande influência sobre os açudes, comprometendo diretamente a qualidade das águas e o aumento da eutrofização favorece as populações de *Biomphalaria straminea* que são hospedeiros intermediários da esquistossomose.

Na **Tabela 02** estão listados os Trematódeos e Nematódeos de importância médica e seus respectivos moluscos - hospedeiros intermediários - registrado no Estado da Paraíba.

Tabela 02. Trematódeos e Nematódeos de importância médica e seus respectivos moluscos - hospedeiros intermediários - registrado no Estado da Paraíba.

Espécie de Molusco	Parasita	Referência que relaciona a espécie de molusco como vetor de doença
<i>Biomphalaria glabrata</i>	<i>Schistosoma mansoni</i>	Lucena (1963)
<i>Biomphalaria straminea</i>	<i>Schistosoma mansoni</i>	Lucena (1963)
<i>Drepanotrema sp.</i>	<i>Schistosoma mansoni</i>	Malek e Cheng (1974)
<i>Melanoides tuberculatus</i>	<i>Paragonimus westermani</i>	Faust (1949)
<i>Melanoides tuberculatus</i>	<i>Clonorchis sinensis</i>	Faust (1949)
<i>Melanoides tuberculatus</i>	<i>Philophthalmus megalurus</i>	Jacobson (1975)
<i>Biomphalaria glabrata</i> (E)	<i>Angiostrongylus cantonensis</i>	Malek e Cheng (1974)
<i>Biomphalaria straminea</i> (E)	<i>Angiostrongylus cantonensis</i>	Malek e Cheng (1974)
<i>Helisoma sp.</i> (E)	<i>Angiostrongylus cantonensis</i>	Malek e Cheng (1974)
<i>Biomphalaria glabrata</i> (E)	<i>Angiostrongylus costaricensis</i>	Lima et al. (1992)
<i>Biomphalaria straminea</i> (E)	<i>Angiostrongylus costaricensis</i>	Lima et al. (1992)
<i>Lymnaea columella</i>	<i>Fasciola hepatica</i>	Ueta (1980)
<i>Physa marmorata</i>	<i>Echinostoma exile</i> Lutz, 1924	Pinto e Melo (2012)

E = Susceptível a infecções em condições experimentais.

No **Quadro 01** são descritos alguns registros de espécies de Moluscos de água doce, inseridos no Bioma Caatinga, para o estado da Paraíba por alguns pesquisadores.

Quadro 01 - Alguns registros anteriores de espécies de Moluscos de água doce, inseridos no Bioma Caatinga, no Estado da Paraíba.

TÁXON	FONTE DA INFORMAÇÃO
AMPULLARIIDAE	Bentham-Jutting (1944), Jaekel (1952) e Pain (1960), constataram a presença de 8 espécies de ampulariídeos do gênero <i>Pomacea</i> , sendo <i>Pomacea lineata</i> (antes tratada como <i>Ampullarius lineatus</i> Spix) encontrada em açudes paraibanos nas cidades de Campina Grande (açude de Bodocongó) e Queimadas.
ANCYLIDAE	Bentham-Jutting (1944) registra a ocorrência de <i>Hebetancylus moricandi</i> (Orbigny, 1837) para a cidade de Puxinanã - PB.
PHYSIDAE	Bentham-Jutting (1944) cita a ocorrência <i>Physa marmorata</i> (Guilding, 1828) em açude no sertão paraibano na cidade de Conceição; Muniz e Ramirez (1971) e Santos e Santos (1981) registraram fósseis do Quaternário da família Physidae (<i>Physa</i> sp) em Tufas de Três Riachos na Cidade de Umbuzeiro.

<p>PLANORBIDAE</p>	<p>Muniz e Ramirez (1971) registraram fósseis de <i>Biomphalaria glabrata</i> do Quaternário (Holoceno) em Tufas de Três Riachos no município de Umbuzeiro;</p> <p>Santos e Santos (1981) registram fósseis do Quaternário (Holoceno) de <i>Biomphalaria straminea</i>, <i>Biomphalaria glabrata</i> e <i>Drepanotrema cimex</i> nas Tufas de Três Riachos na Cidade de Umbuzeiro;</p> <p>Haas (1938) e Benthem-Jutting (1944) citam a ocorrência de <i>Drepanotrema melleum</i> (Lutz, 1918) (tratada como <i>Hippeutis schubarti</i>) em açudes do sertão paraibano (Patos, Sousa, Conceição);</p> <p>Haas (1938) descreve novas espécies de moluscos do Nordeste Brasileiro, incluindo <i>Plesiophysa ornata</i>, ocorrendo em alguns açudes do estado da Paraíba nas cidades de São João do Cariri, Patos, Santa Luzia, Serra Branca e Monteiro.</p> <p>Paraense (1975) através de um estudo sobre a sistemática dos planorbídeos brasileiros, também fez referência sobre a ocorrência de <i>Plesiophysa ornata</i> no município de São João do Cariri;</p> <p>Paraense (2002) faz uma re-descrição da espécie <i>Plesiophysa ornata</i> a partir de material coletado em São João do Cariri (Açude Ligeiro), Sousa (Açude Russo Velho), e São Mamede (Açude da Pia).</p>
---------------------------	--

É preciso monitorar os ambientes aquáticos, investindo em pesquisas bio-ecológicas, para que se possa conhecer melhor as características das populações de gastrópodes e a sua susceptibilidade como transmissores de doenças. É importante também investir em programas de educação sanitária para as populações humanas que utilizam os corpos aquáticos onde estes moluscos ocorrem. É ainda mais importante convencer a administração municipal, que os investimentos em tratamento de esgotos tem retorno econômico, ou

seja, diminuam doenças, melhoram a estética e a biossegurança com reflexo no turismo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ocorrência de *Melanoides tuberculatus*, *Lymnaea columella* e, principalmente, *Biomphalaria straminea* em corpos aquáticos da Caatinga paraibana torna a situação preocupante uma vez que estes moluscos são transmissores de trematódeos que parasitam o homem.

Deve-se ter cuidado maior em preservar a qualidade da água, principalmente daqueles açudes destinados ao abastecimento doméstico, uma vez que estão sujeitos à contaminação natural provenientes das áreas de drenagem. As atividades humanas nas regiões marginais exercem grande influência sobre os açudes, comprometendo diretamente a qualidade das águas.

A partir do exposto nesse capítulo, se faz necessário investir em pesquisas de cunho ecológico e biológico, além de ampliar coletas em outros municípios para um melhor conhecimento da biocenose de Mollusca da Caatinga paraibana.

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F.J.P. **Aspectos bio-ecológicos da fauna malacológica, com ênfase a *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda: Thiaridae) em corpos aquáticos do Estado da Paraíba.** João Pessoa-PB, Dissertação (Mestrado), Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, p.150, 1997.

ABÍLIO, F.J.P. et al. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da Caatinga. **Oecol. Bras.**, v.11, n.3, p.397-409, 2007.

ABÍLIO, F.J.P. **Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associado a macrófitas aquáticas em açudes do semiárido paraibano, Nordeste do Brasil.** Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP. p.175, 2002.

ABÍLIO, F.J.P.; WATANABE, T. Ocorrência de *Lymnaea columella* Say, 1817 (Gastropoda: Lymnaeidae), hospedeiro intermediário da *Fasciola hepatica*, para o Estado da Paraíba, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v.32, n.2, p.185-186, 1998.

BARBOSA, F.S. (Org.). **Tópicos em Malacologia Médica.** Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 1995.

BENTHEM-JUTTING, W.S.S. Über eine Sammlung nichtmariner Mollusken aus niederschlagsarmen Gebiete Nordost-Brasilien. **Archiv fuer Hydrobiologie**, v. 39, p. 458-489, 1944.

BROWN, K. M. Resource overlap and competition in pond snails: an experimental analysis. **Ecology**, v. 63, p.412-422, 1982.

FAUST, E. C. **Human helminthology:** a manual for physicians, sanitarians and medical zoologists. Ed. Lea & febiger, Philadelphia, 3.ed., 1949.

HAAS, F. Neue Binnen-Mollusken aus Nordost-Brasilien. **Archiv für Molluskenkunde.** v. 70, n.1, p.46-51, 1938.

JACOBSON, M. K. The freshwater prosobranch *Tarebia granífera* in Oriente, Cuba. **The Nautilus.** v. 89, n. 4, 1975.

JAECKEL, S. Short review of the Land and Freshwater Molluscs of the North-East States of Brazil. **Dusenía**. v.3, n.1, p.1-10, 1952.

KAUL, V.; PANDIT, A.K.; FOTEDAR, D.N. Ecology of freshwater snails (Gastropod Molluscs) in Haigam- A typical wetland of Kashmir. **Tropical Ecology**. v.21, n.1, p.32-46, 1980.

KLEEREKOPER, H. **Introdução ao estudo da Limnologia**. ed. da UFRGS, Porto Alegre, 2.ed., 1990.

LANZER, R.M.; SCHÄFER, A. Fatores determinantes da distribuição de moluscos dulceaquícolas em lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. **Acta Limnologia Brasiliensia**. v. 2, p. 649-675, 1988.

LANZER, R.M.; SCHÄFER, A. Molluscos dulceaquícolas como indicadores de condições tróficas em lagoas costeiras do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**. v. 47, n.1/2, p.47-56, 1987.

LEME, J.L.M. Morfologia geral dos moluscos, em particular da Classe Gastropoda. In: BARBOSA, F.S. (Org.). **Tópicos de Malacologia Médica**. Rio de Janeiro: Editora da FIOCRUZ, 1995.

LIMA, L. C. et al. Suscetibilidade de planorbídeos da região metropolitana de Belo Horizonte, MG (Brasil) ao *Angiostrongylus costaricensis* (Nematoda, Angiostrongylidae). **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 34, n. 5, p.399-402, 1992.

LOPRETTO, E.C.; TELL, G. **Ecosistemas de agues continentals: metodologias para su estudio**. Tomo II, Ediciones Sur, Argentina. 1995a.

LOPRETTO, E.C.; TELL, G. **Ecosistemas de agues continentals: metodologias para su estudio**. Tomo III, Ediciones Sur, Argentina. 1995b.

LUCENA, D. T. Planorbídeos transmissores da esquistossomose no Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Malariologia e Doenças Tropicais**. v. 15, n. 1, p. 13-26, 1963.

MACAN, T.T. **A guide to freshwater invertebrate animals**. Ed. Longman. 1981.

MALEK, E.A.; CHENG, T.C. **Medical and Economic Malacology**. Ed. Academic Press, New York & London. 1974.

MERCK, A. M. T. **Aspectos taxonômicos, morfológicos e autoecológicos de *Pomacea lineata* (Philippi, 1851) e *Pomacea papyracea* (Spix, 1827) Mollusca, Prosobranchia, nas áreas alagáveis dos rios Amazonas e Negro, AM..** p.232. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de São Carlos. São Paulo, 1994.

MESQUITA, E. F. M. **Anatomia e histologia do aparelho reprodutor e dados biológicos sobre *Pomacea* sp. (Mollusca, Gastropoda, Pilidae)**. Rio de Janeiro, p.88. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas), Rio de Janeiro, 1982.

MUNIZ, G.C.B.; RAMIREZ, L.V.O. Tufo calcáreo (Tufa) Quaternário com Moluscos, nos Estados da Paraíba e Pernambuco. **ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS. Anais**. v. 43, (Suplemento), p. 611-618, 1971.

OLIVEIRA, M.P.; ALMEIDA, M.N. **Malacologia**. Juiz de Fora, MG: Editar Editora Associada, 2000.

PAIN, T. *Pomacea* (Ampullariidae) of the Amazon River system. **Journal of Conchology**, v.24, n.12, p.421-432, 1960.

PARAENSE, W.L. Estado atual da sistemática dos planorbídeos brasileiros. **Arquivo do Museu Nacional do Rio de Janeiro**, v.55, p.105-128, 1975.

PARAENSE, W.L. Gastropoda. In: HURLBERT, S.H.; RODRIGUEZ, G.; SANTOS, N.D. (Eds). **Aquatic Biota of Tropical South America**. p.200-207, 1981.

PARAENSE, W.L. *Lymnaea columella* in Northern Brazil. **Mem. Inst. Oswaldo Cruz**, v.78, p.477-82, 1983.

PARAENSE, W.L. The genus *Plesiophysa*, with a redescription of *P. ornata* (Haas, 1938) (Gastropoda: Planorbidae). **Braz. J. Biol.**, v.62, n.2, p.333-338, 2002.

PAZ, R. J. et al. First record of *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in the state of Paraíba (Brazil) and its possible ecological implications. **Revista Nordestina de Biologia**, v.10, n.2, p.79-84, 1995.

PINTO, H.A.; MELO, A.L. *Physa marmorata* (Mollusca: Physidae) como hospedeiro intermediário de *Echinostoma exile* (Trematoda: Echinostomatidae) no Brasil. **Neotrop. Helminthol.**, v.6, n.2, p.291-299, 2012.

PIP, E. Species richness of freshwater gastropod communities in Central North America. **The Journal Molluscan Studies**, v.53, p.163-170, 1987.

POINTIER, J. P. The introduction of *Melanooides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) to the Island of Saint Lucia (West Indies) and its role in the decline of *Biomphalaria glabrata*, the snail intermediate host of *Schistosoma mansoni*. **Acta Tropica**, v.54, p.13-18, 1993.

SANTOS, E. **Moluscos do Brasil**. Coleção Zoologia Brasília, v.7, Ed. Itatiaia, Belo Horizonte. 1982.

SANTOS, S. B.; SANTOS, R. S. Malacofauna da tufa de três riachos, Município de Umbuzeiro, PB - Planorbidae. ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS. **Anais**. v.53, n.4, p.753-765, 1981.

SIMONE, L.R.L. **Land and Freshwater Molluscs of Brazil**. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 2006.

TELES, H.M.S.; MARQUES, C.C.A. Estivação de *Biomphalaria tenagophila* (Pulmonata, Planorbidae). **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v.23, n.1, p.76-78, 1989.

THOMAS, J. D.; DALDORPH, P. W. G. Evaluation of bioengineering approaches aimed at controlling pulmonate snails: The effects of light attenuation and mechanical removal of macrophytes. **Journal of Applied Ecology**, V. 28, p. 532-546, 1991.

UETA, M. T. Ocorrência de infecção natural de *Fasciola hepatica* Linnaeus, 1758 em *Lymnaea columella* Say, 1817 no Vale do Paraíba, SP, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 14, p. 230-233, 1980.

WATANABE, T. et al. **Relatório do Diagnóstico do Impacto Ambiental da transposição das águas do Rio São Francisco**. 1999 (dados não publicados)

CAPÍTULO XIV

ESTRATÉGIAS ADAPTATIVAS DE *Melanoides tuberculatus* A AMBIENTES AQUÁTICOS TEMPORÁRIOS DA REGIÃO SEMIÁRIDA (RESISTÊNCIA À DESSECAÇÃO)

FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABÍLIO⁴⁸

ALAÍDE A. FONSECA-GESSNER⁴⁹

MARIA JOSÉ DIAS DE ANDRADE⁵⁰



Fonte: Abílio (2002).

48 Doutor em Ciências pela UFSCar. Pós Doutor em Educação pela UFMT. Professor Associado IV do DME/CE/UFPB. Email: chicopegado@yahoo.com.br;

49 Profa. Dra. Sênior do Depto. de Hidrobiologia Centro de Ciências Biológicas e da Saúde/UFSCar. E-mail: gessner@ufscar.br

50 Licenciada em Ciências Biológicas pela UFPB. Especialista em Educação de Jovens e Adultos pela UFPB. Mestra em Educação (PPGE/UFPB). Doutoranda em Educação (PPGE/UFPB).

INTRODUÇÃO

As regiões áridas e semiáridas, com uma média anual de precipitação pluviométrica entre 25 e 500 mm, cobrem aproximadamente 1/3 da área da Terra e são habitadas por mais de 400 milhões de pessoas (COMÍN; WILLIAMS, 1994; WILLIAMS, 1999a; WILLIAMS, 1999b).

A biodiversidade nas zonas úmidas dentro das regiões áridas e semiáridas é significativamente elevada e muitas espécies são endêmicas e, têm uma distribuição geográfica restrita.

Os fatores determinantes dessa riqueza de espécies são: o tamanho do sistema aquático e os ciclos hidrológicos da região, entre outros. Os estágios e o grau de resistência permitem que as espécies colonizem águas temporárias e determinem as dinâmicas ecológicas e evolutivas das comunidades (BRENDONCK; WILLIAMS, 2000; WILLIAMS, 2000a), portanto os ecossistemas temporários têm importante valor na conservação da biodiversidade (WILLIAMS, 2000b).

No Nordeste do Brasil, rios, riachos e açudes sofrem grandes flutuações no nível da água, causadas principalmente pela alta taxa de evaporação, temperaturas elevadas e irregularidade da pluviosidade. Nessas condições os organismos aquáticos podem ser diretamente influenciados pelas mudanças físicas do ambiente, como o dessecamento parcial e/ou completo do leito dos reservatórios e riachos.

A fauna de gastrópodes é comum e abundante nessa região e, em muitos locais, representam a maioria dos invertebrados da

comunidade bentônica, porém estudos sobre as adaptações e a resistência dos invertebrados bentônicos que ocupam esses ambientes são escassos.

Muitos gastrópodes entram em estivação, permanecem num estado de dormência sem perda da vitalidade com o dessecação temporário do hábitat (TELES; MARQUES, 1989).

Segundo Vermeij e Covich (1978) espécies de moluscos de água doce do grupo Pulmonata apresentam crescimento rápido e maturação precoce, além de alto potencial reprodutivo e elevado poder de dispersão. Estas características, da história de vida, são típicas de espécies que colonizam rapidamente os sistemas aquáticos temporários.

Barbosa e Dobbin-Junior (1952) analisaram os efeitos da seca sobre uma espécie de Planorbidae. Posteriormente, outros autores estudaram as estratégias adaptativas dos Planorbidae a períodos de dessecação. Richards (1963) verificou que algumas espécies podem produzir lamelas fechando a abertura da concha e terem um comportamento de estivação. Em 1967, Cridland (1967) realizou experimentos em laboratório, com várias espécies desse grupo, para testar a resistência, das mesmas, a diferentes períodos de tempo em dessecação.

Várias pesquisas com *Biomphalaria glabrata* e *B. straminea* têm sido desenvolvidos no Nordeste do Brasil buscando o entendimento de como esses organismos sobrevivem aos períodos de seca. Os experimentos realizados por Barbosa e Dobbin-Junior, 1952; Barbosa e Barbosa, 1958, 1959 demonstraram que ambas as espécies podem resistir à dessecação completa ao longo de até cinco meses.

Estudos sobre os fatores que podem influenciar na sobrevivência de *Biomphalaria glabrata* na ausência de água foram publicados por Sturrock, em 1970. E, outras estratégias adaptativas da espécie, como o comportamento de se enterrarem no sedimento, foram registradas por Pieri et al. (1980).

Ainda, neste contexto encontram-se alguns trabalhos realizados com gastrópodes operculados (Prosobranchia). Imlay (1968) estudou a resistência deste grupo à dessecação; outros autores como Guimarães (1981) e Milward-de-Andrade (1981) pesquisaram especialmente *Pomacea*, e verificaram que as espécies deste gênero são bastante resistentes a dessecamientos intermitentes ou cíclicos dos biótopos naturais. Milward-de-Andrade (1981) analisou especificamente *P. lineata* do Lago da Pampulha (MG) e constatou a resistência desta espécie à dessecação por períodos que variaram de três a seis meses.

Melanoides tuberculatus (Thiaridae, Prosobranchia), também do grupo dos gastrópodes operculados, tem sido registrada como espécie predominante nos diversos açudes do estado da Paraíba (ABÍLIO et al., 2001). Esta espécie tem demonstrado elevada resistência aos diferentes impactos ambientais, desde poluição orgânica bem como ao dessecação de sistemas.

Diante dessas observações este trabalho teve como objetivo investigar a resistência, a sobrevivência de *M. tuberculatus* à dessecação e a sua capacidade de re-colonização pela fecundidade dos sobreviventes.

MATERIAL E MÉTODOS

Os espécimes de *Melanoides tuberculatus* (**Figura 1**) foram coletados em quatro açudes do semiárido paraibano: São Mamede (São Mamede), São Gonçalo (Sousa), Bodocongó (Campina Grande) e Taperoá II (Taperoá).

Figura 1 – *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobanchia: Thiariidae). (A). espécimes coletados no açude Bodocongó (Campina Grande); (B). indivíduos coletados no açude Taperoá II (Taperoá) e que sobreviveram a dessecação em laboratório; (C). espécimes associados ao sedimento litorâneo do açude São Mamede (São Mamede).



Fonte: Francisco Pegado.

Para a obtenção dos indivíduos foram feitos arrastos do sedimento na região litorânea dos açudes, utilizando-se para isto uma rede triangular manual (35x35x35 cm) com malha de 500 µm, exceto o material procedente do açude Taperoá II, o qual estava em dessecação, assim foram retirados blocos de sedimento com os gastrópodes que já se encontravam fora da água.

No laboratório, os organismos dos diversos locais foram mantidos em bandejas plásticas sem água, e permaneceram em dessecação, à temperatura ambiente, por intervalos diferentes de tempo.

O material dos açudes São Mamede (254 indivíduos) e São Gonçalo (102 indivíduos) foi mantidos em dessecação por um período de 1 mês. Aqueles organismos procedentes do açude Bodocongó (31 indivíduos) foram mantidos em dessecação por 5 meses e os blocos de sedimento do açude de Taperoá II permaneceram em dessecação por 3 meses (383 ind.) e 26 meses (555 ind.), respectivamente.

Após esses períodos de dessecação, os organismos foram colocados em contato com água declorada (água de torneira deixada em repouso num tanque por no mínimo 48 horas). Durante uma semana observou-se o comportamento e fez-se a contagem dos indivíduos vivos e os resultados foram expressos em porcentagem de sobrevivência e mortalidade. Para as análises da capacidade reprodutiva (fertilidade e liberação de filhotes), o material proveniente do açude Taperoá II, do experimento de 3 meses permaneceu em observação por 30 dias.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com a finalidade de se entender um pouco mais sobre as estratégias de sobrevivência de *M. tuberculatus* aos períodos de estiagens freqüentes da região Nordeste do Brasil, quando muitos sistemas aquáticos secam, os organismos desta espécie foram submetidos à dessecação.

Na **Quadro 01** são apresentados os resultados em porcentagens de sobrevivência e mortalidade dos indivíduos submetidos a tempos diferentes de dessecação.

Os resultados das análises, apesar de preliminares, indicaram que *M. tuberculatus* é resistente à falta de água por períodos prolongados de seca, porém a taxa de sobrevivência diminui com o aumento do tempo de dessecação (de seca).

Quadro 01 – Porcentagem de sobrevivência do gastrópode *Melanoides tuberculatus* a períodos de dessecação em condições de laboratório.

Tempo em Dessecação	Número Total de Indivíduos	Mortalidade	Sobrevivência
1 mês (material do açude São Mamede)	254	45 % (115 ind. mortos)	55 % (139 ind. vivos)
1 mês (material do açude São Gonçalo-Sousa)	102	50 % (51 ind. mortos)	50 % (51 ind. vivos)
3 meses (material do açude Taperoá II)	383	91 % (350 ind. mortos)	9 % (33 ind. vivos)
5 meses (material do açude Bodocongó)	31	87% (27 ind. mortos)	13 % (4 ind. vivos)
26 meses (material do açude Taperoá II)	555	99 % (550 ind. mortos)	1 % (5 ind. vivos)

Fonte: Dados da pesquisa.

Observou-se que daqueles indivíduos expostos a um mês em dessecação, cerca de 50% sobreviveram, enquanto que para aqueles expostos a três e cinco meses em dessecação, a sobrevivência diminuiu para quase 10 %. Após 26 meses em dessecação, apenas 1% sobreviveu.

Depois do período de seca, uma vez recolocados na água observou-se que os organismos retomaram os movimentos. Inicialmente, formaram pequenas bolhas de ar junto à abertura da concha ao redor de todo o opérculo.

No período de 30 minutos até 24 horas após o contato com a água os organismos vivos retomaram a locomoção. Observaram-se alguns procedimentos típicos da espécie como o rastejamento deixando marcas no sedimento do fundo do aquário e comportamento de se enterrarem no sedimento arenoso.

Os indivíduos retomaram o processo de alimentação após um período de 24 horas. Foram oferecidas principalmente algas filamentosas perifíticas que cresciam sobre areia de um tanque experimental do laboratório de ecologia da UFPB e também foram oferecidas folhas frescas de alface.

Os indivíduos que permaneceram em dessecação por um período de 3 meses foram mantidos em observação por um período de um mês com o intuito de se registrar a capacidade reprodutiva da espécie, depois de ter sido submetido ao período de dessecação.

Verificou-se que após 14 dias, além das 33 fêmeas sobreviventes à dessecação e que são partenogenéticas, constatou-se a presença 32 filhotes, elevando a população para 65 indivíduos. Depois de 26 dias registrou-se a ocorrência de 78 indivíduos, portanto mais 13 jovens.

Estes resultados demonstraram a elevada capacidade reprodutiva dos sobreviventes, em cerca de 100%, o que reflete numa recolonização rápida do sistema, pela espécie em estudo.

Algumas espécies de Gastropoda de água doce podem sobreviver ao dessecação do sistema aquático pelo desenvolvimento de várias estratégias, tais como: a produção de lamelas na concha, que resulta numa maior proteção do indivíduo e bastante comum em Planorbidae (RICHARDS, 1963 e 1967); secreção de uma substância mucosa impermeável que fecha toda a abertura da concha (WILLIAMS, 1987); o desenvolvimento de opérculo córneo ou calcáreo que veda completamente a concha (WILLIAMS, 1985); o desenvolvimento de sistema respiratório branquial e pulmonar facultativo e a elevada taxa reprodutiva como registrado para algumas espécies de Ampullariidae (KRETZCHMAR; HECKMAN, 1995).

Prentice (1983) estudou a espécie *Thiara granifera* (Gastropoda: Thiariidae) em riachos da Ilha Santa Lucia, República Dominicana e em Porto Rico e Perera et al. (1990) analisaram a mesma espécie em uma lagoa de Cuba. Ambos os trabalhos discutem a resistência desse tiarídeo à dessecação.

Apesar de *M. tuberculatus* apresentar uma grande capacidade de resistência à dessecação (DUDGEON, 1982), Pointer et al. (1991, 1992) constataram que esta espécie não ocorria ou era raro em habitats que secam periodicamente, como alguns riachos da Venezuela, onde este gastrópode foi eliminado após flutuações drásticas do nível da água.

Dudgeon (1986) para corpos aquáticos de Hong Kong, e Bedê (1992) para a Lagoa da Pampulha (MG, Brasil), observaram um número

elevado de embriões, superiores a 450, na bolsa reprodutiva de *M. tuberculatus*. Além disso, os jovens de *Melanoides* podem permanecer dentro da bolsa por períodos longos, como resultado da inibição da liberação de filhotes durante épocas desfavoráveis (inverno), no verão é grande a liberação de jovens.

Os resultados deste experimento confirmaram que cerca de 1% dos indivíduos resistiram até 26 meses em estivação. Aqueles sobreviventes, depois de três meses em dessecação foram capazes de dobrar o número de indivíduos da população em duas semanas (14 dias), conferindo uma elevada capacidade reprodutiva somada à vantagem de ser uma espécie partenogética.

No **Quadro 02** está apresentado um resumo geral sobre os principais mecanismos fisiológicos e comportamentais pelos quais os Moluscos de Água Doce sobrevivem à dessecação em ambientes temporários.

Quadro 02- Principais mecanismos fisiológicos e comportamentais pelos quais os Moluscos de Água Doce sobrevivem à dessecação em ambiente temporários da Caatinga.

TÁXON	MECANISMOS
GASTROPODA	O Opérculo veda completamente a abertura da concha e protege o animal (ex, <i>Pomacea lineata</i>)
	Desenvolvimento de um pseudo-pulmão em alguns prosobrânquios (ex, <i>Pomacea lineata</i>)
	Desenvolvimento de pseudo-brânquias em alguns pulmonados (ex, <i>Biomphalaria straminea</i>)
	Produção de lamelas vedando a concha (ex, <i>Biomphalaria Straminea</i>)

GASTRÓPODA	Secreção de uma substância mucosa impermeável que fecha toda a abertura da concha (ex, <i>Planorbidae</i>)
	Escravam o sedimento e permanecem em estivação (ex, <i>Melanoides tuberculatus</i>)
BIVALVIA	Jovens e adultos sobrevivem a dessecação

Fonte: informações baseadas e adaptadas de Abílio (2002); Barbosa e Barbosa (1958, 1959); Barbosa e Dobbin-Junior (1952); Guimarães (1981); Imlay (1968); Milward-de-Andrade (1981); Pieri et al. (1980); Richards (1963); Sturrock (1970); Williams (1985, 1987).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados obtidos, constatou-se em condições de laboratório, a grande capacidade de *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Thiaridae) de resistir à dessecação, sobrevivendo por até 26 meses em estivação.

Uma vez que este gastrópode tem sido registrado e introduzido em vários ecossistemas aquáticos em todo o Brasil e se estes forem passíveis a dessecamientos periódicos, esta espécie pode ter a oportunidade de sobreviver e dar continuidade ao seu ciclo biológico. Além de ser partenogenético e ovovivíparo, *Melanoides* também demonstrou uma grande capacidade reprodutiva logo após o período em dessecação, atingindo o dobro de sua população em doze dias.

Portanto, pode-se concluir que *M. tuberculatus*, embora uma espécie exótica para a região, está bem adaptada e pode ocupar com êxito os ambientes aquáticos temporários.

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F.J.P. **Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associado a macrófitas aquáticas em açudes do semiárido paraibano, Nordeste do Brasil.** Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP. p.175, 2002.

ABÍLIO, F.J.P., WATANABE, T.; PAZ, R.J. Occurrence, distribution and dispersion of freshwater molluscs in the State of Paraíba, Northeast, Brazil. **Revista Nordestina de Biologia**, João Pessoa, v. 15, n. 2, p.: 00-00, 2001.

BARBOSA, F.S.; BARBOSA, I. Dormancy during the larval stages of the trematode *Schistosoma mansoni* in snails estivating on the soil of dry natural habitats. **Ecology**, v. 39, n. 4, p. 763-764, 1958.

BARBOSA, F.S.; BARBOSA, I. Observation on the ability of the snail *Australorbis nigricans* to survive out of water in the Laboratory. **Journal of Parasitology**, v. 45, n. 6, p.627-630, 1959.

BARBOSA, F.S.; DOBBIN-JUNIOR, J.E. Effects of the dry season on *Australorbis glabratus* (Mollusca, Planorbidae). **Publicações Avulsas do Instituto Aggeu Magalhães**, v. 1, n. 11, p.145-148, 1952.

BEDÊ, L. C. **Dinâmica populacional de *Melanooides tuberculata* (Prosobranchia: Thiaridae) no Reservatório da Pampulha, Belo Horizonte, MG, Brasil.** Dissertação (Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais). p.112, 1992.

BRENDOCK, L.; WILLIAMS, W.D. Biodiversity in wetlands of dry regions (drylands). **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**, v. I, p. 181-194, 2000.

COMÍN, F.A.; WILLIAMS, W. D. Parched continents: our common future? **Limnology Now: a paradigm of planetary problems**, Elsevier Science, Ed. Margalef, R., p. 473-527, 1994.

CRIDLAND, C.C. Resistance of *Bulinus (Physopsis) globosus*, *Bulinus (Ph.) africanus*, *Biomphalaria pfeifferi* and *Lymnaea natalensis* to experimental desiccation. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 36, p.507-513, 1967.

DUDGEON, D. An investigation into some physical and biotic effects of flooding on reservoir mud previously subjected to a period of aerial exposure. **Hydrobiologia**, v. 97, p.27-35, 1982.

DUDGEON, D. The life cycle, population dynamics and productivity of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in Hong Kong. **Journal of Zoology**, v. 208 (A), p.37-53, 1986.

GUIMARÃES, C.T. Algumas observações de campo sobre biologia e ecologia de *Pomacea haustum* (Reeve, 1856) (Mollusca, Pilidae). **Memória do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, v.76. n.4, p.343-351, out/dez, 1981.

IMLAY, M.J. Resistance of fresh-water operculate snails to desiccation. **Nautilus**, v. 81, n.4, p.138-140, 1968.

KRETZSCHMAR, A.U.; HECKMAN, C.W. Estratégias de sobrevivência das espécies de Ampullariidae (Mollusca, Gastropoda) durante mudanças das condições ambientais extremas do ciclo sazonal sob o clima tropical úmido-e-seco. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.7, p.60-66, 1995.

MILWARD-DE-ANDRADE, R. Resistência à dessecação de *Pomacea haustum* (Reeve, 1856) capturados no Lago da Pampulha, Belo Horizonte, MG (Brasil) (Mollusca, Pilidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v.41, n.1, p.215-221, 1981.

PERERA, G. et al. Effectiveness of three biological control agents against intermediate hosts of snail-mediated parasites in Cuba. **Malacological Review**, v. 23, p. 47-52, 1990.

PIERI, O.S.; RAYMUNDO, J.S.; JURBERG, P. Estudos sobre o comportamento dos planorbídeos: II - enterramento de *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818) como meio de proteção á dessecação. **Memória do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, v. 75, n. 1-2, p. 83-88, 1980.

POINTIER, J. P. et al. Life history traits of three morphs of *Melanooides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae), an invading snail in the French West Indies. **Journal Molluscan Studies**, v. 58, p. 415-423, 1992.

POINTIER, J. P. et al. Limiting factors in biological control of the snail intermediate hosts of *Schistosoma mansoni* in Venezuela. **Journal Medicine and Applied Malacologia** v. 3, p. 53-67, 1991.

PRENTICE, M. A. Displacement of *Biomphalaria glabrata* by the snail *Thiara granifera* in field habitats in St. Lucia, West Indies. **Annals of Tropical Medicine and Parasitology**, v. 77, n. 1, p. 51-59, 1983.

RICHARDS, C.S. Apertural lamellae, epiphragms, and aestivation of planorbid mollusks. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 12, p. 254-263, 1963.

RICHARDS, C.S. Estivation of *Biomphalaria glabrata* (Basommatophora: Planorbidae): associated characteristics and relation to infection with *Schistosoma mansoni*. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 16, n. 6, p. 797-802, 1967.

STURROCK, R.F. An investigation of some factors influencing the survival of St. Lucian *Biomphalaria glabrata* deprived of water. **Annals of Tropical Medicine and Parasitology**, v. 64, n. 3, p. 365-371, 1970.

TELES, H.M.S.; MARQUES, C.C.A. Estivação de *Biomphalaria tenagophila* (Pulmonata, Planorbidae). **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 76-78, 1989.

VERMEIJ, G.J.; COVICH, A.P. Coevolution of freshwater gastropods and their predators. **The American Naturalist**, v. 112, n. 987, p. 833-843, 1978.

WILLIAMS, D.D. **The ecology of temporary waters**. Ed. Croom Helm, London & Sydney, p.193, 1987.

WILLIAMS, W.D. Biodiversity in temporary wetlands of dryland regions. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 27, p. 141-144, 2000a.

WILLIAMS, W.D. Biotic adaptations in temporary lentic waters, with special reference to those in semi-arid and arid regions. **Hydrobiologia**, v.125, p.85-110, 1985.

WILLIAMS, W.D. Dryland lakes. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v.5, p.207-212, 2000b.

WILLIAMS, W.D. Salinisation: a major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v.4, p.85-91, 1999b.

WILLIAMS, W.D. Temporary Wetlands: neglected lakes. **Newsletter: International Lake Environment Committee Foundation**, n.33, p.2-3, 1999a.

CAPÍTULO XV

**ANNELIDA, CRUSTACEA, NEMATODA E ACARI
ASSOCIADOS AO SEDIMENTO LITORÂNEO DE
CORPOS AQUÁTICOS DA CAATINGA PARAIBANA**

FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABÍLIO⁵¹
THIAGO LEITE DE MELO RUFFO⁵²
MYLLER GOMES MACHADO⁵³

51 Doutor em Ciências pela UFSCar. Pós Doutor em Educação pela UFMT. Professor Associado IV do DME/CE/UFPB. Email: chicopegado@yahoo.com.br ;

52 Doutor em Educação (PPGE/UFPB). Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA/UFPB). Professor do IFPB Campus – Cabedelo. E-mail: thiagoruffo@yahoo.com.br;

53 Licenciado em Ciências Biológicas pela UFPB. Mestre PRODEMA/UFPB. Doutorando em Educação PPGE/UFPB. Email: myller-20@hotmail.com.

INTRODUÇÃO

A comunidade de invertebrados bentônicos de corpos aquáticos continentais é composta por uma grande variedade de grupos taxonômicos, podendo viver associados ao substrato, seja sobre sua superfície (Epibentônicos) ou em seu interior (Endobentônicos) (BRANDIMARTE et al., 2004), e são importante elos nas teias alimentares e como bioindicadores de qualidade ambiental.

Segundo o tamanho dos organismos zoobentônicos, o qual é determinado utilizando-se peneiras de diferentes tamanhos de abertura de malha, Esteves (1998) propõem a seguinte classificação: Microbentos (animais retidos em peneiras com abertura de malha menor que 0,20 mm, por exemplo, protozoários; rotíferos; microcrustáceos), Mesobentos ou Meiobentos (retidos em peneiras de 0,30 a 0,80 mm de abertura de malha - exemplo: ostrácodes, nematódeos, pequenos anelídeos; e Macrobentos (animais retidos em peneira de 1-2 mm de abertura de malha - ex: moluscos, larvas e ninfas de insetos, crustáceos);

Abordaremos neste capítulo os macroinvertebrados bentônicos dos grupos Nematoda, Annelida (Hirudinea e Oligochaeta), Crustacea (Ostracoda, Conchostraca, Anostraca e Decapoda) e Acari de corpos aquáticos inseridos no Bioma Caatinga em regiões do semiárido paraibano.

Os Nematoda (nematóides) são vermes bilaterais não segmentados e formam o maior filo de asquelmintos, com cerca de 25.000 espécies descritas, estando assim entre os animais multicelulares mais numerosos e largamente disseminados (BRUSCA; BRUSCA,

2007). Provavelmente esse número de espécie extrapolem muitas vezes mais essa diversidade de “*espécies não descritas*”, e daí a importância de investir em pesquisas sobre essa biocenose.

Em artigo publicado por Agostinho; Thomaz; Gomes (2005), os dados apontam para uma estimativa de 93 espécies de Nematoda em águas continentais do Brasil, salientando que se não existissem os problemas ambientais (poluição e eutrofização, assoreamento, construção de barragens e controle de cheias, sobrepesca e introdução de espécies exóticas) afetando a fauna aquática, muitas outras espécies poderiam ser descobertas, o que nos leva a acreditar que o número acima ainda é subestimado.

De acordo com Ruppert e Barnes (1996), os Nematoda podem ser parasitas ou de vida livre, sendo encontrados no mar, na água doce ou no solo. Eles aparecem desde as regiões polares até os trópicos, em todos os tipos de ambientes, incluindo desertos, altas elevações montanhosas e grandes profundidades oceânicas. Os Nematoda não-parasitas são animais bentônicos e vivem nos espaços intersticiais de florescimentos de algas e especialmente em sedimentos e solos aquáticos.

Em relação ao filo Annelida, correspondem aos vermes bilaterais segmentados e inclui as subclasses Oligochaeta (minhocas) e Hirudinea (sanguessugas), pertencentes à classe Clitellata. De acordo com Rocha (2003), este filo é representado por 9.000 espécies vivas que podem ocorrer em ambientes marinhos, de água doce ou terrestres, sendo sua maioria de vida livre, algumas espécies sedentárias ou tubícolas e algumas poucas espécies comensais e parasitas.

Ainda de acordo com Rocha (2003), os Oligochaeta podem ser dividido, em relação ao tamanho-comprimento, em dois grupos: os microdrilos e megadrilos. Os microdrilos são pequenos, com cerca de 10 mm de comprimento e raramente excedendo 50 mm, e geralmente aquáticos. Já os megadrilos são maiores, atingindo até 4 m de comprimento e são usualmente terrestres.

Em relação à subclasse Hirudinea, que no geral denominados sanguessugas, possuem um corpo com número fixo de segmentos e cerdas em pequena quantidade ou ausentes. A maioria vive em habitats de água doce ou marinhos, umas poucas são semiterrestres; ectoparasitas, predadoras ou detritívoras (BRUSCA; BRUSCA, 2007).

No tocante aos artrópodes limnéticos, estes são representados por um grupo variado de organismos, compreendendo crustáceos, diversos grupos de insetos e ácaros.

Segundo Ruppert e Barnes (1996), os Crustáceos apresentam um corpo formado por uma cabeça com 5 segmentos e um longo tronco pós-cefálico, este geralmente dividido em dois tagmas (que caracteriza o cefalotórax e o abdômen). Atualmente, já foram descritas mais de 67.000 espécies, e provavelmente um número 5 ou 10 vezes maior de espécies estão ainda para serem descobertas e catalogadas (BRUSCA; BRUSCA, 2007). Podemos dividir os crustáceos em microcrustáceos e macrocrustáceos, sendo os primeiros representados pelos grupos Branchiopoda (Anostraca e Conchostraca, por exemplo), Ostracoda e Copepoda, e os segundos pelos indivíduos da classe Malacostraca (Decapoda, por exemplo) (ROCHA, 2003).

Em relação à ordem Acari, é um táxon difícil de ser caracterizado e pode representar um agrupamento polifilético. Todavia, sabemos que

a maioria dos representantes é terrestre, muitos são parasitas e alguns invadiram ambientes aquáticos (BRUSCA; BRUSCA, 2007).

No estado da Paraíba, os estudos sobre os macroinvertebrados bentônicos ocorreram em diversos ambientes aquáticos de vários municípios, através de projetos de pesquisa de iniciação científica, graduação, mestrado, doutorado e, de modo mais recente, no período de 2002 a 2010, por meio do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/CNPq)⁵⁴, sítio Caatinga, através do subprojeto “Taxonomia e ecologia de Macroinvertebrados bentônicos”.

Assim sendo, objetivou-se neste trabalho realizar um levantamento da biodiversidade de alguns grupos de macroinvertebrados (Nematoda, Annelida, Crustacea e Acari) de ambientes aquáticos da caatinga paraibana.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas coletas do sedimento litorâneo em 19 ambientes aquáticos de diversos municípios do Estado da Paraíba, conforme mostra o **Quadro 01**.

A coleta do sedimento deu-se a uma distância máxima de 3m da margem e profundidade máxima de 1m. Utilizou-se como instrumentos de coleta um pegador manual (rede em D) com abertura de malha de 500µm e uma draga do tipo van Veen de 400cm² de área. Em cada ponto de coleta foram feitas três sub-amostragens, sendo o sedimento coletado transferido para sacos plásticos e fixado

⁵⁴ Para mais informações sobre o PELD/CNPq, acesse <http://www.dse.ufpb.br/peldcaatinga/>

em formol a 4%. No laboratório, as amostras foram lavadas em água corrente, e o material retido em peneiras de malhas 500 e 210µm sobrepostas foi colocado em potes plásticos e conservado em formol a 4%. Posteriormente, o material foi analisado em processo de triagem. Nesta etapa, foram colocadas pequenas quantidades da amostra em uma bandeja de plástico, formato retangular, com certa quantidade de água e, colocada sobre uma caixa adaptada com luminárias de modo a permitir a passagem de luz, facilitando a separação dos organismos.

Quadro 01- Municípios e ambientes onde se realizaram as coletas da fauna de macroinvertebrados bentônicos de corpos aquáticos inseridos no Bioma Caatinga.

MUNICÍPIO	AMBIENTE AQUÁTICO
Boa Vista	Lagoa do Serrote
Boqueirão	Açude Epitácio Pessoa “Boqueirão”
Campina Grande	Açude Bodocongó
Coremas	Açude Coremas-Mãe D’água
Diamante	Rio Piancó
Patos	Açude Jatobá
Pombal	Açude Pombal; Rio Piranhas
São João do Cariri	Açude Afogados; Açude Namorados; Riacho Avéloz; Rio “Poço São João”; Rio Taperoá “Ponte”
São José dos Cordeiros	Açude São José dos Cordeiros
Soledade	Açude Soledade
Sousa	Açude São Gonçalo
Taperoá	Açude Taperoá II “Taperoá”; Lagoa Panati

Fonte: Dados da pesquisa.

Os indivíduos encontrados foram colocados em frascos de vidro com álcool etílico a 70% para posterior identificação, a qual foi feita sob estereomicroscópio binocular Zeiss, utilizando material bibliográfico especializado: Ward e Whipple (1959), Pennak (1978),

Macan (1981), Righi (1984), Brinkhust e Marchese (1989), Lopretto e Tell (1995a, b), Buckup e Bond-Buckup (1999).

Concomitantemente, ocorreu uma revisão bibliográfica e documental dos estudos realizados sobre a fauna de anelídeos, crustáceos e outros macroinvertebrados bentônicos em áreas da Caatinga paraibana, tais como, Abílio (1997; 2002), Abílio et al. (2006; 2007), Albuquerque (2008), Brito-Júnior (2001), Florentino (2006), Ruffo (2008), Santana (2006), Souza (2006; 2009), bem como através de dados de relatórios de pesquisas do PIBIC/IC e diários de campo realizados pela equipe do laboratório de ecologia aquática da UFPB, desde os anos de 1994 até 2006.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram realizadas coletas em 19 ambientes aquáticos, sendo doze açudes, cinco rios/riachos e duas lagoas, nos quais foram registrados 11 taxa de Nematoda, Annelida, Crustacea e Acari (**Figura 01; Quadro 02**).

Figura 01 – Representantes de Hirudinea (*Glossiphonia* sp.) (A), Oligochaeta (B) e Crustacea Decapoda (*Macrobrachium* sp.) de corpos aquáticos da Caatinga Paraibana.



Fonte: acervo do GEPEA-PB.

Os ambientes que apresentaram maior riqueza taxonômica foram Açude Taperoá II (Taperoá) (7 taxa), Lagoa Panati e Serrote (6 taxa), e Açude Jatobá e Riacho Avéloz (5 taxa). Já os ambientes de menor frequência de ocorrência de invertebrados foram Rio Taperoá “Ponte” e Açude São Mamede, com apenas um táxon registrado para cada ambiente.

Dentre os grupos estudados o mais frequente foi Annelida, estando presente em todos os ambientes estudados, excetuando-se apenas o Rio Taperoá “Ponte”. Registraram-se duas subclasses deste filo: Oligochaeta e Hirudinea, com registros em 15 e 14 ambientes, respectivamente. Para ambas as subclasses foi possível realizar a identificação (não em todos os casos) até o nível de família, onde

registrou-se a presença de Tubificidae (Oligochaeta) e Glossiphoniidae (Hirudinea).

Os Oligochaeta, em muitos ecossistemas limnéticos, constitui o principal componente da fauna de macroinvertebrados, em termos de densidades populacionais. De fato, a partir do levantamento realizado, foi possível constatar elevadas abundâncias e densidades de Oligochaeta, sendo estes frequentes nos diversos tipos de ambientes e em diferentes estações sazonais dos ecossistemas aquáticos da caatinga paraibana.

Em estudos realizados no açude São José dos Cordeiros, Brito-Júnior (2001) constatou que metade da fauna de macroinvertebrados bentônicos era composta de Oligochaeta. Já Ruffo (2008) registrou para a lagoa Panati uma abundância bem mais elevada, sendo 88,43% do total da fauna de macroinvertebrados bentônicos composta por Oligochaeta. Em estudos com substrato artificiais, Souza (2009) e Florentino (2006) também registraram elevadas abundâncias de Oligochaeta, sendo de 86,1% no açude Jatobá e 70,79% para o açude Namorados, respectivamente.

Estes organismos são favorecidos pelo enriquecimento orgânico e frequentemente são os invertebrados dominantes com o aumento do processo de eutrofização (ABÍLIO, 2002). Para Piedras et al. (2006), os Oligochaeta são animais bentônicos que podem apresentar amplas tolerâncias a poluição, sendo portanto indicadores de elevado teor de matéria orgânica, em ambientes com valores de densidades populacionais elevados.

Isso pode ser explicado pelo fato de os Oligochaeta disporem de uma série de adaptações morfofisiológicas que auxiliam a sua

sobrevivência em ambiente com déficit de oxigênio. Entre essas adaptações, destacam-se a ventilação ondulatória do abdome, a presença de pigmentos respiratórios e mecanismos fisiológicos de desintoxicação (MONKOLSKI et al., 2006).

Corroborando com estas informações, Ruffo (2008), em estudos na lagoa Panati, constatou que este *táxon* foi mais abundante em meses que apresentaram percentuais mais elevados de matéria orgânica no sedimento. Já Souza (2009) observou que nos locais onde se obteve um elevado teor de matéria orgânica no sedimento, foi constatada uma baixa riqueza taxonômica de zoobentos. Para o autor, os organismos mais beneficiados com o aumento de matéria orgânica no sedimento foram os Oligochaeta.

De acordo com Strixino e Trivinho-Strixino (2006), os Oligochaeta são importantes no papel de converter matéria orgânica em alimento disponível para outros consumidores, além de serem parcialmente responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Assim, a presença dos Oligochaeta nos ecossistemas límnicos é de grande importância para a fauna aquática, uma vez que esses organismos são responsáveis pelo processo de liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água (ESTEVES, 1998).

Em relação aos Tubificidae, em geral são animais aquáticos e relativamente pequenos, pertencendo ao grupo dos microdilos. De acordo com Rocha (2003), esta família é um importante componente da comunidade bentônica, e algumas espécies são frequentemente encontradas em altas densidades em ambientes poluídos. Abílio (2002), em estudos com macroinvertebrados bentônicos no açude Bodocongó, ecossistema com características hipereutrófico, constatou

maiores densidades de Tubificidae (Oligochaeta) em meses de menor pluviosidade, quando havia uma elevada quantidade de poluição orgânica.

Apesar de sua importância, os Oligochaeta de água doce ainda são pouco estudados, mesmo a nível mundial. Para Righi (1984),

as dificuldades técnicas encontradas nos estudos destes organismos e a consequente morosidade dos trabalhos, aliados à falta de beleza e de comportamentos vistosos, fizeram dos Oligochaeta um grupo mal conhecido, mesmo quando comparado com outros vermes animais tradicionalmente mal estudados (RIGHI, 1984, p.5).

Ainda de acordo com Righi (1984) muitos pesquisadores fazem uma abordagem taxonômica superficial, suficiente apenas para a caracterização imediata de suas espécies, sem preocupação maior com pesquisas futuras de espécies e afins e com uma visão global do grupo, tornando difícil um maior conhecimento deste grupo.

Quadro 02 - Ocorrência dos taxa de Nematoda, Annelida, Crustacea e Acari de água doce de diferentes ambientes aquáticos do estado da Paraíba.

GRUPO TAXONÔMICO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
1. NEMATODA	+	+		+				+											
2. ANNELIDA																			
2.1 HIRUDINEA																			
Glossiphoniidae	+	+		+	+	+	+	+		+	+			+	+	+	+		+
2.2 OLIGOCHAETA																			
Oligoquetos não identificado	+	+		+	+	+		+		+		+	+						
Tubificidae					+				+		+								
3a. Arthropoda (CRUSTACEA)																			
3.1 BRANCHIOPODA																			
Anostraca																			
<i>Branchinecta</i> sp.					+														
Conchostraca																			
Conchostrácodes não identificado	+	+	+		+		+	+	+										+
<i>Lynceus</i> sp.														+					
3.2 MALACOSTRACA (DECAPODA)																			
<i>Macrobrachium</i> sp.									+				+			+			
<i>Macrobrachium jelski</i>					+						+								
3.3 OSTRACODA	+	+		+	+	+	+		+									+	+
3.b Arthropoda (CHELICERATA)																			
ACARI																			
Hydracarina	+	+				+		+	+										

1. Lagoa Serrote (Boa Vista); 2. Lagoa Panati (Taperoá); 3. Rio Taperoá “Ponte” (São João do Cariri); 4. Rio “Poço São João” (São João do Cariri); 5. Açude Taperoa II (Taperoá); 6. Açude Namorados (São João do Cariri); 7. Açude Afogados (São João do Cariri); 8. Riacho Avéloz (São João do Cariri); 9. Açude Jatobá (Patos-PB); 10. Açude São José dos Cordeiros (São José dos Cordeiros-PB); 11. Açude Bodocongó (Campina Grande); 12. Açude São Mamede (São Mamede); 13. Açude São Gonçalo (Sousa); 14. Açude Soledade (Soledade); 15. Rio Piranhas (Pombal); 16. Açude Coremas-Mãe D’água (Coremas); 17. Rio Piancó (Diamante); 18. Açude Epitácio Pessoa “Boqueirão” (Boqueirão); 19. Açude Pombal (Pombal).

Alguns inventários taxonômicos apontam para uma diversidade de 110 espécies conhecidas de Oligochaeta, considerando as Américas do Sul e Central. Destas, cerca de 25 são comuns, desenvolvendo densas populações (ROCHA, 2003). Em águas doces brasileiras são conhecidas 68 espécies e subespécies de Oligochaeta, pertencentes a diferentes famílias (RIGHI, 1984).

A outra subclasse de Annelida registrada foi Hirudinea, com todos os organismos pertencendo à família Glossiphoniidae. Os resultados apontam para uma grande frequência deste *táxon*, contudo, com baixa abundância e densidade nas diferentes estações sazonais, representando assim, um percentual pequeno do total da fauna nos diferentes ecossistemas aquáticos da caatinga paraibana.

Assim como os Oligochaeta, os Hirudinea também são pouco conhecidos, apesar de bem distribuídos nas águas doces do Brasil. No entanto, ainda são escassos os estudos que apresentem mais informações sobre este grupo. Na maioria das vezes os registros de Hirudinea são de pesquisas sobre a composição da fauna de macroinvertebrados bentônicos associados ao sedimento ou como parasitas de peixes.

Em um trabalho realizado no rio Guandu (Rio de Janeiro), feito com 60 espécimes do peixe conhecido popularmente como “bagre-pintado” (*Pimelodus maculatus*), foram encontrados a presença vários parasitas, dentre os quais 1% eram pertencentes à subclasse Hirudinea (SANTOS; LEMOS-PITA; BRASIL-SATO, 2007). Ainda no rio Guandu, Azevedo, Abdallah e Luque (2006), analisando 50 espécimes de acarás (*Geophagus brasiliensis*), constataram que até 14% dos parasitas encontrados nos espécimes pertenciam à família Glossiphoniidae. Já no trabalho realizado por Paraguassú e Luque

(2007), também realizado no Rio de Janeiro, mas no reservatório de Lajes, foram analisados os parasitas presentes em 231 espécimes de seis espécies diferentes de peixes, e em cinco destas foram encontradas Hirudinea como parasita, todos pertencentes à família Glossiphoniidae.

Assim como os Annelida, os Crustacea (**Figura 02**) também tiveram boa representatividade, sendo registrados em 16 dos 19 ambientes estudados (ver **Quadro 02**). Registrou-se indivíduos de três classes (Branchiopoda, Malacostraca e Ostracoda) e de seis taxa diferentes. Na maioria dos casos foi possível realizar a identificação até o nível de gênero, e em um caso, até a nível de espécie.

Os crustáceos Conchostraca e Ostracoda foram os grupos mais representativos, sendo registrados em praticamente metade dos ambientes estudados. Já os taxa *Branchinecta* sp. (Anostraca) e *Lynceus* sp. (Conchostraca) apareceram em apenas um ambiente, sendo assim os de menor representatividade.

De acordo com os dados de Abílio (2002) o anostrácode *Branchinecta* sp. (camarão-fada), típico de ambientes temporários, foi registrado no açude Taperoá II apenas no mês de março/1999 (18,63 % do total da fauna bentônica), período de elevada pluviosidade, e quando foram registrados baixos valores de salinidade, condutividade elétrica, dureza total e alcalinidade da água.

Segundo Brown e Carpelan (1971) a ocorrência de *Branchinecta mackini* em lagoas temporárias do deserto Mohave (Califórnia, USA) foi observada apenas quando a condutividade elétrica não ultrapassou 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Isto pode justificar a ausência de *Branchinecta* sp. no açude Taperoá II no período de julho/1998 a

janeiro/1999, quando os valores de condutividade foram superiores a $3500 \mu\text{S cm}^{-1}$ (ABÍLIO, 2002).

Os Conchostraca (Classe Branchiopoda) abriga indivíduos que tem como principais características um corpo comprimido lateralmente, totalmente envolvido por uma carapaça bivalve que se prende dorsalmente ao animal e olhos sésseis discerníveis na região cefálica. São animais geralmente de encontro esporádico devido à periodicidade de sua ocorrência (YOUNG, 1999). Para o autor, o melhor período de coletas ocorre durante o início do ciclo das chuvas, quando há um grande número de poças temporárias com recursos disponíveis.

Corroborando com as informações acima, Souza (2006), em estudos realizados na lagoa Panati, observou que os Conchostraca, assim como os Ostracoda foram favorecidos com a precipitação pluviométrica e dissolução dos sais na água. Para o autor, a entrada de material alóctone nessa lagoa e a redução da temperatura propiciaram a dominância desses animais nesse ecossistema.

Na lagoa Panati, Souza (2006) e Ruffo (2008) constataram que os Conchostraca e Ostracoda foram bastante frequentes tanto na estação seca quanto chuvosa, todavia, apresentaram sempre baixa abundância e densidade, representando na grande maioria das vezes um percentual pequeno do total da fauna de macroinvertebrados bentônicos nos diferentes ecossistemas aquáticos da caatinga paraibana. Dados semelhantes foram observados por Albuquerque (2008), em estudos da fauna bentônica da lagoa Serrote. Assim, podemos dizer que os crustáceos Conchostraca e Ostracoda são animais frequentes em ambientes temporários da caatinga paraibana.

A classe Ostracoda, constitui um grupo bem definido dentro dos crustáceos, com características morfológicas bastante peculiares. Possuem corpo totalmente envolvido por uma carapaça calcária-bivalve, são pequenos, com tamanho variando entre 0,35 a 7,0 mm para os organismos de água doce (WÜRDIG; PINTO, 1999). Estimativas apontam para um número de 1.700 espécies de Ostracoda no mundo, todos aquáticos e destes, cerca de um terço, isto é, aproximadamente 600 espécies, têm ocorrência nas águas doces (ROCHA, 2003).

Abílio (1994), em trabalho realizado entre setembro de 1992 a dezembro de 1993 nos sedimentos dos reservatórios de Gramame e Mamuaba (Alhandra-PB), registrou a presença frequente de Ostracoda, principalmente em regiões de sedimentos arenosos finos. Os meses onde ocorreram maior representatividade destes organismos foram em outubro de 1992 (208 ind.m²), em abril com 80 ind./m² e em dezembro do mesmo ano com 40 ind.m².

De acordo com Würdig e Pinto (1999), os Ostracoda são encontrados na maioria dos ambientes de água doce, onde geralmente fazem parte do meiobentos, embora existam espécies planctônicas. Todavia, para Monkolski et al. (2006), os Ostracoda correspondem a um grupo tipicamente bentônico. Os autores acrescentam que este grupo apresenta certa tolerância a estresses por baixa concentração de oxigênio, podendo se sobressair nestas condições. Corroborando com esta informação, Ruffo (2008) e Albuquerque (2008) registraram, para as lagoas Panati e Serrote, respectivamente, maior abundância relativa e densidade populacional de Ostracoda quando foi registrada a menor quantidade de oxigênio dissolvido na água, devido a elevada quantidade de matéria orgânica no sedimento.

Würdig (1988) em estudos nas lagoas de Tramandaí e Armazém (RS) registrou elevadas densidades populacionais de ostrácodes, principalmente *Cyprideis riograndensis*, com densidades de até 9.000 ind./m² em áreas com elevadas concentrações de matéria orgânica, e por esse motivo, segundo a autora, estes crustáceos podem ter um importante papel na ciclagem de matéria orgânica.

Os ostrácodes são importantes nas cadeias alimentares dos sistemas aquáticos continentais e consta na literatura que alguns de maior tamanho seriam predadores das formas jovens de moluscos gastrópodes do gênero *Biomphalaria*, sendo assim de importância no controle biológico da esquistossomose (ROCHA, 2003). Além disso, representa o grupo mais utilizado em estudos estratigráficos, paleogeográficos e paleoecológicos (WÜRDIG; PINTO, 1999).

Milward-de-Andrade et al (1971) e Guimarães (1978) em estudos experimentais em laboratório, reportaram sobre a predação de indivíduos jovens de *Biomphalaria glabrata*, vetor das Esquistossomose, respectivamente, por Ostracoda (*Cyprretta* sp) e *Helobdella triserialis* (Hirudinea), sendo portanto potencialmente considerados agentes competidores/predadores desses moluscos.

Em relação à subclasse Malacostraca, para os ambientes estudados, foram registrados dois taxa de *Macrobrachium*.

Para os açudes de São Mamede e São Gonçalo, de acordo com os dados de Abílio (1997), o camarão *Macrobrachium* sp. estava bem representado, principalmente no açude São Gonçalo, onde o mesmo foi registrado em quase todo o período estudado. Já para os açudes Bodocongó e Taperoá II, *Macrobrachium jelskii* (Decapoda: Palaemonidae) foi frequente e chegou a contribuir com 32% e 55%,

respectivamente, do total da fauna dos organismos zoobentônicos (ABÍLIO, 2002).

Segundo os Relatórios do DNOCS (1978, 1982 e 1996) foram introduzidos nos açudes nordestinos duas espécies de camarões (*Macrobrachium amazonicum* e o *Macrobrachium jelskii*), sendo estes responsáveis por uma boa produção pesqueira.

Este gênero é bastante importante, não só pelo grande número de espécies, mas pela ampla distribuição geográfica e importância econômica (ROCHA, 2003). Existem no mundo 194 espécies e subespécies de *Macrobrachium*; no Brasil ocorrem 18 espécies, todas de importância econômica.

A principal importância econômica dos representantes do gênero *Macrobrachium* está na sua utilização, com sucesso, em programas de carcinicultura, mais desenvolvida no norte e no nordeste do País, regiões com temperaturas mais elevadas (BOND-BUCKUP; BUCKUP, 1999). O cultivo de camarões de água doce é um dos setores da aquicultura que mais cresce no mundo (VALENTI, 2002).

No que concerne aos Acari, foram encontrados indivíduos desta subclasse em cinco ambientes diferentes, como descritos no **Quadro 02**. Atualmente, os registros apontam para 6000 espécies de ácaros aquáticos “verdadeiros” existentes em todo o mundo, distribuído em oito superfamílias, 57 famílias e cerca de 420 gêneros (DI SABATINO et al., 2008), destes, cerca de 332 espécies encontram-se nas águas doces brasileiras (ROCHA, 2003).

Os ácaros, também conhecidos como Hydracarina, Hydrachnidia ou Hydrachnellae, são encontrados em ambientes

lênticos e lóticos, geralmente associados a substratos lodoso ou arenoso, à rizosfera de plantas flutuantes ou a plantas submersas, geralmente em regiões de litoral, mas também são encontrados em poças, rios e açudes, temporários ou não (CASTRO, 2013). Esses organismos podem resistir bem a ambientes pouco oxigenados, pois aproveitam eficientemente o oxigênio atmosférico e dispõem de rápida mobilidade dentro da coluna de água, realizando rápidas migrações verticais (MONKOLSKI et al., 2006).

O grupo menos representativo foi Nematoda, sendo registrado em apenas quatro ambientes diferentes (ver **Quadro 02**).

Os resultados são semelhantes à pesquisa realizada por Abílio (1994) na Bacia Hidrográfica do Rio Gramame (Paraíba) durante o período de setembro de 1992 a dezembro de 1993. As coletas eram realizadas mensalmente, e apenas no mês de dezembro de 1993 que foram encontrados organismos pertencentes aos Nematoda (densidade 16 ind./m²), neste trabalho a malha era de 500 µm, ou seja, igual a que usamos em nossas coletas.

Já em um trabalho de Sampóns (1998), estudando a fauna zoobentônica do Rio Arrecifes (Buenos Aires – Argentina), observou-se uma maior representatividade deste táxon na comunidade, na coleta obteve-se uma densidade de 39.000 ind./m², mas vale salientar que a malha utilizada pelo pesquisador era de 200 µm. Todavia o calibre da malha pode ter influenciado na quantidade de indivíduos coletados, porém ressaltamos que a nossa pesquisa era relacionada a macroinvertebrados, assim justifica-se o tamanho da malha que utilizamos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir das pesquisas realizadas sobre a fauna de Annelida, Crustacea, Nematoda e Acari, observou-se que os Oligochaeta foram os que apresentaram maiores abundâncias e densidades nos ecossistemas aquáticos da caatinga paraibana, sendo estes frequentes nos diversos tipos de ambientes e diferentes estações sazonais.

Ademais, para muitos grupos dos macroinvertebrados bentônicos de ecossistemas aquáticos da caatinga paraibana, encontraram-se poucas informações acerca de aspectos bio-ecológicos destes organismos, sendo a maioria destas restritas a inventários taxonômicos. Os grupos que mais se enquadraram nesta problemática foram Nematoda e Acari.

Outra dificuldade para o estudo da fauna de macroinvertebrados bentônicos diz respeito à identificação a níveis mais específicos dos organismos, visto a carência de material bibliográfico especializado para a fauna da caatinga paraibana. Além disso, muitas das instituições/órgãos de pesquisa da região não dispõem de bons acervos de em coleções científicas (muitas vezes estas até inexistem), o que dificulta/impossibilita o estudo posterior destes organismos.

Assim, recomenda-se que haja uma ampliação das pesquisas de inventário e monitoramento sobre a fauna de Annelida, Crustacea, Nematoda, Acari e outros macroinvertebrados bentônicos de ecossistemas aquáticos da caatinga paraibana, bem como pesquisas de cunho bio-ecológicos desta biocenose. Estas pesquisas são importantes uma vez que esta biocenose pode ser bioindicadora de qualidade

ambiental, apresentar importância na alimentação e na saúde pública das populações humanas inseridas nesta região.

REFERÊNCIA

ABÍLIO, F. J. P. **Alguns aspectos ecológicos da Malacofauna e do Zoobentos litorâneo dos reservatórios de Gramame e Mamuaba - Alhandra, Paraíba, Brasil.** 1994. 58f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia - Bacharelado em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 1994.

ABÍLIO, F. J. P. **Aspectos bio-ecológicos da fauna malacológica, com ênfase a *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda: Thiaridae) em corpos aquáticos do estado da Paraíba.** 1997. 150f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 1997.

ABÍLIO, F. J. P. et al. **Gastropodes e outros invertebrados do sedimento e associados à macrófita *Eichhornia crassipes* de um açude hipertrófico do semi-árido paraibano.** **Revista de Biologia e Ciências da Terra.** Suplemento Especial, n.1, p.165-178, 2006.

ABÍLIO, F. J. P. et al. **Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da Caatinga.** **Oecol. Bras.,** v.11, n.3, p.397-409, 2007.

ABÍLIO, F. J. P. **Gastropodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associado à macrófitas aquáticas em açudes do semi-árido paraibano, nordeste do Brasil.** 2002. 175f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

AGOSTINHO, A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**. v.1, n.1, p.70-78, 2005.

ALBUQUERQUE, M. L. F. **Aspectos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos da lagoa temporária Serrote, bioma Caatinga, Boa Vista-PB**. 2008. 64f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia - Graduação em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, 2008.

AZEVEDO, R. K.; ABDALLAH, V. D.; LUQUE, J. L. Ecologia da comunidade de metazoários parasitos do acará *Geophagus brasiliensis* (Quoy e Gaimard, 1824) (Perciformes: Cichlidae) do rio Guandu, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Sci. Biol. Sci.**, v.28, n.4, p.403-411, 2006.

BOND-BUCKUP, G. ; BUCKUP, L. Infraordem Caridea (pitos, camarões de água doce e marinhos). In: BUCKUP, L.; BOND-BUCKUP, G. (Orgs.). **Os crustáceos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Ed. Universidade UFRGS, 1999, p.300-318.

BRANDIMARTE, A. L. et al. Amostragem de Invertebrados Bentônicos. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em Limnologia**. São Carlos, SP: Rima, 2004.

BRINKHUST, R.O.; MARCHESI, M. Guide to the taxonomy of the aquatic Oligochaeta (Haplotaxidae, Phreodrilidae, Tubicidae) of South America. **Can. J. Zool.** V. 65. p. 3154-3165, 1989.

BRITO-JUNIOR, L. **Macroinvertebrados bentônicos do açude são Jose dos cordeiros, semiárido paraibano**. 2001. 46f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia - Graduação em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2001.

BROWN, L.R.; CARPELAN, L.H. Egg hatching and life history of a fairy shrimp *Branchinecta mackini* Dexter (Crustacea: Anostraca) in a Mohave desert playa (Rabbit Dry Lake). **Ecology**, v.52, n.1, p.41-54, 1971.

BRUSCA, R. C.; BRUSCA, G. J. **Invertebrados**. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Koogan, 2007.

CASTRO, L. A. S. **Diversidade de ácaros límnicos (Acari: Parasitengonina: Hydracarina) do baixo rio Ribeira de Iguape, Brasil**. 2013. 66f. Dissertação (Mestrado – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo), Departamento de Zoologia 2013.

DISABATINO, A. et al. Global diversity of water mites (Acari, Hydrachniridia, Arachnida) in freshwater. **Rev. Hydrobiologia**, v. 595, p.303-315, 2008.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Ed. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro, 1998.

FLORENTINO, H. S.. Colonização de invertebrados em substratos artificiais no açude Namorados, São João do Cariri, Semi-árido paraibano. In: BEZERRA, V. B. (Org.). **Iniciados** (Prêmio Iniciação Científica 2005/2006). João Pessoa: Editora Universitária, 2006, p.49-64.

GUIMARÃES, H.L. **Observações bio-ecológicas sobre *Pomacea hastrum* (Reeve, 1856) sua utilização no controle biológico da esquistossomose mansoni**. Dissertação (Mestrado, Instituto de Ciências Biológicas da UFMG), Belo Horizonte, MG, 1978.

LOPRETO, E.C.; TELL, G. **Ecosistemas de águas continentales: metodologías para su estudio**. v. 1, 2, 3. Ediciones Sur, La Plata, 1995.

MILWARD-DE-ANDRADE, R. et al. Notes on laboratory and field observations regarding planorbides competitors and predators: protozoans,

crustaceans and mollusks. **Rev. Bras. Malar. Doen. Trop.**, v.23, p.193-194, 1971.

MONKOLSKI, A. et al. Invertebrados bentônicos como indicadores de qualidade da água do rio Papagaios - Campo Mourão - PR. **Revista Saúde e Biologia**, v.1, n.1, p. 4-14, 2006.

PARAGUASSÚ, A. R.; LUQUE, J. L. Metazoários parasitos de seis espécies de peixes do reservatório de Lajes, estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Rev. Bras. Parasitolog. Vet.**, v.16, n.3, p.121-128, 2007.

PENSAK, R. W. **Fresh-water invertebrates of the United States**. 2 ed. 1978.

PIEDRAS, S. R. N. et al. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v.36, n.2, p.494-500, 2006.

RELATÓRIO DO DNOCS, **Ministério do Interior**, Fortaleza-CE, p.192, 1978.

RELATÓRIO DO DNOCS, **Ministério do Interior**, Fortaleza-CE, p.192, 1982.

RELATÓRIO DO DNOCS, **Ministério do Interior**, João Pessoa-PB, p.35, 1996.

RIGHI, G. Oligochaeta. In: SCHARDEN, R. (Org.). **Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil**. Brasília: CNPq/Coordenação Editorial, 1984.

ROCHA, O. **Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil: Águas doces**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente,

2003. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/aguadoc1.pdf> Acesso em: 22. jun. 2014.

RUFFO, T. L. M. **Macroinvertebrados bentônicos da zona litorânea da lagoa temporária Panati (Taperoá-PB), semi-árido paraibano.** 2008. 66f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia - Graduação em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, 2008.

RUPPERT, E. E; BARNES, R. D. **Zoologia dos Invertebrados.** São Paulo: Roca, 6.ed. 1996.

SAMPÓNS, M. Zoobentos do rio Arrecifes (Buenos Aires – Argentina) y sus principais tributários. **Ilheringia, Sér. Zool,** Porto Alegre, v. 68, p.63-82, 1988.

SANTANA, A. C. D. **Macroinvertebrados bentônicos associados à macrófita aquática *Najas marina* do riacho temporário Aveloz, Semiárido paraibano.** 2006. 43f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, 2006.

SANTOS, M. D; LEMOS-PITA, S. R. L. C.; BRASIL-SATO, M. C. Metazoan parasite fauna of *Pimelodus maculatus* La Cépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae) from the Guandu river, Rio de Janeiro State, Brazil. **Acta Sci. Biol. Sci.** v.29, n.1, p.101-107, 2007.

SOUZA, A. H. F. F. **Açude Jatobá I, Patos-PB: colonização de invertebrados, usos e percepção ambiental dos atores sociais do seu entorno.** 2009. 163f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente/PRODEMA) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2006.

SOUZA, A. H. F. F. **Invertebrados bentônicos associados ao sedimento litorâneo de duas lagoas efêmeras da Caatinga paraibana.** 2006. 64f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia - Graduação em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2009.

STRIXINO, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Herpobentos e haptobentos de lagoas marginais da Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP). In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R.; MOSCHINI, L. E. (Orgs.). **Estudos Integrados em Ecossistemas:** Estação Ecológica de Jataí. São Carlos: EdUFSCar, v.4, 2006, p.45-60.

VALENTI, W. C. Criação de camarões de água doce. In: CONGRESSO DE ZOOTECNIA, 12 ano, **Anais.**Vila Real, Portugal, p.229-237, 2002.

WHIPPLE, G. C.; WARD, H. B. Fresh-Water Biology. Hardcover, December, 1959.

WÜRDIG, N. L. Distribuição espacial e temporal da comunidade de ostrácodes nas lagoas Tramandaí e Armazém, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Limnol. Brasil.**, v. II, , p. 701-721, 1988.

WÜRDIG, N. L.; PINTO, I. D. Classe Ostracoda. In: BUCKUP, L.; BOND-BUCKUP, G. (Orgs.). **Os crustáceos do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre: Ed. Universidade UFRGS, 1999, p. 116-143.

YOUNG, P. S. Classe Branchiopoda (exceto Cladocera). In: BUCKUP, L.; BOND-BUCKUP, G. (Orgs.). **Os crustáceos do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre: Ed. Universidade UFRGS, 1999, p. 9-13.

CAPÍTULO XVI

MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS À MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS INSERIDAS NO BIOMA CAATINGA - SEMIÁRIDO PARAIBANO

FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABÍLIO⁵⁵

ALAÍDE A. FONSECA-GESSNER⁵⁶

DIVANIELLA DE OLIVEIRA LACERDA⁵⁷

55 Doutor em Ciências pela UFSCar. Pós Doutor em Educação pela UFMT. Professor Associado IV do DME/CE/UFPB. Email: chicopegado@yahoo.com.br;

56 Profa. Dra. Sênior do Depto. de Hidrobiologia Centro de Ciências Biológicas e da Saúde/UFSCar. E-mail: gessner@ufscar.br

57 Licenciada em Ciências Biológicas pela UFPB. E-mail: divaniella@gmail.com.

INTRODUÇÃO

A diversidade e a riqueza de grupos animais na Zona Litoral de Lagos e Reservatórios é frequentemente elevada, principalmente pela presença de Macrófitas Aquáticas nas margens (TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1993). Esta comunidade associada, e que temporalmente faz parte do Plêuston, aloja-se tanto nos talos como na massa de raízes da vegetação aquática (MARGALEF, 1983), o que determina um novo Ecótopo onde se estabelece uma Zoocenose (STRIXINO; TRIVINHO-STRIXINO, 1984), propiciando assim a instalação de novas formas de vida, sendo uma combinação de formas aquáticas, semi-aquáticas e terrestres (JUNK, 19770).

Assim, macrófitas aquáticas desempenham um importante papel como substrato e lugar de refúgio para os invertebrados aquáticos, e estes habitats têm sido considerados, geralmente, mais produtivos que as áreas litorais abertas (BLANCO-BELMONTE, 1989; BLANCO-BELMONTE; NEIFF, J.; NEIFF, A., 1998). Em termos quantitativos e qualitativos, a distribuição de muitas espécies de macroinvertebrados está frequentemente associada a muitas espécies de plantas aquáticas, sendo que alguns grupos mostram preferências ou são apenas encontrados associados a uma determinada espécie de macrófita (PETER, 1968; LACOURSIÈRE; VAILLANCOURT; COUTURE. 1975; DVORAK; BEST, 1982).

Mudanças na composição, abundância, diversidade e distribuição da fitofauna de invertebrados aquáticos têm sido relacionadas com a composição, biomassa, riqueza de espécies e com a distribuição de macrófitas e macroalgas aquáticas (McCLACHLAN,

1969). Algumas explicações têm sido dadas para este tipo de padrão: 1) a vegetação oferece refúgio e proteção contra predadores, material para construção de tubos (casulos) e local para a deposição de ovos (SILVEIRA-GUIDO, 1971; STRIXINO; TRIVINHO-STRIXINO, 1984); 2) reduz a velocidade da água, uma situação preferida por alguns invertebrados (BROWN; LODGE, 1993); 3) servem como um importante recurso alimentar, principalmente após a decomposição (KORNIJÓW; GULATI; DONK, 1990).

A distribuição e mudanças sazonais na composição e densidade destes organismos associados a macrófitas também são grandemente dependentes das seguintes características: a área colonizável pelo perifíton e a natureza química da planta (HARROD, 1964), a morfologia da planta como, por exemplo, plantas com maior número de folhas, folhas recortadas ou folhas simples inteiras (ROSINE, 1955), fenologia das espécies (DVORAK; BEST, 1982), vegetação submersa ou emersa (KRECKER, 1939), plantas flutuantes com raízes e rizomas desenvolvidos (DIONI, 1967; MURKIN; KADLEC, 1986). Segundo Vincent, Lafontaine e Caron (1982), a densidade da fitomacrofauna depende da abundância das macrófitas, mas a diversidade ou riqueza de espécies das comunidades e de sua fitomacrofauna associada são independentes.

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo principal analisar a composição e riqueza taxonômica de invertebrados associados à macrófitas aquáticas de ambientes do semiárido paraibano, assim como discutir a importância da vegetação aquática como elemento de dispersão e coabitação de espécies de moluscos de água doce.

MATERIAL E MÉTODOS

Para os estudos da fitomacrofauna, foram feitas coletas no Riacho Aveloz (São João do Cariri), Açude Taperoá II (Taperoá) e no Açude Bodoncongó (Campina Grande).

As Macrófitas *Najas marina* e *Eichhornia crassipes* foram coletadas utilizando-se um puçá com abertura triangular (35x35x35cm) com uma rede (35 cm de profundidade) de malha de 500 µm, sendo cada amostra composta por 3 réplicas. As macrófitas foram colocadas em sacos plásticos e no laboratório, lavadas sob um jato fraco de água corrente em peneiras de 1mm e 200 µm de abertura de malha.

O material retido nas peneiras foi fixado em formol a 4% e posteriormente realizada a triagem em bandejas trans-iluminadas, para a retirada dos organismos os quais foram preservados em álcool a 70%.

A identificação dos organismos foi feita sob estereomicroscópio Zeiss, utilizando-se as seguintes bibliografias especializadas para identificação dos organismos: Usinger (1956); Ward e Whipple (1959); Malek e Cheng (1974); Pennak (1978); Macan (1981); McCafferty (1981); Merrit e Cummins (1984); Borrer e DeLong (1988); Brinkhust e Marchese (1989); Lopretto e Tell (1995a, 1995b); Nieser e Melo (1997); Triplehorn e Johnson (2011).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No **Quadro 01** estão representados os taxa de macroinvertebrados associados à macrófitas aquáticas coletadas nos ambientes: Riacho Aveloz (São João do Cariri), Açude Taperoá II (Taperoá) e no Açude Bodoncongó (Campina Grande).

Foram registrados 40 UTO (Unidades Taxonômicas Operacionais), tendo representantes de moluscos Gastropoda, Coleoptera, Odonata, Heteroptera, Diptera, Lepidoptera, Annelida, Decapoda, Ostracoda, Concostraca e Nematoda.

Associado a *E. crassipes* no açude Taperoá II, foram registradas 28 UTO de diferentes grupos de invertebrados, sendo que os insetos contribuíram com um maior número de espécimes (19 famílias). Já em relação ao açude Bodocongó, associada a mesma espécie de macrófita, registrou-se uma maior frequência de moluscos Gastropoda quando se comparado aos outros corpos aquáticos estudados.

A maioria das espécies de Gastropoda “parece” preferir colonizar *Eichhornia* (máximo de 7 espécies) do que *Najas* (máximo de 03 espécies para os dois ambientes onde a macrófita foi registrada).

A introdução de plantas aquáticas dentro de um lago cria imediatamente novos habitats para a existência de espécies animais, o que contribui para aumentar a abundância e diversidade de organismos associados (ROSINE, 1955), principalmente os Gastropoda da família Planorbidae (DUDGEON, 1983a, 1983b; SHELDON, 1987; BAILEY, 1988; PUGA; GONG; LOPEZ, 1989; VINCENT; RIOUX; HARVEY, 1991; VEITENHEIMER-MENDES et al., 1992).

Desta forma, estas macrófitas podem atuar como mecanismos de dispersão de gastrópodes, principalmente dos planorbídeos *Biomphalaria straminea*, *B. glabrata* e *B. tenagophila*, moluscos vetores da esquistossomose, o que já resultou na ampliação de áreas colonizadas e de risco de transmissão de doenças (CORRÊA et al., 1980; DUDGEON; YIPP, 1983; GUIMARÃES et al., 1990; TELES, 1992). Além disso, a presença de plantas aquáticas pode reduzir o efeito competitivo de gastrópodes potencialmente competidores, tais como as espécies das famílias Ampullariidae e Thiaridae que competem com *Biomphalaria*.

Quadro 01 - Macroinvertebrados associados a *Najas marina* e *Eichhornia crassipes* no Riacho Aveloz (São João do Cariri); Açude Taperoá II (Taperoá) e no Açude Bodoncongó (Campina Grande) semiárido paraibano.

	Riacho Aveloz	Açude Taperoá II	Açude Taperoá II	Açude Bodocongó
TAXA	<i>N. marina</i>	<i>N. marina</i>	<i>E. crassipes</i>	<i>E. crassipes</i>
GASTROPODA				
<i>Melanoides tuberculatus</i>	+	+	+	+
<i>Pomacea lineata</i>			+	+
<i>Biomphalaria straminea</i>	+	+	+	+
<i>Drepanotrema sp.</i>	+			+
<i>Gundlachia sp.</i>		+	+	+
<i>Aplexa (Stenophysa) marmorata</i>			+	+
<i>Lymnaea columella</i>				+
COLEOPTERA				
Hydrophilidae	+	+	+	+
Dytiscidae		+	+	+
Curculionidae				+
Chrysomelidae				+
Gyrinidae			+	
Carabidae			+	
Elmidae	+		+	
Scirtidae			+	

ODONATA				
Libellulidae	+	+	+	+
Coenagrionidae	+	+	+	+
Gomphidae	+	+	+	
Caenidae	+	+	+	
Baetidae	+			
HETEROPTERA				
Belostomatidae - <i>Belostoma</i> sp.			+	+
Corixidae		+		
Naucoridae	+		+	
Veliidae	+			
Mesoveliidae			+	+
Pleidae	+		+	
Hebridae	+			
Nepidae - <i>Ranatra</i> sp.		+		
DIPTERA				
Chironomidae	+	+	+	+
Stratiomyidae	+		+	+
Tabanidae			+	+
Ceratopogonidae	+		+	+
Culicidae	+			
Ephidridae	+			
Sciomyzidae				+
LEPIDOPTERA				
Pyralidae	+		+	+
ANNELIDA				
Oligochaeta - Tubificidae	+		+	+
Hirudinea - Glossiphoniidae			+	+
DECAPODA - Paleomonidae				+
OSTRACODA			+	
CONCHOSTRACA	+		+	
NEMATODA	+			
Riqueza Taxonômica (UTO)	23	12	28	24

Fonte: Dados da pesquisa.

Segundo dados de Abílio (2002) os macroinvertebrados associados a *Najas marina* no açude Taperoá II compreendeu um total de 12 táxons, sendo que o gastrópode *Melanoides tuberculatus*, foi dominante, e atingiu valores superiores a 900 ind. 100 g⁻¹ de peso seco

de planta - PS. Entre os insetos, os Chironomidae contribuíram com densidades populacionais superiores a 200 ind. 100 g⁻¹ PS.

De acordo com os dados de Abílio (2002) o gastrópode planorbídeo *Biomphalaria straminea* chegou a uma densidade no açude Taperoá II, superior a 600 ind.100 g⁻¹ PS, representando 87% da fauna total. A dominância desse grupo diminuiu, significativamente, em novembro/1999 para 45% (268 ind. 100 g⁻¹ PS) quando se registrou um aumento da densidade de Oligochaeta (174 ind. 100 g⁻¹ PS) representando 30% da fauna total, embora esses grupos não tenham a mesma representatividade em termos de biomassa (ABÍLIO, 2002).

As diferenças nos padrões de ocorrência e abundância das espécies de gastrópodes associados às macrófitas nos ambientes estudados podem também estar relacionadas com a preferência alimentar. Pimentel e White (1959a, 1959b) em Porto Rico e Puga et al. (1989) em Cuba observaram que *Biomphalaria glabrata* não se alimentava de partes vivas da macrófita *Najas guadalupensis*, mas apenas de partes decompostas desta planta. No entanto, *Thiara granifera* utilizava partes vivas da macrófita submersa em sua alimentação.

No açude Taperoá II o tiarídeo *M. tuberculatus* foi a espécie mais abundante associada a *Najas marina*. Já *B. straminea* foi dominante associada a *Eichhornia crassipes* nesse açude.

Com relação a Entomofauna aquática associada a *E. crassipes*, foi registrado um total de 18 famílias. Já em relação a *N. marina*, apenas 10 famílias de insetos foram registradas.

Em estudos realizado no riacho Avelóz por Santana et al. (2009), também registraram uma frequente dominância de insetos,

principalmente os dípteros da família Chironomidae, apresentando este táxon valores de densidade populacional superiores a 2000 ind. 100 g⁻¹ de peso seco de planta - PS.

Krecker (1939) estudou as populações de invertebrados associadas a sete espécies de macrófitas aquáticas submersas do Lago Eire e observou que *Najas flexis* foi a espécie com menor número de indivíduos, sendo os Chironomidae e os Ephemeroptera os grupos mais comuns. Mason (1977) também constatou que Chironomidae, especialmente *Chironomus* sp. e *Tanytarsus* foram os grupos dominantes associados a *Najas marina* em lagos rasos da Noruega, seguidos por Ephemeroptera (Caenidae) e pelo gastrópode *Planorbis albus*.

As macrófitas aquáticas podem favorecer a introdução e dispersão de espécies de gastrópodes em sistemas aquáticos de água doce, assim como favorecer a abundância, densidade e diversidade desses invertebrados. Além disso, a presença dessas plantas aquáticas nos ambientes reduz o efeito competitivo entre os gastrópodes, sendo a exclusão competitiva mais severa em águas oligotróficas do que eutrofizadas.

A baixa densidade de indivíduos de *Pomacea* no açude Taperoá II pode ter favorecido a população de *Biomphalaria*. O desaparecimento de *Pomacea* e *Biomphalaria* neste açude, segundo Abílio (2002), esteve mais associado com mudanças bruscas no nível da água e variações nas condições físicas e químicas do que o provável efeito competitivo com *Melanoïdes* no açude Taperoá II. No entanto, a aparecimento de *Eichhornia* neste açude após o período das chuvas, favoreceu o aumento da densidade de *Biomphalaria* (ABÍLIO, 2002).

Segundo Thomas (1990) a radiação adaptativa dos gastrópodes pulmonados de água doce coincide com a evolução das macrófitas aquáticas. Na natureza, estes moluscos tendem a estar positivamente associados com as plantas aquáticas que proporcionam benefícios mútuos (THOMAS; DALDORPH, 1991). Os gastrópodes prosobrânquios, de um modo geral, não possuem afinidade por qualquer espécie de planta aquática em particular. Já os pulmonados são encontrados principalmente sobre as plantas emersas flutuantes (LACOURSIÈRE; VAILLANCOURT; COUTURE. 1975).

Entre as espécies de gastrópodes associados a *E. crassipes* presentes nos açudes Bodocongó e Taperoá II, pôde-se constatar que os Pulmonata foram mais frequentes e comuns (cinco espécies) do que os Prosobranchia (duas espécies).

Volkmer-Ribeiro et al. (1984) também observaram a ocorrência de sete espécies de gastrópodes associados às raízes de *E. azurea* no Rio Cai (RS), entre estas, quatro espécies eram de pulmonados da família Planorbidae. No Banhado Grande, também no Rio Grande do Sul, Veitenheimer-Mendes et al. (1992) verificaram a ocorrência de sete famílias de gastrópodes, estando os Ampullariidae e os Ancyliidae principalmente associados a *E. crassipes* e *E. azurea*.

Estudos sobre a malacofauna realizados em alguns açudes e rios do semiárido do Estado da Paraíba, por Abílio (2002), demonstraram a importância das macrófitas na manutenção, ocorrência e uma provável redução do efeito competitivo das espécies de gastrópodes. Os resultados obtidos pelo autor, estão resumidos no Quadro 02, e permitem as seguintes considerações:

1. A população de *Biomphalaria straminea* apesar de bastante reduzida nos açudes Jatobá e Malta e no rio Piancó, nos quais também foram constatadas as presenças dos prosobrânquios potencialmente competidoras (*Melanoides* e *Pomacea*), esteve diretamente associada com a presença de macrófitas aquáticas (principalmente *E. crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Egeria* sp.);

2. No açude Condado a ocorrência de *Pomacea* e *Biomphalaria* ficou restrita apenas à “barragem” de cimento deste açude, onde foi observada uma grande colonização por algas perifíticas, o que poderia ter sido um dos fatores preponderantes para a sua coexistência. Já *M. tuberculatus* apresentou elevadas densidades em toda a margem deste açude;

3. Nos açudes São José dos Cordeiros, Cachoeira, Coremas - Mãe D'água, Boqueirão, São Salvador e o rio Piranhas, apesar da ocorrência de macrófitas, principalmente *E. crassipes*, as populações de *Pomacea* e *Biomphalaria* estiveram bastante reduzidas. Um fato preocupante para o açude São José dos Cordeiros é que neste ambiente foi detectado em suas águas cisto de *Schistosoma mansoni* o que pode manter o ciclo da doença na presença do seu primeiro hospedeiro intermediário;

4. No açude São Gonçalo, ambiente meso-eutrófico, foi constatado que a população de *P. lineata*, apesar de muito inferior à de *Melanoides*, acompanhou o mesmo padrão de distribuição temporal do tiarídeo. No entanto, apesar da ocorrência de oito espécies de macrófitas, a população de *Biomphalaria* esteve muito reduzida, provavelmente devido à influência das densidades de *Melanoides* e

Pomacea, embora em alguns meses apenas tenham sido encontradas conchas vazias de *Biomphalaria*;

5. A elevada densidade populacional de *Melanooides* no açude São Mamede, ambiente mesotrófico, com elevadas concentrações de sais e a rara presença de uma única espécie de macrófita aquática (*Nynphaea marliacea*), pode ter eliminado *B. straminea* e afetado a população de *P. lineata*, sendo esta última espécie bastante rara neste açude;

6. A ausência de macrófitas e a elevada densidade de *M. tuberculatus* assim como a presença de *P. lineata*, apesar da população bastante reduzida, pode ter contribuído para o desaparecimento de *B. straminea* no açude Santa Luzia, uma vez que este planorbídeo era frequente neste ambiente (BARBOSA; FIGUEIREDO, 1969; PARAENSE, 1972);

7. A coexistência de *M. tuberculatus* e *B. straminea* na Lagoa do Parque Solon de Lucena, ambiente com característica hipereutrófica, pode ter sido favorecido pela grande quantidade de detritos orgânicos e algas, presentes neste ambiente. A população de *P. lineata* demonstrou ter sido fortemente influenciada pela elevada densidade de *M. tuberculatus*. Nesta Lagoa, era comum observar-se elevadas densidades de desovas e indivíduos de *Pomacea* antes do aparecimento de *M. tuberculatus*, há cerca de 10 anos. Lutz (1918), na Lagoa do Parque Solon de Lucena, registrou a presença dos gastrópodes *B. schrammi* e *Drepanotrema cimex* (principalmente nas raízes de *Pistia stratiotes*). Atualmente estes planorbídeos não são mais encontrados nesta lagoa, nem tão pouco se observa a presença desta macrófita aquática flutuante. As constantes alterações na qualidade da água e a ausência

de macrófitas pode ter atuado como fator fundamental na eliminação dessas espécies;

Quadro 02 - Ocorrência de *Melanoides tuberculatus* (M), *Pomacea lineata* (P) e *Biomphalaria straminea* (B) em corpos aquáticos no estado da Paraíba. (+++) elevada densidade populacional; (++) média densidade; (+) baixa densidade; (+^(v)) população bastante reduzida; (C) concha vazia de gastrópodes.

Localidade / Município	M	P	B	MACRÓFITAS	Estado Trófico
Lagoa do Parque S. Lucena João Pessoa (1)	+++	+(*)	+(*)	Ausência de Macrófitas	Hipereutrófico (5)
Açude São Mamede São Mamede (1)	+++	C	C	<i>Nynphaea marliacea</i> (rara)	Mesotrófico (6)
Açude São Gonçalo – Sousa (1)	+++	++	+(*)	<i>Eichhornia crassipes</i> ; <i>Pistia stratiotes</i> ; <i>Salvinia auriculata</i> ; <i>Ludwigia natans</i> ; <i>Neptunia plena</i> ; <i>N. marliacea</i> ; <i>Chara sp.</i> ; <i>Thypha dominguensis</i>	Meso-Eutrófico (7)
Açude Jatobá – Patos (2)	+++	+	+(*)	<i>E. crassipes</i> ; <i>P. stratiotes</i> ; <i>S. auriculata</i> ; <i>L. natans</i> ; <i>N. plena</i> ; <i>N. marliacea</i> ; <i>Egeria sp.</i> ; <i>Chara sp.</i> ; <i>Echinodorus sp.</i>	Eutrófico (7)
Açude São Salvador – Sapé (2)	+++	+(*)	+(*)	<i>E. crassipes</i> , <i>N. marliacea</i>	Eutrófico (8)
Açude Santa Luzia Santa Luzia (2)	+++	+(*)	C	Ausência de Macrófitas	Meso-Eutrófico (6)
Açude Condado – Condado (2)	+++	+(*)	+(*)	Ausência de Macrófitas	Oligo-Mesotrófico (6)
Açude Malta – Malta (2)	+++	+	+(*)	<i>P. stratiotes</i> ; <i>N. marliacea</i> ; <i>Echinodorus sp.</i>	Mesotrófico (6)
Açude Cachoeira São João do Cariri (2)	+++	+(*)	+(*)	<i>E. crassipes</i> , <i>Najas marina</i> , <i>Chara sp.</i>	Eutrófico (9)

Açude São José dos Cordeiros São José dos Cordeiros (3)	+++	+(*)	+(*)	<i>E. crassipes</i> ; <i>N. marina</i> , <i>Azola sp.</i> , <i>Chara sp.</i>	Mesotrófico (10)
Rio Piancó – Diamante (4)	+++	+	+(*)	<i>E. crassipes</i> ; <i>P. stratiotes</i> ; <i>L. natans</i> ; <i>N. plena</i> ; <i>N. marliacea</i> ; <i>Egeria sp.</i> ; <i>Chara sp.</i> ; <i>Azola sp.</i> ; <i>Echinodorus sp.</i>	Meso- Eutrófico (11)
Rio Piranhas – Pombal (4)	+++	+(*)	+(*)	<i>E. crassipes</i> ; <i>P. stratiotes</i> ; <i>L. natans</i> ; <i>N. marliacea</i> ; <i>Azola sp.</i> ; <i>Echinodorus sp.</i>	Meso- Eutrófico (11)
Açude Coremas – Mãe D’água Coremas (4)	+++	+(*)	+(*)	<i>E. crassipes</i> ; <i>E. azurea</i> ; <i>L. natans</i> ; <i>N. plena</i> ; <i>Egeria sp.</i> ; <i>Chara sp.</i> ; <i>Echinodorus sp.</i>	Mesotrófico (11)
Açude Epitácio Pessoa - Boqueirão (4)	+++	+(*)	+(*)	<i>E. crassipes</i> ; <i>Egeria sp.</i> ; <i>Chara sp.</i>	Eutrófico (11)

Fonte: 1 (ABÍLIO, 1997), 2 (ABÍLIO; PAZ; WATANABE, 2001), 3 (BRITO-JUNIOR; ABÍLIO; WATANABE, 2000), 4 (ABÍLIO; WATANABE, 2000), 5 (ABÍLIO; WATANABE, 2000; BARBOSA et al., 2001), 6 (WATANABE, 1997), 7 (MOREDJO, 1998), 8 (AMORIM; CEBALLOS, 1998), 9 (PAZ, 2001), 10 (CRISPIM; LEITE; WATANABE, 2000), 11 (BARBOSA; WATANABE, 2000).

É estimado que mais de 200 milhões de pessoas nos países em desenvolvimento são infestados com a esquistossomose, enquanto outros 600 milhões são considerados em risco de contrair essa enfermidade (THOMAS; DALDORPH, 1991). Portanto, deve-se ter um cuidado maior em preservar a qualidade da água, principalmente daqueles açudes destinados ao abastecimento doméstico, uma vez que estes estão sujeitos à contaminação natural proveniente das áreas de drenagem. As atividades humanas nas regiões marginais exercem grande influência sobre os açudes, comprometendo diretamente a qualidade das águas e o aumento da eutrofização favorece as populações

de *Biomphalaria straminea* que são hospedeiros intermediários da esquistossomose.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ocorrência recente de *Melanoides tuberculatus* (hospedeiro intermediário do *Paragonimus westermani* e do *Clonochis sinensis*) e *Lymnaea columella* (hospedeiro intermediário da *Fasciola hepatica*) no açude Bodocongó, e principalmente a ampla distribuição de *Biomphalaria straminea* (hospedeiro intermediário do *Schistosoma mansoni*) no estado da Paraíba, torna a situação preocupante para a saúde pública da região.

É preciso monitorar os ambientes aquáticos, investindo em pesquisas bio-ecológicas, para que se possam conhecer melhor as características das populações de gastrópodes e a sua susceptibilidade como transmissores de doenças. É importante também investir em programas de educação sanitária para as populações humanas que utilizam os corpos aquáticos onde estes moluscos ocorrem. É ainda mais importante convencer a administração municipal, que os investimentos em tratamento de esgotos tem retorno econômico, ou seja, diminuem doenças, melhoram a estética e a biossegurança com reflexo no turismo.

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F.J.P. **Aspectos bio-ecológicos da fauna malacológica, com ênfase a *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda: Thiaridae) em corpos**

aquáticos do Estado da Paraíba. João Pessoa-PB, Dissertação (Mestrado, Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas), Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, p.150, 1997.

ABÍLIO, F.J.P. **Gastropodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associado a macrófitas aquáticas em açudes do semiárido paraibano, Nordeste do Brasil.** Tese (Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP, p.175, 2002.

ABÍLIO, F.J.P.; LEITE, R.L.; WATANABE, T. Qualidade da água da Lagoa do Parque Sólton de Lucena, João Pessoa, Paraíba. V SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. **Anais.** v.1, p.274-279, 2000.

ABÍLIO, F.J.P.; WATANABE, T.; PAZ, R.J. Occurrence, distribution and dispersion of freshwater molluscs in the State of Paraíba, Northeast, Brazil. *Revista Nordestina de Biologia*, v. 15, n. 2, 2001.

ABÍLIO, F.J.P.; WATANABE, T. Moluscos de ecossistemas dulceaquícolas das regiões favorecidas pela transposição das águas do Rio São Francisco. V SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais.** Publ. ACIESP, v. 4, n. 109, p.170-175, 2000.

AMORIM, F.M.B.; CEBALLOS, B.S.O. **Perfil trófico sanitário da represa São Salvador – PB.** In: SILVA, M.J.L. (Org.). *Iniciados*, 3. João Pessoa, Gráfica e Editora Santa Clara, 1998, p. 239-261.

BAILEY, R.C. Correlations between species richness and exposure: freshwater molluscs and macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 162, p. 183-191, 1988.

BARBOSA, F.S.; FIGUEIREDO, T. Geographical distribution of the snail hosts of schistosomiasis mansoni in northeastern Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 11, n. 4, p. 285-289, 1969.

BARBOSA, J.E.L.; et al. A hipereutrofização e suas implicações na biocenose de um ecossistema aquático urbano de João Pessoa, Paraíba. **Revista Nordestina de Biologia**, v.15, p.00-00, 2001.

BARBOSA, J.E.L.; WATANABE, T. O fitoplâncton como discriminador ambiental no diagnóstico das bacias hidrográficas envolvidas no projeto de transposição do rio São Francisco para o Nordeste Setentrional. V SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais**. Pul. ACIESP, v.109, n.2, p.449-456, 2000.

BLANCO-BELMONTE, L. Estudio de las comunidades de invertebrados asociados a las macrofitas acuáticas de tres lagunas de inundación de la sección baja Del río Orinoco. **Memoria Sociedad de Ciencias Naturales La Salle**, v.50, n.133/134, p.71-107, 1989.

BLANCO-BELMONTE, L.; NEIFF, J.J.; NEIFF, A.P. Invertebrate fauna associated with floating macrophytes in the floodplain lakes of the Orinoco (Venezuela) and Paraná (Argentina). **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v.26, p.2030-2034, 1998.

BORROR, D.J.; DeLONG, D.M. **Introdução ao Estudo dos Insetos**. Ed. Edgard Blücher Ltda, SP, 1988.

BRINKHUST, R.O.; MARCHESI, M.R. **Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica**. 2.ed., Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, Argentina, 1989.

BRITO-JUNIOR, L.; ABÍLIO, F.J.P.; WATANABE, T. Macroinvertebrados bentônicos do açude São José dos Cordeiros – Semi-árido Paraibano. V SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais**. Publ. ACIESP, n. 109, v.3, p.408-414, 2000.

BROWN, K.M.; LODGE, D.M. Gastropod abundance in vegetated habitats: the importance of specifying null models. **Limnology and Oceanography**, v. 38, n. 1, p. 217-225, 1993.

CORRÊA, L.L. et al. Importância das plantas ornamentais dos aquários como veículos de propagação de vetores de *Schistosoma mansoni*. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, v. 40, n. 2, p. 89-96, 1980.

CRISPIM, M.C.; LEITE, R.L.; WATANABE, T. Evolução do estado trófico em açudes temporários, no nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplancônica. V SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO. **Anais**. v. 3, p.422-430, 2000.

DIONI, W. Investigation preliminar de la estructura basica de las asociaciones de la micro y meso fauna de las raices de las plantas flotantes. **Acta Zoologica Lilloana**, v. 23, p. 111-137, 1967.

DUDGEON, D. Spatial and temporal changes in the distribution of gastropods in the Lam Tsuen River, new territories, Hong Kong, with notes the occurrence of the exotic snail *Biomphalaria straminea*. **Malacological Review**, v.16, p. 91-92, 1983a.

DUDGEON, D. The effects of water level fluctuations on a gently shelving marginal zone of Plover Cove reservoir, Hong Kong. **Archiv für Hydrobiologie**, v.65, p.163-196, 1983b.

DUDGEON, D.; YIPP, M. W. A report on the gastropod fauna of aquarium fish farms in Hong Kong, with special reference to an introduced human schistosome host species, *Biomphalaria straminea* (Pulmonata: Planorbidae). **Malacological Review**, v.16, p. 93-94, 1983.

DVORÁK, J.; BEST, E.P.H. Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. **Hydrobiologia**, v.95, p.115-126, 1982.

GUIMARÃES, C.T. et al. Occurrence of molluscs in aquaria of ornamental fishes in Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. **Memória do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 85, n. 1, p. 127-129, 1990.

HARROD, J. The distribution of invertebrates on submerged aquatic plants in a Chalk Stream. **Journal of Animal Ecology**, v.33, p.335-348, 1964.

JUNK, W. J. The invertebrate fauna of the floating vegetation of Bung Borapet, a reservoir in Central Thailand. **Hydrobiologia**, v.53, n. 3, p. 229-238, 1977.

KORNIJÓW, R.; GULATI, R.D.; DONK, E. Hydrophyte-macroinvertebrate interactions in Zwemlust, a lake undergoing biomanipulation. **Hydrobiologia**, v.200/201, p.467-474, 1990.

KRECKER, F.H. A comparative study of the animal population of certain submerged aquatic plants. **Ecology**, v.20, n.4, p.553-562, 1939.

LACOURSIÈRE, E. VAILLANCOURT, G.; COUTURE, R. Relation entre les plantes aquatiques et les gastéropodes (Mollusca, Gastropoda) dans la région de la centrale Gentilly I (Québec). **Canadian Journal of Zoology**, v.53, p.1868-1874, 1975.

LOPRETTO, E.C.; TELL, G. **Ecosistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo II, Ediciones Sur, Argentina, 1995a.

LOPRETTO, E.C.; TELL, G. **Ecosistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo III, Ediciones Sur, Argentina, 1995b.

LUTZ, A. Caramujos de água doce do gênero *Planorbis*, observados no Brasil. **Memória do Instituto Oswaldo Cruz**, v.10, n.1, p.65-82, 1918.

MACAN, T.T. **A guide to freshwater invertebrate animals**. Ed. Longman, 1981.

MALEK, E.A.; CHENG, T.C. **Medical and Economic Malacology**. Ed. Academic Press, New York & London, 1974.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Ed. Omega, Barcelona, 1983.

MASON, C.F. Populations and production of benthic animals in two contrasting shallow lakes in Norfolk. **Journal of Animal Ecology**, v.46, p.147-172, 1977.

McCAFFERTY, W.P. **Aquatic entomology**. Science Books Internat., Boston, 1981.

McLACHLAN, A.J. The effect of aquatic macrophytes on the variety and abundance of benthic fauna in a newly created lake in the tropics (Lake Kariba). **Archiv für Hydrobiologie**, v. 66, n. 2, p. 212-231, 1969.

MERRIT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**, 2.ed., Kendall/Hunt Pub. Co., 1984.

MOREDJO, A. **Avaliação dos efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade de zooplancônica como biodicador**. João Pessoa, PB. Dissertação (Mestrado, Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA), Universidade Federal da Paraíba, p.136, 1998.

MURKIN, H.R.; KADLEC, J.A. Responses by benthic macroinvertebrates to prolonged flooding of marsh habitat. **Canadian Journal of Zoology**, v. 64, p. 65-72, 1986.

NIESER, N.; MELO, A.L. **Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais: guia introdutório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha**. Belo Horizonte, MG: Ed. UFMG, 1997.

PARAENSE, W.L. Fauna Planorbídica do Brasil. In: LACAZ, C.S.; BARUZZI, R.G.; SIQUEIRA-JUNIOR, W. **Introdução à Geografia Médica do Brasil**, Ed. Edgard Blücher Ltda/USP, São Paulo, 1972.

PAZ, R.J. **Características físicas e químicas de corpos aquáticos da Bacia do Rio Taperoá**. Relatório Técnico, PRODEMA/UFPB, 2001.

PENNAK, R.W. **Fresh-water invertebrates of the United States.**, Ed. John Wiley & Sons, 2.ed., Toronto, Canada, 1978.

PETER, T. Population changes in aquatic invertebrates living on two water plants in a Tropical man-made Lake. **Hydrobiologia**, v.32, p.449-485, 1968.

PIMENTEL, D.; WHITE-JUNIOR, P.C. Physiochemical environment of *Australorbis glabratus*, the snail intermediate host of *Schistosoma mansoni* in Puerto Rico. **Ecology**, v.40, n.4, p.533-540, 1959a.

PIMENTEL, D.; WHITE-JUNIOR, P.C. Biological environment and habits of *Australorbis glabratus*. **Ecology**, v.40, n.4, p.541-550, 1959b.

PUGA, G.P; CONG, M.Y.; LOPEZ, J. R.F. Influencia de la vegetacion acuatica en la distribucion de los moluscos fluviales de la Isla de la Juventud. **Revista Cubana de Medicina Tropical**, v.41, n.2, p.182-191, 1989.

ROSINE, W.N. The distribution of invertebrates on submerged aquatic plant surfaces in Muskee Lake, Colorado. **Ecology**, v.36, n.2, p.308-314, 1955.

SANTANA, A.C.D. et al. Macroinvertebrados associados à macrófita aquática *Najas marina* L. do riacho Avelós, na região semiárida do Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.9, n.2, p.32-46, 2009.

SHELDON, S.P. The effects of herbivorous snails on submerged macrophyte communities in Minnesota lakes. **Ecology**, v.68, n.6, p.1920-1931, 1987.

SILVEIRA-GUIDO, A. Dados preliminares de biología y especificidad de *Acigona ignitalis* Hamps. (Lep., Pyralidae) sobre el hospedeiro *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (Pontederiaceae). **Revista de La Sociedad Entomologica Argentina**, v.32, n.1-4, p.137-145, 1971.

STRIXINO, G.M.A.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Macroinvertebrados associados a tapetes flutuantes de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, de um reservatório. SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA. **Anais**. São Carlos, SP, v.4, p.375-397, 1984.

TELES, H.M.S. Caramujo e doenças: velhos e novo problemas. **Informativo ABRAPOA**. v. 1, 1992.

THOMAS, J. D. Mutualistic interactions in freshwater modular systems with molluscan components. **Advances in Ecological Research**, v. 20, p.125-178, 1990.

THOMAS, J. D.; DALDORPH, P. W. G. Evaluation of bioengineering approaches aimed at controlling pulmonate snails: The effects of light attenuation and mechanical removal of macrophytes. **Journal of Applied Ecology**, v. 28, p. 532-546, 1991.

TRIPLEHORN, C.A.; JOHNSON, N.F. **Estudos dos Insetos**. São Paulo, SP: Cengage Learning, 2011.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados à *Pontederia lanceolata* Nuttall. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, n.1, p.103-111, 1993.

USINGER, R.L. **Aquatic insects of California**: with keys to North American genera and California species. University of California press, USA/England, 1956.

VEITENHEIMER-MENDES, I.L. et al. Moluscos (Gastropoda e Bivalvia) ocorrentes nas nascentes do Rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, Série Zoológica, v.73, p.69-76, 1992.

VINCENT, B.; LAFONTAINE, N.; CARON, P. Facteurs influençant la structure des groupements de macro-invertébrés benthiques et phytophiles dans la zone littorale du Saint-Laurent (Québec). **Hydrobiologia**, v. 97, p. 63-73, 1982.

VINCENT, B.; RIOUX, H.; HARVEY, M. Factors affecting the structure of epiphytic gastropod communities in the St. Lawrence River (Quebec, Canada). **Hydrobiologia**, v. 220, p. 57-71, 1991.

VOLKMER-RIBEIRO, C. et al. Um estudo do bentos em raízes de *Eichhornia azurea* (Sw) Kunth, do curso inferior de um rio subtropical sul-americano. **Revista Brasileira de Biologia**, v.44, n.2, p.125-132, 1984.

WARD, H.B.; WHIPPLE, G.C. **Fresh-water Biology**. Ed. John Wiley & Sons, Second edition, New York, USA, 1959.

WATANABE, T. Estudos limnológicos em dez açudes no estado da Paraíba-Brasil. VI CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA. **Anais**. São Carlos, SP, Resumos, 1997.

SEÇÃO IV

VERTEBRADOS AQUÁTICOS: PEIXES E AVES



CAPÍTULO XVII

BIODIVERSIDADE DA ICTIOFAUNA DE RESERVATORIOS PÚBLICOS DO SEMIÁRIDO PARAIBANO

JANE TORELLI⁵⁸
 RANDOLPHO SAVIO DE ARAUJO MARINHO⁵⁹
 MARIA CRISTINA CRISPIM⁶⁰
 ELISABETH DIAS DA SILVA⁶¹
 ALINE SOUSA SILVA⁶²
 GABRIELA MARQUES PEIXOTO⁶³
 MARIA MARCOLINA LIMA CARDOSO⁶⁴
 REBECCA RIBEIRO TORELLI DE SOUSA PAIVA⁶⁵
 DIMITRI ARAUJO COSTA⁶⁶
 MARCIO FRAZAO CHAVES⁶⁷
 ANA KARLA ARAUJO MONTENEGRO⁶⁸

58 Bióloga do DSE- CCEN- UFPB; Dra. em Zoologia pela UFPB – E-mail: janetorelli@yahoo.com.br

59 Licenciado e Bacharel em Ciências Biológicas pela UFPB – E-mail: rando28br@gmail.com

60 Dra. em Ecologia e Sistemática pela Universidade de Lisboa e PhD na área de Ecologia Aplicada. Prof^a. Dra. do DSE/CCEN/UFPB - ccrispim@hotmail.com

61 Me. na Pós-graduação em desenvolvimento e meio ambiente.

62 Me. em saneamento ambiental pela Universidade Federal da Paraíba.

63 Me. em Ecologia e Monitoramento Ambiental, pela Universidade Federal da Paraíba, campus IV Rio Tinto, PB.

64 Dra. em Ecologia pela UFRN

65 Me. em Ciências Biológicas na Universidade Federal de Pernambuco.

66 Me. no Programa de Pós Graduação em Ecologia e Monitoramento Ambiental da UFPB – E-mail: dimitricostacg@gmail.com

67 Professor da UFCG – Campus Cuité; Me. em Ciências Biológicas (Zoologia) pela Universidade Federal da Paraíba;

68 Dra. em Zoologia pela UFPB – E-mail: biokarla_21@hotmail.com

INTRODUÇÃO

Os corpos aquáticos de diversas regiões do mundo vêm apresentando uma significativa redução na diversidade de peixes nativos, devido principalmente, a degradação de habitats, sobrepesca dos estoques e a introdução de espécies exóticas, que juntos provocam a desestruturação das comunidades ou até mesmo a extinção local de algumas espécies. Segundo Latini (2001), apesar da grande diversidade de peixes, estima-se que este grupo já perdeu cerca de 20% da sua diversidade mundial

A região Neotropical que apresenta a maior diversidade de peixes, foi ironicamente a que recebeu uma maior quantidade de espécies exóticas (25,3% do total mundial), e assim, o Brasil, foi o país que tem uma maior ocorrência dessas introduções, com o intuito de aumentar a produção pesqueira para incrementar a pesca esportiva e como suprimento alimentar para a população ribeirinha (AGOSTINHO; JULIO, 1996).

Segundo Rosa et al. (2003), os ecossistemas aquáticos da região do semiárido brasileiro são representados por diferentes grupos de peixes Neotropicais típicos, embora se mostre bem menos diversificada em relação a outros ecossistemas, devido a processos históricos de especiação vicariante ocorrida por transgressões marinhas, expansões do clima semiárido, reordenações de redes de drenagem e processos ecológicos, determinam varias adaptações as espécies por alterações climáticas, regime hidrológico da região, e aos processos antropogênicos (introdução de espécies exóticas) tem

provocados alterações na composição original, levando a extinções locais e/ou generalizadas.

Desse modo, Santos (2005), relata que o pouco conhecimento sobre a diversidade da ictiofauna de água doce é mais evidente na região do Nordeste brasileiro, o qual se apresenta com lacunas de identificação de vários grupos na distribuição das espécies, evento dado por haver poucos registros na região.

Em decorrência desses eventos, diversos reservatórios foram construídos na região com apoio do DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas), tendo por finalidade a acumulação de água para o abastecimento, irrigação, consumo animal e produção pesqueira, a introdução de diversas espécies exóticas, principalmente a Tilápia nilótica, sem qualquer monitoramento adequado (GURGEL, 1998).

Dessa forma, alguns estudos têm sido desenvolvidos em ecossistemas aquáticos da caatinga paraibana, sobre a ictiofauna, tais como, a diversidade (MEDEIROS, 1999; TORELLI et al., 2002; TORELLI et al., 2004; SIQUEIRA et al., 2003; MARINHO, et al., 2006b, 2016 no prelo; PEIXOTO et al., 2010; CARDOSO et al., 2012), a estrutura de crescimento populacional e o comportamento alimentar (MARINHO et al., 2004; MARINHO et al., 2005a, MARINHO et al., 2005b; CARDOSO et al., 2003; CARDOSO et al., 2005; MONTENEGRO et al., 2006; CHAVES et al., 2009; PEIXOTO et al. 2010), todos com o intuito de ampliar o conhecimento a cerca da sua bioecologia na região.

O conhecimento da diversidade das assembléias de peixes e seus padrões de variação espaciais e temporais são de grande relevância para avaliar a qualidade ambiental, uma vez que, os peixes ocupam

diversas posições na teia trófica, como também, são essenciais na identificação de respostas ao ambiente sobre os impactos causados por ação antropogênica, além de fornecer subsídios para regulamentação do uso dos recursos hídricos que possibilitem o desenvolvimento de alternativas para minimizar a degradação dos rios (ANGERMEIER; KARR, 1984).

Desse modo, se faz necessário uma ampliação do conhecimento da biodiversidade da ictiofauna em reservatórios públicos do semiárido paraibano, por considerar estes ecossistemas de grande importância para a economia e a sustentabilidade da região.

MATERIAL E MÉTODOS

LOCAIS DE ESTUDO

Os estudos foram realizados nos açudes Namorados, Soledade e Taperoá II, ambientes integrantes da sub-bacia do rio Taperoá, no semiárido do Estado da Paraíba.

A sub-bacia do Rio Taperoá (**Figura 1**), está inserida na Bacia do Rio Paraíba onde também, compõem as regiões do alto, médio e baixo curso do rio Paraíba, apresentando uma capacidade máxima de água acumulada de 42.447.106 m³.

A região do semiárido paraibano tem um clima do tipo Bsh, semiárido quente com chuvas de verão (precipitação anual máxima de 400 a 450mm/ano), com temperatura atmosférica de média de 25°C (AESAs, 2016).

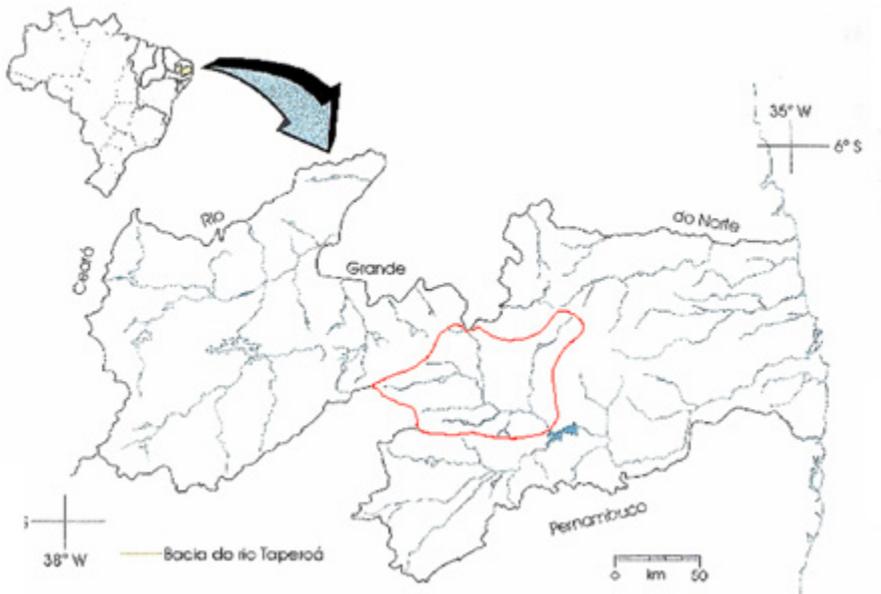
A estação seca é variável, alcançando um período de 8 a 9 meses ao ano (abril a dezembro), com uma estiagem prolongada que provoca grande evaporação e considerável redução do volume d'água (NIMER, 1979), interferindo significativamente na hidrologia desta região.

Diante disso, na área da sub-bacia do Rio Taperoá foram construídos diversos reservatórios públicos, com o intuito de abastecer a população local, bem como, a irrigação e a produção pesqueira.

O Açude Namorados, um reservatório público situado entre as coordenadas $7^{\circ}23'64''\text{S}$ e $36^{\circ}31'80''\text{W}$, que se localiza nos limites da base de pesquisa da UFPB no município de São João do Cariri, apresentando capacidade máxima de acumulação de água de $2.118.980\text{m}^3$ (AESAs, 2016; LMRS/PB, 2016) (**Figura 2 A e B**).

O Açude Soledade é um reservatório público que se situa no município de Soledade, entre as coordenadas geográficas ($7^{\circ}04'\text{S}$ e $36^{\circ}22'\text{W}$), com capacidade máxima de acumulação de água de $27.058.000\text{m}^3$ e profundidade máxima de 15m (SEMARH, 2000) (**Figura 3 A e B**).

Figura 1- Sub-bacia do Rio Taperoá, semiárido paraibano.



Fonte: Cardoso (2004).

Figura 2- (A) Localização do Açude Namorados. Fonte: Google Earth. (B) Vista parcial do açude Namorados no período de estiagem.



Fonte: Marinho et al., (2016 no prelo).

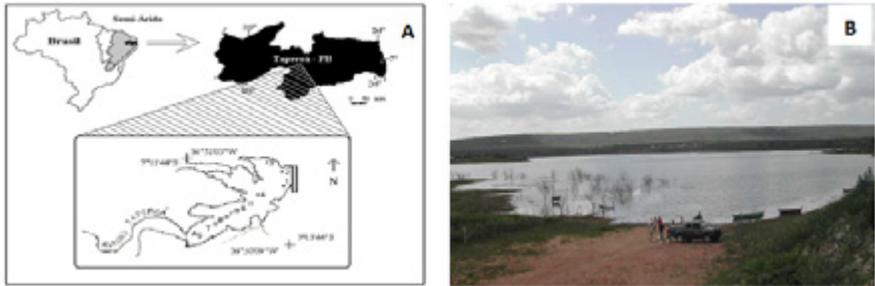
Figura 3 - (A) Localização do Açude Soledade. Fonte: Google Earth. (B) Vista parcial do açude Soledade no período de chuva.



Fonte: Marinho et al. (2004).

O açude Taperoá II, como os outros dois açudes anteriores, são integrantes da bacia do Rio Taperoá e está situado entre as coordenadas geográficas de $07^{\circ}11'44''\text{S}$ e $07^{\circ}13'44''\text{S}$ de Latitude e $36^{\circ}52'03''\text{W}$ e $36^{\circ}50'09''\text{W}$ de Longitude, no município de Taperoá na região central do Estado da Paraíba (**Figura 4 A , B**), a uma altitude de 578 m e tem uma capacidade máxima de acumulação de água de $15.148.900\text{m}^3$ e profundidade máxima de 5,7 m e média de 1,4 m (PARAÍBA, 1997).

Figura 4 - (A) Localização do açude Taperoá II, semiárido paraibano, indicando os locais de coletas. (B) Vista geral do açude Taperoá II no período de estiagem.



Fonte: (A) Barbosa (2002); (B) Montenegro (2005).

Todos os ambientes estudados são reservatórios públicos de grande importância na região, servindo como meio de subsistência a comunidade ribeirinha, utilização pelos animais e irrigação na agricultura de subsistência.

Períodos de coleta dos espécimes: As coletas dos espécimes de peixes foram realizadas na maioria bimensal, durante os períodos de 2005 a 2007, utilizando-se tarrafas (malha 15 e 30 mm), redes de espera (malhas 15, 20, 25, 35 e 40 mm) entre nós adjacentes, além de puçás. Nos locais das coletas, os exemplares foram etiquetados, acondicionados em saco plástico e mantidos em isopor com gelo, posteriormente, foram transportados para o Laboratório de Ecologia Aquática do DSE/CCEN/UFPB, onde foram mantidos em freezer, para posteriores análises laboratoriais.

Determinação da composição da ictiofauna nos ambientes: A composição da ictiofauna foi conhecida a partir da identificação

taxonômica das espécies coletadas nos ambientes analisados, baseando em (BRITSKI et al., 1984; PLOEG, 1991; VARI, 1991; NELSON, 1994; NAKATANI et al, 2001, entre outros), posteriormente, foram feitas a diagnose das espécies comuns aos três ambientes analisados (SANTOS et al., 1984; BRITSKI et al., 1984; GARUTTI; BRITSKI, 1997).

Biodiversidade ecológica dos ambientes: A biodiversidade ecológica foi determinada a partir de calculo de índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), Riqueza, Equitabilidade (J), Similaridade, Constância e Grau de Dominância de Simpson (DAJOZ, 1973; MAGURRAN, 1988; PINTO-COELHO, 2000), sendo aplicado para o cálculo de todos os índices a abundância média das espécies coletadas nos locais de estudo.

Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'): De acordo com Pinto-Coelho (2000), o índice de diversidade de Shannon- Wiener reflete dois atributos básicos: o número e a equitabilidade das espécies, assumindo que todos os indivíduos são amostrados aleatoriamente, e que todas as espécies estão representadas na amostra. Sendo calculado a partir da equação: $H' = -\sum (n/N) \log (n/N)$.

Onde: n = nº de indivíduos de cada espécie

N = nº total de indivíduos

Assim, quando o índice é maior do que 3 a diversidade é considerada alta;

entre 3,0 e 2,0, a diversidade é média;
entre 2,0 e 1,0 a diversidade é baixa;
e menor que 1,0 a diversidade é muito baixa.

Índice de Riqueza: A riqueza foi determinada pelo índice de biodiversidade de Margalef, que estima a biodiversidade de uma comunidade com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies em função do número total de indivíduos existentes na amostra analisada. Sendo calculado a partir da expressão: $I = [(n-1) / \ln N]$.

Onde: I= diversidade,

n = número de espécies presente,

N = número total de indivíduos encontrados (pertencentes a todas as espécies).

Assim, valores inferiores a 2,0 são considerados como denotando áreas de baixa diversidade (em geral em resultado de efeitos antropogênicos) e valores superiores a 5,0 são considerados como indicador de alta biodiversidade.

Índice de Equitabilidade: A equitabilidade é o termo empregado para definir a uniformidade, ou homogeneidade da distribuição de abundância de espécies numa comunidade. Com efeito, reflete o grau de dominância de espécies em uma comunidade. Geralmente é expressa de forma numérica (variando de 0 a 1 (PINTO-COELHO, 2000)). Em uma comunidade, a equitabilidade será baixa quando há poucas espécies altamente dominantes em meio a um grande número de espécies raras. Se não houver espécies altamente dominantes, a

equitabilidade será maior. A equitabilidade (J) é conhecida pelo índice de Pielou, que determina a distribuição dos indivíduos nas espécies (PINTO-COELHO, 2000), calculado seguindo a equação: $J = H' / \ln(s)$:

Onde:

$s = n^\circ$ de espécies por coleta

$H' =$ Índice de Shannon

Índice de Similaridade: A similaridade entre as populações de peixes e suas diferenças sazonais foi determinada pela presença ou ausência de determinadas espécies, utilizando o coeficiente de Jaccard (MAGURRAN, 1988), seguindo a equação: $Q = C / (A + B - C)$: Onde,

$Q =$ Índice de similaridade entre as população e estações sazonais A e B.

$A =$ número de espécies da estação sazonal A

$B =$ número de espécies ou estação sazonal B

$C =$ número de espécies comuns entre as duas estações sazonais

Assim, valores próximos de 0 (zero) indicam que as estações apresentam maior dissimilaridade entre as espécies, e valores próximos a 1 apresentam uma maior similaridade entre espécies. A análise de similaridade entre os açudes foi apresentada em forma de dendrograma utilizando-se a associação por médias aritméticas, aplicado simultaneamente aos dados de diversidade, equitabilidade e dominância.

Índice de Constância: O Índice de Constancia (DAJOZ, 1973) é aplicado para a determinação das espécies residentes e migrantes, seguindo a equação: $C = p/(P \times 100)$.

Onde:

C = é o valor de Constância de cada espécie

p = é o número de coletas contendo a espécie estudada

P = é o número total de coletas efetuadas

Assim, uma espécie é considerada constante, quando apresentar o índice de Constância ($C > 50\%$ - a espécie é considerada constante), (C entre 25 e 50% são acessórias) e (acidentais quando $C < 25\%$).

Grau de Dominância de Simpson: A dominância como próprio nome já diz, refere-se a dominância de uma ou mais espécies numa determinada comunidade, habitat ou região. O grau de dominância foi estabelecido aplicando-se o índice de Dominância de Simpson segundo Mcnaughton (1968), seguindo a equação: $(y_1 + y_2)/Y$:

Onde:

y_1 = abundância da 1ª espécie mais abundante;

y_2 = abundância da 2ª espécie mais abundante;

Y = abundância total de todas as espécies.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os reservatórios estudados apresentaram padrões diferenciados de composição e biodiversidade ictiofaunística. Com relação a sua composição, os reservatórios foram representados taxonomicamente por 4 ordens, 10 famílias de 15 espécies (**Tabela I**), dessa forma, apresentando uma biodiversidade considerada muito baixa para os ambientes analisados.

Tabela I - Lista taxonômica das espécies da ictiofauna dos açudes, Namorados, Soledade e Taperoá II, no semiárido paraibano

Ordem	Família	Espécie	Nome popular
Characiformes	Curimatidae	<i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda-Ribeiro, 1937)	Saburu
		<i>Psectrogaster rhomboides</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	Branquinha
	Triportheidae	<i>Triportheus signatus</i> (Garman, 1890)	Sardinha
	Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Piaba do rabo amarelo
		<i>A. fasciatus</i> (Cuvier, 1819) <i>Characidium bimaculatus</i>	Piaba do rabo vermelho
	Erythrinidae	<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra
	Anostomidae	<i>Leporinus piau</i> (Fowler, 1941)	Piau
	Crenuchidae	<i>Characidium bimaculatum</i> (Fowler, 1941)	Canivete
Prochilodontidade	<i>Prochilodus brevis</i> (Steindachner, 1875)	Curimatã	
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i> (Bloch e Schneider, 1801)	Guarú

Perciformes	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1978)	Tilápia nilótica
		<i>Cichlassoma orientale</i> (Swainson, 1839)	Cará
		<i>Crenicichla menezesi</i> Ploeg, 1991	Peixe-sabão
		<i>Geophagus brasiliensis</i> Quoy e Gaimard, 1824	Cará
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus</i> sp.	Cascudinho

Fonte: dados da pesquisa.

DIAGNOSE DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE PEIXES COMUNS AOS AMBIENTES ANALISADOS

Cichlassoma orientale (Swainson, 1839)

A espécie *C. orientale* é conhecida popularmente como cará, pertence à Família Cichlidae, são geralmente peixes de pequeno porte que chegam até 10 centímetros de comprimento. Possuem corpo alto, com sua altura menor que 3 vezes o comprimento. Borda posterior do pré-opérculo liso. Nadadeira Anal com 4 ou mais espinhos, raramente com 3. Porção dos raios moles da nadadeira dorsal e anal com fileiras de pequenas escamas na base. A nadadeira caudal é geralmente arredondada ou truncada, nunca bifurcada, as nadadeiras ventrais são situadas na região torácica próximos à peitoral. É caracterizada por possuir a linha lateral interrompida, formando duas porções: uma superior na região anterior e outra inferior, na porção terminal do corpo. A boca é geralmente protrátil com dentes cônicos, dispostos

em duas ou mais fileiras e em ambas as maxilas (SANTOS et al., 1984) (Figura 5).

Figura 5 - *Cichlassoma orientale* (Swainson, 1839) (cará).



Fonte: Montenegro (2007).

Vivem comumente em lagos e na zona marginal dos rios, mesmo entre a vegetação flutuante, com acentuada preferência por ambientes lânticos. Apresentam geralmente hábitos diurnos e não realizam migrações (BRITSKI et al., 1984).

Hoplia aff. *malabaricus* (Bloch, 1794)

A espécie *Hoplias* aff. *malabaricus* é popularmente conhecida como traíra pertencente à Família Erythrinidae, geralmente são peixes de grande porte, podendo chegar até 30 centímetros de comprimento. O seu corpo é alongado e roliço anteriormente e comprimido lateralmente em direção à cauda. Maior altura do corpo à frente da base da nadadeira dorsal. Nadadeira dorsal com 13 ou 14 raios, sua origem mais próxima da nadadeira caudal que do focinho. Nadadeira

adiposa ausente. Nadadeira peitoral com 14 raios, margem distal arredondada. Nadadeira anal curta com 10 raios, margem distal é convexa, sua origem muito atrás da nadadeira dorsal. Apresentam maxilas com dentes cônicos e caninos presentes. Dentes de tamanhos variados alternados, seguidos de uma série de dentes diminutos. Pré-maxilar com uma série de dentes de tamanhos variados e alternados. Escamas cicloides. Linha lateral completa com 40 a 42 escamas (**Figura 6**) (BRITSKI et al., 1984).

Tendem a formar populações isoladas sujeitas à deriva genética. Habitam exclusivamente as águas doces, preferencialmente ambientes lênticos e águas quentes tropicais, porém, alguns exemplares foram observados em águas mais frias no Sul da América do Sul (GODOY, 1975; HENSLEY; MOODY, 1975).

Figura 6 - *Hoplias aff. malabaricus* (Bloch, 1794). (traíra).



Fonte: Montenegro, (2007).

Segundo Rios et al. (2002), a espécie *Hoplias aff. malabaricus* tem uma baixa demanda de energia, o que permite a sua sobrevivência por longos períodos de jejum com taxas metabólicas normais,

utilizando as suas reservas acumuladas em períodos de abundância de alimento.

Quase sempre, a espécie *H. malabaricus* é o único peixe carnívoro de maior porte que consegue sobreviver em corpos d'água muito restritos. Tem um poder extraordinário de adaptação, sendo capaz de resistir às condições mais adversas do meio, inclusive por estivação. A capacidade migratória de seus alevinos justifica a presença da espécie em quase todas as águas doces habitáveis dentro de sua área de distribuição geográfica (LOWE-McCONNELL, 1987).

Os adultos, que são sedentários, podem mudar de local quando há escassez de alimento, ultrapassando obstáculos com até 30 cm de altura ou movendo-se pela terra através da vegetação úmida. Quando habitam ambientes restritos suscetíveis à dessecação (comuns em regiões semiáridas como o Nordeste brasileiro), mergulham na lama, resistindo até quando esta última começa a endurecer.

Esta resistência ocorre devido a uma abundante secreção de muco que lhes cobre o corpo, protegendo assim esta espécie contra a desidratação e permitindo que sobrevivam algum tempo fora d'água (HENSLEY; MOODY, 1975; LOWE-McCONNELL, 1987; MORAES; POLEZ, 2004).

Astyanax bimaculatus (Linnaeus, 1758)

A espécie *Astyanax bimaculatus* mais conhecida com piabado-rabo-amarelo, é pertencente à família Characidae, caracterizam-se por possuírem dentes multicuspidados, espessos, às vezes associados

a pequenos dentes cônicos. Pré-maxilar com duas séries de dentes, a interna com 5 dentes.

Compreende peixes de pequeno porte que no geral não ultrapassam os 10 cm de comprimento. Possuem a forma do corpo variando entre alongado a moderadamente alongado; maior altura do corpo imediatamente à frente da base da nadadeira dorsal; região pré-dorsal levemente quilhada e região pré-ventral arredondada em seção transversal. Nadadeira dorsal com 11 raios, sua origem à frente da metade do corpo. Nadadeira peitoral com 13 ou 14 raios, margem distal convexa; nadadeira anal com 28 a 31 raios, sua origem na vertical que passa atrás da base da nadadeira dorsal; os raios anteriores da nadadeira anal 3 vezes mais compridos do que os posteriores. Nadadeira caudal com 19 raios, o lobo inferior ligeiramente maior que o superior. Apresenta pedúnculo caudal com uma mancha alongada que se prolonga até à ponta dos raios caudais medianos. Possuem escamas ciclóides, cobrindo apenas a base dos raios da nadadeira caudal. Linha lateral completa, com 33 a 36 escamas perfuradas (BRITSKI et al., 1984). (**Figura 7**).

Figura 7 - *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (piaba-do-rabo-amarelo).



Fonte: Montenegro, (2007).

Os organismos desta espécie são caracterizados por viverem em uma grande diversidade de ambientes amplamente distribuídas na América do Sul, ainda não bem resolvido taxonomicamente (GARUTTI; BRITSKI, 1997), sendo na sua maioria omnívoras e ativas.

Steindachnerina notonota (MIRANDA-RIBEIRO, 1937)

A espécie *Steindachnerina notonota*, popularmente conhecida como saguiru, pertencente à Família Curimatidae, apresenta boca terminal completamente desprovidos de dentes. Numerosos processos lobulares no teto da cavidade oral. Escamas ciclóides esculpturadas. Linha lateral com 32 a 36 escamas (BRITSKI, 1972).

É constituída por indivíduos de pequeno porte com corpo moderadamente alongado. Região pré-dorsal levemente quilhada e região pré-ventral arredondada em seção transversal. Nadadeira dorsal com 11 raios com sua origem à frente da metade do corpo, no seu ponto mais elevado. Nadadeira peitoral com 13 raios, margem distal convexa,

estendendo-se até próximo da nadadeira pélvica. Nadadeira anal com 9 raios, margem distal emarginada, com raios anteriores duas vezes mais longos que os posteriores; Nadadeira caudal forquilhada com 19 raios. Comprimento da cabeça variando de 2,9 a 3,5 no comprimento padrão, cabeça mais longa do que alta (**Figura 8**) (BRITSKI et al., 1984).

Figura 8. *Steindachnerina notonota* (Miranda-Ribeiro, 1937). (saguiru).



Fonte: Marinho (2006).

São espécies iliógafas, isto é, alimentam-se de matéria orgânica que se acumula no fundo dos lagos, lagoas ou poças de rios (biofilme) em ambientes lênticos.

A espécie é endêmica das ecorregiões do Maranhão-Piauí e Nordeste Médio e tem as suas relações filogenéticas não definidas (ROSA et al 2004). São peixes sociais, ágeis, prolíferos, encontrados tanto em ambientes lênticos quanto lóticos. Realizam migrações para a reprodução, com desova ocorrendo em águas paradas e rasas sob vegetação flutuante (AZEVEDO et al., 1938; TEIXEIRA et al., 2004).

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1978)

A espécie *Oreochromis niloticus* é conhecida popularmente como tilápia nilótica, pertence à família Cichlidae, são geralmente peixes de pequeno a médio porte que chegam medir até 20 ou 30 centímetros de comprimento (**Figura 9**).

Figura 9 - *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1978) (Tilápia nilótica).



Fonte: Montenegro (2007).

São espécies oportunistas, que apresentam uma grande capacidade de adaptação aos ambientes lânticos. Além disso, suportam grandes variações de temperatura e toleram baixos teores de oxigênio dissolvido. A alimentação pode variar dependendo da espécie: podem ser onívoras, herbívoras ou fitoplanctófagas. Algumas espécies reproduzem a partir dos seis meses de idade, sendo que a desova pode ocorrer mais de quatro vezes por ano (BRITSKI et al., 1984).

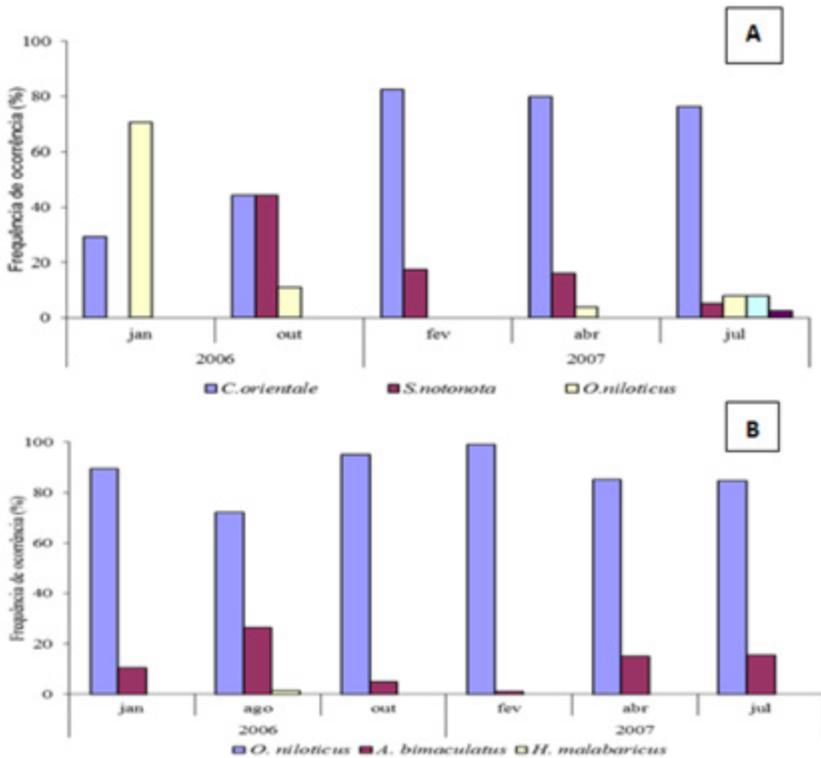
COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA DOS AMBIENTES ANALISADOS

Foram coletados um total de 1720 indivíduos nos três ambientes analisados, sendo 176 indivíduos no açude Namorados representada por 2 ordens, 4 famílias de 5 espécies, enquanto que no açude Soledade foram coletados 655 indivíduos representantes de 2 ordens, 3 famílias de 3 espécies, e no açude Taperoá II foram capturados 889 espécimes representantes de 4 ordens, 9 famílias de 11 espécies (**Tabela I**).

A maioria dos indivíduos coletados no Açude Namorados, principalmente, no período de estiagem, foram representantes da Ordem Characiformes, corroborando com estudos realizados por Hoffmann et al. (2005) no reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara) no Rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, assim como, os registrados por Teixeira et al. (2005) no rio Paraíba do Sul.

No açude Namorados conforme apresentado na Figura 10 A, com exceção do mês de janeiro/2006 (período de chuva), a composição da ictiofauna não apresentou alterações específicas, com igual predominância para as espécies *Cichlassoma orientale* seguida de *Steindachnerina notonota*, diferentemente, do registrado para o açude Soledade que se observou uma maior ocorrência da espécie exótica, tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*) (**Figura 10**), em todos os meses analisados.

Figura 10 - Frequência de ocorrência relativa (%) da composição da ictiofauna dos açudes Namorados (A) e Soledade (B), do semiárido paraibano.

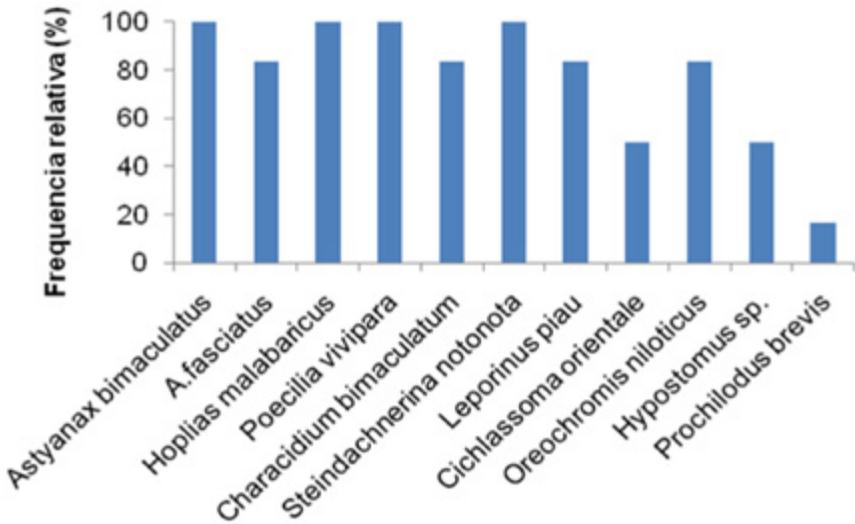


Fonte: Dados da Pesquisa.

No açude Taperoá II, a variação na abundância das espécies capturadas entre as estações do ano (chuva e estiagem) pode está relacionada com o uso de diferentes recursos naturais que permitem a coexistência de seus indivíduos (MONTENEGRO et al., 2006). Entre as espécies capturadas as mais abundantes foram da Ordem Characiformes (100%) representadas pelas espécies, *Astyanax*

bimaculatus, *Hoplias malabaricus*, *Poecilia vivipara* e *Steindachnerina notonota* (Figura 11).

Figura 11 - Frequência relativa da composição da ictiofauna do açude Taperoá II, Taperoá, PB, semiárido paraibano.



Fonte: Dados da Pesquisa.

Segundo Britski, (1972), a maior participação da família Characidae, entre os Characiformes é decorrente a sua ampla distribuição geográfica de suas espécies em água doce, além do fato desta família incluir a maioria das espécies de peixes de águas interiores do Brasil, além disso, o grande predomínio de espécies de pequeno porte e/ou capazes de concluir o ciclo de vida em ambientes lânticos, como evidenciada por Araújo e Santos (2001).

Durante os períodos de estiagem, indivíduos jovens das espécies *A. bimaculatus* e *A. fasciatus* foram as mais abundantes, fato

que pode está associado às migrações reprodutivas realizadas pelas mesmas durante o período chuvoso.

Ainda no açude Taperoá, observou-se uma sucessão ecológica entre as espécies de *Leporinus piau* e *Steindachnerina notonota*, que pode ter ocorrido devido ao produto da competição por habitat, pois ambas, se alimentam do substrato do açude, embora a primeira espécie apresenta guilda trófica bentônico, enquanto que, a segunda, é detritívora.

É válido ressaltar que a região onde estão presentes os ambientes analisados, ocorre o menor índice pluviométrico do Brasil (cerca de 300 mm/ano), com drásticas oscilações do volume de suas águas ao longo de um ciclo hidrológico, variando de situações como o transbordamento até a seca completa dos açudes. Diante desta dinâmica, as espécies se adaptam as adversidades, desenvolvendo habilidades para explorarem o ambiente de acordo com as suas exigências.

BIODIVERSIDADE ECOLÓGICA DOS AMBIENTES ANALISADOS

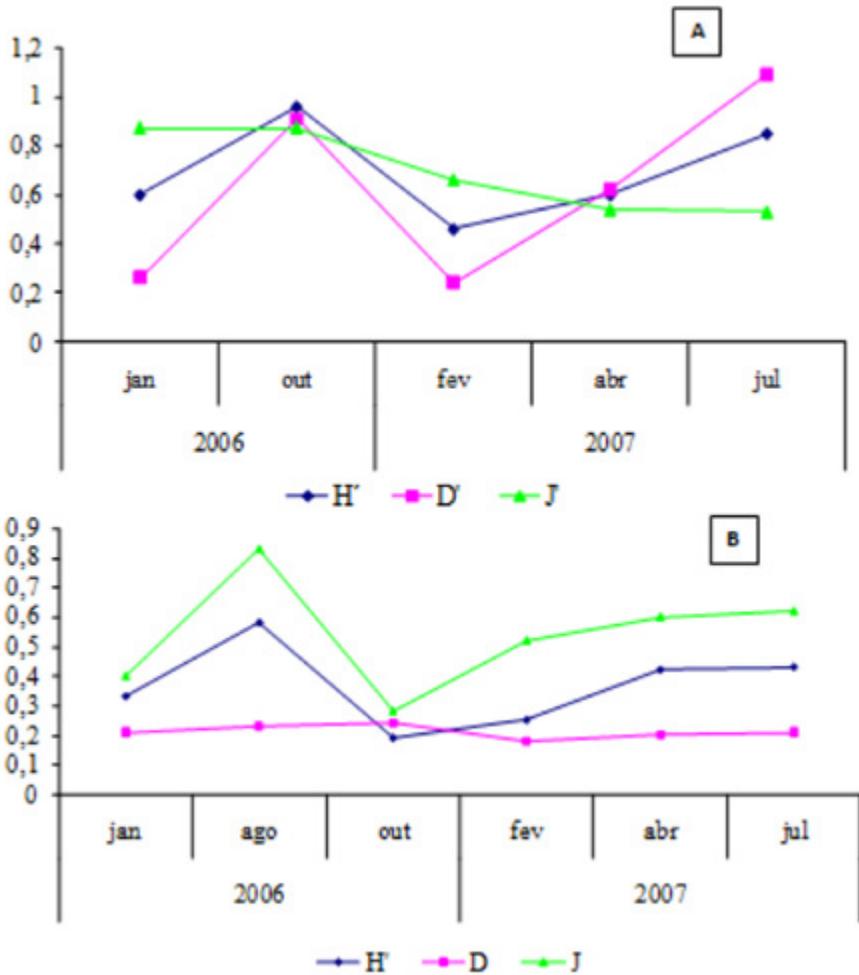
A aplicação de índices ecológicos não tem sido muito utilizada em pesquisas com a ictiofauna neotropical, contudo, pode ser uma ferramenta muito útil no entendimento da dinâmica das populações. Quanto menos uniforme é a ocorrência dos indivíduos, entre as várias espécies, menores são os valores dos índices de diversidade e de equitabilidade (LEMES; GARUTTI, 2002).

A diversidade da ictiofauna do açude Namorados apresentou variações com relação aos índices de diversidade e entre as estações do ano.

De acordo com a **Figura 12**, durante o período de chuva de 2007 (mês de fevereiro) o índice de diversidade foi menor ($H' = 0,46$), dado pela baixa riqueza específica (3 espécies) e predominância da espécie, *Cichlassoma orientale* neste período, eventos que contribuíram para o aumento do índice de equitabilidade, diferentemente do período de estiagem, onde a diversidade foi superior ($H' = 1,0$) correspondendo a um ligeiro aumento na riqueza específica (5 espécies) proporcionando uma melhor distribuição entre as espécies.

Enquanto isso se registrou uma menor riqueza de espécies durante o período de chuva de 2006, onde foram constatadas 2 espécies, com predominância da espécie exótica, Tilapia nilótica (*Oreochromis niloticus*) nesse ambiente.

Figura 12 - Índices de biodiversidade ecológica dos açúdes Namorados (A). Soledade (B), no semiárido paraibano.



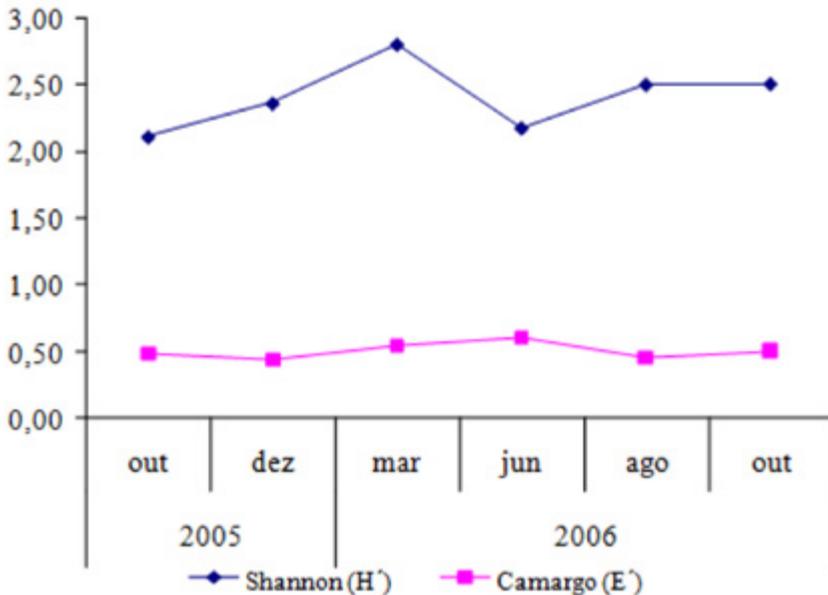
Fonte: Dados da Pesquisa.

No açúde Taperoá II, a diversidade de espécies foi considerada média ($H' = 2,41$ bits/ind.), (**Figura 13**) a qual apresenta pequenas variações temporais entre a precipitação ($r_s = 0,32$; $p=0,54$) e o volume

do açude ($r_s = -0,20$; $p=0,70$) ao longo do período estudado. O maior valor registrado foi durante o mês de março/2006 ($H' = 2,80$ bits/ind), pico do período chuvoso de 2006, quando houve uma maior riqueza de espécies (10), sendo este fato, provavelmente, associado a uma maior disponibilidade de alimentos neste período.

A menor diversidade foi registrada em outubro/2005 (período de estiagem, $H' = 2,11$ bits/ind), coincidindo com uma menor riqueza de espécies (7) ocasionada pela ausência das espécies, *Cichlassoma orientale*, *Oreochromis niloticus*, *Hypostomus* sp. e *Prochilodus brevis*.

Figura 13 - Diversidade da ictiofauna do açude Taperoá II, ao longo do período de estudo.



Fonte: Dados da Pesquisa.

O mesmo padrão de biodiversidade foi observado por Marinho et al., (2007), que estudando a comunidade íctica de um açude da mesma região, registrou o maior índice de diversidade no período chuvoso (março/2005), durante o pico pluviométrico (março/2005), no açude Namorados, que na ocasião foram registradas sete espécies, em contrapartida ao período de diminuição das chuvas (abril/2005), foram registradas apenas cinco espécies.

Para Barbieri e Kronenberg (1994) o período chuvoso ocorre um aumento da diversidade de habitats, com o nível da água atingindo a vegetação marginal coloca à disposição dos peixes, abrigos e habitats estruturalmente mais complexos, o que se justifica os resultados obtidos, bem como, os recursos alimentares não disponíveis no período de seca.

Marinho et al. (2005a), estudando a biodiversidade de peixes do mesmo ambiente (açude Taperoá II), observaram que nos períodos de chuva e estiagem dos períodos de 2002 e 2003 a diversidade apresentou-se relativamente baixa ($H^2=1,5$), enquanto que em 2004, os valores foram ainda mais baixos e diferiram entre os períodos de chuva e estiagem ($H^2=1$; $H^2=0,3$). Essa baixa diversidade em 2004 foi atribuída à grande seca que assolou este ambiente no final do ano de 2003.

O fato do açude Taperoá II não ter secado completamente desde este período (2003) até o momento do presente estudo, possivelmente foi o responsável pelo aumento da diversidade íctica nesse intervalo de tempo. Ou seja, a permanência da água no ambiente, mesmo que em baixos volumes, é um fator determinante na promoção de maiores valores de diversidade. Corroborando com Odum (2001),

que afirmou que a diversidade tende a ser reduzida quando ocorre estresse ou alterações no ambiente aquático. As oscilações do nível da água, certamente obrigaram não só as populações ícticas, mas todos os organismos presentes no açude, a utilizarem mecanismos de auto-ajuste para suportar as modificações impostas ao longo do tempo pelo ciclo hidrológico da região.

Assim como, a diversidade, os valores de equitabilidade não apresentaram grandes variações ao longo do estudo, não tendo correlação com a pluviosidade ($r_s = 0,40$; $p = 0,42$) nem com o volume do açude ($r_s = 0,48$; $p = 0,33$), sendo a maior homogeneidade entre a abundância de espécies registradas no mês de junho/2006 (período chuvoso - $E' = 0,60$), e a menor em dezembro/2005 (período de estiagem - $E' = 0,44$). Mesmo assim, no geral, os valores de equitabilidade ao longo do estudo foram considerados baixos, o que significa que houve dominância de algumas espécies sobre as outras.

Os índices de similaridade revelaram aspectos interessantes das variações (semelhanças ou diferenças) que ocorrem nas ictiofauna, tanto espacialmente como temporalmente, no mesmo biótopo ou entre biótipos diferentes (LEMES; GARUTTI, 2002).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comunidade íctica dos açudes Namorados, Soledade e Taperoá II apresentaram composição diferenciada, sendo a maioria representada por espécies constantes durante o período estudado,

refletindo assim, uma grande adaptabilidade frente às variações ambientais advindas do ciclo hidrológico.

A família Characidae apresentou uma maior dominância nos ambientes analisados durante todo período estudado, sendo representada pelas espécies *Astyanax bimaculatus* e *A. fasciatus*.

A biodiversidade ecológica nos três açudes analisados, mantiveram relativamente constante ao longo do estudo, sendo que o maior índice foi registrado no açude Taperoá II no mês de março/2006, certamente devido à entrada de alimentos oriundo de um maior volume de chuvas nesse ambiente.

REFERÊNCIAS

AESA – **Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba**. 2016. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/>>. Acesso em: 10 ago. 2016.

AGOSTINHO, A.A.; JULIO J.H.F. Ameaça Ecológica: Peixes de Outras Águas. **Ciência Hoje**, v. 21, n.124. p.36-44. 1996.

ANGERMEIER, P.L.; KARR, J.R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**, v.9, p.117-135. 1984.

ARAÚJO, F. G.; SANTOS, L. N. Distribution os fish assemblages in Lajes reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.61, n.4, p.563-576. 2001.

AZEVEDO, P.; DIAS, M.V.;VIEIRA, B.B. Biologia do sagüirú (Characidae. Curimatinae). **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**. v.33, n.4, p.48 –553, 1938.

BARBIERE, E. B.; KRONEMBERG, D.M.P. Climatologia do litoral sul-sudeste do Estado do Rio de Janeiro. **Cadernos de Geociências**, v.12, p.57-73. 1994.

BRITSKI, H.A. Peixes de água doce do estado de São Paulo: Sistemática. In: COMISSÃO INTERESTADUAL DA BACIA PARANÁ-URUGUAI. (Eds). **Poluição e Piscicultura**. São Paulo, Faculdade de Saúde Pública da USP e Instituto de Pesca. p.79-107. 1972.

BRITSKI, H.A.; SATO, Y; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**. 3.ed. Brasília: CODEVASE, p.115, 1984.

CARDOSO, M.M. et al. Dados comparativos do comportamento alimentar de *Astyanax bimaculatus* em açudes da bacia do Rio Taperoá, Cariris Velhos, Estado da Paraíba – Resultados preliminares. Resumo expandido 6 **Congresso de Ecologia do Brasil**,. p.341. 2003.

CARDOSO, M.M.; TORELLI, J.; CRISPIM, M.C. Efeitos da Introdução de *Oreochromis niloticus* (Tilápia-do-Nilo) sobre a diversidade de peixes em ambientes aquáticos do semi-árido paraibano. ENCONTRO INTERCONTINENTAL SOBRE NATUREZA. **Anais**. 2005.

CARDOSO, M.M. et al. Diversidade de peixes em poças de um rio intermitente do semiárido paraibano, Brasil. **Biotemas**, v.25 n.3, p.161-171, 2012.

CHAVES, M. F. **Dinâmica populacional de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthytes, Erythrinidae), em três açudes da bacia do rio Taperoá, Paraíba**. Monografia (Trabalho Acadêmico de Conclusão de Curso). João Pessoa – PB, p.37. 2004.

CHAVES, M. F. et al. Dinâmica reprodutiva e estrutura populacional de *Hoplias aff. malabaricus* (Bloch, 1794) (Characiformes, Erythrinidae), em açude da Bacia do Rio Taperoá, Paraíba. **Biotemas**, v.22, n.2, p. 85-89, 2009.

DAJOZ, R. **Ecologia Geral**. São Paulo, Ed. Vozes. 1973.

GARUTTI, V.; BRITSKI, H.A. Descrição de uma espécie nova de *Astyanax* (Teleostei, Characidae) com mancha umeral horizontalmente ovalada, da bacia do rio Guapore, Amazonia. **Papeis Avulsos de Zoologia**, v.40, p.217-229, 1997.

GODOY, M.P. **Peixes do Brasil: Subordem Characoidei**. Piracicaba, ed. Franciscana, 1975.

GURGEL, J.J.S. Potencialidade do cultivo de tilápia no Brasil. In: CONGRESSO NORDESTINO DE PRODUÇÃO ANIMAL, 1. **Anais**. Fortaleza, 1998, p. 345-352.

HENSLEY, D.A.; MOODY, D.P. Occurrence and possible establishment of *Hoplias malabaricus* (Characoidei: Erythrinidae) in Florida. **Florida Scientist**, v. 38, p. 122-128, 1975.

HOFFMANN, A.C.; ORSI, M.L.; SHIBATTA, O.A. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. **Iheringia**, Série Zoologia, v.95, n.3, p.319-325, 2005.

LATINI, A. O. **O efeito da introdução de peixes exóticos nas populações nativas de lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, MG**. Dissertação (Mestrado, UFV. Belo Horizonte, MG). 2001.

LEMES, E.M.; GARUTTI, V. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, v.92, n.3, p.69-78, 2002.

LMRS/PB – Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba. 2016. Disponível em: <http://pmtcrh.cptec.inpe.br/livro/nucleo_paraiba.shtml>. Acesso em: 15 ago. 2016.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities.** Cambridge University Press. 1987.

MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and Its Measurement.** London, Croom Helm. 1988.

MARINHO, R.S.A. et al. Diversidade de peixes de ecossistemas represados das regiões do agreste e semi-árido do Estado da Paraíba, Brasil. **25 CBZ – Resumos.** p.328. 2004.

MARINHO, R.S.A.; TORELLI, J.; CRISPIM, M.C. Análise comparativa da diversidade e riqueza de espécies de peixes do açude Taperoá II, bacia do rio Taperoá - semi-árido paraibano. **6 Encontro Unificado de Ensino, Pesquisa e Extensão – João Pessoa - PB.** 2005a.

MARINHO, R.S.A. et al. Abundância de peixes na pesca experimental do Açude Taperoá II, semi-árido paraibano. **6 Encontro Unificado de Ensino, Pesquisa e Extensão – João Pessoa - PB.** 2005b.

MARINHO, R.S.A. et al. Atividade Reprodutiva de *O. niloticus* no Açude Namorados, semi-árido Paraibano. In: **14 Encontro de Iniciação Científica,** João Pessoa-PB. Ed. Universitária - UFPB, 2006a.

MARINHO, R.S.A. et al. Biodiversidade de peixes do semi-árido paraibano. **Revista de Biologia e Ciência da Terra.** Suplemento Especial, n.1, 2006b.

MARINHO, R.S.A. et al. Biodiversidade de peixes do Açude Namorados, Bacia do Rio Taperoá, semi-árido Paraibano. **17 Congresso Brasileiro de Ictiologia,** Itajaí-SC.: Ed. Universitária - UNIVALE, 2007.

MARINHO, R.S.A. et al. Composition and Ecological Diversity of the Ichthyofauna from the Namorados Dam, Semi Arid Region of Paraíba, Brazil. **Gaia Scientia (UFPB)**, 2016 *no prelo*.

MEDEIROS, E.S.F. **Efeitos das perturbações hidrológicas na diversidade, estabilidade e atividade reprodutiva de peixes em rios intermitentes do semi-árido brasileiro**. Dissertação(Mestrado, CPGCB/DSE/CCEN/UFPB). João Pessoa, PB. 1999.

MONTENEGRO, A.K.A. et al. The influence of the methodology in the results of food diet analysis of *Steindachnerina notonota* (Miranda-Ribeiro, 1937), in Taperoá II dam, PB - Caatinga. **Revista de Biologia e Ciências da Terra 1** (Suplemento Especial) p. 180-191. 2006.

MORAES G., POLEZ, V.L.P. Ureotelism is inducible in the neotropical freshwater *Hoplias malabaricus* (Teleostei, Erythrinidae). **Brazilian Journal of Biology**, v.64, n.2, p. 1-8, 2004.

NAKATANI, K. et al. **Ovos e larvas de peixes de água doce. Desenvolvimento e manual de identificação**. Maringá: EDUEM. 2001.

NELSON, J. S. **Fishes of the world**. John Wiley and Sons, New York. 1994.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. SUPREN/IBGE. v. 4, 1979.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian. 2001.

PARAÍBA. Secretaria do Planejamento. **Plano Diretor de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba: Diagnóstico**. v.3. João Pessoa, 1997.

PEIXOTO, G.M. **Análise das assembléias de peixes em dois açudes do semi-árido paraibano**. Monografia (Trabalho acadêmico de conclusão de curso, UFPB). João Pessoa, PB. p.61. 2010.

PINTO-COELHO, R.M. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed Ed. 2000.

PLOEG, A. Revision of the South American cichlid genus *Crenicichla* Heckel, 1840, with description of fifteen new species and consideration on species groups, phylogeny and biogeography (Pisces, Perciformes, Cichlidae). **Univ. Amsterdam**, Netherlands. p.1-153. 1991.

RIOS, F.S.; KALININ, A.L.; RANTIN, F.T. The effects of long-term food deprivation on respiration and haematology of the neotropical fish *Hoplias malabaricus*. **Journal of Fish Biology**, v.61, n.1, p.85-95, 2002.

ROSA, R.S. et al. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Eds). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Ed. UFPE, 2003.

SANTOS, A.C.A. Ecologia alimentar do Molé *Trachelyipterus galeatus* Linnaeus, 1766 (Siluriformes, Auchenipteridae), em trechos inferiores dos rios Santo Antônio e São José (Chapada Diamantina, Bahia). **Sitientibus**, série Ciências Biológicas, v.5, n. 2, p. 93-98. 2005.

SANTOS, G.M.; JEGU, M.; MERONA, B. **Catálogo de peixes comerciais do baixo Rio Tocantins; projeto Tucuruí**. Manaus – AM. Eletronorte/CNPq/INPA, 1984.

SEMARH. **Plano diretor da bacia do Rio Gramame. Secretaria extraordinária de meio ambiente, recursos hídricos e minerais do Estado da Paraíba**. SEMARH/SCIENTEC. v. 1,2,3,4. 2000.

SIQUEIRA, R. et al. Dados comparativos da diversidade, riqueza e dominância de espécies ícticas do açude Soledade, sub-bacia do rio Taperoá, semi-árido paraibano, no período de transição da estação seca para a chuvosa. Resumo expandido. **6 Congresso de Ecologia do Brasil**, p. 343. 2003.

TEIXEIRA, J.L.A.; GURGEL, H.C.B. Dinâmica da nutrição e alimentação natural de *Steindachnerina notonota* (Miranda-Ribeiro, 1937) (Pisces, Curimatidae), Açude de Riacho da Cruz, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v.6, n.1, 2004.

TEIXEIRA, T.P. et al. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia**. Série Zoologia, v.95, n.4, p. 347-357. 2005.

TORELLI, J. et al. Biodiversidade de peixes e uso sustentável nos açudes da Bacia do Rio Taperoá do semi-árido paraibano. **1 Congresso Brasileiro de Extensão Universitária**, João Pessoa, PB. 2002.

TORELLI, J.; MARINHO, R.S.A.; CRISPIM, M.C. Estrutura Populacional de peixes do Açude Taperoá II no semi-árido paraibano. **6 Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**. 2004.

VARI, R.P. Systematics of the Neotropical Characiform genus *Steindachnerina* Fowler (Pisces: Ostariophysii). **Smithsonian Contributions to Zoology**, n.507, 118p. 1991.

CAPÍTULO XVIII

AVES ASSOCIADAS A AMBIENTES AQUÁTICOS NA CAATINGA DO ESTADO DA PARAÍBA

MAGNA FABIOLA ARAUJO MARINHO⁶⁹

TIAGO AUGUSTO LIMA CARDOSO⁷⁰

HELDER FARIAS PEREIRA DE ARAUJO⁷¹

69 Graduada em Ciências Biológicas pela UFPB.

70 Mestre em Ecologia e Conservação pela UEPB. Técnico de Laboratório da UFCG e Doutorando em zoologia pela UFPB.

71 Doutor em Zoologia pela UFPB. Professor da UFPB. Email: helder@cca.ufpb.br

INTRODUÇÃO

As aves aquáticas são aquelas que dependem ecologicamente das zonas úmidas (PARACUELLOS et al., 2007). Nesses ambientes, as aves encontram alimento, abrigo para descanso, reprodução e proteção dos predadores (WELLER, 1999; BLANCO, 1999).

De acordo com o uso que fazem das zonas úmidas, as aves aquáticas podem ser classificadas em dois grupos: 1) as aves aquáticas obrigatórias, como marrecos, mergulhões e a maioria das garças; 2) as aves facultativas, que utilizam primariamente habitats terrestres, mas frequentam corpos d'água para complementar sua dieta ou construir seus ninhos (WELLER, 1999). No entanto, inúmeras espécies que habitam em torno das zonas úmidas, obviamente, podem utilizar os recursos destes ambientes de maneira oportunista, porém, estas aves não são consideradas aquáticas.

Em todos os ecossistemas continentais, os corpos aquáticos contribuem para manutenção da diversidade regional. Em regiões semiáridas, devido à escassez hídrica sazonal, os corpos d'água são de vital importância para muitas espécies de animais, (PEREIRA, 2010). A dinâmica desses ambientes exerce grande influência nas comunidades de fauna a eles associadas.

Na Caatinga (região semiárida do nordeste brasileiro) devido à baixa pluviosidade e severidade dos eventos de seca, estratégias têm sido desenvolvidas com o objetivo de fornecer e armazenar água para populações humanas residentes nessa área. Uma estratégia há muito tempo aplicada é a construção de açudes, a qual tem sido priorizada

desde 1909 pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – DNOCS (GURGEL, 1986).

O número total destas barragens na Caatinga foi estimado em 60.000, compreendendo uma área inundada de 800.000 ha (GURGEL, 1990), o que ultrapassa em muito a quantidade de corpos aquáticos naturais, estimados em 15.781 lagos rasos intermitentes com uma área de inundação total de aproximadamente 142.000 ha (MALTCHIK, 1999).

Tendo em vista que a construção de açudes adicionou uma considerável área inundada à região nordeste, esta atividade ampliou, simultaneamente, os habitats das aves aquáticas e criou um gigantesco mosaico de fragmentos aquáticos entre os quais estas aves se movimentam.

Além dos corpos aquáticos lênticos, muitos rios correm pela região da Caatinga e, em sua maioria, são intermitentes (ROSA et al., 2003), os quais também fornecem habitat e recursos alimentares para inúmeras aves.

A maior área do estado da Paraíba encontra-se no domínio da Caatinga e, conseqüentemente, abriga parte dessas características que fornecem habitat e recursos para espécies de aves aquáticas. Porém, quais são essas espécies que aproveitam tais atributos oferecidos pelos ambientes aquáticos no estado?

Os registros ornitológicos da Paraíba iniciaram no tempo da ocupação holandesa com o naturalista alemão George Marcgrave e Guilherme Piso (PACHECO, 2004). No ano de 1848, Ambrósio Fernandes Brandão, foi um dos primeiros naturalistas a catalogar a

avifauna da Paraíba, em seis capítulos do livro *Diálogo das Grandezas do Brasil* (PAIVA, 1986). Em 1943, Donald W. Lamm catalogou espécies dos estados de Pernambuco e Paraíba e publicou uma lista comentada. Esses trabalhos foram de suma importância para o conhecimento da avifauna apesar de não conter as localidades de registros para um estudo de escala estadual.

Apenas na década de 50, no ano de 1954, o fazendeiro e político Heretiano Zenaide publicou o livro *Aves da Paraíba*, onde foram registradas 174 espécies e, dentre essas, 33 eram aquáticas (ZENAIDE, 1954). Ainda na década de 50, em expedições ao Nordeste do Departamento de Zoologia de São Paulo, os profissionais desse departamento coletaram aves no município de Coremas, Rio Tinto e Mamanguape (PINTO; CAMARGO, 1961).

Em 1978 Dekeyser faz uma compilação dos dados de Zenaide 1954 e Pinto e Camargo 1961, resultando numa lista com 267 espécies ocorrentes no estado dentre essas 39 eram aquáticas. Em 1995, Schulz-Neto elabora uma lista compilatória das aves da Paraíba, baseada em bibliografia pertinente, com inclusão de algumas informações inéditas, onde foi relatado 338 espécies aves que ocorrem no Estado da Paraíba, dentre essas 67 eram aquáticas.

Uma grande porção do estado da Paraíba encontra-se no domínio da Caatinga e, conseqüentemente, abriga parte dessas características que fornecem hábitat e recursos para espécies de aves aquáticas. Embora a maior concentração dos registros ornitológicos tenha sido próxima à região litorânea do estado, o aumento do número de profissionais nos últimos anos tem contribuído para elevar o número de trabalhos realizados na Caatinga, como por exemplo, os trabalhos

de Telino-Júnior et al. (2005), Araujo et al. (2005), Araujo et al. (2012a) e Cardoso (2015).

Nesse capítulo copilamos os dados dos trabalhos realizados na Caatinga da Paraíba e elaboramos uma lista comentada com as espécies de aves associadas a ambientes aquáticos.

MATERIAL E MÉTODOS

A lista da avifauna aquícola com registros no domínio da Caatinga do estado da Paraíba foi confeccionada a partir de verificações na literatura disponível (PINTO; CAMARGO, 1961; TELINO-JÚNIOR et al., 2005; FARIAS, 2005; ARAÚJO et al., 2005; ARAUJO et al., 2012 a); consultas a coleções ornitológicas (Coleção de Aves Heretiano Zenaide UFPB e Coleção Ornitológica da Universidade Federal de Pernambuco); arquivos sonoros ou de imagens depositados em sites especializados (WIKIAVES, 2014); e consultas a material oriundo de relatórios ambientais realizados em localidades na Caatinga paraibana (ARAUJO et al., 2012 b; MARIANO, 2012). Dados não publicados, oriundos de amostragens de campo em atividades dos autores, também foram incluídos na lista.

A classificação e sequência taxonômica foram adotadas a partir da lista mais recente do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2014). Incluímos na lista tanto as aves associadas aos habitats aquáticos de forma obrigatória quanto as que apresentam relação facultativa com estes ambientes, mas não aquelas que ocorrem esporadicamente de forma oportunista.

RESULTADOS

Com a compilação de todos trabalhos científicos, bem como de dados oriundos de relatórios técnicos ambientais, atividades de campo e documentação digital de informações, nós compilamos 254 de todas as espécies citadas que ocorrem apenas no domínio da Caatinga no estado. Dessas, 48 espécies de aves estão associadas a ambientes aquáticos e são listadas abaixo, acompanhadas de comentários específicos.

ANATIDAE

Dendrocygna bicolor (Vieillot, 1816).

NOME POPULAR: marreca-caneleira.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre em toda a região tropical (SIGRIST, 2009). Nas américas, distribui-se da Califórnia à Argentina incluído todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), ocorre em banhados, onde se alimenta de vegetação aquática (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Dendrocygna viduata (Linnaeus, 1766).

Figura 01: fotografia da ave “irerê” ou “marreca-viúva” - *Dendrocygna viduata* (Linnaeus, 1776)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: irerê, marreca-viúva.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Região tropical da América do Sul até a Bolívia, Argentina e Uruguai (SICK, 1997), também ocorre em toda a região africana ao sul do Saara.

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), ocorre em ambientes abertos e encharcados, como as lagoas e banhados, dieta composta de sementes, pequenos crustáceos, larvas de insetos e vegetação aquática, que é coletado na água ou no solo. (SICK, 1997).

Dendrocygna autumnalis (Linnaeus, 1758).

NOME POPULAR: asa-branca.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre do Texas a Bolívia e Argentina, e em grande parte do Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), vive em ambientes abertos e encharcados, como os banhados, pasto alagado e manguezais. Alimenta-se de sementes, pequenos crustáceos, larvas de insetos e vegetação aquática, que é coletado na água ou no solo (SICK, 1997).

Cairina moschata (Linnaeus, 1758).

Figura 02: Fotografia da ave “pato-do-mato” -
Carina moschata (Linnaeus, 1758)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: pato-do-mato.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Tem distribuição no México ao norte da Argentina e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habita ambientes de lagos e rios. Sofre com a pressão de caça pelo seu porte. Apresenta uma dieta onívora. Este pato foi há séculos domesticado pelos indígenas da América do Sul (SICK, 1997).

Sarkidiornis sylvicola (Ihering & Ihering, 1907).

NOME POPULAR: pato-de-crista.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre na África, Índia, China, América central até a Argentina. Está presente em todos os estados Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), mede cerca de 76 cm de comprimento, vive sempre perto de açudes, rios e lagoas, apresenta uma dieta onívora (SICK, 1997).

Amazonetta brasiliensis (Gmelin, 1789).

NOME POPULAR: pé-vermelho.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre das Guianas e Venezuela até a Argentina.

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), apresenta dimorfismo sexual onde o macho possui o bico vermelho e maior quantidade de verde nas asas e a fêmea possui o bico preto e manchas brancas na base do bico e acima dos olhos. Vive em ambientes abertos como banhados e açudes ricos em vegetação baixa (SICK, 1997).

Anas bahamensis Linnaeus, 1758.

NOME POPULAR: marreca-toicinho.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Distribui-se das Índias Ocidentais ao Chile e Argentina no Brasil é encontrada no Sudeste, Sul e Nordeste (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente, (STOTZ et al., 1996), ocorre em ambientes abertos e encharcados, fêmea semelhante ao macho, sendo mais franzina e com a mancha vermelha do bico e o branco das bochechas menos berrante, dieta composta principalmente de vegetação aquática, no entanto pode se alimentar de pequenas larvas de crustáceos (SICK, 1997).

Netta erythrophthalma (Wied, 1832).

NOME POPULAR: paturi-preta.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre no Brasil oriental, Suriname, Venezuela, Argentina, Chile e África ocidental e meridional (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), mede cerca de 48 cm de comprimento plumagem marrom bem escura, de bico azulado, asas com uma larga faixa branca, visível apenas em voo, seus olhos são vermelhos ou amarelos. Habita áreas úmidas, comumente em lagos e lagoas (SICK, 1997).

PODICIPEDIDAE

Tachybaptus dominicus (Linnaeus, 1766).

Figura 03: Fotografia da ave “mergulhão-pequeno” -
Tachybaptus dominicus (Linnaeus, 1766)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: mergulhão-pequeno.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Distribui-se do sul dos EUA ao norte da Argentina e em todo o Brasil (HARRISSON, 1983; SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), vive em corpos d’água, mede cerca de 23cm, sendo o menor mergulhão do continente. De corpo pardo-acinzentado com a garganta preta na época reprodutiva asas com grande espelho branco que chamam a atenção quando a ave arruma as penas ou voa, olhos amarelo-claros (SICK, 1997). Dieta composta principalmente de pequenos peixes, alevinos, girinos e diversos invertebrados, consome também algas (SIGRIST, 2009).

Podilymbus podiceps (Linnaeus, 1758).

Figura 04: Fotografia da ave mergulhão-caçador -
Podilymbus podiceps (Linnaeus, 1758)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: mergulhão-caçador.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorrem da América do Norte ao Chile, Argentina e em todo Brasil exceto no extremo oeste (HARRISSON, 1983; SIGRIST, 2009).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), vive em corpos d'água, mede cerca de 33 cm, bico grosso, não apresenta branco nas asas como outros mergulhões, na época reprodutiva apresenta uma cinta negra ao redor do bico, a garganta preta e o pescoço cinza (SICK, 1997). Dieta composta de pequenos peixes, cobras aquáticas, crustáceos e anfíbios (SIGRIST, 2009).

PHALACROCORACIDAE

Phalacrocorax brasilianus (Gmelin, 1789).

Figura 05: Fotografia da ave “biguá”, “mergulhão-do-pará” - *Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin, 1789)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: biguá, mergulhão-do-pará.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Baías, estuários e rios da América tropical e temperada, inclusive ilhas adjacentes, com ocorrência em todos os estados do Brasil (RODA, 2003).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habitam lagos rios e estuários. Apresenta plumagem preta com saco gular amarelo, na época da reprodução apresentam penas brancas beirando a garganta nua e com tufo branco atrás das regiões auriculares. (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

ANHINGIDAE

Anhinga anhinga (Linnaeus, 1766).

NOME POPULAR: biguatinga.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre em rios e lagos da América Meridional, desde a Colômbia até a Argentina, inclusive todos os estados do Brasil (RODA, 2003).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habita ambientes beiras de rios e lagos com margens florestadas. Mede cerca de 88 cm, chegando a 120 cm de envergadura nas asas, bico reto. A espécie apresenta dimorfismo sexual, sendo que a fêmea difere do macho pela cor creme no pescoço, peito e dorso (SICK, 1997 ; SIGRIST, 2009).

ARDEIDAE

Tigrisoma lineatum (Boddaert, 1783).

NOME POPULAR: socó-boi.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre da América Central à Bolívia e Argentina e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente, (STOTZ et al.,1996), habita rios e lagoas. Mede cerca de 93 cm de altura, plumagem caracterizada pelo pescoço castanho e manto pardo-acinzentado, manchado de acanelado, possui um bico comprido, que facilita a captura de peixes e outros organismos aquáticos (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Botaurus pinnatus (Wagler, 1829).

NOME POPULAR: socó-boi-baio.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Distribui-se do México à Argentina e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), Frequenta brejos abertos, juncais (SICK, 1997) e açudes com abundante vegetação emergente. Alimenta-se de peixes, anfíbios e invertebrados aquáticos (SIGRIST, 2009).

Nycticorax nycticorax (Linnaeus, 1758).

NOME POPULAR: savacu.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre do Canada à Terra do Fogo, em todo o Brasil e no Velho Mundo (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), vive em açudes, estuários, rios e manguezais. Tem hábito noturno e crepuscular. Mede cerca de 60 cm, apresenta o alto da cabeça e o dorso negros, asas cinzentas partes inferiores e alongadas penas nuais brancas, olhos vermelhos, dieta composta de peixes e pequenos invertebrados (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Butorides striata (Linnaeus, 1758).

Figura 6: Fotografia da ave “socozinho” -
Butorides striata (Linnaeus, 1758)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: socozinho.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Espécie quase cosmopolita bastante comum em todo o Brasil (SIGRIST, 2009).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), vive em ambientes alagados, mede cerca de 36 cm, pernas curtas e amarelas, dieta composta de peixes, insetos aquáticos, anfíbios e répteis (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Bubulcus ibis (Linnaeus, 1758).

NOME POPULAR: garça-vaqueira.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Quase cosmopolita, tem sua origem no Velho Mundo de onde expandiu sua distribuição recentemente, sendo registrada no Brasil pela primeira vez em 1964 na Ilha de Marajó (SICK, 1965, 1999). Atualmente ocorre em todo o Brasil.

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), Forrageia em ambiente campestre, onde captura insetos e outros invertebrados seguindo o gado (SICK, 1997). Frequenta ambientes aquáticos de forma facultativa para se alimentar e descansar, mas sempre constrói seus ninhos em colônias sobre árvores às margens de corpos aquáticos (SIGRIST, 2009).

Ardea cocoi (Linnaeus, 1766).

NOME POPULAR: garça-moura.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre praticamente em toda a América do Sul (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), frequenta corpos aquáticos interiores e costeiros. Trata-se da maior garça do Brasil, apresentando 125 cm de comprimento total. Devido ao seu tamanho, acessa áreas profundas dos corpos aquáticos que as demais garças não têm acesso, onde se alimenta principalmente de peixes e outros animais aquáticos (SIGRIST, 2009).

Ardea alba (Linnaeus, 1758).

Figura 07: Fotografia da ave “garça-branca-grande” -
Ardea alba (Linnaeus, 1758)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: garça-branca-grande.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre em todo o continente americano, a oeste e a leste dos Andes, do sul do Canadá à Patagônia (RODA, 2003).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habita açudes, estuários, manguezais, pastagens e rios, mede cerca de 90 cm, tendo o corpo completamente branco, bico longo e amarelado, e as pernas e dedos pretos. Apresenta enormes egretas (penas especiais que se formam no período reprodutivo), íris é amarela, apresenta dieta onívora (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Pilherodius pileatus (Boddaert, 1783).

NOME POPULAR: garça- real.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre desde Panamá à Colômbia, Bolívia, Paraguai e Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habita rios e lagos com margens florestadas, além de áreas pantanosas, mede entre de 51 a 59 cm, tem o corpo branco- amarelado com o pescoço com uma intensa cor creme, boné negro, nuca com algumas longas penas brancas, região da base do bico e contorno dos olhos azul, dieta composta de peixes e anfíbios (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Egretta thula (Molina, 1782).

Figura 08: Fotografia da ave garça-branca-pequena -
Egretta thula (Molina, 1782)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: garça-branca-pequena.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre na maior parte da América do Sul e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habita açudes, estuários, manguezais, pastagens e rios. Mede cerca de 54 cm, totalmente branca, bico e tarsos negros e pés amarelos, apresenta um feixe de plumas alongadas que enfeitam a cabeça na época de reprodução, mais evidenciado nos machos, dieta composta principalmente de peixes (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

ACCIPITRIDAE

Rostrhamus sociabilis (Vieillot, 1817)

Figura 09: Fotografia da ave gavião-caramujeiro -
Rostrhamus sociabilis (Vieillot, 1817)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: gavião-caramujeiro.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre da Flórida e México até a Argentina e Uruguai, e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente (STOTZ et al.,1996), habita campos alagados, mede cerca de 41 cm de comprimento, o macho apresenta plumagem cinza com base da cauda branca, região em torno do bico e pés laranja, a fêmea tem a parte superior amarronzada, a região frontal da cabeça esbranquiçada e a parte inferior creme com manchas e listras marrons, dieta composta principalmente por moluscos do gênero *Pomacea* sp. (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

THRESKIORNITHIDAE

Mesembrinibis cayennensis (Gmelin, 1789).

NOME POPULAR: coró-coró.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre desde o Panamá até a do Paraguai e Argentina e em quase todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), mede cerca de 58 cm de comprimento, apresenta plumagem verde escuro uniforme, bico pés e pernas esverdeados, dieta composta principalmente de invertebrados e plantas aquáticas, constroem seus ninhos principalmente nas copas de árvores altas (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

ARAMIDAE

Aramus guarauna (Linnaeus, 1766).

Figura 10: Fotografia da ave Carão -
Aramus guarauna (Linnaeus, 1766)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: carão.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre da Florida e México a Bolívia e Argentina e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), mede cerca de 70 cm de comprimento, apresenta plumagem pardo-escuro com garganta branca e riscas na cabeça e pescoço também branco, pernas negras base da mandíbula amarela, habita áreas campestres alagadas, dieta composta principalmente de moluscos do gênero *Pomacea* sp. (Sick, 1997).

RALLIDAE

Aramides mangle (Spix, 1825).

NOME POPULAR: saracura-do-mangue.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre no Brasil este-meridional de Belém ao Rio de Janeiro (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), mede cerca de 32 cm de comprimento, apresenta plumagem do queixo e da parte superior cinza ou branco, restante e o peito são vermelhos, os lados da cabeça e pescoço são cinza. Dieta composta principalmente de pequenos caranguejos (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Aramides cajaneus (Statius Muller, 1776).

NOME POPULAR: saracura-três-potes.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre do México a Bolívia e Argentina e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habita açudes com vegetação densa, campos de cultivo alagados, manguezais, margens de rios. Mede cerca de 39 cm de comprimento. Apresenta uma dieta onívora (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Neocrex erythrops (Sclater, 1867).

NOME POPULAR: turu-turu.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre em várias populações aparentemente disjuntas da Venezuela a Argentina. No Brasil também apresenta este padrão de separação entre populações mas ocorre em todas as regiões exceto no Sul (SIGRIST, 2009).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), Frequenta corpos aquáticos se escondendo na vegetação emergente densa. Alimenta-se de insetos e grãos (SIGRIST, 2009).

Gallinula galeata (Lichtenstein, 1818).

Figura 11: Fotografia da ave frango-d'água-comum ou galinha-d'água - *Gallinula galeata* (Lichtenstein, 1818)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: frango-d'água-comum, galinha-d'água.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre nas Américas e no Velho Mundo (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habita açudes, mede cerca de 87 cm de comprimento, apresenta plumagem cinza escuro, com uma série de linhas brancas, largas, abaixo da asa fechada, sob a cauda área branca. Apresenta uma dieta onívora (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Gallinula melanops (Vieillot, 1819).

NOME POPULAR: frango-d'água-carijó.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre do Chile ao Brasil (SICK, 1997), especialmente no Brasil oriental (SIGRIST, 2009).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), vive em corpos aquáticos com abundante vegetação flutuante. Alimenta-se de plantas aquáticas e invertebrados aquáticos (SIGRIST, 2009).

Porphyrio martinicus (Linnaeus, 1766).

Figura 12: Fotografia da ave frango-d'água-azul -
Porphyrio martinicus (Linnaeus, 1766)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: frango-d'água-azul.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Distribui-se do sul dos Estados Unidos até o norte da Argentina e em todo Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habita campos alagados e açudes. Mede cerca de 35 cm de comprimento, tem um escudo chato e azul esbranquiçado, pernas amarelas e “farol de ré” branco não bipartido. Apresenta uma dieta onívora (SICK, 1997).

CHARADRIIDAE

Vanellus cayanus (Latham, 1790).

NOME POPULAR: batuíra-de-esporão.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre na América do Sul da Venezuela ao Paraguai e em todo Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente (STOTZ et al., 1996), mede cerca de 23 cm de comprimento, plumagem apresenta coloração preto, branco e pardo, esporão das asas, pálpebras e pernas apresentam uma coloração vermelho. Dieta composta principalmente por pequenos invertebrados (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Vanellus chilensis (Molina, 1782).

Figura 13: Fotografia da ave quero-quero ou tetéu - *Vanellus Chilensis* (Molina, 1782)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: quero-quero, tetéu.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre da América Central até a Terra do Fogo e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Habita principalmente campos, pastos e plantações, mas frequenta de forma facultativa os corpos aquáticos para descansar e se alimentar. Mede cerca de 37 cm de comprimento, possui um esporão pontudo, ósseo, com 1 centímetro de comprimento no encontro das asas, uma faixa preta desde o pescoço ao peito e ainda umas penas longas (penacho) na região posterior da cabeça, tem um desenho chamativo de preto, branco e cinzento na plumagem. Dieta composta por invertebrados e pequenos vertebrados (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Charadrius collaris Vieillot, 1818.

NOME POPULAR: batuíra-de-coleira.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre do México a Argentina e Chile e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habita manguezais, praias e rios. Mede cerca de 15 cm de comprimento, plumagem com coloração que pendem para o ferrugíneo nas partes superiores, sem branco na nuca, o bico é preto e as pernas, altas, são róseas-claras. Dieta composta principalmente por insetos e pequenos crustáceos (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

RECURVIROSTRIDAE

Himantopus mexicanus (Statius Muller, 1776).

Figura 14: Fotografia da ave pernilongo-de-costas-negras - *Himantopus mexicanus* (Statius Muller, 1776)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: pernilongo-de-costas-negras.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Distribui-se dos Estados Unidos, América Central e Antilhas à América Meridional cisandina, desde os seus limites setentrionais (da Colômbia às Guianas) ao leste do Equador, Peru e Brasil (RODA, 2003).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habita açudes, lagoas e manguezais. Mede cerca de 38 cm de comprimento, possui longas pernas rosa, apresenta uma extensa faixa branca que se estende na parte inferior do abdome, pescoço e parte da cabeça, as partes superiores são pretas, assim como a nuca e costas (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

SCOLOPACIDAE

Tringa solitaria (Wilson, 1813).

NOME POPULAR: maçarico-solitário.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre em quase todo o Novo Mundo, do Canadá e Alasca ao norte da Argentina (HAYMAN et al., 1986). Ocorre em todas as regiões do Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie migrante, se reproduz no Canadá e Alasca entre maio e julho, e migra para a América Central e Sul entre agosto e abril de cada ano (HAYMAN et al., 1986). Frequenta margens de corpos aquáticos geralmente solitária ou em pequenos grupos de dois a três indivíduos. Alimenta-se de invertebrados aquáticos.

Tringa flavipes (Gmelin, 1789).

NOME POPULAR: maçarico-de-perna-amarela.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre em todo o Novo Mundo, do Canadá e Alasca à Terra do Fogo (HAYMAN et al., 1986). Ocorre em todas as regiões do Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie migrante, se reproduz no Canadá e Alasca entre maio e julho, e migra para os Estados Unidos, América Central e Sul entre agosto e abril de cada ano (HAYMAN et al., 1986). Alimenta-se de invertebrados aquáticos às margens dos corpos d'água.

JACANIDAE

Jacana jacana (Linnaeus, 1766).

NOME POPULAR: jaçanã.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre na América cisandina e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habita açudes, campos de cultivo e pastagens. Mede cerca de 23 cm de comprimento, possuindo plumagem negra com manto castanho, bico amarelo com escudo frontal vermelho, rêmiges verde-amareladas, encontro com um afiado esporão vermelho, possui longos dedos que lhes permitem caminhar sobre a vegetação flutuante dos corpos aquáticos. Apresenta dieta onívora (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

CUCULIDAE

Crotophaga major (Gmelin, 1788).

NOME POPULAR: anu-coroca.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre do Panamá à Argentina e em todo o Brasil (SICK 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente que habita ambientes florestais em torno dos ecossistemas aquáticos, especialmente matas de ciliares e de galeria (SICK, 1997; SIGRIST, 2009). Reúnem-se em grupos sociais e procuram alimento na vegetação próxima à água (SIGRIST, 2009).

ALCEDINIDAE

Megaceryle torquata (Linnaeus, 1766).

Figura 15: Fotografia da ave martim-pescador-grande - *Megaceryle torquata* (Linnaeus, 1766)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: martim-pescador-grande.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre do México a Terra do fogo e em toda a América do Sul (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente (STOTZ et al.,1996), habita açudes, lagoas, manguezais e rios. Mede cerca de 42 cm, apresenta um bico de 8 cm, às vezes com matizes encarnadas; partes superiores azuladas; garganta e pescoço brancos, macho com o peito e o ventre uniformemente ferrugíneo até a região do crisso, que é branco, coberteiras inferiores das asas brancas, fêmea com o peito cinza azulado, uma faixa branca abaixo do peito e o ventre ferrugíneo, incluindo o crisso. Dieta composta principalmente por peixes (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Chloroceryle amazona (Latham, 1790).

Figura 16: Fotografia da ave martim-pescador-verde - *Chloroceryle amazona* (Latham, 1790)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: martim-pescador-verde.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre do México a Argentina e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente, Semi-dependente de ambientes florestais, (STOTZ et al.,1996), habita açudes, floresta secundária inicial, lagoas, manguezais e rios. Mede cerca de 29,5 cm de comprimento, partes superiores verde-metálicas, aparecendo frequentemente como um cinza azulado, colar partindo da base do bico, e partes inferiores brancas ou amareladas na fêmea, macho com área ferrugínea no peito e sendo que a fêmea tem a mesma área manchada de verde, flancos estriados. Dieta composta principalmente por peixes (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Chloroceryle americana (Gmelin, 1788).

NOME POPULAR: martim-pescador-pequeno.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Distribui-se do Texas e México a Argentina e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente, semi-dependente de ambientes florestais, (STOTZ et al.,1996), habita açudes, floresta secundária inicial, lagoas, manguezais e rios. Mede cerca de 19 cm de comprimento, parte superiora verde bem escura contrastando com uma faixa branca saliente e sedosa que liga a base do bico à nuca, dieta composta principalmente por peixes (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

FURNARIIDAE

Furnarius figulus (Lichtenstein, 1823).

NOME POPULAR: casaca-de-couro-da-lama.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre nas regiões Nordeste, Sudeste, Centro-Oeste e leste da Amazônia brasileira.

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente que habita matas ribeirinhas e outras áreas úmidas (SIGRIST, 2009). Procura alimento na lama às margens dos corpos aquáticos.

Certhiaxis cinnamomeus (Gmelin, 1788).

Figura 17: Fotografia da ave curutié -
Certhiaxis cinnamomeus (Gmelin, 1788)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: curutié.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre da Colômbia e Guianas a Bolívia, Argentina, Paraguai, Uruguai e em todo o Brasil (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente (STOTZ et al.,1996), habita campos, pastagens e margens de corpos aquáticos. Mede cerca de 14 cm de comprimento, apresenta plumagem das partes superiores pardo ferrugíneas, partes inferiores esbranquiçadas, mento com uma manchinha amarelo-sulfúrea que pouco se destaca à distância e não aparente nos indivíduos jovens. Dieta composta principalmente por insetos e outros artrópodes (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

TYRANNIDAE

Fluvicola albiventer (Spix, 1825).

NOME POPULAR: lavadeira-de-cara-branca.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Norte e leste do Peru, leste da Bolívia, norte do Paraguai, norte e leste da Argentina, Brasil setentrional e central, do sul do Amazonas até Pernambuco, Bahia, Minas Gerais e Mato Grosso (RODA,2003).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente (STOTZ et al.,1996), habita campos e pastagens alagadas. Mede cerca de 12 cm de comprimento, apresenta plumagem da face e lados inferior branca, plumagem negra nas asas e cauda com algumas manchas branca. Dieta composta principalmente por insetos (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Fluvicola nengeta (Linnaeus, 1766).

Figura 18: Fotografia da ave lavadeira-mascarada - *Fluvicola nengeta* (Linnaeus, 1766)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: lavadeira-mascarada.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre no Brasil oriental (SICK, 1997), mas com uma população disjunta no oeste do Equador e noroeste do Peru.

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente (STOTZ et al.,1996), habita campos de cultivo, campos e pastagens alagadas, cidades, margens de corpos d'água. Mede cerca de 16 cm de comprimento, apresenta plumagem com coloração branca e preta, é quase inconfundível, o macho possui as costas levemente mais escuras que a fêmea. Dieta composta principalmente por insetos (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

Arundinicola leucocephala (Linnaeus, 1764).

Figura 19: Fotografia da ave freirinha -
Arundinicola leucocephala (Linnaeus, 1764)



Fonte: Tiago A. L. Cardoso

NOME POPULAR: freirinha.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Colômbia, Peru, Venezuela, ilhas do Caribe, Guianas, leste da Bolívia, Paraguai, norte da Argentina e em todo o Brasil, (RODA,2003).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente (STOTZ et al.,1996), habita açudes e campos alagados. Mede cerca de 14 cm de comprimento, o macho apresenta plumagem quase toda preta, com apenas a cabeça e a garganta brancas. A fêmea apresenta a plumagem da parte superior marrom-acinzentadas, as partes inferiores esbranquiçadas e apenas a testa branca. Dieta composta principalmente por insetos (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

HIRUNDINIDAE

Tachycineta albiventer (Boddaert, 1783).

NOME POPULAR: andorinha-do-rio.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: América Meridional, da Colômbia, Trinidad, Venezuela, Guianas ao leste do Equador e do Peru, sudeste da Bolívia, Paraguai, nordeste da Argentina e em quase todo o Brasil. (RODA, 2003).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie que realiza deslocamentos sazonais no domínio da Caatinga, de acordo com a disponibilidade temporal de corpos aquáticos (OLMOS et al., 2005, ARAUJO et al., 2012 a, PEREIRA et al., 2013), habita açudes, estuários, praias e rios. Mede cerca de 14 cm de comprimento, determinação segura são o tom esverdeado dominante na plumagem das costas, mais notável sob luz intensa e a área branca sobre a asa. Dieta composta principalmente por insetos (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

ICTERIDAE

Chrysomus ruficapillus (Vieillot, 1819).

NOME POPULAR: Garibaldi.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA: Ocorre da Guiana francesa a foz do Amazonas e Maranhão, até o Rio Grande do Sul (SICK, 1997).

ASPECTOS BIOLÓGICOS: Espécie residente (STOTZ et al., 1996). Mede cerca de 17,5 cm de comprimento. O macho apresenta plumagem negra, tendo a coroa, a garganta e o peito em vermelho fosco, as partes vermelhas não são visíveis e a ave parece totalmente negra, a fêmea apresenta plumagem pardo-olivácea, com barriga e lado superior estriados de negro e pardacento-claro, habita campos e pastagens alagadas. Apresenta dieta onívora (SICK, 1997; SIGRIST, 2009).

REFERÊNCIAS

ARAUJO, H.F.P. et al. **Estudo para subsidiar a criação de unidade de conservação de proteção integral na Serra de Teixeira Paraíba: Relatório da Avifauna**, 2005.

ARAUJO, H.F.P. et al. As aves e os ambientes em que elas ocorrem em uma reserva particular no Cariri Paraibano, Nordeste do Brasil; **Revista Brasileira de Ornitologia**; v. 20, p.365-377, 2012a.

ARAUJO, H.F.P.; RIMA: **Implantação de linha de transmissão no município de Campina Grande –Paraíba** 2012b.

BLANCO, D. E. “Los humedales como habitat de aves acuaticas”. In: **Tópicos sobre humedales subtropicales y templados en sudamérica**, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la Unesco para América Latina y el Caribe, Montevideo, 1999, p.208-217.

CBRO, Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos; **Lista das aves do Brasil**, 11.ed. Disponível em: <www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm> Acesso em: 14 fev.2014.

FARIAS.B.G.; SILVA.W.A.G.; ALBANO.G.C. Diversidade de aves em áreas prioritárias para a conservação da Caatinga. In: ARAÚJO, F. S.; RODAL, M. J. N.; BARBOSA, M. R. V. (Org). **Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005, p.203-226.

GURGEL, J. J. S. Sobre a produção de pescado dos açudes públicos do semi-árido nordeste brasileiro. In: VILA, I.; FAGETTI, E. (Eds.) **Trabajos presentados al Taller Internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses**. Santiago, Chile, 5-10 de Noviembre de 1984. COPESCAL Doc.Téc., n.4. 1986.

GURGEL, J. J. S. **Pesca em açudes construídos no Brasil, principalmente na região do semi-árido Caatinga**; v. 7, n. único, p. 190-206, 1990.

HARRISON, P. **Seabirds, an identification guide**. Boston: Houghton Mifflin, 1983.

HAYMAN, P.; MARCHANT, J.; PRATER, T. **Shorebirds: an identification guide to the waders of the world**. Houghton Mifflin Company, Boston, Massachusetts, 1986.

LAMM, D. W. Birds of Pernambuco and Paraíba, Brazil; **Auk**, v.65, n.2, p.261-283, 1948.

MALTCHIK L.; COSTA, M.A.J.; DUARTE, M.C.D. Inventory of Brazilian semiarid shallow lakes. ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS. **Anais**. v.71, p.801-808, 1999.

MARIANO E.F. **Relações biogeográficas entre a avifauna de florestas de altitude no Nordeste do Brasil**. Relatório de qualificação do doutorado em Ciências Biológicas Zoologia - Universidade Federal da Paraíba 2012.

OLMOS, F.; SILVA, W. A. G.; ALBANO, C. Levantamentos rápidos de aves na Caatinga do sul do Ceará e oeste de Pernambuco, nordeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia** (São Paulo), v. 45, p.179-199, 2005.

PACHECO J.F. As aves da Caatinga: uma análise histórica do conhecimento. In: SILVA, J.M.C. et al. (Eds), **Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para conservação**. MMA, Brasília. 2004, p.189-250.

PARACUELLOS, M.; FERNÁNDEZ-CARDENETE, J. R.; ROB LEDANO, F. “os humedales y sus aves: aspectos relacionados con la ecología, estatus y con servación en el sudeste ibérico”, In: **Diversidad y conservación de fauna y flora en ambientes mediterráneos**, Sociedad Granatense de Historia Natural, Almería, 2007, p. 483-541.

PAIVA, M. P. **Primórdios da zoologia no nordeste brasileiro.** v.38, n.11, p.1825-1834, 1986.

PEREIRA, G. A. Avifauna associada a tres lagoas temporarias no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Atualidades Ornitológicas** v.156, p.53-60, 2010.

PEREIRA, G. A.; AZEVEDO JÚNIOR, S. M. Variação sazonal de aves em uma área de Caatinga no Nordeste do Brasil. **Ornitologia Neotropical** v. 24, p. 387-399, 2013.

PINTO, O. M. de O.; CAMARGO, E. A. Resultados ornitológicos de quatro recentes expedições do Departamento de Zoologia ao Nordeste do Brasil, com a descrição de seis novas subespécies. **Arq. Zool. S. Paulo**; v.11, n.9, p.193-284, 1961.

ROSA, R. S. et al. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. p. 135-180. In: LEAS, I.R.; TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. (Org). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. 2003.

RODA S. **Aves do Centro de Endemismo Pernambuco: Composição, Biogeografia e Conservação**. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Pará. 2003.

SCHULZ NETO, A. Lista das aves da Paraíba. **Superintendência do IBAMA no Estado da Paraíba**; João Pessoa, 1995.

SICK, H. *Bubulcus ibis* / L na Ilha de Marajó, Pará: Garça ainda não registrada no Brasil. ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS. **Anais**. Rio de Janeiro, v.37, p.567-570, 1965.

SICK, H. **Ornitologia brasileira: uma introdução**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira 1997.

SIGRIST, T. **Guia de campo – Avifauna Brasileira**: Pranchas e Mapas. 1.ed. São Paulo, Editora Avis Brasilis 2009.

STOTZ B.F, J.W. et al. Neotropical birds: Ecology and Conservation; **Univ. Chicago Press**, Chicago. 1996.

TELINO-JÚNIOR, W.R.; LYRA-NEVES, R.M.; NASCIMENTO, J.L.X.; Biologia e composição da avifauna em uma Reserva Particular de Patrimônio Natural da caatinga paraibana. **Ornithologia**. v.1, n.1, p.49-57, 2005.

ZENAIDE, H. Aves da Paraíba. **Teone Edit.** João Pessoa: 1953.

WELLER, M. W. **Wetland Birds**: Habitat Resources and Conservation – cations. New York: Cambridge University Press, 1999.

WIKIAVES. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com.br>>, Acesso em: 28 jun. 2014; 2014.

SEÇÃO V

EDUCAÇÃO AMBIENTAL



CAPÍTULO XIX

EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM BACIAS HIDROGRÁFICAS: CONTRIBUIÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE AQUÁTICA DO SEMIÁRIDO PARAIBANO

HUGO DA SILVA FLORENTINO⁷²
FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABILIO⁷³

72 Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo PRODEMA/UFPB. Professor Assistente da UACEN/CFP/UFCG e Doutor em Educação pelo PPGE/UFPB. Email: hugoxtr@hotmail.com

73 Doutor em Ciências pela UFSCar. Pós Doutor em Educação pela UFMT. Professor Associado IV do DME/CE/UFPB. Email: chicopegado@yahoo.com.br

O DESVELAR DE UMA TESSITURA

Num contexto marcado pela degradação permanente do ambiente, o conhecimento da biocenose aquática, torna-se elemento imprescindível para projetos e ações conservacionistas. A possibilidade de conhecer e democratizar os saberes produzidos pela ciência, em relação com os de senso comum, constitui um movimento dialético necessário para a construção de um panorama da Biodiversidade Aquática da Caatinga.

Descobrir ou redescobrir a biodiversidade aquática no que tange as memórias e experiências vividas pelos sujeitos sociais inseridos no contexto do Bioma Caatinga, como forma de dar voz, constitui um processo de fortalecimento de valores, atitudes e experiências, e portanto, estratégia basilar para potencializar a conservação desta biocenose do semiárido.

Consideramos que o “senso comum” é um prolongamento natural dos interesses individuais no contexto em que vivem (COSTA, 2010), e contudo, constituem partes fundamentais na construção de uma forma de “ser” e “estar” na Caatinga, imprescindível para um “agir” em relação a implementação/implantação de Projetos de Conservação.

Nessa direção, esse projetos no semiárido se fortalece na medida em que se desenvolve práticas educativas que, pautadas pela *Complexidade Ambiental*⁷⁴, aportem para os espaços pedagógicos, na

74 Entendemos “complexidade ambiental”, no mesmo sentido atribuído por Enrique Leff na obra *Pensar a Complexidade Ambiental*, na qual a problemática ambiental não é apenas uma crise ecológica, mas crise da razão. “Os problemas ambientais são, fundamentalmente, problemas do conhecimento” (LEFF, 2003, p. 55). Assim, pensar práticas a partir da complexidade ambiental, é restaurar a visão do todo, evitando as simplificações científicas do cartesiano (LEFF, 2003).

sua diversidade e multiplicidade, uma compreensão do ambiente em um processo relacional com o ser humano.

Necessitamos, portanto, de um processo crescente e singular de “Ambientalização”⁷⁵ dos processos ambientais com os sociais, educativos, culturais, éticos, entre outros. Inscrevendo-se numa lógica que demanda articulações entre diferentes sujeitos e contextos, explicitando sua riqueza intersubjetiva, cultural, social, política para a Conservação da Biodiversidade aquática.

Quando tratamos de questões ambientais com o objetivo de Conservação e/ou recuperação ambiental, é impreterível saber “*Como os diferentes atores sociais do Bioma Caatinga percebem o ambiente em suas múltiplas interrelações?*”. Para isso, ao longo deste texto, procuraremos responder este questionamento.

PERCEPÇÃO AMBIENTAL: UM INTERVIR NECESSÁRIO

Para identificar, planejar e desenvolver ações que envolvam a Conservação da Biodiversidade aquática se faz necessário, antes de qualquer ação, conhecer a percepção dos atores sociais, a fim de obter a visão que o outro tem do seu lugar e do seu espaço (BIELUCZYK, 2009).

⁷⁵ Trata-se de um processo de internalização e legitimação da questão ambiental nas esferas sociais bem como na formação ética e moral do ser humano (ACSELRAD, 2010, CARVALHO; TONIO, 2010). Este processo, ainda, “*pode ser identificado tanto na emergência de questões e práticas ambientais como um fenômeno novo; quanto na reconfiguração de práticas e lutas tradicionais que se transformam ao incorporar aspectos ambientais*” (CARVALHO; TONIO, 2010, p.29).

Estudos que utilizam a *Percepção Ambiental* visam investigar a maneira como o ser humano enxerga, interpreta, convive e se adapta à realidade do meio em que vive, principalmente em se tratando de ambientes instáveis ou vulneráveis socialmente e naturalmente (OKAMOTO, 1996).

A *Percepção Ambiental*, abrange toda maneira de olhar o ambiente. Esse “ver” ocorre através de um “filtro ou de uma tela” que o próprio indivíduo constrói, resultante de conhecimentos, experiências, crenças, emoções, cultura e ações (SILVA, 2007).

Nas palavras de Tuan (2012) a *Percepção* reflete as experiências vividas por cada ator social, que compreende aos sentimentos e pensamentos construídos com a natureza. Quando verifica como os sujeitos apreendem conceitualmente e existencialmente o mundo natural (natureza), é possível refletir sobre a relação entre suas concepções e sua forma de “pensar” e “agir” com o ambiente.

A realidade diagnosticada não pode ser outra que aquela que ocorre ao nosso redor, em nossa maior proximidade, diretamente a partir de nossos meios relacionais. “*É no local, em nosso território imediato que firmamos nossa identidade, e contudo, emergimos todo um possível de consciência territorializada - suporte à educação em todas as direções*” (CASCINO, 2005, p. 76.)

A construção de um processo de “intervir” para Conservar a Biodiversidade aquática da Caatinga, não pode ser concebida distante da realidade vivida. O ato de conhecer, é imprescindível para a construção de um política de Conservação. A construção do mundo se dá na leitura do mundo através da leitura da palavra, que representa a interpretação e a intervenção “no” e “sobre” o mundo.

Nesse sentido, compreender o que os diferentes sujeitos do conhecimento pensam sobre a Biodiversidade através da palavra é fundamental para inserção do sujeito no processo relacional com a Caatinga. Como afirma Freire (2011) o ato de decodificar a palavra é o ato de decodificar o mundo, ou seja, palavra-mundo.

A compreensão da percepção não só nos mostra o estado *relacional* em um determinado momento histórico, mas principalmente nos incita à busca de tantas outras, o ato de conhecer o que ainda não se conhece, de observar o que está acontecendo e pode ter mudado. Ou seja, ponto de partida para a decodificação de sinais e posturas em relação a Biodiversidade aquática da Caatinga, assim como elementos indispensáveis para a implantação e/ou implementação de estratégias vivenciais de Educação Ambiental e produção de saberes acerca do ambiente e sua biocenose.

EDUCAÇÃO AMBIENTAL: UM CAMINHAR INDISPENSÁVEL

Pensar a Educação Ambiental (EA) para a Conservação da Biodiversidade aquática da Caatinga é conceber os sujeitos em sintonia com o ambiente, e não como elementos estanques, dicotomizados do seu contexto temporal e espacial. É manter-se ávidos por conhecer e compreender a realidade cotidiana, na busca permanente para transformá-la. Essa forma de “agir”, só se torna possível, concebendo o

ser humano como “*Sujeito do Conhecimento*”⁷⁶, mesmo que longínquo, não passará jamais despercebido pelo ambiente.

A edificação de um processo de Educação Ambiental deve se dar na construção de leituras de mundo. As palavras-mundo imersas no respeito às relações e ao conhecimento humano, no equilíbrio socioambiental, na Conservação da Biodiversidade, devem orientar práticas educativas⁷⁷. É a defesa intransigente da vida, como afirmação ética, que deve fundamentar toda ação na Educação Ambiental. “*É esta afirmação da vida que condiciona a leitura da palavra que lê o mundo, recriando-o*”. (CASCINO, 2005, p. 77)

Para construirmos um intervirmos na busca da Conservação da Biodiversidade aquática é fundamental repensar a relação ser humano, sociedade e natureza em suas múltiplas dimensões (ética, social, cultural, política, ambiental, econômica) e intersubjetividades (emoção e ludicidade). Para tanto, Jacobi (2003) assinala a EA como estratégia basilar para mudança de concepção, pois desperta a “*Consciência Crítica*”⁷⁸ e a sensibilização para o desenvolvimento de atitudes e

76 Trata-se de uma integração do sujeito ao mundo, a sua realidade contextual e existencial em suas diversas perspectivas: social, ética, cultural, política, entre outras, que se interpenetram e se autoconstroem em sua autonomia e interdependência com o mundo. Não podendo ser considerado apenas um sujeito que conhece, mas como um sujeito que existe, que constrói cultura e história, ou seja, que tem consciência de sua condição de ser e estar no mundo (FREIRE, 2011).

77 Concebemos a “práticas educativas” como “*a formação do sujeito humano enquanto ser individual, sociocultural e historicamente situado*” (CARVALHO, 2004, p. 19), e essa formação incide sobre as relações ser humano, sociedade e ambiente (natureza).

78 Ver Freire (1997), quando caracteriza consciência crítica como sendo um processo de superação de uma posição espontânea de apreensão da realidade (consciência ingênua), alcançando um posicionamento crítico, na qual a realidade se dá como objetivo cognoscível e o ser humano assume uma posição epistemológica (Consciência Crítica).

condutas que favoreçam o exercício da cidadania, do respeito, do cuidado, da afetividade e da Conservação do ambiente.

A EA, como um campo de saberes e fazeres, dispõe ainda de poucas iniciativas voltadas à caracterização de suas especificidades e tendências. Deste modo, “Diagnosticar” é conhecer a realidade na qual atuamos e sobre a qual intencionamos intervir. Supõe um exercício de discernimento que nos fornece um quadro sinóptico da “realidade-mundo” onde vivemos. Fala sobre nossa identidade, caracteriza nossa ação, permitindo avaliá-la e dirigi-la conscientemente para os objetivos desejados, e portanto, compreender o presente e planejar o futuro (LIMA, 2011).

Com a EA é possível construir um processo de ressignificação do modo de “pensar” e “agir” na tríplice “no”, “para”, e “com” o ambiente (LOUREIRO, 2007), apontando um outro caminhar individual e coletivo, como afirma Grun (1996, p.22), “*o indivíduo deve buscar ressignificar sua relação com o meio ambiente e [...] resgatar alguns valores já existentes*” e com isso construir uma nova forma de aprender a ser, fazer e conviver com o ambiente.

A questão não é somente conhecer para se ter consciência de algo, mas como afirma Loureiro (2007, p. 69) “*conhecer inserido no mundo para que se tenha consciência crítica do conjunto de relações que condicionam certas práticas culturais e, nesse movimento, superarmos e às próprias condições inicialmente configuradas*”.

Compreendemos, contudo, que a EA permite reflexões e atitudes que proporcionam a geração de uma nova e ativa “consciência” que aceite a “*Sustentabilidade*”⁷⁹. Num movimento de integração entre as

⁷⁹ Entendido como as interrelações existentes entre as dimensões sociais, éticas,

partes, formando um todo, em interação constante homem-ambiente, valorizando as instancias da Razão, do Sentimento, da Afetividade do Prazer em consonância com as questões sociais, culturais, éticas, políticas, ambientais e econômicas (DIAS, 2003).

Portanto, a proposta deste capítulo é demonstrar, através de estudos de casos a íntima relação entre a Percepção, a Educação Ambiental e a Conservação da Biodiversidade aquática da Caatinga. Para tanto, apresentaremos alguns estudos de caso com diferentes atores sociais que demonstram a importância dos saberes sociais para a Conservação ambiental.

DELINEAMENTO METODOLÓGICO

O diagnóstico dos saberes sobre a biodiversidade aquática do Semiárido Paraibano expressos nesse capítulo, fazem parte dos resultados obtidos nos projetos de iniciação científica (UFPB-CNPq): *“Invertebrados Aquáticos e a Percepção Ambiental dos Atores Sociais que Utilizam o Açude Soledade, Sub-Bacia do rio Taperoá, Caatinga Paraibana”* desenvolvido no período de 2007 e 2008 com 32 pescadores da Colônia de Pescadores, localizado no município de Soledade-PB (FLORENTINO; ABÍLIO, 2012a); e *“Educação Ambiental em Bacias Hidrográficas: o rio Taperoá e suas problemáticas no contexto da educação básica”* desenvolvido no período de 2009 a 2010 com alunos/as de uma turma do 7º ano do ensino fundamental e uma turma da 2ª série do Ensino Médio da Escola Estadual de Ensino Fundamental e políticas, econômicas, culturais, ambientais e espirituais na busca da construção de uma convivência planetária potencializadora da “inteireza do ser” (GADOTTI, 2010).

Médio Jornalista José Leal Ramos, localizada no município de São João do Cariri-PB (FLORENTINO;ABÍLIO, 2012b).

As análises contidas nesse capítulo, não repetem os resultados contidos nos projetos citados acima, mas tomam como base as percepções dos diferentes atores sociais a respeito da Biodiversidade aquática do semiárido, no sentido de construir um repertório de narrativas e chamar a atenção para a necessidade do “diagnóstico perceptivo” nos processos de EA para fins de Conservação.

A abordagem metodológica desta pesquisa caracterizou-se como uma pesquisa qualitativa, utilizando-se como pressupostos teórico-metodológico elementos do Biorregionalismo (SATO; PASSOS, 2002) e da Etnografia (ANGROSINO, 2009), que conforme André (1995, p. 18)

Enfatiza os aspectos subjetivos do comportamento humano e preconiza que é preciso penetrar no universo conceitual dos sujeitos para entender como e que tipo de sentido eles dão aos acontecimentos e às interações sociais que ocorrem em sua vida diária.

Entendendo que a definição dos rumos da Conservação da Biodiversidade aquática do semiárido requer a problematização das práticas cotidianas. Definiu-se a construção deste diagnóstico, a partir do entrelaçamento dos conhecimentos locais (populares) dos/das alunos/as e pescadores aos universais (científicos), *“tecendo uma trama educativa para evidenciar que todo conhecimento é igual por*

direito e que a EA possui a responsabilidade da inclusão social com cuidados ecológicos” (OLIVEIRA-JUNIOR; SATO, 2006, p.128).

Em função das especificidades dos sujeitos (pescadores/as e alunos/as), os instrumentos de coleta de dados foram diferenciados, sendo utilizado entrevistas semiestruturadas (gravadas) para os/as pescadores/as; e questionários abertos para a percepção dos/das alunos/as. Os dados obtidos foram sistematizados de forma a construir uma lista de espécies (nomes populares e seu correspondente científico, quando possível) citadas pelos diferentes atores sociais, sem se preocupar com representações percentuais.

DESCORTINANDO SABERES

Para que a Biodiversidade Aquática da Caatinga Paraibana seja conservada, há que se buscar meios para interrelacionar os interesses da população local com os objetivos que justificam a sua proteção. Enquanto a comunidade estiver excluída dos processos de gestão desses espaços com o qual convivem, ou tiverem sua voz silenciada e desconsiderada das estratégias de Conservação, a degradação persistirá e a perda da Biodiversidade continuará a aumentar de forma inevitável.

A diversidade de saberes e fazeres das comunidades locais do semiárido Paraibano, assim como suas transformações, vinculam-se indubitavelmente às noções de “Ambiente” e de sua relação com a Biodiversidade, e portanto, identificá-los poderá levar a compreensão de como a comunidade concebem e inter-relaciona seu modo de “ser” e “estar” no semiárido e como se relacionam com sua Biodiversidade.

Na busca da construção de um conhecimento sobre a Biodiversidade aquática da Caatinga paraibana e os saberes que inter-relacionam com a Conservação destes. Descreveremos a seguir, a Biodiversidade aquática na visão de diferentes atores sociais, como forma de problematizar a construção de um diagnóstico que seja social e não meramente técnico, e, assim, obtermos um olhar compartilhado, capaz de gerar saberes culturalmente construídos e nortear ações e estratégias de Conservação.

O AÇUDE SOLEDADE E A BIODIVERSIDADE AQUÁTICA SEGUNDO OS PESCADORES

As percepções que cada pessoa tem, representam suas ideias e concepções sobre objetos, mundo, fenômenos e acontecimentos do meio em que vivem. O entendimento da realidade e da construção de um processo de transformação do modo de “ser” e “agir” com e no ambiente depende do conhecimento das representações sociais, de como pensam, aprendem e atuam “no” e “com” o ambiente (OLIVEIRA; SATO; CAMACHO, 2009).

Nessa direção, através das entrevistas realizadas com os pescadores identificamos 01 espécie de camarão (*Macrobrachium sp.*) e 08 espécies de peixes, separados em 06 famílias. Os peixes mais citados foram: traíra (21,9%), tilápia (21,17%), curimatã (15,33%) e Piaba (13,14%) (**Quadro 01**).

Quadro 01 - Etnoespécies citadas pelos pescadores/as no município de Soledade, Paraíba.

ETNOESPÉCIE	FAMÍLIA	ESPECIE IDENTIFICADA
Piaba amarela	Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i> (cuvier, 1819)
Curimatã	Poecilidae	<i>Prochilodus cf. brevis</i> (Steindachner, 1801)
Cascudo	Erythrinidae	<i>Hypostomus sp.</i>
Piau	Prochilodontidae	<i>Leporinus cf. piau</i> (Fowler, 1941)
Traira	Curimatidae	<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1974)
Tilapia	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> (linnaeus, 1758).
Tucunaré comum	Cichlidae	<i>Cichla ocellaris</i> (Bloch e Schneider, 1801)
Tucunaré pinima	Cichlidae	<i>Cichla temensis</i> (Humboldt, 1821)
Pescada ¹	-	-
Camarão	Palaemonidae	<i>Macrobrachium sp.</i>

Fonte: (FLORENTINO; ABÍLIO, 2012a).

Percebemos que as comunidades biorregionais de pescadores/as possuem um amplo saber, que apesar de não pertencer aos padrões considerados científicos, faz parte de todo um processo de relações e interações no cotidiano das mesmas, como afirma Morin (1991, p. 15) “*todo conhecimento, inclusive o conhecimento científico, está enraizado, inserido e dependente de um contexto cultural, social e histórico*”.

A importância do resgate do saber empírico dos/as pescadores/as torna-se evidente, quando das 08 espécies de peixes citados para o açude Soledade, apenas 03 espécies (tilapia, traira e piaba) foram encontradas através de amostragens científicas realizadas por Marinho et al. (2006).

Em relação ao elevado percentual de espécies exóticas citadas pelos/as pescadores/as, a exemplo da tilápia, do tucunaré e do camarão *Macrobrachium sp.* Segundo Falcão (2009), essas espécies são comuns nos ecossistemas aquáticos do semiárido, uma vez que no

Nordeste, o Tucunaré foi a quarta espécie de peixe mais produzida e distribuída pelo Departamento de Obras Contra a Seca (DNOCS) em 2002, seguido pela Tilapia, representando 11% da pesca nos açudes públicos.

Sobre o camarão, *Macrobrachium sp.* trata-se de um crustáceo que foi transplantado da bacia amazônica para servir de forrageiro aos peixes carnívoros dos açudes nordestinos, o qual, a partir de 1959 passou a ser capturado para consumo humano (GURGEL; MATOS, 1983).

Essas percepções indicam que o conhecimento científico sobre a ictiofauna é incipiente, sendo extremamente importante um aprofundamento das pesquisas científicas e um diálogo entre diferentes campos do conhecimento para construir um inventário da biota aquática da Caatinga. No entanto, não podemos desconsiderar dessa análise a redução da diversidade ictiológica do açude ao longo do tempo e espaço.

Segundo Marinho et al. (2006) a introdução de espécies exóticas, a exemplo da Tilapia Nilótica (*Oreochromis niloticus*) em ecossistemas aquáticos da Caatinga tendem a reduzir a ictiofauna nativa, através da competição por espaço e recursos alimentares.

Sobre o efeito redutivo da diversidade de peixes, vários/as pescadores/as durante a entrevista relataram uma redução tanto na quantidade quanto nos diferentes tipos de peixes encontrados no açude nas últimas décadas. Ratificando a ideia de que “*a realidade diagnosticada não pode ser outra que aquela que ocorre ao nosso redor, em nossa maior proximidade, diretamente a partir de nossos meios relacionais*” (CASCINO, 2005, p. 76).

Para compreender melhor a interrelação do pescador com o açude e seu entorno, seja individual ou comunitário; em suas expectativas, julgamentos e condutas, perguntou aos/as pescadores/as qual a importância do açude Soledade para o município, e segundo os mesmos, representam fonte de renda e alimentação. Nota-se, com isso, uma visão utilitarista e reduzida a dimensão econômica, de sobrevivência, já que em nenhum momento contempla nas suas indagações a importância ecológico-ambiental do açude.

Sobre a importância dos peixes para o açude Soledade, os/as pescadores/as consideram extremamente importante para a sua sobrevivência, pois segundo eles oferecem a principal fonte de renda. Sendo raros, as respostas que versam sobre a importância bioecológica para o funcionamento do ecossistema aquático.

Percebe-se que a percepção dos/as pescadores/as e a consequente simbologia dada à importância dos ecossistemas e recursos naturais para o ambiente alteram-se de acordo com aspectos econômicos e sociais. Segundo Bourdieu (2001) a identificação e o autoconhecimento do indivíduo com o território em que trabalha e vive, é ponto marcante para o reconhecimento de uma simbologia unidimensional e segregativa, a partir do momento que separa o natural do econômico e ao mesmo tempo individualiza o econômico, ordenando dessa forma, a simbologia do território em que vive.

Acrescentamos ainda que essa percepção materialista que os/as pescadores/as possuem da relação fauna-ambiente se dá pela atribuição do espaço (açude) uma simbologia de poder, da ideia de posse do indivíduo ou grupo de indivíduos, uma vez que o espaço é destinado ao trabalho e numa dimensão mais ampla como extensão

de sua casa, como explica Diegues (1992) há muito tempo os seres humanos vem utilizando os recursos aquáticos como forma de atender suas necessidades materiais, desconsiderando o contexto ecológico-ambiental.

Nesse cenário, a EA, torna-se importante, ao tentar fazer a ligação entre o social e a natureza, na tentativa da construção de novas formas de Conservação, conforme Sato et al. (2002, p. 110), “*considerar a EA como projeto político da construção da sociedade, torna-se assim, uma questão essencial a qualquer política ambientalista*”.

A EA, nesse sentido, se coloca como uma possibilidade de conciliar diferentes saberes (social e científico), provocando a dinâmica pedagógica de aliar conhecimentos locais e universais, de valorizar o saber regional sem se despedir dos valores das ciências. “*Porém, esse espaço híbrido nem sempre é compreendido. Somente o risco dessa aventura intelectual possibilitará à EA uma construção diferenciada na ruptura da rigidez hierárquica imposta pelas ciências tradicionais*” (OLIVEIRA-JUNIOR; SATO, 2006, p. 135).

Sobre os impactos ambientais no açude Soledade, a seca, a poluição e a eutrofização artificial foram as principais problemáticas ambientais destacados pelos/as pescadores/as. Embora, vários pescadores/as não souberam responder ou afirmaram não existir impacto no açude Soledade.

Segundo Barbosa et al. (2006) estudando este mesmo açude constatou que os níveis de eutrofização atingiram valores máximos no período seco, já no período chuvoso o ambiente reduz o “bloom” de cianobactérias, a concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo), e apresenta um estado trófico de nível mesotrófico.

Como exposto, os/as pescadores/as percebem os principais impactos ambientais no açude Soledade, embora, muitos concebam de forma naturalista e/ou apenas os problema que se encontram presentes no seu cotidiano de trabalho, ou seja, que prejudicam o seu bem-estar individual.

O ambiente na visão dos/as pescadores/as é uma sobreposição do ambiental natural com o social e o cultural (TOLEDO, 1992). Essa tese, torna-se evidente e cristalina quando percebemos que as relações construídas entre os/as pescadores/as e o ambiente, limitam-se a espacialidade e temporalidade cotidiana e antropocêntrica.

Cotidiana, pois os/as pescadores/as enxergam apenas os problemas que o afetam. E antropocêntrica, porque sua percepção não identifica os impactos somáticos oriundos do entorno do açude, mas somente aqueles que prejudicam diretamente a ictiofauna. Por outro lado, o universo de saberes sobre o açude demonstram a proximidade e sentimento de pertencimento dos/as pescadores/as com o ambiente natural.

Assim, esses saberes é a expressão de uma determinada sabedoria pessoal e, ao mesmo tempo, uma síntese histórica, social e cultural (TOLEDO, 1992), que é fundamental para planos e manejo e Conservação da biota aquática.

Ademais, a Biodiversidade aquática da Caatinga ainda é desconhecida, ou conhecida insuficientemente pela ciência. Necessitando, um resgate dos saberes das comunidades locais, na tentativa de compreender e identificar elementos culturalmente construídos que influenciam a Conservação. Como afirma Diegues (1999, p. 1) “*a diversidade biológica, no entanto, não é simplesmente*

um conceito pertencente ao mundo natural. É também uma construção cultural e social. São objetos de conhecimento, [...], mercadorias nas sociedades modernas”.

Conhecer as percepções dos/as pescadores/as sobre a Biodiversidade aquática é um passo inicial e indispensável para a Conservação. Ao valorizar o conhecimento “*loco regional*” desvende-se o que existia não apenas hoje, mas o que havia ontem e poderá existir amanhã.

Apesar da possibilidade da percepção variar de pessoa para pessoa, já que as percepções são subjetivas, as representações coletivas sobre as significações atribuídas permitem identificar e entender as formas como o espaço é contemplado, planejado e vivenciado por suas comunidades (FERREIRA, 2005).

Entender a percepção como o ato de conhecer existências (e coexistências) nos revela a importância do outro, alguém que como nós vive suas experiências como verdades, tendo diferentes significados para o mesmo mundo que vivemos. Revela-nos ainda, que, através da percepção podemos captar essências nos objetos e nas experiências de cada sujeito (DIEGUES, 2002), e contudo, construir um processo participativo de Conservação da Biodiversidade aquática da Caatinga.

Além disso, a Biodiversidade aquática pertence ao domínio do natural como do cultural, mas é a cultura enquanto conhecimento que permite às comunidades locais conhecê-las, conserva-las ou degrada-las. “*Não existe uma classificação dualista, uma linha divisória rígida entre o “natural” e o “social” mas sim um continuum entre ambos*” (DIEGUES, 1999, p. 32).

Portanto, a biota aquática do semiárido não é simplesmente um conceito pertencente ao mundo natural. É também uma construção cultural e social. “*As espécies são objetos de conhecimento, de domesticação e uso, fonte de inspiração para mitos e rituais das sociedades tradicionais e, finalmente, mercadoria nas sociedades modernas*” (DIEGUES, 1999, p. 01). Entender essa dinâmica, nos nutre de saberes, importante para os fazeres, e portanto um agir para a Conservação.

O RIO TAPEROÁ E A BIODIVERSIDADE AQUÁTICA NA VISÃO DOS/AS ALUNOS/AS

A Biodiversidade aquática do semiárido é diversa, sendo considerada uma riqueza para a humanidade, pois possui valor ecológico, genético, social, econômico, científico, educacional, cultural e estético (DIAS, 2001). Todavia, para a sociedade, a Biodiversidade Aquática, ainda, é desconhecida, especialmente, no que se refere aos invertebrados aquáticos.

Considerando o espaço escolar como importante no processo de construção do conhecimento e lócus para a mudança de postura, valores e atitudes em relação ao ambiente. Apresentaremos a percepção de alunos/as da Escola Estadual de Ensino Fundamental e Médio Jornalista José Leal Ramos sobre a Biodiversidade aquática, com a finalidade de nortear reflexões acerca da importância da Percepção para planos de Manejo e Conservação da Biodiversidade.

Através de questionários aplicados sobre os animais que podiam ser encontrados no rio Taperoá. A biota aquática se resume a

peixes, sendo citado 05 espécies, separados em 05 famílias. Outros por sua vez confundiram com animais marinhos, citando caranguejo, raia e tubarão como sendo espécies encontradas na bacia hidrográfica do rio Taperoá.

Entretanto, nenhum aluno/a citou espécies de invertebrados como integrantes da fauna da Bacia Hidrográfica do rio Taperoá (**Quadro 02**), embora a biota aquática do semiárido, seja bastante diversificada, sendo representado por uma variedade de grupos taxonômicos, incluindo insetos, moluscos, crustáceos, anelídeos, asquelmintos, peixes, entre outros.

Embora os/as alunos/as apresentem em seu imaginário espécies de peixes como representantes da biota aquático do semiárido. A diversidade de peixes evocadas, ainda foi insipiente, quando comparados a pesquisas realizadas por Santos e Zanata (2006) quando identificaram aproximadamente 240 espécies de peixes para a Caatinga.

Quadro 02 - Espécies aquáticas citadas pelos/as alunos/as da Escola Estadual de Ensino Fundamental e Médio José Leal Ramos.

Nome Popular	FAMÍLIA	ESPECIE IDENTIFICADA
Piaba amarela	Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i> (cuvier, 1819)
Curimatã	Poeciliidae	<i>Prochilodus cf. brevis</i> (Steindachner, 1801)
Piau	Prochilodontidae	<i>Leporinus cf. piau</i> (Fowler, 1941)
Traira	Curimatidae	<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1974)
Tilapia	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> (linnaeus, 1758).
Peixe ²	-	-
Camarão	-	-

Fonte: (FLORENTINO; ABÍLIO, 2012b).

Segundo Brasil (2002) a situação de Conservação dos peixes da Caatinga é precariamente conhecida tanto nos inventariados

científicos, quando nas pesquisas sobre Etnoconhecimento e Percepção Ambiental. Situação ilustrada através das listas de animais em extinção, na qual apresentam apenas 04 espécies de peixes. E também nos dados desta pesquisa, quando os/as alunos/as identificaram apenas 04 espécies de peixes para a região semiárida.

Esse resultado indica que o conhecimento sobre a fauna aquática da Caatinga é incipiente, sendo extremamente importante o diagnóstico do conhecimento das comunidades locais e escolares como apoio ao inventário biológico da biota aquática da Caatinga, pois muitas bacias hidrográficas permanecem ainda pouco amostradas.

Quando perguntados sobre a importância do rio Taperoá para o município de São João do Cariri, os/as alunos/as citaram a desedentação de animais, fornecimento de água, lazer, alimentação, agricultura e importância turística.

A percepção dos/as alunos/as sobre a importância do ecossistema aquático é reduzida apenas à dimensão econômica, fragmentando os aspectos culturais, econômicos e sociais. Esta visão reducionista é fruto de uma educação tradicional, onde não se incorpora as questões ecoculturais. Assim, é imprescindível um movimento de reintegração do ser humano ao ambiente, como defende Diegues (1999) a concepção de pertencimento não pode passar uma classificação dualista, uma linha divisória rígida entre o “natural “ e o “social”, mas sim um *continuum* entre.

Quando questionados sobre quais os impactos ambientais que tem ocorrido no rio Taperoá, os/as alunos/as afirmaram que o rio sofre com muita poluição, lixo, esgoto e desmatamento das matas ciliares.

A poluição foi tema constante nas respostas dos/as alunos/as. Este é um tema recorrente em muitos trabalhos desta natureza, como por exemplo, o de Rossi e Manzano (2005) que, analisando a percepção ambiental de alunos/as do ensino fundamental e médio, através de questionários, também encontrou nas respostas a percepção de problema ambiental relacionado à poluição.

Quando perguntados como poderiam contribuir para a Conservação e recuperação do rio Taperoá, os/as alunos/as apresentaram como solução, ações cotidianas como não jogar lixo, criar animais, desmatar ou realizar queimadas no rio. Falaram também em conscientização, saneamento básico e programas na qual ensinem as pessoas sobre a importância e a consequência de sua poluição.

Embora, os/as alunos/as tenham consciência de ações que podem contribuir para a Conservação dos ecossistemas aquáticas, e conseqüentemente, da Biodiversidade. Sua forma de “ser” e “agir”, ainda, constitui uma forma ingênua de lidar com a questão ambiental. Reduzindo a EA as procedimentos técnicos de resolução de problemas.

A EA que defendemos, trata-se de um processo que vai além do conhecimento e discussão de temas ambientais. Refere-se a um movimento de “*Integração*”⁸⁰ do ser humano com a natureza, a partir da problematização de sua realidade em termos histórico, cultural, político e social (DIAS, 2003, LAYRARGUES, 2004). A questão não é somente conhecer para se ter consciência de algo, mas como afirma Loureiro (2007, p. 69) “*conhecer inserido no mundo para que se tenha consciência crítica do conjunto de relações que condicionam certas*

80 Nos referimos a integração da mesma forma que Paulo Freire na obra “*Educação Como Prática de Liberdade*”, ou seja, capacidade de ajustar-se a realidade, acrescida da possibilidade de transformação. (FREIRE, 2009).

práticas culturais e, nesse movimento, superararmos e às próprias condições inicialmente configuradas”.

Apesar das limitações encontradas na percepção dos/as alunos/as, os resultados reforçam a importância da percepção ambiental no reconhecimento da bacia hidrográfica e da Biodiversidade. Pois, é através dela que podemos identificar os saberes da comunidade e reconhecer a relação entre o ser humano e o seu ambiente. Não podemos efetivar um plano de Conservação da Biodiversidade aquática, se continuarmos desconsiderando os significados e conhecimentos adotados pelas comunidades.

Utilizar a percepção como estratégia para a Conservação, constitui resgatar o ser humano em sua aproximação com o ambiente, como afirma Faggionato (2011) considerando a percepção ambiental como “*sendo uma tomada de consciência do ambiente pelo homem*”, o ato de perceber o ambiente e os elementos que estão inserindo, inclusive ele mesmo, desvela um processo de aprender a proteger e a cuidar do ambiente, pois o ato de cuidar transcende o eu em direção ao outro. Daí a necessidade de considerar a comunidade escolar na construção de uma reflexão sobre estratégias de Conservação.

Portanto, é fundamental que um programa de uso sustentável da biota aquática da Caatinga incorpore ações de EA, pois segundo Brasil (2002) as bacias hidrográficas da Caatinga paraibana carece de planejamento estratégico permanente e dinâmico, com o qual se pretende evitar a perda da Biodiversidade aquática.

É imprescindível que esse planejamento estratégico se fundamente em um conhecimento aprofundado das causas da degradação ambiental, das tendências socioeconômicas e em uma

visão prospectiva dos saberes e relações do sujeito da Caatinga com o ambiente.

Assim, precisamos entender que a Conservação da Biodiversidade não pode ser separada da utilização dos recursos naturais pelo ser humano. Mudanças efetivas que levem à redução dos impactos causados a biota aquática tornam-se essenciais. O que requer ações locais que incorporem as múltiplas dimensões: econômica, cultural, biológica, ética e social. (RUSCHEINSKY, 2002).

Compreendemos, portanto, que percepção ambiental permite reflexões sobre as atitudes e posturas do ser humano com o ambiente e constitui um elemento chave nos processos de EA crítica, pois permite a integração entre as partes, formando um todo. Evitando consolidar algo que desconsidera o seu principal agente transformador, o homem.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os saberes e as relações humanas com o ambiente constituem uma grande contribuição para a Conservação da Biodiversidade aquática do semiárido. E portanto, considerar nos planos conservacionistas os “saberes sociais” nos permite não apenas conhecer o mundo deles, mas conhecer suas concepções e modos de agir com a natureza (ambiente).

Nesse sentido, é conhecendo esses atores sociais que saberemos implantar melhores estratégias para o Manejo e Conservação da Biodiversidade aquática do semiárido. Acreditamos, ainda, que estudos de Percepção Ambiental e a implementação ou implantação de projetos de EA venham a contribuir em um processo interativo,

participativo e crítico. Com o surgimento de uma nova *ética*, vinculada e condicionada à mudança de valores, atitudes e práticas educativas individuais e coletivas, seja no âmbito Formal, Informal e Não Formal.

É importante enfatizar que a realização de estudos de percepção com pescadores/as e alunos/as, tendo como unidade central a bacia hidrográfica, além de contribuir para o conhecimento da Biodiversidade local, fornece subsídios para a Conservação e Manejo dos Ecossistemas aquáticos de regiões semiáridas.

Por fim, alertamos que a formulação de qualquer projeto de EA que venha a ser implementado nas bacias hidrográficas do semiárido devem ter como eixo norteador os saberes e conhecimentos prévios dos atores sociais. Ao se realizar esse tipo de levantamento torna-se mais fácil corresponder às expectativas dos participantes e entender melhor a relação do homem com a ambiente.

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F. J. P. Educação Ambiental: conceitos, princípios e tendências. In: ABÍLIO, F. J. P. (Org.) **Educação Ambiental para o Semiárido**. João Pessoa: UFPB/Ed. Universitária, 2011, p.97-136.

ACSELRAD. H. Ambientalização das lutas sociais. **Revista estudos avançados**, v. 24 n. 68, 2010, p.103-119.

ANDRÉ, M. . D. A. **Etnografia da prática escolar**. Campinas: Papius, 1995.

ANGROSINO, M. **Etnografia e Observação Participante**. Porto Alegre: Artmed, 2009.

BARBOSA, J.E.L. et al. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico Semi-árido Brasileiro. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande, n.1, 2006. (Suplemento especial).

BIELUCZYK, D. **A percepção ambiental sobre Unidades de Conservação: um estudo no Parque Estadual do Espigão Alto**. Dissertação (Mestrado em ecologia)- Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, 2009.

BOURDIEU, P. **O poder simbólico**. Rio de Janeiro: Bertrand, 2001.

BRASIL. **Biodiversidade Brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: MMA/SBF, 2002.

CARVALHO, I. C. de M. Educação Ambiental Crítica: Nomes e Endereçamentos da Educação. In: LAYRARGUES, P. P. (Coord.) **Identidades da Educação Ambiental Brasileira**. Brasília: Edições MMA. Ministério, 2004, p. 13-24.

CARVALHO, I.C.M.; TONIO, R. Ambientalização, Cultura e Educação: diálogos, traduções e inteligibilidades possíveis desde um estudo antropológico da educação ambiental. **Rev. eletrônica Mestr. Educ. Ambient.** v. 1, n.1, p. 28-39, 2010. (v. especial).

CASCINO, F.A. Para Ler o relatório da REPEA: Educação Ambiental em Re-Construção. In: BORBA, M.P.; OTERO, P.; PINHEIRO, C.H.R. **Orientação para Educação Ambiental: nas bacias hidrográficas do estado de São Paulo-origem e caminhos da REPEA**. – São Paulo : Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2005, p. 76-77.

COSTA, R. da. Inteligência Afluente. In: BORBA, M.P.; PINHEIRO, C.H.R.(Org.) **Orientação para educação ambiental** - nas bacias hidrográficas do Estado de São Paulo origem e caminhos da REPEA . São Paulo : Imprensa Oficial do Estado de São Paulo / Elementos Instituto de Educação e Pesquisa Ambiental, 2005, p. 22-25.

COSTA, R.V. da. **Percepção Ambiental de Pescadores do Rio Teles Pires em Alta Floresta - MT: um diálogo com a educação ambiental.** 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, Cárceres, 2009.

DIAS, B. **Demandas governamentais para o monitoramento da diversidade biológica brasileira.** Rio de Janeiro: Vozes, 2001.

DIAS, G. F. Um grande desafio: dimensões humanas das alterações globais. In: DIAS, Genebaldo Freire. **Educação Ambiental: princípios e práticas.** São Paulo: Gaia, 2003, p. 243-254.

DIEGUES, A.C. et al. **Os Saberes Tradicionais e a Biodiversidade no Brasil.** São Paulo: PROBIO/NUPAUB, 1999.

DIEGUES, A.C.S. **O mito moderno da natureza intocada.** São Paulo: HUCITEC, 2002.

FAGGIONATO, S. **Percepção Ambiental.** Material e Textos. 2011. Disponível em: <http://educar.sc.usp.br/biologia/textos/m_a_txt4.html.> Acesso em: 04 jan. 2014.

FALCÃO, V. Tilápias e tucunarés ameaçam fauna nativa. **Jornal do Comercio,** 2009. Disponível em: <<http://comitecaatingape.blogspot.com/2009/10/tilapias-e-tucunares-ameacam-fauna.html>.> Acesso em: 25 jan. 2011.

FERREIRA, C.P. **Percepção Ambiental na Estação Ecológica Juréia-Itatins**. Dissertação (Mestre em Ciência Ambiental)- Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

FLORENTINO, H. S.; ABÍLIO, F.J.P. Educação Ambiental Não Formal: o auge de Soledade na visão dos pescadores do semiárido paraibano. In: ABÍLIO, F.J.P.; SATO, M. (Org.) **Educação Ambiental: do currículo da educação básica às experiências educativas no contexto do semiárido paraibano**. João Pessoa: UFPB/Ed. Universitária, 2012a. p. 379-399.

FLORENTINO, H.S.; ABÍLIO, F.J.P. Percepção Ambiental: a bacia Hidrográfica do rio Taperoá na visão dos professores da educação básica. In: ABÍLIO, F.J.P.; SATO, M. (Org.) **Educação Ambiental: do currículo da educação básica às experiências educativas no contexto do semiárido paraibano**. João Pessoa: UFPB/Ed. Universitária, 2012b. p. 401-423.

FREIRE, P. **Conscientização: teoria e prática da libertação- uma introdução ao pensamento de Paulo Freire**. São Paulo: centaur, 1997.

FREIRE, P. **Educação Como prática de Liberdade**. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 2009.

FREIRE, P. **Pedagogia da autonomia: saberes necessários à prática educativa**. São Paulo: Paz e Terra, 2011.

GADOTTI, M. **A carta da Terra na Educação**. São Paulo: Editora e Livraria Instituto Paulo Freire, 2010 (Cidadania Planetária).

GADOTTI, M. **Pedagogia da Práxis**, 2.ed. São Paulo. Cortez, 1998.

GRUN, M. **Ética e Educação Ambiental: A conexão necessária**. Campinas: Papyrus, 1996.

GURGEL, J.J.S.; MATOS, M.O.M. Sobre a criação extensiva do camarão canela *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) nos açudes públicos do nordeste Brasileiro. III SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA. **Anais**. Simpósio Brasileiro de Aquicultura, São Carlos, 1983.

HANAZAKI, N. Comunidades, conservação e manejo: o papel do conhecimento ecológico local. **Biotemas**, Florianópolis, v. 16, n. 1, p. 23-47, 2003.

JACOBI, P. Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade. **Cadernos de Pesquisa**, n. 118, p. 189-205, 2003.

LAYRARGUES, P. (Coord.). **Identidades da educação ambiental brasileira**. Brasília: MMA, 2004.

LEFF, E. Pensar a complexidade ambiental. In: LEFF, E. (Org.). **A Complexidade ambiental**. São Paulo: Cortez, 2003.

LIMA, G.F. da C. **Educação Ambiental no Brasil: formação, identidades e desafios**. Campinas: Papirus, 2011. (Coleção P apirus Educação).

LOUREIRO, C.F.B. Educação Ambiental Crítica: contribuições e desafios. In: MELLO, S.S.; TRAJBER, R (Coord.) **Vamos Cuidar do Brasil: conceitos e práticas em educação ambiental na escola**. Brasília, MEC/MMA/UNESCO, 2007, p. 66-71.

MARINHO, R.S. et al. Biodiversidade de peixes do semi-árido paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande, n.1, v.1, 2006, p.112-121. (Suplemento especial).

MORIN, E. **O método IV**. Portugal: Biblioteca Universitária, 1991.

OKAMOTO, J. **Percepção ambiental e comportamento**. São Paulo: Plêiade, 1996.

OLIVEIRA, S.K.S. de; SATO, M.; CAMACHO, R.G.V. Educação Ambiental e Meio Ambiente no Ensino Fundamental: olhares em Porto do Mangue/RN. In: TORRES, M.B.R. et al. (Org.) **Teorias e Práticas em Educação Ambiental**. Mossoró: UERN, 2009, p. 201-226.

OLIVEIRA-JUNIOR, S.B. de.; SATO, M. Educação Ambiental e Etnoconhecimento: parceiros para a conservação da diversidade de aves pantaneiras. **Ambiente & Educação**, v. 11, p. 125-137, 2006.

ROSSI, A.E.; MANZANO, M.A. Percepção de Estudantes do Ensino Fundamental e Médio sobre o Problema Ambiental do rio Xambrê, PR. bauru, **EDUCERE - Revista da Educação**, v. 5, n. 1, p. 27-34, 2005.

RUSCHEINSKY, A. **Educação ambiental**: abordagens múltiplas. Porto Alegre: Artmed, 2002.

SANTOS, A.C.A.; ZANATA, A.M. Peixes no Semi-árido Brasileiro. In: QUEIROZ, L.P.; RAPINI, A.; GIULIETTI, A.M. (Ed.). **Rumo ao Amplo Conhecimento da Biodiversidade do Semi-árido Brasileiro**. Brasília: MCT, 2006.

SATO, M. et al. Diversidades poéticas no Pantanal. In: SATO, M. (Coord.). **Sentidos Pantaneiros**: Movimentos do Projeto Mimoso. KCM: Cuiabá, 2002. p. 58-96.

SATO, M.; PASSOS, L.A. Biorregionalismo: identidade histórica e caminhos para a Cidadania. In: LOUREIRO, C.FB, LAYRARGUES, P.P.; CASTRO, R.S. (Org.). **Educação Ambiental**: repensando o espaço da cidadania. São Paulo: Cortez, 2002, p. 221-252.

SILVA, T.R. da. Geograficidade, **Percepção e Saberes Tradicionais dos Pescadores do Lago Guaíba, Porto Alegre, R.S.** Dissertação. (Mestrado em Geografia)- Programa de Pós-Graduação em Geografia, Porto Alegre, 2007.

TOLEDO, V.M. Povos/ Comunidades Tradicionais e a Biodiversidade. In: LEVIN, S. et al. (Eds). **Encyclopedia of Biodiversity**. Academic Press, 2001.

TOLEDO, V.M. What is ethnoecology?: **origins, scope and implications of a rising**, n.1, v.1, 1992.

TUAN, Yi-Fu. A **Topofilia**: um estudo da percepção, atitudes e valores do meio ambiente. Londrina: EDUEL, 2012.

CAPÍTULO XX

PERCEPÇÃO AMBIENTAL DE ALUNOS DE UMA ESCOLA PÚBLICA NO ENTORNO DO AÇUDE JATOBÁ (PATOS), SERTÃO PARAIBANO

ARTUR HENRIQUE FREITAS FLORENTINO DE SOUZA⁸¹

FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABÍLIO⁸²

THIAGO LEITE DE MELO RUFFO⁸³

81 Professor Assistente II da Universidade Federal do Piauí/ Campus Senador Helvídio Nunes de Barros, Picos-PI - Doutorando em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) pela UFPB;

82 Doutor em Ciências pela UFSCar. Pós Doutor em Educação pela UFMT. Professor Associado IV do DME/CE/UFPB. Email: chicopegado@yahoo.com.br

83 Doutor em Educação (PPGE/UFPB). Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA/UFPB). Professor do IFPB Campus – Cabedelo. E-mail: thiagoruffo@yahoo.com.br;

INTRODUÇÃO

A *Percepção* e a leitura cognitiva da inter-relação do ser humano com o seu habitat ocorrem por meio de signos que estimulam e contribuem na formação de crenças, construindo os hábitos que asseguram seus costumes e os usos em relação ao meio ambiente. Esses costumes e usos do ambiente pelos humanos podem produzir alterações ecológicas, muitas vezes de modo significativo, gerando impactos ambientais negativos, as vezes irreversíveis (MUCELIN; BELLINI, 2008).

Para Tuan (2012), a *Percepção* é considerada como um processo mental que ocorre pela interação do indivíduo com o meio, através de mecanismos perceptivos propriamente ditos, dirigidos pelos estímulos externos e captados pelos cinco sentidos, através de mecanismos cognitivos, que compreendem a contribuição da inteligência. É por meio da *Percepção* que iniciamos o processo de elaboração de hipóteses (abdução), responsável pela construção das crenças que moldam os hábitos e que estão ligados aos nossos usos, caracterizando a forma de utilização do ambiente (MUCELIN; BELLINI, 2008).

Assim, a *Percepção Ambiental* pode ser utilizada para avaliar a degradação dos ecossistemas de uma determinada região, pois o aporte da *Percepção Fenomenológica* proporciona subsídios para a compreensão da realidade vivida pelos indivíduos. É através dessa compreensão que devem ser buscadas soluções para amenizar a situação caótica gerada pela precariedade das condições de vida, em especial pela falta de saneamento básico nos espaços onde os indivíduos são obrigados a lutarem pela sobrevivência.

Dentro desse contexto, a maior preocupação é com relação à sobrevivência, pois, na maioria das vezes, as ações que praticam, tem motivação apenas econômica e não ambiental, onde, nesse caso, a necessidade supera a própria razão. Percebe-se, que cada indivíduo tem sua interpretação de espaço de acordo com a realidade em que vive, e o espaço vivenciado será refletido nas percepções, o que se justifica, portanto, a necessidade de compreender as ações de cada indivíduo, pois cada um tem uma percepção diferente.

No entanto, não existe percepção errada ou inadequada, existem sim, percepções diferentes, condizentes com o espaço vivido. Todavia, se faz necessário uma interseção entre o conhecimento científico e o saber popular para que essas informações sejam bem assimiladas pelos atores sociais com o intuito de iniciar trabalhos futuros que abordem quanto a questão da interação homem x natureza, como uma forma de conservá-la.

Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi de analisar a percepção ambiental do corpo discente do ensino fundamental de uma escola agrícola às margens de um importante açude público da cidade de Patos-PB.

MATERIAL E MÉTODOS

A abordagem da pesquisa foi do tipo Qualitativa e utilizou-se como pressupostos teóricos elementos da Fenomenologia.

A Pesquisa Qualitativa responde a questões muito particulares. Ela se preocupa com um nível de realidade que não pode

ser quantificado, ou seja, ela trabalha com o universo de significados, motivos, aspirações, crenças, valores e atitudes (MINAYO, 2009), o que corresponde a um espaço mais profundo das relações, dos processos e dos fenômenos que não podem ser reduzidos à operacionalização de variáveis.

A pesquisa qualitativa pode ser caracterizada como a tentativa de uma compreensão detalhada dos significados e características situacionais apresentadas pelos entrevistados, em lugar da produção de medidas quantitativas de características ou comportamentos (RICHARDSON, 2011, p.90).

O método Fenomenológico é descritivo e analisa dados inerentes à consciência e não especula sobre cosmovisões, isto é, funda-se na essência dos fenômenos e na *subjetividade* transcendental, pois as essências só existem na consciência (MOREIRA, 2004).

Segundo Merleau-Ponty (2006) a Fenomenologia é o estudo das essências (da Percepção e da consciência).

A Fenomenologia, para Husserl, estuda as **estruturas essenciais da Consciência** pura, tais como elas se revelam na experiência ela mesma. A pura consciência engloba tudo que está imediatamente dado na experiência, tal como é dado. Não são permitidas pela Fenomenologia nem referências explícitas, nem crenças assumidas sobre objetos, fatos, propriedades ou leis que, de algum modo, transcendem a Consciência (SANTAELLA, 2012, p. 15, grifo nosso).

O termo Fenomenologia, de acordo com Moreira (2004), deriva de duas outras palavras de raiz gregas: *Phainomenon* (aquilo que se mostra a partir de si mesmo) e *logos* (ciência ou estudo). Etimologicamente a Fenomenologia é o estudo ou a ciência do fenômeno, sendo que por fenômeno, em seu sentido mais genérico, entende-se tudo o que aparece, que se manifesta ou se revela por si mesmo.

Os estudos foram realizados na Escola Agrícola de Patos, que fica situada na margem da Rodovia Estadual PB – 110, que ligam as cidades de Patos e Teixeira-PB. É uma Escola municipal, de ensino fundamental e técnico, que funciona somente no turno matutino e dista do centro da cidade de Patos em 6Km. A sede dessa escola é a mais próxima do açude público Jatobá I, atendendo principalmente os alunos vindos dos bairros do seu entorno, como Jatobá I, Mutirão e Alto da Tubiba, além das demais propriedades rurais da sua periferia.

A escolha dessa instituição de ensino foi devida, principalmente, à grande maioria dos discentes morarem no entorno do Jatobá, onde o seu convívio com esse corpo aquático é mais intenso. No ano de 2008, havia o registro de matrículas de apenas 54 alunos, sendo trinta e quatro deles cursando o 6º ano, oito alunos no 7º, enquanto que no 8º e 9º ano havia seis discentes matriculados cada, totalizando um universo de 54 educandos entrevistados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os questionários foram aplicados às turmas do 6º ao 9º ano, sendo o universo da pesquisa de 51 alunos, com faixa etária entre 10 a 21 anos de idade e a maioria do gênero masculino (50,9%).

Os educandos, em sua maioria, eram residentes do bairro do Alto da Tubiba (72,5%), localizado próximo a essa instituição de ensino, enquanto 15,6% dos alunos residiam no bairro do Mutirão, 7,8% da zona rural e 3,9% moravam no bairro do Jatobá I.

Quanto à profissão dos pais, boa parte dos educandos (29,4%) não respondeu a pergunta. Para aqueles que responderam, a profissão de maior frequência foi a de pescador, informado por 13,7% dos alunos (13,7%) e agricultor, informado por 9,8% do alunado pesquisado.

A frequência que os educandos vão ao açude Jatobá I foi questionada, obtendo-se as seguintes respostas: 68,6% deles responderam que vão pelo menos uma vez por semana; 9,8% disseram que vão pelo menos uma vez por mês; 3,9% responderam que vão ao açude de seis em seis meses; 5,8% frequentam o açude pelo menos uma vez por ano, enquanto que 15,6% não frequentam o açude.

Como esses educandos são também moradores dos bairros ou de propriedades rurais do entorno do açude Jatobá I, e a maioria mantém certa frequência nesse corpo hídrico. Sendo assim, foram questionadas quais as atividades praticadas por eles quando frequentavam o corpo aquático referido. Dentre as respostas obtidas, somente tomar banho no açude correspondeu a 68,7% do total, seguido da pesca e banho,

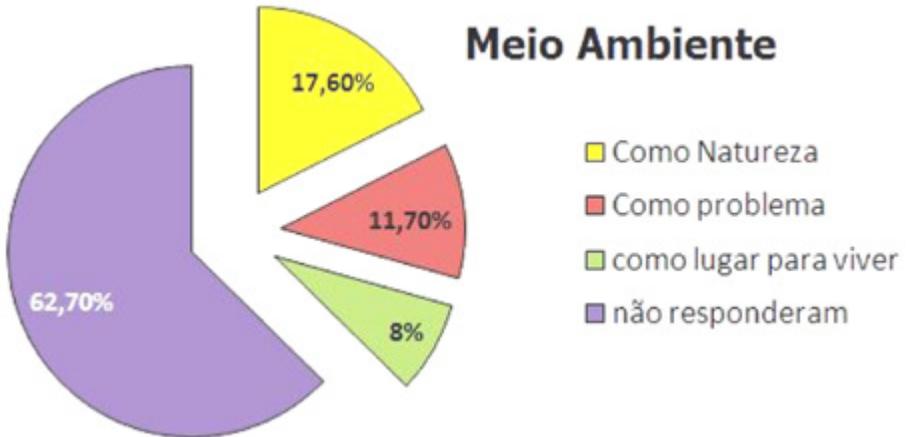
com 9,8%, só passear de canoa correspondeu a 3,9%, enquanto 17,6% responderam não realizar nenhuma atividade no açude Jatobá I.

Embora haja educandos nessa escola que sejam moradores do entorno do açude em questão e que convivem em um ambiente escolar próximo do mesmo açude, uma pequena parte não exerce nenhuma atividade neste corpo aquático.

Com relação às concepções que os educandos possuíam em relação ao Meio Ambiente, a maioria dos educandos não quis responder, atingindo um percentual de 62,7%. Dentre os que responderam o quesito, a categoria de meio ambiente como natureza foi a mais frequente, com 17,6%, (**Figura 01**).

Os educandos, em sua maioria, perceberam o Meio Ambiente como natureza, ao qual se deve apreciar e respeitar, reforçando a ideia de que o ser humano está dissociado da mesma, sendo apenas um observador, expondo assim um aspecto utilitarista dos atores sociais. Segundo Sato (2001), o sentido atribuído à natureza, seja como objeto externo ao ambiente ou como espaço de apropriação do ser humano, está ligado a valores ideológicos construídos socialmente.

Figura 01- Percepção ambiental dos educandos da escola agrícola de Patos, segundo as categorias de Sauv  (1997 e 2005), sobre o conceito de Meio Ambiente.



Fonte: Dados da pesquisa.

A **Tabela 01** mostra as respostas dos educandos que mais se enquadram nas categorias sobre Meio Ambiente.

Tabela 01 - Comparação entre as informações dos educandos e classificação de Sauv  (1997 e 2005) sobre as concepções de Meio Ambiente.

Citações dos educandos	Categorias
“� importante porque se concentra as árvores e os animais” (discente do 8 ^o ano)	Meio Ambiente como Natureza
“Meio em que vivemos” (discente do 6 ^o ano)	Meio Ambiente como Lugar para se viver
“Acho que nosso meio ambiente pode ser metade de um ambiente se a gente n� cuidar dele” (discente do 9 ^o ano)	Meio Ambiente como Problema

Fonte: Dados da pesquisa.

Resultados semelhantes foram obtidos por Guerra e Abílio (2006) e Bonifácio (2008), que constataram para os alunos de cinco escolas públicas do Município de Cabedelo-PB, e três escolas públicas de João Pessoa-PB no entorno do rio Jaguaribe, respectivamente, ambos no Estado da Paraíba, uma concepção de Meio Ambiente como natureza, em sua maioria, e como lugar para se viver.

Candiani et al., (2004), encontrou na maior parte dos estudantes no município de Cruzeiro e no município de São José dos Campos, ambos no Estado de São Paulo, se referiram a percepções ligadas a conteúdos conceituais, nos quais o Meio Ambiente estava ligado à natureza, apresentando, portanto, o que se chama de visão naturalizada do ambiente.

Observou-se, portanto, que essa ideia de Meio Ambiente como Natureza revelou para os alunos uma visão imaginária, harmônica e perfeita de uma Natureza considerada como distante de seu convívio, rebuscada em outros biomas, como a Amazônia:

“É uma floresta, muito grande chamada Amazônia... Nessa floresta tem pedras, riachos, lagos, açudes e também um grande rio chamado Amazonas” (discente do 6º ano).

Sobre isso, Bach-Junior (2007) diz que a percepção que o ser humano tem do ambiente e da natureza é profundamente marcada pelo imaginário, o que pode ser confirmado na constatação de suas construções míticas elaboradas a partir de uma vivência nos lugares habitados ou contemplados, e por sua identificação com as múltiplas

imagens que a natureza revela. Tamaio (2002), no entanto, diz que o sentido atribuído à natureza, seja como objeto externo ao ambiente ou como espaço de apropriação e usufruto do ser humano, está ligado a valores ideológicos construídos socialmente.

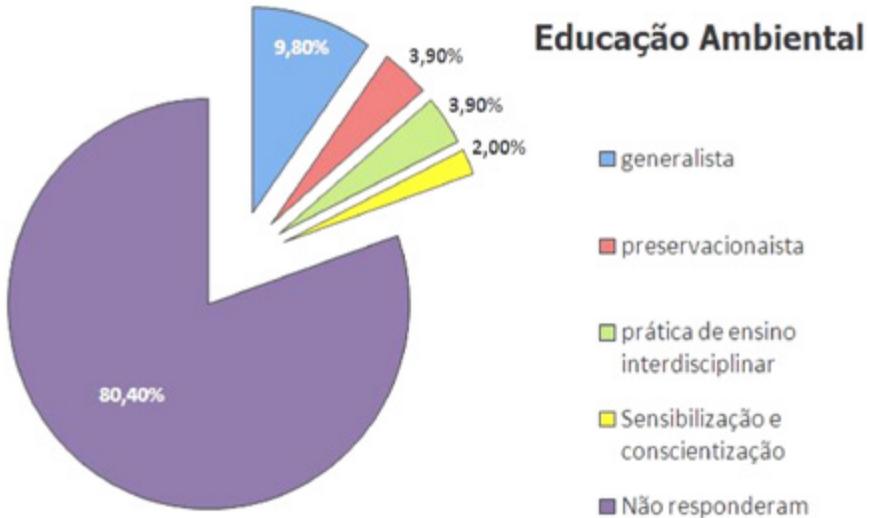
Percebeu-se também, em respostas dos educandos da Escola Agrícola de Patos-PB, a categoria “como lugar para viver”, reduzindo o meio ambiente a uma dimensão geográfica, ou seja, compreendem o espaço natural sem considerar as interações e a dinâmica dos seres que fazem parte do ambiente. Segundo Sauv  (2005), esta concep o de meio ambiente impede que o ser humano perceba os problemas ambientais de forma mais ampla, fomentando uma vis o reducionista, imediatista e at  egoc ntrica, por que a preocupa o se restringe a sua casa, seu trabalho e talvez ao seu bairro, impossibilitando a forma o de uma consci ncia planet ria.

Para os que se enquadraram na categoria “como um problema”, o ser humano aparece como aquele que destr i e polui, mas que tem a obriga o de cuidar do meio ambiente. Sauv  (1997) diz que esse   o ambiente biof sico pertencente a todos, o sistema de suporte da vida que est  sendo amea ado pela polui o e pela degrada o, onde se deve aprender a preservar e a manter a sua qualidade.

Quanto   quest o das concep es dos discentes sobre educa o ambiental, as respostas sugerem que a maioria (80,4%) dos educandos desconhece o tema, n o estavam querendo se arriscar em expor sua opini o, ou os mesmos n o estavam com disposi o em escrever no question rio. Dentre os que responderam, a maioria se enquadra na categoria Generalista, pois demonstraram uma ampla e

confusa visão sobre conteúdos e/ou atividades de educação ambiental (Figura 02 e Tabela 02).

Figura 02 - Porcentagens das respostas dos alunos da escola agrícola de Patos, segundo as categorias de Guerra e Abílio (2006), para as concepções em Educação Ambiental.



Fonte: Dados da pesquisa.

Almeida e Suassuna (2005), por meio de questionário revelaram que a maioria dos estudantes da escola pública acreditava que a educação ambiental seria um importante tema a ser estudado e a associação à preservação do meio ambiente e que apenas uma pequena parcela deles disse não ver importância na educação ambiental e demonstraram desconhecimento a seu respeito. Fonseca et al., (2005) observou que na visão da maioria dos alunos em uma escola federal do Rio de Janeiro, a educação ambiental significava proteger e preservar o meio ambiente.

Abaixo, na **Tabela 02**, estão listadas algumas das respostas fornecidas pelos alunos.

Tabela 02 - Comparação entre as informações dos educandos e classificação de Guerra e Abílio (2006) sobre as concepções de Educação ambiental.

Citações dos educandos	Categorias
<i>“É a pessoa que organiza as outras para não jogar lixo”</i> (discente da 7ª série)	EA Generalista
<i>“Não jogar lixo e nem desmatar”</i> (discente da 6ª série)	EA Preservacionista
<i>“É tudo o que os professores e outras pessoas nos ensina sobre a nossa educação no ambiente”</i> (discente da 7ª série).	EA como Prática de Ensino Interdisciplinar
<i>“É importante que ensina as pessoas a preservar o meio ambiente”</i> (discente do 9º ano).	EA como Sensibilização e Conscientização

Fonte: Dados da pesquisa.

Percebeu-se que houve certo distanciamento entre a realidade social dos sujeitos e as questões que envolvem a educação ambiental. Segundo Reigota (2001),

A educação ambiental não deve estar baseada na transmissão de conteúdos específicos, já que não existe um conteúdo único, mas sim vários, dependendo das faixas etárias a que se destinam e dos contextos educativos em que se processam as atividades. [...] O conteúdo mais indicado deve ser originado do levantamento da problemática ambiental vivida cotidianamente pelos alunos e que se queira resolver. Esse levantamento pode e deve ser feito conjuntamente pelos alunos e professores.

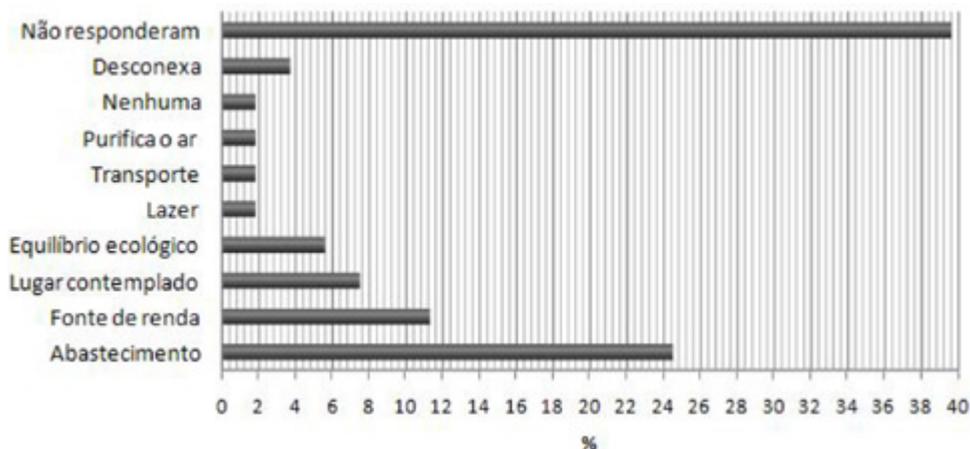
Quando questionados sobre a importância do açude Jatobá I para Patos e região, as respostas mais frequentes revelaram que o Jatobá I serve de abastecimento de água, e como fonte de renda para muitas famílias. A **Figura 03** mostra as categorias sobre a importância do açude Jatobá I de acordo com as respostas obtidas pelo educandos.

Quando os educandos responderam sobre o açude ser importante como fonte de renda, se tratava de pessoas que dele dependiam deste corpo aquático, como citado por um aluno da 7º ano “*É importante, pois ajuda as pessoas ganharem a vida*”.

É importante elucidar que 39,6% dos alunos não responderam sobre a importância desse açude para a cidade e para moradores do entorno, onde muitos deles residem. Houve um aluno que informou que tal açude não tinha nenhuma importância. Ao contrário desta, houve respostas interessantes sobre essa questão, como evidenciada na fala a seguir: “*Importante para equilíbrio ecológico e o ambiente fica um ar mais puro*” (discente da 9º ano).

Os educandos, principalmente do 9º ano, perceberam o referido ecossistema aquático como algo mais de equilíbrio ecológico, a qual, implicitamente, refere-se como importante para todos s serem vivos que dele depende.

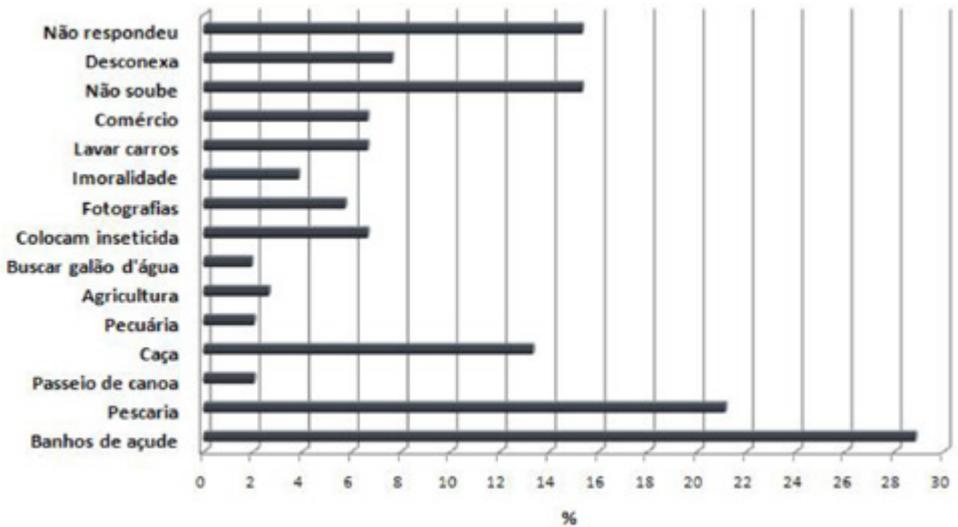
Figura 03 - Percepções dos educandos da Escola Agrícola de Patos-PB sobre a importância do açude público Jatobá I.



Fonte: Dados da pesquisa.

Questionaram-se os educandos sobre as atividades humanas existentes no açude Jatobá I. De acordo com o que eles perceberam e/ou vivenciaram, obteve-se o banho de açude como a resposta mais frequente, com 29,4%, seguido da prática da pescaria, com 21,5%. O número de alunos que não responderam ou não sabiam sobre esse quesito atingiu 31,3%. A **Figura 04** mostra as respostas dos alunos dessa escola em relação à questão acima.

Figura 04 - Percepções dos educandos da Escola Agrícola de Patos-PB sobre as atividades humanas que ocorrem no açude público Jatobá I.



Fonte: Dados da pesquisa.

Nas respostas dos educandos sobre o banho de açude, houve comentários a respeito de que a população de Patos, durante os festejos realizados na sangria do açude Jatobá I, leva as pessoas a exagerarem nas suas comemorações e morrerem afogados, ou para aqueles jovens que saltam da “casinha”. Um dos educandos fala sobre essa situação, enfatizando *“Sim, porque os homens bebem, ficam pulando na sangria, os jovens e outras pessoas pode causar acidente grande, pode até morrer”* (discente do 7º ano), e na **Figura 05** percebe-se essa atividade no açude.

Figura 05 - Banho de açude Jatobá I, Patos-PB, como uma atividade humana percebida pelos educandos da escola Agrícola: (A) Festejos durante a sangria; (B) jovens saltando da “casinha”.



Fonte: Dados da pesquisa.

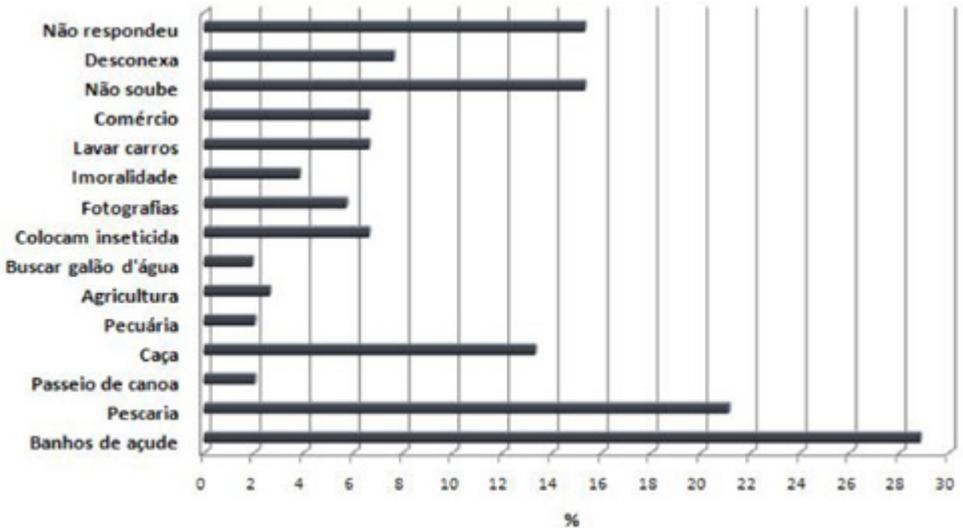
A segunda atividade mais frequente, na percepção dos alunos, foi a pescaria nesse açude. Como existem educando matriculados nessa escola cujos pais são pescadores, seria evidente que tal atividade fosse mencionada nesse quesito, aliado ao fato de que estes profissionais são frequentemente observados realizando suas atividades.

Em relação aos impactos ambientais (no questionário colocado como problemas ambientais existentes no açude) decorrentes das atividades humanas, percebidos pelos educandos em suas experiências vividas no entorno do Jatobá I, a poluição foi a resposta dominante, atingindo um percentual de 27,4%.

Entretanto, houve, por parte dos educandos dessa escola, um equívoco em relação ao entendimento sobre tais impactos ou problemas ambientais, onde muitas dessas estavam em desacordo com a proposição da pergunta. Dentre essas respostas, os mosquitos,

Baratas d'água, Cobra, Morte, Correnteza, Caracol, Plantas aquáticas e Brigas foram informados. A **Figura 06** mostra as respostas obtidas pelos educandos sobre os impactos ambientais no Jatobá I.

Figura 06 - Percepções dos educandos da Escola Agrícola de Patos-PB sobre os Impactos Ambientais que ocorrem no açude público Jatobá I.



Fonte: Dados da pesquisa.

Segundo Guerra e Abílio (2006), em estudos com estudantes de escolas públicas do município de Cabedelo-PB, a maioria destes atores sociais apresentam facilidade em dar exemplos de problemas ambientais, e mencionam a poluição, as queimadas, o desmatamento, como aspectos que prejudicam o meio ambiente.

Dentre as maiores preocupações com o meio ambiente, o grupo de estudo se referiu à poluição em geral e, num segundo plano, o lixo. Entretanto, esse mesmo grupo pouco questiona os seus valores

consumistas e não tem o hábito de separar o lixo para vendê-lo ou doá-lo (FONSECA et al., 2005).

Os alunos elucidam que a morte (neste caso, refere-se às pessoas que exageram em bebidas alcoólicas e imprudências, morrendo afogados ou levados pela correnteza no sangradouro) é um problema repetido, principalmente durante a época das chuvas. Nesse período de chuvas, os educandos também comentaram que havia muita discórdia entre os banhistas, sendo aqui também relacionado como um problema social encontrado no açude.

Já os alunos que são residentes no bairro do Mutirão perceberam que havia lavagem de carros naquele local (preferido por estes devido ao fácil acesso ao açude Jatobá I). Para esse educandos, observar tais impactos se torna constante, uma vez que estas atrocidades ocorrem quase todos os dias.

Observou-se um elevado percentual de educandos que não respondeu, não soube informar ou mencionou que não havia problemas no açude (27,1% no total). Isso pode ser explicado pelo número de alunos que não frequentam o açude Jatobá I com tanta intensidade. Porém, revela que a Escola não realiza atividades práticas de Educação Ambiental na realidade vivida pelos educandos, uma vez que estes são todos residentes de bairros ou propriedades do entorno do açude Jatobá I.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

De uma maneira geral, a maioria dos educandos da Escola Agrícola de Patos convive com o problema que assola o açude Jatobá I (principalmente a poluição), porém, não se sentem como agentes capazes de melhorar o seu ambiente.

As concepções atribuídas ao meio ambiente e ao problema ambiental abordam elementos que se encontram mais presentes no cotidiano desses educandos, não fugindo da visão naturalista (referindo a Meio Ambiente), como também a elementos que incomodam o bem-estar individual, a sujeira e poluição, por exemplo (se referindo a Problema Ambiental).

Quanto à compreensão do que seja Educação Ambiental, esta precisa ser melhor trabalhada nas referidas escolas e de forma urgente e interdisciplinar, uma vez que, é algo que deve estar na base das relações dos seres humanos.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A. J. M.; SUASSUNA, D. A formação da consciência ambiental e a escola. **Rev. Eletrônica Mestr. Educ. Ambient**, v.15, 2005.

BACH-JUNIOR, J. A Percepção Ambiental na Pedagogia Waldorf pelas Reflexões de Bachelard e sua Relação com as Bases da Educação Estética e Ambiental. **Rev. Eletrônica Mestr. Educ. Ambient**, v. 18, p. 349-360, 2007.

BONIFÁCIO, K. M. **Educação Ambiental nos Olhares de Educandos e Moradores do Rio Jaguaribe, João Pessoa, Paraíba**. Dissertação (Mestrado

apresentada a Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente PRODEMA), UFPB, João Pessoa, 77 f. 2008.

CANDIANI, G. et al. Educação Ambiental: percepção e práticas sobre Meio Ambiente de estudantes do ensino fundamental e médio. **Rev. Eletrônica Mestr. Educ. Ambient**, v. 12, p. 74-89, 2004.

FONSECA, V.L.B.; COSTA, M.F.B.; COSTA, M.A.F. Educação Ambiental no Ensino Médio: mito ou realidade. **Rev. Eletrônica Mestr. Educ. Ambient**, v. 15, 2005.

GUERRA, R.A.T.; ABÍLIO, F.J.P. **Educação Ambiental na Escola Pública**. João Pessoa: Foxgraf, 2006.

MERLEAU-PONTY, M. **Fenomenologia da Percepção**. 3.ed., São Paulo: Martins Fontes, 2006.

MINAYO, M.C.S. O desafio da Pesquisa Social. In: MINAYO, M.C.S. (Org.) **Pesquisa Social: teoria, método e criatividade**. 28.ed., Petrópolis, RJ: Vozes, 2009.

MOREIRA, D.A. **O Método Fenomenológico na Pesquisa**. São Paulo: Pioneira Thomson Learnig, 2004.

MUCELIN, C. A.; BELLINI, M. Estudos da percepção em ecossistema urbano: uma contribuição para a educação, planejamento e gestão ambiental. **Revista Brasileira de estudo Pedagógico**, Brasília, v.89, n.221, p. 119-144, 2008.

REIGOTA, M. **O que é educação ambiental**. Coleção primeiros passos. São Paulo: Editora Brasiliense, 2001.

RICHARDSON, R.J. et al. **Pesquisa Social: métodos e técnicas**. São Paulo: Atlas, 3.ed., 2011.

SANTAELLA, L. **Percepção: Fenomenologia, Ecologia, Semiótica**. São Paulo: Cengage Learning, 2012.

SAUVÉ, L. Educação Ambiental e Desenvolvimento Sustentável: uma análise complexa. **Rev. Educ. Pub.**, v 6, n.10, p.72-102, 1997.

SAUVÉ, L. Uma cartografia das correntes em educação ambiental. In: SATO, M.; CARVALHO, I. (Orgs). Educação Ambiental: pesquisa e desafio. Porto Alegre: Artmed, 2005.

TAMAIÓ, I. **O professor na construção do conceito de natureza: uma experiência de educação ambiental**. São Paulo: Annablume/WWF, 2002.

TUAN, Y F. **Topofilia: um estudo da percepção, atitudes e valores do meio ambiente**. Londrina, PR: Eduel, 2012.

CAPÍTULO XXI

PERCEPÇÃO AMBIENTAL DE PESCADORES E MÚLTIPLOS USOS PELOS ATORES SOCIAIS MORADORES DO ENTORNO DO AÇUDE JATOBÁ (PATOS - SERTÃO PARAIBANO)

ARTUR HENRIQUE FREITAS FLORENTINO DE SOUZA⁸⁴

FRANCISCO JOSÉ PEGADO ABÍLIO⁸⁵

THIAGO LEITE DE MELO RUFFO⁸⁶

84 Professor Assistente II da Universidade Federal do Piauí/ Campus Senador Helvídio Nunes de Barros, Picos-PI – Doutorando em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) pela UFPB.

85 Doutor em Ciências pela UFSCar. Pós Doutor em Educação pela UFMT. Professor Associado IV do DME/CE/UFPB. Email: chicopegado@yahoo.com.br

86 Doutor em Educação (PPGE/UFPB). Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA/UFPB). Professor do IFPB Campus – Cabedelo. E-mail: thiagoruffo@yahoo.com.br;

INTRODUÇÃO

A maioria dos açudes no Nordeste do Brasil tem várias utilidades para a população, pois geralmente são as únicas fontes de água disponível nas regiões semiáridas onde estão localizados, e devido ao emprego múltiplo deste recurso hídrico, certas atividades muitas vezes podem ocasionar problemas a outros usos. Por exemplo, a utilização de um açude para irrigação de áreas agrícolas próximas a estes ecossistemas aquáticos, onde são utilizados produtos químicos, podem modificar a qualidade da água, tornando-os impróprios ao consumo humano (MOREDJO, 1998).

O uso dos recursos hídricos deve atender, *a priori*, à satisfação das necessidades básicas e à proteção dos ecossistemas aquáticos. Logo, parte-se do princípio de que a água é um recurso indivisível e que a interligação complexa dos sistemas de água doce exige um manejo holístico fundamentado no exame equilibrado das necessidades da população e do meio ambiente. O estudo desse equilíbrio certifica-se através de parâmetros físicos, químicos e biológicos, como diagnóstico de sua qualidade e, as atividades decorrentes destas práticas, devem envolver ações para proteção e recuperação dos mananciais (OLIVEIRA, 2005).

Esses problemas têm se agravado nos mananciais que abastecem as pequenas e médias cidades da região, porque o aumento excessivo da população humana e sua concentração desordenada têm contribuído para o quadro atual de degradação ambiental, quando os impactos antrópicos têm sido cada vez maiores e mais frequentes

em função do grau de desenvolvimento e da falta de conscientização ambiental.

O modelo da organização social humana, voltada para o consumo e a produção de bens, vem modificando, na quase totalidade das vezes, negativamente as condições naturais. Assim, os países com economias emergentes ou fortes, e conseqüentemente agentes potencialmente poluidores, precisam encontrar uma solução que concilie proteção ambiental com crescimento econômico. Por outro lado, a busca da percepção e a sensibilização ambiental dos atores sociais que utilizam os recursos naturais de forma direta de uma bacia hidráulica, podem vir a contribuir, igualmente, para a prevenção da degradação, gestão e sustentabilidade dos recursos naturais a ela associadas.

Merleau-Ponty (2006) diz que a *Percepção* não é uma ciência do mundo, não é nem mesmo um ato, uma tomada de posição deliberativa; ela é o fundo sobre o qual todos os atos se destacam e ela é pressuposta por eles. Nota-se que percepção, nessas afirmações, não é sinônima de conhecimento da realidade, mas é a base para a ação. Ela não é atitude, contudo está inserida no ato. Para esse autor, a percepção se relaciona ao mundo sentido e vivido e não ao juízo ou à razão.

A relação do homem com o ambiente natural é uma preocupação pertinente ao quadro ambiental e social na atualidade. Entretanto existem interesses e também conceitos distintos para o estabelecimento de parâmetros mediadores de tais relações (OLIVEIRA; CORONA, 2008).

Nos estudos da *Percepção* são indissociáveis o sujeito e objeto, o perceptor e o que é vivenciado, sentido e construído, num processo

contínuo, consciente ou subliminado, que vai do racional e simbólico, ao sensorial e emocional, levando a experiências individuais e únicas. Novos valores enriquecerão a “bagagem” cultural do indivíduo, originados de uma satisfação ou insatisfação com a integridade do ambiente no qual ele estiver interagindo. Diferentes comportamentos resultarão da compreensão, pelo perceptor, sobre sua relação com o ambiente (PINHEIRO, 2004).

O estudo da *Percepção Ambiental* permite uma boa abrangência das inter-relações entre os humanos e o seu meio ambiente, seja ele natural ou modificada pelo homem, pois a produção do espaço resulta das percepções, dos processos cognitivos, julgamentos e expectativas que cada indivíduo possui acerca de si, de sociedade e do meio em que vive. Sendo assim, a percepção ambiental “se revela como poderoso instrumento para a interpretação da realidade e formação de sistemas de valores” (DEL-RIO, 1999).

Assim, o acúmulo de conhecimentos sobre o perceber do ambiente pelo ator social, suas concepções e os modos de utilizá-lo, torna-se uma ferramenta necessária para que haja, futuramente, uma transposição do saber científico, buscando a melhor maneira de diminuir prováveis impactos causados por suas atividades, melhorando as relações entre o homem e o seu meio.

Diante disto, objetivou-se, neste trabalho analisar a percepção ambiental de pescadores e moradores do entorno do açude Jatobá I em relação a sua importância para a cidade de Patos e região, bem como conhecer as atividades humanas nele desenvolvidas e os possíveis impactos decorrentes dessas mesmas atividades.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O trabalho foi realizado no Açude Jatobá I, município de Patos-PB, inserido nos domínios da Bacia Hidrográfica do rio Espinharas, principal tributário. O açude fica situado na periferia sul e distando 3 km do centro da cidade e foi construído pelo DNOCS, com o propósito de abastecer a cidade de Patos e as cidades circunvizinhas, entre os anos de 1953-1954, sobre o riacho dos Marés, e outros pequenos riachos, tendo como capacidade máxima de 17.516.000m³ (DNOCS, 2004).

A PESQUISA

A investigação se deu através de entrevistas semiestruturadas, realizadas no período de fevereiro a julho de 2008, junto aos diferentes grupos sociais. Para isso, utilizaram-se elementos da Pesquisa Qualitativa e pressupostos da Fenomenologia (SATO, 2001; GIL, 2005, MERLEAU-PONTY, 2006). Os sujeitos pesquisados pertenciam a dois grupos que residiam no entorno do açude Jatobá I:

1. Grupo de moradores que residiam às margens: atores que desenvolviam atividades agrícolas convencionais de subsistência e/ou que desenvolviam a pecuária. Compreenderam 11 atores, todos residentes no entorno que, apesar de não serem concessionários, não foram proibidos de utilizarem a área;

2. Pescadores que residiam nos bairros do entorno: o grupo praticava (com cadastro no IBAMA) a pesca de subsistência, tendo geralmente esta atividade como principal fonte de renda familiar. O universo desse grupo entrevistado foi de 09 atores sociais.

Paralelamente, foi utilizada o procedimento de coleta de dados “bola de neve” (BIERNACKI; WALDORF, 1981), a qual solicitava indicações de outros atores sociais os quais indicaram outros, repetindo-se o processo, seguindo-se os mesmos padrões exigidos. As entrevistas semiestruturadas foram construídas para investigar temas como: experiências de vida, possibilidades de uso da área e percepção sobre a importância do açude Jatobá I. Essa técnica de entrevista possibilitou que a fala fosse reveladora de condições estruturais, de sistemas de valores, normas e símbolos. Na ocasião, todos os pesquisados foram informados de que suas identidades seriam mantidas em sigilo e que suas informações seriam usadas apenas para fins científicos, onde cada entrevistado recebeu um código, de acordo com o seu grupo: MA (moradores nas margens do Açude) e MP (Moradores Pescadores residentes nos bairros do entorno do açude).

Para a análise das concepções de Meio Ambiente, utilizaram-se as categorias descritas por Sauv  (2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das entrevistas demonstraram que os atores pesquisados apresentavam pouca instrução escolar. Entre os moradores (MA) 36,4% declararam-se analfabetos, enquanto que para

os pescadores (MP) essa percentagem foi menor (22,2%). Os atores sociais envolvidos na pesquisa, no entanto, apresentaram em sua totalidade, um forte sentimento de Topofilia, o que pode influenciar as suas crenças, seus hábitos, costumes e as formas de uso do ambiente.

Para Tuan (2012), o termo, Topofilia significa o elo entre o indivíduo e o lugar ou ambiente físico em que vive e o arraiga a sentimentos de amor a terra quase sempre difíceis de remover. No caso em foco - atores sociais em estudo - tal sentimento pode ser explicado, em parte, pelo tempo médio - 38 anos - que ali convivem sentindo-se satisfeitos.

Melazo (2005) diz que o ambiente natural, assim como os ambientes construídos, é percebido de acordo com os valores e as experiências individuais dos homens, onde são atribuídos valores e significados num determinado grau de importância em suas vidas. Desse modo, as diferentes percepções do mundo estão relacionadas às personalidades, à idade, às experiências, aos aspectos sócio-ambientais, à educação e à herança biológica.

Quanto ao sentimento topofílico não houve diferença perceptiva entre os grupos de atores sociais entrevistados com relação ao bem-estar no ambiente em que convivem como se pode observar nas respostas dos moradores:

“Pra mim é o céu, porque é um lugar tranqüilo, não tem zuada e eu fico a vontade, eu gosto de ficar dentro do roçado, crio uma galinha, crio uma cabra, uma vaquinha pra tirar leite. Pra mim não tem lugar melhor do que esse. Não quero rua. Tem o açude pra a gente trabalhar, né. Produzir”. (MA1 - vive há 46 anos no local);

“Gosto, com certeza. Porque eu moro aqui perto das águas onde eu pesco e isso favorece o meu lado. Então por isso que eu gosto daqui”. (MP3 - convive há 21 anos no local).

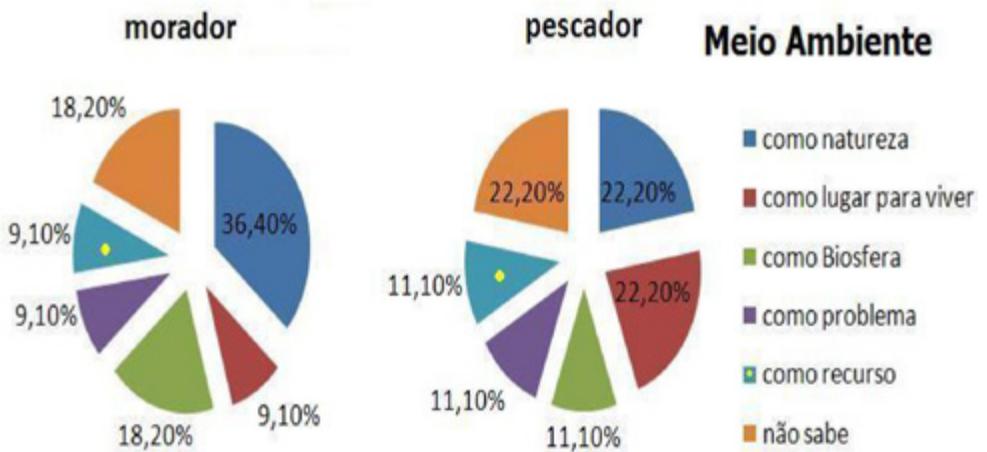
O contato com a natureza e as condições favoráveis para as respectivas profissões foi algo benéfico identificado por estes atores sociais. Tuan (2012) trata a vinculação enraizada dos atores sociais ao seu meio como se estivesse havendo uma intimidade física do contato diário com os elementos da natureza e na dependência material do usufruto deste ambiente.

Diante do tempo em que esses atores sociais convivem no entorno do Jatobá I e a experiência que lhes conferem no dia a dia, foi questionada aos mesmos, a respeito da ideia que estes tinham sobre Meio Ambiente. A maioria dos moradores (MA) demonstraram uma visão “Como Natureza” (36,4%), seguido da percepção como “Biosfera” (18,2%), enquanto que os pescadores (MP) perceberam “Como Natureza” e “Como lugar para viver”, ambos com 22,2% (**Figura 01 e Tabela 01**).

Os atores sociais apresentaram, em sua maioria, uma visão naturalista de meio ambiente, valorizando os aspectos naturais e dissociando o homem deste contexto.

Ruskeinsky (2001), entrevistando os moradores da comunidade saco da Volta da Mangueira, Rio Grande-RS, constatou que o meio ambiente está relacionado a lugar em que se vive e em alguns casos como um lugar ideal, livre de degradação ambiental, ou seja, ligado à natureza preservada.

Figura 01 - Concepções prévias dos atores sociais do entorno do açude Jatobá I, Patos-PB, sobre Meio Ambiente.



Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 01- Respostas sobre a percepção dos atores sociais sobre Meio Ambiente (MA).

CITAÇÕES DOS EDUCANDOS	CATEGORIAS
“Todas as coisas do mundo da natureza” (MA1 - convive a 46 anos no local) “É a natureza” (MP1 - convive a 34 anos no local)	MA Como Natureza
“É onde nós vive, o que Deus criou” (MA 18). “É o lugar onde a gente sobrevive” (MP4 - convive a 49 anos no local)	MA Como Lugar para Viver
“É pra deixar as coisas mais limpas, as coisas no canto” (MA4 - convive a 32 anos no local). “É não desmatar, se vê derrubando uma árvore você defender”(MP9 - convive a 22 anos no local).	MA Como Problema
“É onde a gente sobrevive da natureza” (MP6 - convive a 44 anos no local) “É onde a gente tira o sustento da terra” (MA8-convive a 38 anos no local)	MA Como Recurso
“é tudo o que é vivo” (MP7 - convive a 50 anos no local) “Vida!” (MA6 - convive a 15 anos no local)	MA Como Biosfera

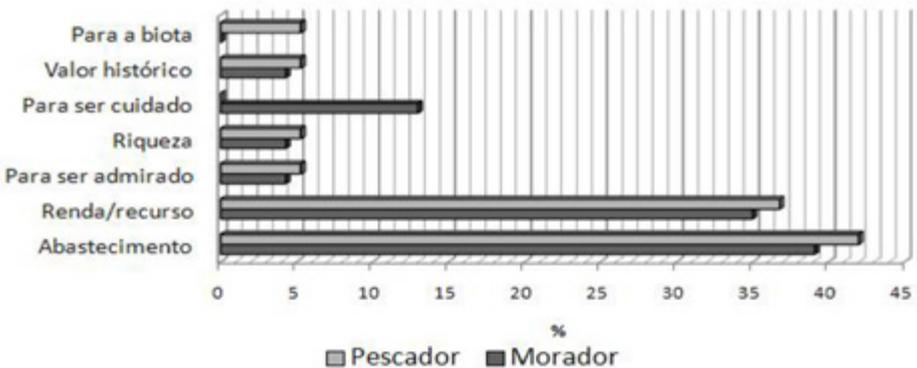
Fonte: Dados da pesquisa.

Houve respostas de atores sociais que indicaram o açude Jatobá I como meio ambiente a qual viviam as famílias que dele dependem, mostrando-se uma concepção de meio ambiente como recurso.

Como afirma Pinheiro (2004), o homem sempre procurou expressar sua percepção sobre as relações e interações com o meio em que vive, buscando fontes de inspiração nos mais diversos fenômenos, sejam climáticos ou decorrentes de suas ações sobre o ambiente. Através de registros ao longo dos tempos, mostrava sua relação com a natureza, apropriando-se de seus recursos na fauna, flora e mineral para atender suas necessidades.

Foi proposto aos entrevistados falar sobre a importância do açude Jatobá I para a cidade de Patos-PB e região. As respostas dos entrevistados mostraram diversas concepções, as quais foram destacadas da **Figura 02**.

Figura 02 - Percepção dos atores sociais sobre a importância do açude Jatobá I para a cidade de Patos e região.



Fonte: Dados da pesquisa.

A maioria dos atores sociais entrevistados entende que a importância do açude em questão está destinada ao abastecimento, tanto para a cidade de Patos, como para os residentes da região do

entorno, atingindo 39,1% para os moradores (MA) e 42,1% para os pescadores (MP).

De acordo com o projeto do DNOCS (2004), a construção do açude Jatobá I estava destinado principalmente para o abastecimento da cidade de Patos e cidades circunvizinhas. No entanto, devido ao desenvolvimento da cidade, esse reservatório sozinho não consegue mais atender a demanda de água da população, sendo o abastecimento local complementado pelos açudes de Capoeira, Farinha e Coremas-Mãe D'água.

Os entrevistados também responderam que o Jatobá I serve de fonte de renda para as famílias que vivem no seu entorno, seja para a agricultura, criação de animais ou a pescaria, obtendo-se um percentual de 34,8% e 36,8%, respectivamente, para moradores (MA) e pescadores (MP). Dentre algumas respostas, destacamos duas:

“Serve muito para o pessoal que gosta de plantar, de viver sobre isso, de plantação, de principalmente verdura e outras coisas, criar uns animal como eu crio assim, tem vaca, é bom demais. O meio ambiente também é muita água, bastante água para a gente, pra população, e assim vamos vivendo”. (MA4 - convive há 32 anos no local);

“Aff Maria! Sem esse açude nós estamos mortos, porque vem água de toda região, mas quem sustenta o tomo é o Jatobá I. Nós sem o Jatobá I não temos água! Nós não temos sobrevivência sem o Jatobá I! Porque aí dá uma verdura, uma batata, um capim, dá um peixe para a gente escapar, a gente não tem condições de sair para outro canto todo tempo, devido a transporte, custo de vida para fa-

zer feira para levar pra fora. Tudo isso é difícil para nós, então tudo tem que ser daí”. (MP4 - convive há 49 anos no local).

Para os atores sociais mais antigos na região, a construção do açude Jatobá I trouxe novas expectativas de vida para a população, dando-lhes oportunidades de viverem com mais dignidade, tirando o sustento dos recursos oferecidos por ele. Para esses entrevistados o açude trouxe o desenvolvimento e a qualidade de vida para a cidade de Patos-PB.

Baseado nisso, foi questionado aos entrevistados se estes poderiam citar quais as principais atividades humanas existentes no entorno do açude, e em seguida, quais os principais problemas (impactos ambientais) que estes observavam no açude Jatobá I. Sobre as atividades humanas no açude em questão, houve diferenças de percepção entre os pescadores (MP) e moradores (MA). Para o grupo de moradores (MA), a resposta mais abundante foi a *plantação de verdura*, com um percentual de 27%, enquanto que para o grupo de pescadores (MP), a *pesca* alcançou 28%.

A agricultura familiar, praticada nas margens do açude, está distribuída ao redor desse corpo aquático, onde existe a plantação de vazante, geralmente com hortaliças, e o cultivo de capim-elefante (**Figura 03**).

Este tipo de agricultura foi definido por Moreira (2006) como aquela que cultiva sua terra (própria ou arrendada) com a ajuda de sua família, contratando mão-de-obra externa apenas para complementar o trabalho familiar (se for o caso, para a colheita, por exemplo). A autora ainda complementa dizendo que esse tipo de agricultura segue

uma lógica, opondo-se ao capitalismo no que diz respeito à propriedade (considerado patrimônio familiar a ser cuidado para ser transferido aos filhos) e a mão-de-obra (membros familiares, não explorados).

Figura 03 - Agricultura familiar nas margens do açude público Jatobá I: (A) o cultivo de capim-elefante e hortaliças na faixa seca; (B) plantação dentro da faixa molhada do tipo vazante, onde são cultivadas hortaliças, acompanhando o decréscimo do nível da lâmina d'água (usando esterco e/ou NPK).



Fonte: Dados da pesquisa.

Os dados das entrevistas revelaram ainda que dos moradores (MA) entrevistados, 18,2% utilizam fertilizante químico conhecido como o NPK (Nitrogênio, Fósforo e Potássio) e 45,5% usam o esterco como fertilizante natural (mais comum e de fácil aquisição), enquanto 36,3% não utilizam nenhum tipo de produto para as suas plantações, justificando que a terra é boa para as plantas.

Um dos principais problemas de deterioração da qualidade da água é a remoção da mata ciliar para a introdução da agricultura e pastagens (DERÍSIO, 2007). A situação é agravada quando o agricultor, com o intuito de suprir a ausência de nutrientes das matas

ciliares removidas, além também de tentar maximizar a produção de alimentos, adiciona quantidades elevadas de fertilizantes artificiais, como o NPK, que podem escoar para dentro dos corpos d'água durante os períodos de chuva, e provocar processos de Eutrofização (MEIRELLES-PEREIRA et al., 2005).

Em relação à pesca, (**Figura 04**) esta ocorre tanto no período de estiagem quanto no chuvoso. Tal atividade é bastante importante para esses atores sociais do entorno que exercem essa profissão como principal fonte de renda, visto que grande parte deles que ali residem utilizam tal pescado para própria alimentação e sustento da família, afinal, um elevado número de entrevistados revelou vender peixes para sobreviver.

Figura 04 - Atividades dos pescadores realizadas no açude Jatobá I, Patos-PB. (A) pesca de anzol, exibindo os Tucunarés obtidos; (B) outras fontes de alimentos, como por exemplo, o camarão.



Fonte: Dados da pesquisa.

De acordo com a época do ano e o nível do açude Jatobá I, existem os tipos de instrumentos de pescas mais apropriados: a rede

de espera, o anzol e a tarrafa. O preferido pelos pescadores, segundo seus relatos, seria a “pesca de linha”. Para esta, os pescadores utilizam malhas acima de 9cm, o que seria permitido de acordo com o artigo 7º, inciso I da instrução normativa nº 3, de 21 de fevereiro de 2005 nas bacias hidrográficas do Nordeste, em açude da união (BRASIL, 2005).

A pesca de anzol, segundo os relatos dos pescadores, pode ser praticada durante quase todo o ano e não existe nenhuma restrição para realizá-la. Dependendo do peixe a qual se queria capturar, a pesca com esse tipo de equipamento seria apropriada para a obtenção do tucunaré (*Cichla* spp.) e/ou a traíra (*Hoplias malabaricus*), por serem carnívoros. Os pescadores entrevistados utilizam como iscas, para esse fim, o camarão (*Macrobrachium* sp.), a piaba (*Astyanax* sp.) e o aruá (*Pomacea lineata*). Para a obtenção do “camarão miúdo”, os entrevistados disseram que utilizam o landuá (conhecido também como gerereu), uma espécie de peneira que se arrasta dentro da água, junto às macrófitas aquáticas, cujo local seria o esconderijo dele. Para a captura do aruá, utiliza-se o mesmo processo descrito acima, uma vez que esse animal seria muito encontrado entre as macrófitas aquáticas (**Figura 05**).

Figura 05 - Captura do “camarão miúdo”, usado como isca de peixe. (A) Coleta com o auxílio de um landuá. (B) camarão obtido, juntamente com os “aruás”, circulados de amarelo; (C) Armadilha do tipo “Covos” de alumínio, confeccionados artesanalmente, utilizados para a captura do “camarão graúdo”.



Fonte: Dados da pesquisa.

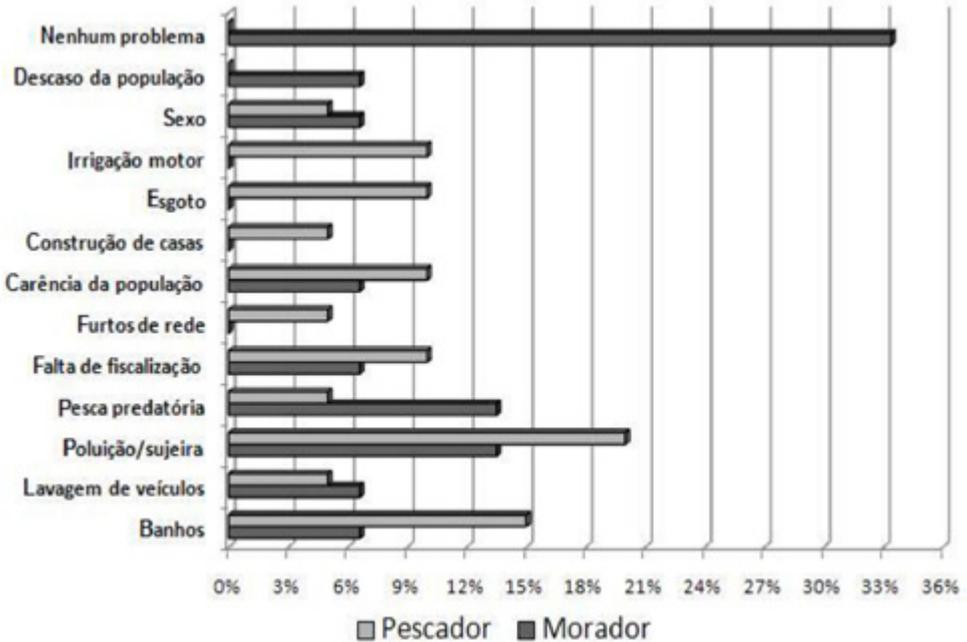
Para a captura da piaba, utiliza-se uma garrafa PET com um pequeno corte no meio, cujo interior esteja cheio de farelo de “pão-de-bóia” (pão que fica exposto ao sol durante dias). Coloca-se esta armadilha em um local tranquilo, onde se espera por 15 a 30 minutos. É o tempo necessário para que estes entrem na garrafa em uma considerável quantidade.

Para a obtenção do “camarão graúdo”, os pescadores mais especializados nesse tipo de pesca utilizam um tipo de armadilha, conhecida como covo (**Figura 05**), cujo interior seria preenchido de bolinhos de pó-de-arroz ou resto de comida. Estas armadilhas seriam colocadas durante a madrugada, a uma distância de 15 metros da margem e recapturadas após 24 horas (concomitantemente à retirada dessas, novos covos eram colocados no local, continuando o ciclo da pesca desse animal).

Com relação aos Problemas Ambientais do açude e seu entorno, mencionados pelos atores sociais entrevistados (**Figura 06**), a poluição foi percebida como o maior problema existente por parte dos pescadores (MP) (20%) e moradores (MA) (13,5%).

A coleta residual no entorno do açude Jatobá I ocorre duas vezes por semana nos bairros do Mutirão e Alto da Tubiba (os mais próximos desse reservatório), não atendendo às propriedades rurais no entorno desse corpo aquático. Entretanto, nos relatos dos entrevistados, a poluição adveio principalmente dos efluentes domésticos lançados no açude, do óleo proveniente de lavagens de carros, de atos sexuais praticados diariamente, além do lixo jogado ou esquecido dentro do açude pelos banhistas. Contudo, dentro das propriedades também foram encontrados lixo e efluentes domésticos, proveniente das residências dos entrevistados ou de ação de pescadores a procura de iscas.

Figura 06 - Percepção dos atores sociais do entorno do açude Jatobá I sobre os problemas (impactos) ambientais existentes no local.



Fonte: Dados da pesquisa.

Segundo o código municipal do meio ambiente (PATOS, 2006), o dever de fiscalizar os efluentes domésticos é competência da Secretaria do Meio Ambiente de Patos. Porém, esta ainda se encontra em estruturação, não podendo realizar as inspeções nas propriedades do entorno do Jatobá I.

A falta de fiscalização por parte dos órgãos públicos competentes também foi apontado tanto por pescadores quanto moradores como causador de problemas no referido açude, como mostrados nas citações abaixo:

“Os problemas mesmo são esses daí mesmo que estou te falando! É porque o Jatobá I não tem que olhe para ele, e ele está problemático por causa da imundice. Aliás, todos os problemas do mundo está no Jatobá I, porque não tem limpeza nessa água, não tem quem zele”. (MA3 - convive há 54 anos no local);

“Dentro da pesca a fiscalização, deixa muito a desejar. Fiscalização federal, a colônia apenas ajuda na fiscalização. E outra coisa, é o problema de banho no qual não posso reclamar porque a promotora que atua na cidade de patos cortou o esse determinado ponto, porque era imoral, porque na proporção que você tem um manancial da forma do Jatobá I, abastece a cidade, e tem gente tomando banho, lavando carro, animal dentro e a gente consumindo a água, eu acho errado isso. E no qual ela corrigiu. Isso é recente, não tem nem um ano”. (MP2 - convive há 48 anos no local)

A falta de fiscalização acarretou ainda uma série de problemas, gerando conflitos entre os profissionais da pesca cadastrados pelo IBAMA e os pescadores clandestinos. Um dos problemas revelados pelos atores sociais do açude Jatobá I foi a pesca predatória, com uma maior porcentagem entre os moradores (13,5%) do que com os próprios pescadores (5%). Os entrevistados afirmaram que se não houver fiscalização mais rígida, urgentemente, pode diminuir e/ou até acabar com a atividade pesqueira. Houve também quem relatasse que a urbanização próxima ao açude tenha causado tal diminuição. Abaixo segue um trecho da entrevista que revela tal preocupação:

“Tem gente que pega mais de 100 Kg de peixe. Se ele não “bate a buia”, no normal ele pega 15, 20, 25 peixes, no final de semana ele ta com um mói de peixe. Mas não, o pescador tem olho grande e quanto mais pegar ele traz tudo de uma vez. Até tilápia que a gente nunca costumava pegar de anzol, tinha tanto no açude que onde a gente pescava pegava. Hoje em dia você não vê isso mais. (MP4 - convive há 49 anos no local).”

Problemas com a pesca predatória e da falta de uma constante fiscalização também foram constatados por Feitosa (2000), analisando a percepção dos atores sociais ligados ao Parque Ecológico de Engenheiro Ávidos, no Município de Cajazeiras-PB, onde os depoimentos de pescadores afirmavam que pessoas não-cadastradas pelo IBAMA invadiam o local e realizavam a tal pesca, com equipamentos proibidos no açude Engenheiro Ávidos.

Entretanto, um dos pescadores cadastrados pelo IBAMA revelou que usa um tipo de malha abaixo do permitido pela lei para poder sobreviver, uma vez que a pesca no Jatobá I não estava satisfazendo as suas necessidades básicas, evidenciando não ser um problema restrito aos pescadores clandestinos.

Em visitas realizadas no entorno do açude Jatobá I, verificou-se um grande intervalo de tempo entre uma inspeção e outra realizada pelo IBAMA (órgão fiscalizador), principalmente contra a pesca predatória. Um respeitado membro da Colônia de Pescadores Z-19, identificado neste trabalho como MP6, disse: “a colônia de pescadores ajuda na fiscalização, mas não pode fazer nada quando o referido órgão fiscalizador não está presente, pois não podemos prender ninguém”.

O IBAMA, em sua Portaria N° 8 de 1° de fevereiro de 2008, proibiu a pesca nos açudes públicos do estado da Paraíba devido ao período do Defeso, correspondente a 15 de dezembro de 2007 a 15 de março de 2008, para que haja a reprodução de algumas espécies de peixes, como o Piau (*Pseudoplatystoma* sp.) e a Curimatã (*Prochilodus* sp.) Nesse período, os pescadores receberam indenizações do Governo Federal para não praticarem a sua profissão (BRASIL, 2008). Abaixo, segue a citação de um pescador sobre a proibição do IBAMA na época das chuvas:

“Do dia 15 de dezembro a 15 de março (...) Eles proibem por causa da época do defeso, época da reprodução do piau, da curimatã. Peixes que desovam em água corrente. Quando não tinha o defeso, na época que o açude Jatobá I sangrava, enchia de gente, era carro, era moto, bicicleta, tinha gente de todo jeito pegando o peixe e carregando pra rua, queriam saber se pegavam”. (MP1 – convive há 34 anos no local).

Quando questionados sobre a ocorrência de mudanças nos últimos 15 anos no entorno do açude Jatobá I, os entrevistados relataram sobre as diferenças entre o passado e o presente. Dentre os moradores (MA), 100% contaram mudanças durante as duas décadas passadas.

Dentre as mudanças positivas percebidas por estes (45,5%), houve melhorias decorrentes do desenvolvimento da região (condições de uso do ambiente e eletrificação). Abaixo, segue uma citação de um ator social que relatou que houve mudanças no local:

“Mudou muito. Mudou que não tinha morada, não tinha energia. O governo eletrificou o redor do açude, deu esse direito de nós trabalhar plantando fruteira, planta capim, planta roçado, mudou muito a convivência na vida do Jatobá I que era só a cascata de terra seca. Mudou para muito melhor, é o céu” (MA1 - vive há 46 anos no local).

Já para os moradores que perceberam mudanças ocorridas no entorno desse ecossistema aquático e associaram como um fator negativo (54,5%), um dos principais argumentos foi o descaso com o açude em questão, atingindo além da falta de condições de muitos antigos moradores do seu entorno. Abaixo, segue uma citação de um dos moradores que resumem sobre tais mudanças no Jatobá I:

“Mudou o escândalo que eles fazem. Não atendem. Pra você vê, naquele tempo, se tivesse uma mulher lavando roupa, eu chegava e pedia e ela saía e não vinha mais, se tivesse alguém lavando carro, pedia e ele saía. Hoje não tem quem faça isso. Você chega e faz o que quiser ali dentro. Não tem mais guarda como tinha antigamente. A noite eles vinham, mas se não desse jeito a gente chamava a polícia. No tempo que eu trabalhava como vigia, quando o açude enchia, as cercas eram tiradas. Agora ele botam até no meio do açude, e os animais mijam, cagam tudo dentro do açude. Hoje piorou” (MA6 - convive há 48 anos no local).

Dentre os pescadores (MP), registrou-se um percentual de mesma equivalência, tanto para os que perceberam as mudanças como

positivas quanto negativas (44,4%), obtendo-se apenas um pescador que não percebeu mudança (11,2%).

A respeito das mudanças positivas, as condições de pesca com a criação da colônia de pescadores Z-19 e a fiscalização do IBAMA na área, foram os fatores que favoreceram a profissão da pesca no açude. Abaixo, segue uma citação de um pescador do açude Jatobá I:

“Mudou, porque logo quando a gente fez esse açude e a gente chegamos aqui pra pescar, a gente não podia nem pescar porque os proprietários não aceitavam, né. Esse povo que foram indenizadas as terras ficaram como donos. Aí a gente chegava pra pescar e eles não queriam aceitar, né. A gente pescava, mas oculto né, quando era bem cedinho, ninguém tava mais dentro d’água, todo mundo tinha tirado o peixe e vendendo na rua. Hoje não, hoje está uma liberdade total porque esse negócio do IBAMA está muito diferente. Depois dessa associação a gente tem direito de pescar não só no Jatobá I, mas em qualquer açude do governo e ninguém diz mais nada, a gente entra em toda a propriedade, sai e ninguém fala mais nada. Mudou tudo”. (MP2 - convive há 48 anos no local).

Com a criação da Colônia de pescadores, houve uma melhoria nas condições de pesca e uma padronização dos equipamentos necessários para o desenvolvimento desta atividade. Foi com essa Colônia que os pescadores foram instruídos sobre os cuidados com o meio em que atuam, recebendo portarias que determinam ou não a proibição da pesca no local. Percebeu-se que, além disso, os pescadores

se sentem mais orgulhosos com sua profissão, que vem se tornando cada vez mais reconhecida com a criação da Colônia.

Os pescadores relataram como mudança negativa que ocorreu nos últimos 15 anos, a venda de terrenos às margens do açude Jatobá I, transformando-se em áreas de lazer, nos finais de semana.

“De um ano pra cá, a coisa mudou, um não, depois que essa promotora entrou, a coisa mudou no Jatobá I. Porque se via colocar um carro lá dentro do açude, lavava ele lá, chegava com um animal lavava, todo mundo tomando banho, e nós consumindo a água do Jatobá I. Isso é uma das coisas negativas. Aqui também havia umas plantações de fumo, era logo aqui no bar da mangueira e ao lado da ilha do Antero, faz mais ou menos uns 15 anos que pararam. Os produtores de verduras começaram a vender os terreninhos para as pessoas mais ricas, para transformar em área de lazer. Isso é uma coisa que mudou e continua mudando. Para o açude mudou para pior. Para quem comprou, tem uma área de lazer, quer divertir brincar, tá bom. Mas não deixa de jogar um copo descartável, uma garrafa e outras coisas mais” (MP6 - convive há 44 anos no local).

Esse fato vem ocorrendo devido às pressões econômicas ou faltas de incentivos, tornando a vida dos agricultores pobres, muitas vezes no limite da sobrevivência, difícil, impedindo que estes continuem em suas propriedades, pois muitos deles não encontrando condições suficientes para manter suas famílias nas propriedades rurais, vendem a terra à procura de melhores oportunidades, muitas vezes nas cidades.

Os antigos proprietários, que há muito tempo convivem uns com os outros em prol das plantações e criações de animais, vivendo de ajuda mútua, não aceitaram com empatia os antigos posseiros que decidem vender suas propriedades no entorno do açude. Assim, os novos proprietários que adquiriram as terras para transformá-las em áreas de lazer, para os antigos moradores que ali permaneceram, não são considerados como iguais, o que inicia uma relação de antipatia entre os antigos e os novos moradores do entorno do açude.

Assim, foi questionado aos entrevistados, em relação à vivência e a sua profissão nesse açude, se estes gostavam mais do açude Jatobá I antigamente ou nos dias atuais. Dentre as respostas dos pescadores (MP), 55,5% disseram que gostavam mais antigamente e 11,5% nos dias de hoje, enquanto que para os moradores (MA) o percentual atingiu 36,6% tanto para os que afirmaram gostar do açude nos dias de hoje, quanto antigamente. Já os atores sociais que responderam “tanto faz”, estes disseram “gostar do açude da mesma maneira”, onde o percentual dos moradores (MA) e pescadores (MP) alcançou 27,3% e 33,3%, respectivamente.

Outro problema encontrado no açude Jatobá I, embora não tenha sido relatado pelos atores sociais, diz respeito à introdução de espécies exóticas, como a tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*). Apesar dos benefícios econômicos que a introdução desta espécie pode trazer para a região, esta pode causar também inúmeros problemas ambientais. Cardoso (2006) e Marinho et al. (2006), ambos estudando os açudes do Cariri paraibanos, dizem que a introdução da tilápia nos ambientes aquáticos do Nordeste acarreta a extinção de espécies nativas e alterações na qualidade do habitat.

A respeito disso, foi questionado quem deveria cuidar do açude Jatobá I. A maioria dos entrevistados (63,6%), tanto pescadores (MP) quanto dos moradores (MA), diz que os órgãos públicos ou governantes são responsáveis pela integridade do corpo hídrico, enquanto que 36,4% dos moradores (MA) e 9% dos pescadores (MP) afirmaram que todos deveriam ter consciência e cuidar do açude Jatobá I, seja a população, os órgãos públicos competentes e os governantes.

Algumas citações foram destacadas:

“Acho que todo esse povo que mora aqui, os da cidade, os de fora, os fiscais do governo. Todos têm que ter a responsabilidade”. (MA1 - convive há 46 anos no local);

“Todo mundo tem que ter a consciência de que esse açude deve se cuidado, porque ele serve para todos. Mas seria bom se os órgãos do governo intensificassem a fiscalização aqui”. (MP2 - convive há 48 anos no local).

Segundo a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), lei nº 9.433/1997, capítulo I, inciso VI, a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do poder Público, dos usuários e das comunidades (BRASIL, 1997). Já o artigo 162 do Código do Meio Ambiente do Município de Patos diz que qualquer pessoa pode denunciar a prática de infração ambiental ou dirigir representação por escrito a SEMADS, para efeito do exercício do seu poder de polícia, cabendo aos seus servidores apurar de imediato as denúncias que chegarem ao seu conhecimento, mediante processo

administrativo próprio, sob pena de corresponsabilidade nos termos da lei (PATOS, 2006).

O conhecimento do ambiente em sua totalidade (biológico, político, social, cultural, econômico, etc.) e dos problemas que estão associados a ele e da presença da humanidade nele, é fundamental para que os indivíduos e grupos sociais obtenham uma responsabilidade crítica. Isto leva a uma análise do próprio comportamento, a uma mudança de atitude, de procedimentos individuais ou coletivos, ou seja, uma ação, e não se restringir a um “conformismo social”, substituindo a ação pelo comportamento, como vêm fazendo a sociedade contemporânea (ZITZKE, 2002).

Perguntou-se também aos entrevistados se a criação de animais prejudicava as águas do açude Jatobá I. Das respostas fornecidas, houve dois grupos de representações, tanto para pescadores (MP) quanto moradores (MA): os que afirmavam que acarretariam problemas, uma vez que todos os dejetos desses animais seriam, direta ou indiretamente, misturados com a água; e os que enfatizavam que não faziam mal algum para a qualidade da água.

Em visitas ao açude Jatobá I, registrou-se em quase todo o entorno do açude a criação de animais, principalmente a bovina (**Figura 07**).

A seguir, os depoimentos transcritos por alguns dos atores sociais:

“É claro, porque só a urina, o esterco, quando chove corre tudo pra dentro, né”. (MA2 – convive há 48 anos no local);

“Um pouco, por exemplo na Universidade o gado come dentro d’água. Faz todo trabalho ali. O gado mija, caga, porque entra em contato com a água e

de todo jeito polui. A poluição é mínima porque é muita água, mas se fosse menos água...” (MP3 - convive há 21 anos no local).

Figura 07 - Criação de animais no entorno do açude Jatobá I, Patos-PB, no período antes das chuvas.



Fonte: Dados da pesquisa.

Merece destaque o depoimento de um dos moradores, que afirmou que o gado evitaria doenças. Sendo assim, a presença desse animal no Jatobá I é algo útil não só para o dono, como para as populações vizinhas. Abaixo, segue seu depoimento:

“De jeito nenhum. O estrume de gado serve até de remédio. O bafo de gado se o cara fizer uma casa pra morar e faça um curral para sentir o bafo do gado serve até de remédio. Aqui em Patos teve um tempo que trouxeram o gado de fora para curar a bexiga. Urina de gado, quando eu morava no sítio, quando tinha conjuntivite e amanhecia com os olhos pregados a gente lavava com urina de gado. O estrume serve de adubo para a terra”. (MA9 - convive há 43 anos no local).

Do ponto de vista limnológico, Moredjo (1998) diz que a pecuária, apesar de ser exercida em pequena escala no entorno dos açudes paraibanos, também pode influenciar negativamente a qualidade da água através da defecação dos animais que circulam livremente nas margens do ambiente aquático.

Em seguida, para saber em qual o grau de qualidade ambiental das águas do açude Jatobá I se encontrava na percepção dos entrevistados, foi questionado se o mesmo ambiente aquático era considerado limpo ou sujo. Os resultados mostraram que 54,5% dos moradores (MA) e 33,3% dos pescadores (MP) diziam que o açude se encontrava limpo. Dentre as respostas dos atores sociais entrevistados, MA1 mereceu destaque, devido a sua argumentação:

“O açude mais limpo da região e do estado é o açude Jatobá I. Falam em poluição, mas é o açude mais limpo é o Jatobá I. Qual é o açude que não tem poluição? Que o açude de Coremas tem 35 cidades despejando todo desperdício pra dentro de Coremas. Jatobá I é o açude mais limpo que tem porque tem o bairro do alto da Tubiba, um pedaço do São José do Bonfim, e das fazendas dos fazendeiros da região”. (MA1 - convive há 46 anos no local).

No entanto, verificou-se que as respostas mais frequentes com relação à qualidade da água por parte dos pescadores, foram enquadradas na categoria “meio termo”, pois estes justificaram que “dependendo do local onde se está, a água era limpa ou suja”. Isso pode ser devido a estes profissionais percorrerem em suas canoas, uma

grande distância de um ponto a outro do açude, o que os faz perceber uma realidade, embora não cientificamente comprovada, de locais mais ou menos poluídos, a partir de suas cosmovisões.

De um modo geral, a “crendice” entre os atores sociais é de que a água do Jatobá I é boa. Isso motiva alguns pescadores e moradores do seu entorno a ingerirem *in natura*, sem qualquer tipo de tratamento ou receio de contrair doenças. Baseado nisso, foi questionado se os entrevistados bebiam água do próprio açude, sem nenhum tratamento. As respostas foram que os pescadores consomem água direto do açude como última alternativa, caso a água que o mesmo trouxera de casa para o seu consumo, durante o trabalho, tinha se esgotado ou os mesmos tenham esquecidos de levá-las. Assim, muitos pescadores afirmaram que, sem quaisquer constrangimentos ou temor, captam a água diretamente do açude para consumi-la, como verificado em depoimentos:

“Quando a gente ta pescando, a gente bebe água do açude mesmo. Às vezes a gente esquece de levar a água de casa”. (MP1 - convive há 34 anos no local);

“Só quando a água que eu levo para beber de casa não dá, aí é que eu pego a água do açude Jatobá I. Mas prefiro minha água gelada”. (MP2 - convive há 48 anos no local).

Já para os moradores, o consumo *in natura* da água do açude é menos frequente, encontrando-se apenas alguns poucos que disseram que beberiam água sim; todavia, a maioria respondeu que

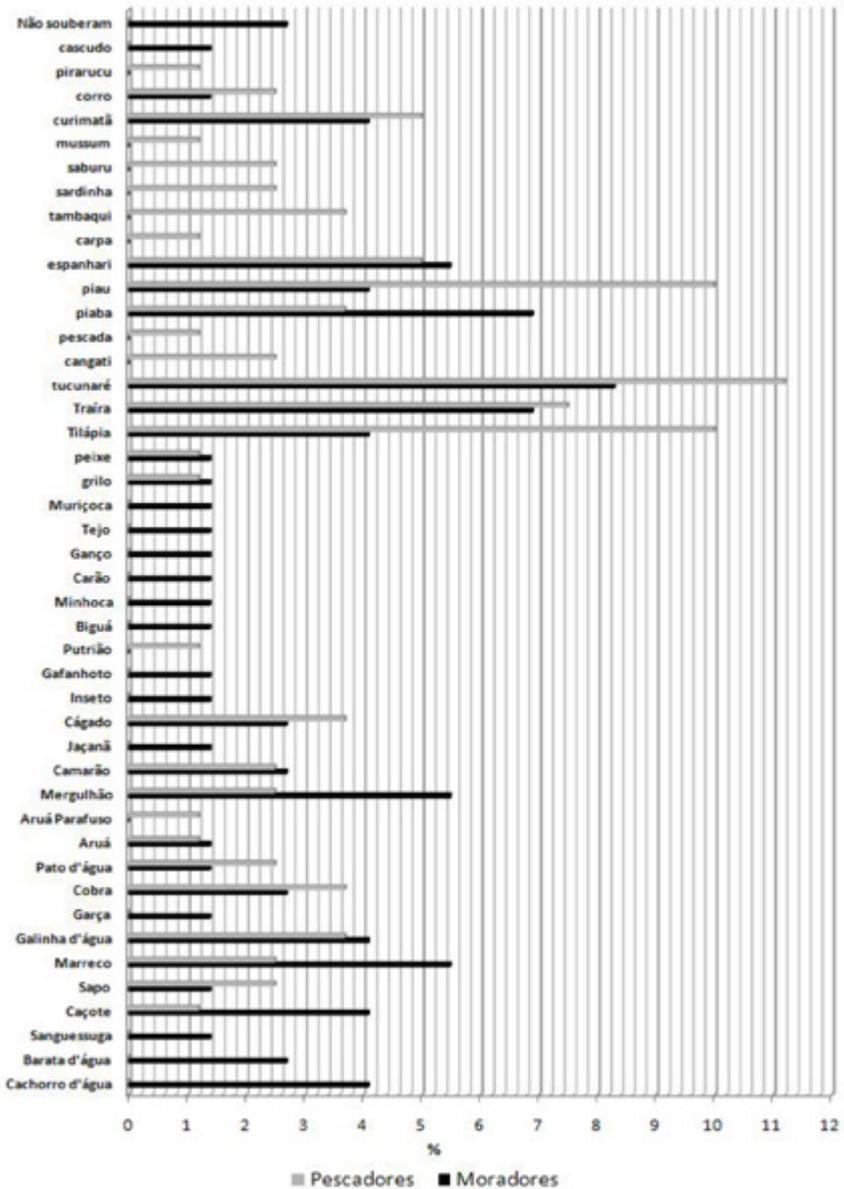
prefere água tratada (da CAGEPA). Durante entrevista realizada com o morador identificado neste trabalho como MA7, na margem do Jatobá I, no momento em que foi questionado se este beberia água do próprio açude, o mesmo fez uma pausa nos seus relatos, entrou no açude e, justificando que estava com sede, começou a ingerir a água da zona litorânea.

Foi perguntado também aos entrevistados sobre a percepção da fauna aquática no açude Jatobá I. A maioria dos atores sociais teve dificuldade em lembrar os nomes de animais que vivem na água do ambiente em questão, exceto quando se tratava de peixes, cujas respostas atingiram 70,3% entre os pescadores (MP) e 45,1% para os moradores (MA) (**Figura 08**).

Observa-se que os moradores (MA) percebem os animais que foram mais visíveis fora da água, como aves, anfíbios e invertebrados. Já para os pescadores (MP), o mais perceptível foi a fauna aquática propriamente dita ou que vive boa parte do tempo debaixo d'água. Muitas vezes, os entrevistados constantemente percebiam outros organismos aquáticos no seu dia a dia, mas, ou não eram lembrados por entenderem que tais animais eram insignificantes comercialmente falando, ou por não saberem o nome vulgar do animal. Assim, podemos constatar que os pescadores (MP) foram mais precisos ao lembrar-se da fauna aquática em relação aos moradores (MA). Isto, sem dúvidas, pode estar associado ao tipo de contato que estes profissionais da pesca possuem em relação ao ambiente. Acostumados não só com a pesca no açude Jatobá I, mas também em outros corpos aquáticos, os pescadores passam a perceber que esses tipos de animais são comuns na maioria dos ecossistemas aquáticos.

Dentre os animais aquáticos listados pelos atores sociais, o Tucunaré foi o mais representativo, tanto para os pescadores (MP) (11,2%) quanto para os moradores (MA) (8,3%). A Tilápia e o Piau foram também muito comentados pelos pescadores (MP), atingindo 10% cada do total de respostas. Já para os moradores (MA), os peixes mais citados, após o Tucunaré, foram a Traíra e a Piaba, ambos alcançando um percentual de 6,9% cada (**Figura 08**).

Figura 08 - Lista de animais aquáticos de açude Jatobá I, Patos-PB, percebidos pelos atores sociais do seu entorno.



Fonte: Dados da pesquisa.

Os peixes mais lembrados pelos pescadores (MP) podem estar associados ao valor econômico atrelado a estes, uma vez que a sua procura é frequente no mercado, por serem muito apreciados pela população local, principalmente em bares e restaurantes especializados nessa culinária. Já a Piaba e o Camarão, comumente utilizados como isca para a obtenção de peixes como o Tucunaré ou da Traíra (peixes carnívoros), não possuem o mesmo valor atrelado aos dois primeiros, por serem apenas instrumentos para a obtenção daqueles.

Dentre as aves mais percebidas, o Marreco e a Galinha d'água foram os mais comentados, o que também se associa ao valor econômico atribuído a esses animais, uma vez que são alvos da caça no açude Jatobá I.

Para os invertebrados aquáticos, a percepção dos atores sociais foi relativamente baixa. Dentre esses, o “cachorrinho-d'água” (Gryllotalpidae) foi o mais comentado, com 4,1% do total de respostas, onde foi observado que havia um equívoco no reconhecimento desse animal, pois na verdade, os entrevistados estavam se referindo às náíades (ninfas) de libélulas (Odonata) ou às suas exúvias (exoesqueleto), muito comuns nas margens do açude. Os caramujos (moluscos gastrópodes) *Pomacea lineata* (aruá) e *Melanoides tuberculatus* (aruá-parafuso), embora muito visíveis no açude, foram pouco comentado pelos entrevistados, onde se alcançou 1,4% para moradores (MA) e 1,2% para pescadores (MP), respectivamente.

O peixamento dos açudes paraibanos com espécies exóticas oriundas de outras bacias hidrográficas brasileiras e de origem africana, pode ter favorecido a introdução, dispersão e colonização dos

açudes por *Melanoides tuberculatus* e outros moluscos, principalmente planorbídeos do gênero *Biomphalaria* sp. (ABÍLIO, 1997).

Várias espécies de peixes regionais e aclimatadas foram introduzidas nos açudes paraibanos nas cidades de Soledade, Santa Luzia, São Mamede, Patos (Jatobá I), Condado e Sousa (São Gonçalo), entre estas as tilápias africanas (*Tilapia rendalli* - tilapia do Congo e o *Sarotherodon niloticus* - tilápia do Nilo) (DNOCS, 1978, 1982 e 1996; DOURADO, 1982).

A ocorrência *Melanoides tuberculatus* em elevadas densidades em alguns municípios do estado da Paraíba (ABÍLIO, 1997; 2002) e a introdução de espécies exóticas de peixes, poderá também vir a favorecer o completo estabelecimento do ciclo de vida de trematódeos, o qual este molusco e algumas espécies de peixes são respectivamente, o primeiro e segundo hospedeiros intermediários. Segundo Dundee e Paine (1977) os peixes, tais como alguns Poecilidae são conhecidos por ser o segundo hospedeiro intermediário do *Opisthorchis sinensis*, um parasita do fígado humano o qual tem *Melanoides tuberculatus* como seu primeiro hospedeiro intermediário.

Já os moluscos do gênero *Pomacea*, são considerados magníficos fornecedores de minerais aos organismos (devido ao seu alto teor em cálcio e fósforo), dada a alta percentagem em substâncias inorgânicas e diversidade das mesmas (MESQUITA, 1982). Os aruás *P. lineata*, estudados por Cirelli, Oetterer e Portela (1993) continham elevados valores de aminoácidos essenciais, sendo considerado como um ótimo alimento reparador, tanto pela qualidade quanto pela quantidade de proteínas presente na sua composição.

No entanto, no presente trabalho, nenhum dos atores sociais do açude Jatobá I afirmaram que utilizam tais moluscos como fonte de alimento. Porém, há relato de um morador do entorno que informou que há uma pessoa, porem desconhecida, que vem da cidade para catar os aruás para comer.

Diante de tantos animais percebidos, propôs-se aos entrevistados expor a sua opinião sobre a importância dessa fauna aquática para o açude Jatobá I ou para o homem. Para os atores sociais, houve dois grupos de representações: os que conheciam sobre os animais aquáticos e o grupo que nada sabia a respeito.

A maioria dos moradores não sabia ou não associaram a importância desses animais aquáticos (incluindo até os peixes) para o açude Jatobá I ou para o homem atingindo um percentual de 54,5%. Entre os pescadores, a maioria (66,6%) sabia sobre a importância desses animais para o ambiente aquático e para o ser humano. As citações abaixo mostram um conhecimento de alguns atores sociais em relação aos animais aquáticos:

“Para o homem é um alimento bom. O peixe se você está doente, sai da carne vermelha e come a carne branca. O caldo do peixe cura a gastrite. E o camarão também! A importância deles para o açude Jatobá I é com que eles comem muita porcaria, eles fazem uma limpeza muito boa eles comem. Só não comem tudo porque tem demais, né”. (MA4 - convive há 32 anos no local);

“Alguns insetos servem de alimento para outros. Muitas mariposas e mosquitos, com o abrir do sol

cai na água, quer dizer, aquilo é alimento para o peixe. Tem pescadores que se aproveitam daquele momento. Tem alguns que servem de isca, né, o aruá mesmo tem gente que faz de isca dele. Outros a ova do aruá serve para remédio” (MP3 - convive há 21 anos no local).

Das respostas obtidas, 100% dos atores sociais (moradores e pescadores) reconheceram ser a “ova de aruá” (desovas rosadas incrustada nas estacas ou pedras) ou do “lolô”, informando que esses ovos macerados serviam de remédio para dor de cabeça, doenças respiratórias e “gastro” (feridas que surgem na boca de crianças de colo). Estes ainda afirmam que as pessoas mais velhas vêm ao açude coletar essas posturas para os respectivos tratamentos. As respostas de alguns moradores foram destacadas a seguir:

“O aruá nunca se acaba não. Quando o açude vai baixando na parede do sangradouro fica aquelas ovinhas tudo pregadinha na parede, eles gostam muito. Para gastro de criança. Usa pra fazer o chá. Machuca ela, aí coloca água morna dentro, cõa e dá a criança para aquele gastro intestinal da criança e cura até tuberculose”. (MA4 - convive há 32 anos no local).

Com relação à mesma fauna existente no Jatobá I, foi questionado aos atores sociais se os problemas como poluição na água, criação de animais na beira desse açude, entre outros problemas, poderia prejudicá-la, pedindo-se para que eles justificassem suas respostas. Dentre as respostas, 80% dos entrevistados disseram que

Sim; 10% responderam Não e os outros 10% não responderam. As justificativas mais frequentes estão destacadas nos depoimentos a seguir.

“Pode, porque contaminar né. Vamos dizer assim, se tiver um bocado de saco plástico, quer dizer, entra um camarão, entra um peixe, entra piaba, entra inseto, esses bichinhos da água né, não sai, morre. Porque a água fica presa, não tem que movimentar? Se vai enchendo de peixe, os peixes morre, apodrece tudo, porque o peixe quando morre solta um gás da carne, fica quando ta podre. Fica aquele oleozinho boiando por cima na água do gás. Isso aí se acumular muito apodrece. Que eu já vi açude secando e os peixes morrendo e a gente não chega nem perto. Junta urubu”. (MA7 - convive há 15 anos no local);

“Eu creio que prejudica, por causa da sujeira. Já teve época que tinha cachorro morto dentro d’água, aquele bicho tando em cima, já ta comendo a sujeira mesmo. Mas, na minha opinião prejudica”. (MP9 - convive há 22 anos no local).

Em seguida, foi proposto aos atores sociais citar e justificar algum animal aquático que apresentassem um potencial risco para a saúde humana. Os resultados obtidos indicaram que 58,3% dos moradores (MA) e 15,4% dos pescadores (MP) não sabiam ou disseram que não existiam tais animais no açude Jatobá I. Dentre os que apresentavam perigo para o homem, a cobra foi a mais citada entre os pescadores (MP) (30,7%), enquanto que para os moradores (MA) o “aruá” e a “barata-d’água” representaram 16,6% (**Tabela 02**).

Tabela 02 - Percepção dos atores sociais sobre animais existentes no açude Jatobá I que oferecem riscos para o ser humano.

Animais potencialmente perigosos	Moradores (%)	Pescadores (%)
Aruá (<i>Pomacea lineata</i>)	16,6	23
Barata-d'água (Belostomatidae)	16,6	30,7
Sanguessuga (Hirudinea)	8,3	-
Cobra (Reptilia)	-	15,4
Sapo (Amphibia)	-	7,7
Cangati (Peixe da família dos bagres)	-	7,7
Não sabe	58,3	15,4

Fonte: Dados da pesquisa.

Como mostrado nos resultados, a cobra foi o animal mais apontado pelos pescadores. Isso pode ser explicado devido a grande quantidade de capim elefante e herbáceas existente nas margens do açude Jatobá, principalmente na época das chuvas, associado ao horário de trabalho de muitos pescadores, que geralmente iniciam a pescam na madrugada ou no final da tarde, horários que favorecem o animal. Contudo, outros atores sociais disseram que antigamente esse animal era o mais perigoso do açude Jatobá I, mas devido às atividades humanas no entorno do açude, as cobras desapareceram. Abaixo, segue um depoimento que ilustra tal situação:

“Não, a beira d’água aqui é mansa, é tranquila. Até para as cobras é tranquila, é muito difícil as cobras pica aqui na beira d’água. Acho que é porque vive desmatando direto que elas procuram sair, não tem apoio para eles, Hoje eles fazem uma limpeza, vive queimando, bota fogo na beira d’água, acho que mata, né”. (MP4 - convive há 49 anos no local).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os atores sociais entrevistados apresentam uma forte topofilia no local onde residem, devido ao tempo médio de convivência no açude Jatobá I, que oferece recursos e contato com a natureza. Dos entrevistados, boa parte vive somente do que o açude Jatobá I oferece, tornando-se um local/recurso para a sobrevivência de muitas famílias.

A maioria dos atores sociais do entorno desse açude percebe mudanças no ambiente decorrente das atividades humanas, porém, não se articulam para que haja mudanças no panorama em que o açude Jatobá I se encontra, esperando sempre que os órgãos públicos atuem no local.

Os moradores e pescadores reconhecem que alguns impactos causados no açude Jatobá I podem comprometer, direta ou indiretamente, a fauna aquática que coabitam no mesmo, reconhecendo que alguns deles são importantes para o açude e para o homem.

Embora a quantidade de peixes tenha aumentado, devido à introdução de alevinos no açude Jatobá I por parte dos pescadores, estes reclamam que a pesca predatória tem contribuído para a escassez desses animais.

Apesar de a percepção ser uma linha de pesquisa recente, acredita-se que esta possa contribuir nos trabalhos desenvolvidos pelos órgãos públicos e educadores que poderão aplicar os métodos utilizados nesta pesquisa com o intuito de compreender melhor o dia-a-dia dos atores sociais de baixo poder aquisitivo, e, de uma forma mais concreta, fazer algo para amenizar os problemas sócioambientais.

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F.J.P. **Aspectos bio-ecológicos da fauna malacológica, com ênfase a *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda: Thiaridae) em corpos aquáticos do Estado da Paraíba.** João Pessoa-PB, Dissertação (Mestrado, Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas), Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, p.150. 1997.

ABÍLIO, F.J.P. **Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associado a macrófitas aquáticas em açudes do semi-árido paraibano, nordeste do Brasil.** São Carlos-SP, Tese (Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos-SP, p.175. 2002.

BIERNACKI, P.; WALDORF, D. Snowball sampling-problems and techniques of chain referral sampling. **Sociological Methods and Research.** v.10, p.141-63, 1981.

BRASIL. **Instrução Normativa no 3 de 21 de fevereiro de 2005.** DOU 22.02.2005. Considerando a necessidade de disciplinar a utilização dos apetrechos, equipamentos e métodos de pesca na Bacia Hidrográfica da Região Nordeste, em coleções d'água continentais, sob o domínio da União. Brasília, DF: Ministério de Meio Ambiente: 2005.

BRASIL. **Portaria do IBAMA, na portaria nº 8, de 1º de fevereiro de 2008.** DOU no 24 de 6 de fevereiro de 2008. Brasília, DF: IBAMA, 2008.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, DF: Casa Civil, Presidência da República, 1997.

CARDOSO, M.M. L. **Avaliação do Impacto da Espécie Exótica *Oreochromis Niloticus* Linnaeus, 1758 (Perciformes: Cichlidae) (Tilápia-do-Nilo) sobre a Diversidade de Peixes e Qualidade da Água em Ambientes Aquáticos**

do Semi-Árido Paraibano. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia apresentada ao curso de Ciências Biológicas/UFPB), João Pessoa, 60f. 2006.

CIRELLI, K.R.N.; OETTERER, M.; PORTELA, F.F. Caracterização nutricional, sanitária e sensorial do aruá (*Pomacea lineata* (Spix, 1827)). **Ciênc. Tecnol. Aliment.**, v.13, n.2, p.151-163, 1993.

DEL-RIO, V. Cidade da mente, cidade real: percepção ambiental e revitalização na área portuária do Rio de Janeiro. In: DEL-RIO, V; OLIVEIRA, L. **Percepção ambiental: a experiência brasileira.** 2. ed. São Paulo: Studio Nobel / UFCar, 1999.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA (DNOCS). **Relatório.** Ministério do Interior, Fortaleza, CE, 1978

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA (DNOCS). **Relatório,** Ministério do Interior, Fortaleza-CE, 1982.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA (DNOCS). **Relatório.** João Pessoa, PB, 1996.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA (DNOCS). **Relatório do DNOCS.** João Pessoa, 2004.

DERÍSIO, J.C. **Introdução ao controle da poluição ambiental.** São Paulo: Signus. 2007.

DOURADO, O.F. **Principais peixes e crustáceos dos açudes controlados pelo DNOCS.** Departamento Nacional de Obras Contra as Secas, Ministério do Interior, Fortaleza-CE, 1982

DUNDEE, D. S.; PAINE, A. Ecology of the snail, *Melanoides tuberculata* (Müller), intermediate host of the human liver fluke (*Opisthorchis sinensis*) in new Orleans, Louisiana. **The Nautilus**. v. 91, n. 1, p. 17-20, 1977.

FEITOSA, A.A.F.M.A. **Estudo da Percepção dos Diferentes Grupos Ligados ao Parque Ecológico de Engenheiro Ávidos, no Município de Cajazeiras-PB**. Dissertação (Mestrado apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente/UFPB), João Pessoa, 86f, 2000.

GIL, A.C. Métodos e Técnicas de Pesquisa em Educação Ambiental. In: PHILIPPI JUNIOR; PELICIONI, M.C.F. (Editores). **Educação Ambiental e Sustentabilidade**. Barueri - SP: Manole, 2005.

MARINHO, R.S. et al. Biodiversidade de peixes do semi-árido paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, suplemento especial n.1, p.112-121, 2006.

MEIRELLES-PEREIRA, F.; MAROTTA, H.; ESTEVES, F.A. Eutrofização artificial em corpos limnícicos e a economia capitalista moderna: uma análise comparativa. In: ROLAND, F.; CESAR, D.; MARINHO, M. **Lições de Limnologia**. São Carlos, SP: Rima, 2005.

MELAZO, G. C. Percepção Ambiental e Educação Ambiental: uma Reflexão Sobre as Relações Interpessoais e Ambientais no Espaço Urbano. **Revista Olhares e Trilhas**, Ano VI, n. 6, p. 45-51, 2005.

MERLEAU-PONTY, M. **Fenomenologia da Percepção**. 3.ed., São Paulo: Martins Fontes, 2006.

MESQUITA, E. F. M. **Anatomia e histologia do aparelho reprodutor e dados biológicos sobre *Pomacea* sp. (Mollusca, Gastropoda, Pilidae)**. Rio de Janeiro. p.101. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas. Zoologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1985.

MOREDJO, A. **Avaliação dos efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade zooplanctônica como bioindicador.** Dissertação (Mestrado, PRODEMA-UFPB, João Pessoa-PB). p.136. 1998.

MOREIRA, E.R.F. (Org.) **Agricultura Familiar e Desertificação.** João Pessoa, Editora UFPB, 2006.

OLIVEIRA, G.S. **Avaliação da qualidade da água do rio São Lourenço Matão - SP através das análises das variáveis físicas e químicas da água e dos macroinvertebrados bentônicos.** Dissertação (Mestrado, Programa de Pós-Graduação do Centro Universitário de Araraquara). p.102, 2005.

OLIVEIRA, K.A.; CORONA, H.M.P. A Percepção ambiental como ferramenta de propostas educativas e de políticas ambientais. *Revista Científica ANAP Brasil*, v. 1, p.53 – 72, 2008.

PATOS. Código Municipal De Meio Ambiente (CMMA). Lei nº. 3.486/2006 de 25 de abril de 2006. Prefeitura Municipal de Patos, PB: 2006.

PINHEIRO, E. Percepção Ambiental e a atividade turística no Parque Estadual do Guartelá-PR. **Revista Ciência e Tecnologia**, v.4, n.1, p.376 -393, 2004.

RUSCHEINSKY, A. Meio Ambiente do real. Os rumos de Educação Ambiental nas veias das ciências sociais. **Revista Elet. Mest. em Educação Ambiental**, v.7, p. 26-44, 2001.

SATO, S. Apaixonadamente pesquisadora em Educação Ambiental. *Revista Educação, Teoria e Prática.*, v.9, n.16/17, p.24-35, 2001.

SAUVÉ, L. Uma cartografia das correntes em educação ambiental. In: SATO, M.; CARVALHO, I. (Orgs). *Educação Ambiental: pesquisa e desafio.* Porto Alegre: Artmed, 2005.

TUAN, Y F. **Topofilia**: um estudo da percepção, atitudes e valores do meio ambiente. Londrina, PR: Eduel, 2012.

ZITZKE, V.A. Educação Ambiental e Ecodesenvolvimento. **Revista Elet. Mest. em Educação Ambiental**, v.9, p.175-188, 2002.