

GUSTAVO HENRIQUE GONZAGA DA SILVA
ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

A BACIA DO RIO APODI-MOSSORÓ

ASPECTOS AMBIENTAIS, SOCIAIS E ECONÔMICOS
DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO SEMIÁRIDO
DO RIO GRANDE DO NORTE



organizadores

Gustavo Henrique Gonzaga da Silva
Antonio Fernando Monteiro Camargo

A BACIA DO RIO APODI-MOSSORÓ

ASPECTOS AMBIENTAIS, SOCIAIS E ECONÔMICOS

DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO SEMIÁRIDO

DO RIO GRANDE DO NORTE



2022

@2022: Todos os direitos reservados. É proibida a reprodução ou adaptação deste livro com fins comerciais em quaisquer mídias sem prévia autorização do autor, na forma da lei (Artigo 184 do Código Penal – Lei nº. 9.610 de 19 de fevereiro de 1.998).

O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade dos autores. Esta obra recebeu parecer mediante técnica de Avaliação Externa por Pares e às Cegas .

Reitora

Ludimilla Carvalho Serafim de Oliveira

Coordenador Editorial

Ayala Gurgel

Conselho Editorial

Ayala Gurgel, Vanessa Christiane A. de S. Borba, Rafael Castelo Guedes Martins, Rafael Rodolfo de Melo, Fernanda Matias, Emanuel Kennedy Feitosa Lima, Rafael Lamera Giesta Cabral, Franselma Fernandes de Figueiredo, Antonio Diego Silva Farias, Luís Cesar de Aquino Lemos Filho, Fernanda da Silva Cordeiro.

Equipe Técnica

Francisca Nataligeuza Maia de Fontes (Secretária), José Arimateia da Silva (Diagramador)

Revisão Gramatical

Teresa Garcia Gonçalves

Dados Internacionais da Catalogação na Publicação (CIP)

B125 A Bacia do Rio Apodi-Mossoró : aspectos ambientais, sociais e econômicos de uma bacia hidrográfica no semiárido do Rio Grande do Norte / organizadores, Gustavo Henrique Gonzaga da Silva, Antonio Fernando Monteiro Camargo. – Mossoró : EDUFERSA, 2022.
410 p. : il.

ISBN: 978-65-87108-41-4

1. Ecologia. 2. Bacia do Rio Apodi-Mossoró. 3. Bacia hidrográfica. 4. Semiárido Potiguar. 5. Desenvolvimento sustentável. I. Silva, Gustavo Henrique Gonzaga da. II. Camargo, Antonio Fernando Monteiro. III. Título.

CDD: 577

Mário Gaudêncio, CRB-15/476

Editora filiada:



Av. Francisco Mota, 572 (Campus Leste, Centro de Convivência) Costa e Silva
Mossoró-RN 59.625-900 | +55 (84) 3317-8267 | edufersa.ufersa.edu.br
livraria.ufersa.edu.br | edufersa@ufersa.edu.br

Dedicatória

Dedicamos esta obra à Beatriz, Sophia e Gael (filhos do Gustavo); Rita, Branca e Fernando (filhos do Antonio); Luíza, Isabel, Rafael e João (netos do Antonio) e a quem mais vier das novas gerações que merecem viver em um mundo em harmonia entre as pessoas e entre a natureza.

Dedicamos também à Profa. Dra. Marcicleide Lima da Silva, da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, que faleceu no ano de 2021. A professora Marcicleide escreveu o capítulo "Adaptações morfoanatômicas das principais espécies de macrófitas aquáticas do rio Apodi-Mossoró" e muito contribuiu para o desenvolvimento do ensino e da pesquisa em botânica aquática no semiárido do Rio Grande do Norte. Aos seus familiares, amigos e colegas de profissão, registramos nossa solidariedade e homenagem.

“A natureza não faz milagres, faz revelações”

Carlos Drummond de Andrade.

Sobre os organizadores

Gustavo Henrique Gonzaga da Silva



Adoro trilhas, cachoeiras, céu e mar. Adoro ainda mais minha esposa, Káthia, e meus filhos, Beatriz, Sophia e Gael. Apesar da distância, meus pais (Luiz Gonzaga e Teresa) e meus irmãos (Ana e Gui) moram no meu coração. Fui, sou e sempre serei nadador. A afinidade com o ambiente aquático me conduziu a Limnologia, durante a graduação em Ecologia na UNESP em Rio Claro, e a Aquicultura, na pós graduação no CAUNESP em Jaboticabal. Desde 2006 resido na cidade de Mossoró-RN, que muito bem me acolheu. Sou professor titular da Universidade

Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Bolsista de Produtividade do CNPq e Editor Associado da Acta Limnologica Brasiliensia. Atuo principalmente em temas relacionados a Limnologia de Reservatórios, Manejo de Bacias Hidrográficas, Aquicultura Sustentável e Ecologia de Macrófitas Aquáticas Finalizo, destacando a minha satisfação por ter contado com a colaboração do meu mestre e amigo, Antonio Camargo, na organização deste livro. E-mail: gustavo@ufersa.edu.br Site: <https://limnoaqua.mozello.com/>

Antonio Fernando Monteiro Camargo



Sou Biólogo formado pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), na qual fiz meu mestrado e Doutorado pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Trabalhei como docente da Universidade Estadual Paulista (UNESP) de 1986 a 2018, quando me aposentei. Continuo atuando na UNESP vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e deste 2020 estou contratado na Universidade Federal de Rio Grande (FURG) como Professor Visitante no Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes

Aquáticos Continentais. Desde a minha iniciação científica trabalho com Limnologia e a comunidade aquática objeto de meus estudos são principalmente a de macrófitas aquáticas. Em 1990 iniciei estudos em bacias hidrográficas, especialmente na bacia do rio Itanhaém (SP). Também tenho atuado na linha de pesquisa em Limnologia Aplicada à Aquicultura. Foi um prazer colaborar com um dos mais destacados e querido pupilo na elaboração deste livro. E-mail: antoniofmcamargo@gmail.com

Sumario

Prefácio	11
Agradecimentos	15
Apresentação	17
1 A POLÍTICA NACIONAL DOS RECURSOS HÍDRICOS: UMA ANÁLISE COMPARATIVA COM A LEGISLAÇÃO DA UNIÃO EUROPEIA.....	19
2 ASPECTOS ECONÔMICOS, SOCIAIS E AMBIENTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO APODI – MOSSORÓ	57
3 ANÁLISE ALTIMÉTRICA E MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO APODI-MOSSORÓ.....	83
4 CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO APODI-MOSSORÓ.....	93
5 USO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA E DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA AVALIAÇÃO DOS AMBIENTES AQUÁTICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO APODI-MOSSORÓ.....	105
6 CONCENTRAÇÕES DE METAIS NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA BACIA HIDROGRÁFI- CA DO RIO APODI-MOSSORÓ	119
7 ESTUDOS ECOTOXICOLÓGICOS NO RIO APODI-MOSSORÓ.....	129

8	CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E DO ESTADO TRÓFICO DOS RESERVATÓRIOS DE SANTA CRUZ E UMARI	149
9	DINÂMICA NICTEMERAL, VERTICAL E SAZONAL DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS NO RESERVATÓRIO DE UMARI	163
10	DINÂMICA NICTEMERAL E VERTICAL DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS NO RESERVATÓRIO DE SANTA CRUZ, SUBMETIDO À ATIVIDADE DE PISCICULTURA EM TANQUES-REDE	177
11	CITOTOXICIDADE E GENOTOXICIDADE DAS ÁGUAS DOS RESERVATÓRIOS DE SANTA CRUZ E UMARI E DA LAGOA DO APODI.....	191
12	VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DO METABOLISMO DE BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS EM DOIS RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO.....	199
13	VARIAÇÃO VERTICAL E NICTEMERAL DA ASSEMBLEIA FITOPLANCTÔNICA EM UM RESERVATÓRIO TROPICAL SEMIÁRIDO DURANTE ESTIAGEM PROLONGADA	213
14	ASSEMBLEIAS ZOOPLANCTÔNICAS DOS RESERVATÓRIOS DE SANTA CRUZ E UMARI.....	227
15	RIQUEZA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO APODI-MOSSORÓ.....	233
16	ADAPTAÇÕES MORFOANATÔMICAS DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO RIO APODI-MOSSORÓ.....	245
17	INFLUÊNCIA DO REGIME HIDROLÓGICO SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS DE AMBIENTES AQUÁTICOS TEMPORÁRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	257
18	DENSIDADE DO GASTRÓPODE INVASOR <i>Melanooides tuberculata</i> ASSOCIADO ÀS MACRÓFITAS AQUÁTICAS <i>Egeria densa</i> E <i>Chara indica</i> EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	271
19	COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES NOS RESERVATÓRIOS DE SANTA CRUZ E UMARI	281

20	CARACTERIZAÇÃO DO CONFLITO SOCIOAMBIENTAL ENVOLVENDO A PRODUÇÃO DE SAL NO ESTUÁRIO DO RIO APODI-MOSSORÓ	295
21	ASPECTOS AMBIENTAIS, SOCIAIS E ECONÔMICOS DA CARCINICULTURA MARI-NHA NO ESTUÁRIO DO RIO APODI-MOSSORÓ	307
22	MODELAGEM DE ECOSISTEMAS: O QUE PODEMOS TENTAR APLICAR NUMA REGIÃO SEMIÁRIDA.....	317
	Referências.....	329
	Índice remissivo.....	396

Prefácio

Em um mundo em que as informações científicas estão expandindo-se em taxas exponenciais em várias revistas nacionais e internacionais, trabalhos que agregam conhecimento em uma única obra de divulgação são bem-vindos. Neste compêndio, os organizadores e seus colaboradores nos propõem efetuar uma viagem pela bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, situada no estado do Rio Grande do Norte, nos limites com o Ceará.

A bacia de drenagem deste curso de água está localizada na região do semiárido Nordeste, caracterizada por baixa precipitação anual e elevado déficit hídrico. Constituída por uma área que compreende mais de 50 municípios com densidade demográfica e índice de desenvolvimento humano heterogêneos, os impactos antropogênicos tem maior intensidade no baixo rio Apodi-Mossoró. Nesta região da bacia, encontra-se o maior centro urbano, uma produção agrícola elevada e campos de petróleo. A região estuarina da bacia, submetida a baixa vazão do rio, a declividade reduzida e à entrada de água do mar é local de salicultura, cuja produção de sal é conhecida em todo país. Nesta mesma região, a carcinicultura é renomada. As duas atividades, salicultura e carcinicultura são objetos de impactos importantes no meio ambiente e de conflitos, envolvendo economia versus conservação da natureza.

A avaliação rápida dos ambientes aquáticos, ao longo da bacia, revelou que todos os trechos analisados se mostraram alterados e a qualidade da água apresentou índices considerados, na maior parte de seu percurso, como muito ruins, com exceção de alguns locais investigados no alto Apodi-Mossoró, que foram classificados como aceitáveis. A análise dos teores de metais nas águas superficiais confirmou a degradação do ecossistema lótico em grande parte de sua extensão, visto que seus valores enquadram as águas nas classes 3 e 4 de usos e destinos.

Estudos ecotoxicológicos, usando microcrustáceos, quironomídeos e peixes como organismos teste, ratificaram o quadro de deterioração da qualidade da água de vários locais da bacia.

A despeito deste panorama de danos importantes na qualidade da água do rio Apodi-Mossoró, uma riqueza grande de macrófitas aquáticas, com variadas formas de vida, é encontrada ao longo deste ambiente aquático. Como descrito em um dos capítulos, estas plantas possuem múltiplas adaptações morfoanatômicas, desenvolvidas durante a evolução, para poder sobreviver em curso de água de fluxo intermitente. As variações do nível hidrológico do rio determinam modificações ao longo do ano, de ambiente de água corrente no período chuvoso a ambientes com água estagnada no período de secas. Essas alterações no regime hidrológico propiciam mudanças na composição e abundância das macrófitas aquáticas e nas suas formas de vida, como relatado em outro capítulo do livro.

A geração de conhecimento também envolveu o estudo ecológico dos reservatórios de Santa Cruz e Umari, o primeiro resultante do barramento do Rio Apodi-Mossoró e o segundo resultante do barramento do rio do Carmo. Uma avaliação da qualidade da água e do estado trófico dos dois reservatórios mostrou diferenças nas escalas espacial e temporal, sendo mais impactante nas regiões próximas à desembocadura dos afluentes. As variações dos parâmetros limnológicos durante o ciclo nictemeral e em duas épocas do ano foram descritas e relacionadas com eventual desenvolvimento de estratificação térmica e circulação, em duas situações, uma delas em locais onde a atividade de piscicultura em tanques rede é desenvolvida.

O papel desempenhado pelas bactérias heterótrofas foi objeto de investigação nos dois reservatórios, focando nas dimensões espacial e temporal, como bem indicado num dos capítulos. Nestes dois ambientes lacustres artificiais foram realizadas uma primeira análise da composição e abundância do zooplâncton e um levantamento da ictiofauna (riqueza de espécies, abundância e biomassa). Em relação aos peixes, os autores identificaram maior quantidade, riqueza e biomassa em trechos dos reservatórios de Santa Cruz e Umari com características fluviais. Um dos estudos elegantes demonstrou como a complexidade estrutural de macrófitas pode influenciar na densidade de um gastrópode invasor. A assembleia fitoplanctônica foi alvo de uma investigação num reservatório localizado na parte alta da bacia hidrográfica. Os autores focaram nas variações vertical e nictemeral em um período de seca prolongada, avaliando a composição, a abundância, a biomassa e os grupos funcionais mais importantes e realizando correlações com os parâmetros hidrológicos e químicos da água.

O compêndio termina com um capítulo, discutindo modelagem e perspectivas de aplicação em futuro próximo, com dados gerados no estudo da ecologia da bacia do Rio Apodi-Mossoró, usada como unidade para geração do conhecimento integrado nas suas várias facetas, ambientais, econômicas e sociais.

Após esta breve resenha do conteúdo do livro, convido todos os leitores a iniciar uma consulta pormenorizada de cada capítulo para inteirar-se de suas principais conclusões.

Esta obra é recomendada não somente aos acadêmicos e alunos de universidades, como também aos profissionais que atuam na iniciativa privada e em órgãos públicos de todo o Brasil. A leitura da presente publicação tem muito a nos ensinar, considerando a vasta experiência na área da ecologia aquática dos organizadores e de seus colaboradores.



Botucatu-SP, abril de 2022.

Raoul Henry

Instituto de Biociências de Botucatu

Universidade Estadual Paulista - UNESP

Agradecimentos

Somos gratos a todas as pessoas e instituições que, direta ou indiretamente, contribuíram para a elaboração deste livro. À Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) e aos Programas de Pós-Graduação em Ciência Animal e em Ecologia e Conservação pelo apoio institucional. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Norte (FAPERN) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro que nos foi concedido. CNPq: Processo: 556360/2009-5 (Edital MCT/CNPq/CT-Hidro nº 22/2009); Processo: 559892/2008-0 (Edital MCT/CNPq/SEAP-PR/CTAgro/CTFVA/CTSaúde/CTHidro nº 07/2008–Apoio a Projetos de Geração e Disponibilização de Tecnologias para a Agricultura Familiar); Processos: 303297/2018-2 e 309478/2017-0 (Editais Bolsa de Produtividade em Pesquisa); Processo: 471144/2009-6 (Edital MCT/CNPq 14/2009–Universal–Faixa A); Processo: 406537/2018-6 (Edital MCTIC/CNPq Nº 28/2018–Universal/Faixa B). FAPERN: Processo: 04/2012 (Edital Fapern 003/2011–Programa de Apoio a Núcleos Emergentes–Pronem/Fapern/Cnpq). Agradecimentos especiais a Luiz Carlos Fernandes, Químico do Laboratório de Limnologia e Qualidade de Água (LIMNOAQUA-UFERSA), pelo auxílio nas atividades de campo e de laboratório e a Teresa Garcia Gonçalves pela dedicação com que realizou a revisão ortográfica dos capítulos do livro.

Apresentação

Nosso livro constitui-se de uma coletânea de 22 capítulos que abordam estudos desenvolvidos numa das mais importantes bacias do estado do Rio Grande do Norte, a Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró (BHAM). Quase um quarto da população do estado vive nesta bacia, que está localizada em uma região de clima semiárido com vários ambientes aquáticos intermitentes e diversos reservatórios de água. Os capítulos englobam estudos desenvolvidos por pesquisadores das Universidades Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Estadual Paulista (UNESP), do Estado do Rio Grande do Norte (UERN), Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Federal de Ouro Preto (UFOP), Federal de Campina Grande (UFCG), Federal do Maranhão (UFMA), da Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (CODEVASF) e do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Várias das pesquisas que originaram os capítulos deste livro tiveram a participação de discentes dos Programas de Pós-Graduação em Ciência Animal e em Ecologia e Conservação da UFERSA.

O primeiro capítulo sintetiza a Política Nacional dos Recursos Hídricos e destaca suas principais ferramentas, além disso, analisa comparativamente as legislações do Brasil e da União Europeia. O segundo capítulo elenca os principais aspectos ambientais, econômicos e sociais da BHAM, que serão detalhados nos capítulos seguintes. O terceiro capítulo realiza uma análise morfométrica da BHAM, elaborada por modelos digitais de elevação e sistemas de informações geográficas. O quarto capítulo caracteriza limnologicamente os ecossistemas aquáticos da BHAM antes do período de seca prolongada, que afetou grande parte do semiárido nordestino entre os anos de 2012 e 2017. O quinto capítulo utiliza um protocolo de avaliação rápida e um índice de qualidade de água para comparar os diferentes trechos da bacia. O sexto capítulo analisa o grau de contaminação por metais pesados dos ambientes aquáticos da BHAM

e relaciona suas concentrações com o uso e a ocupação da bacia. O sétimo capítulo apresenta uma abordagem integrada das análises químicas e ecotoxicológicas, fornecendo faixas de qualidade ambiental para o enquadramento dos diferentes trechos do rio Apodi-Mossoró. Na sequência, o oitavo capítulo quantifica as variáveis limnológicas e o estado trófico dos reservatórios de Santa Cruz e Umari e os capítulos nono e décimo realizam análises nictemerais (diárias) das variáveis limnológicas da coluna d'água dos reservatórios de Santa Cruz e Umari, relacionando essas variáveis com as atividades de piscicultura em tanques-rede. O capítulo onze avalia a toxicidade e o potencial mutagênico das águas de dois reservatórios e de uma lagoa.

Os capítulos seguintes abordam as comunidades aquáticas. São apresentados estudos sobre bacterioplâncton, fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, moluscos e peixes. O capítulo 12 analisa o comportamento espaço-temporal do metabolismo bacteriano nos reservatórios de Santa Cruz e Umari e os capítulos 13 e 14 descrevem, respectivamente, as espécies de fitoplâncton e zooplâncton encontradas em reservatórios da bacia hidrográfica. O capítulo 15 apresenta um amplo levantamento da riqueza de macrófitas aquáticas, enquanto o capítulo 16 faz uma descrição das características anatômicas e morfológicas das principais espécies destes vegetais. O capítulo 17 verifica a variação temporal das assembleias de macrófitas em poças fluviais temporárias, com ênfase nos efeitos do regime hidrológico sobre sua biodiversidade. O capítulo 18 expõe os fatores que podem favorecer a ocorrência e a densidade de um molusco invasor, nos reservatórios da BHAM. E o capítulo 19 finaliza a temática relacionada às comunidades, ao descrever as assembleias de peixes nos reservatórios de Santa Cruz e Umari.

Por fim, os capítulos 20 e 21 abordam duas atividades econômicas importantes para vários municípios da BHAM, principalmente para aqueles localizados próximos a região estuarina. O capítulo 20 aborda os principais aspectos relacionados à produção de sal no estuário do rio Apodi-Mossoró, levando em consideração os fatores socioeconômicos e legais, além de propor medidas para atenuação de conflitos e para a conservação do ecossistema de mangue. O capítulo 21 apresenta um panorama geral da carcinicultura marinha na BHAM e avalia os aspectos ambientais, sociais e econômicos dessa atividade. No último capítulo são descritos dois modelos ecossistêmicos com potencial de aplicação na região semiárida brasileira, no intuito de realizar simulações e previsões que possam auxiliar nas decisões de manejo e de uso sustentável dos recursos hídricos.

Com o nosso livro, pretendemos apresentar uma parcela dos estudos desenvolvidos na BHAM, a maior bacia genuinamente potiguar. Após esta breve contextualização, gostaríamos de fazer um convite à leitura a todos que se interessem em conhecer um pouco mais sobre os aspectos sociais, econômicos, ambientais e ecológicos dessa importante bacia hidrográfica do semiárido potiguar.

1

A POLÍTICA NACIONAL DOS RECURSOS HÍDRICOS: UMA ANÁLISE COMPARATIVA COM A LEGISLAÇÃO DA UNIÃO EUROPEIA

Gustavo Henrique Gonzaga da Silva
Antonio Fernando Monteiro Camargo

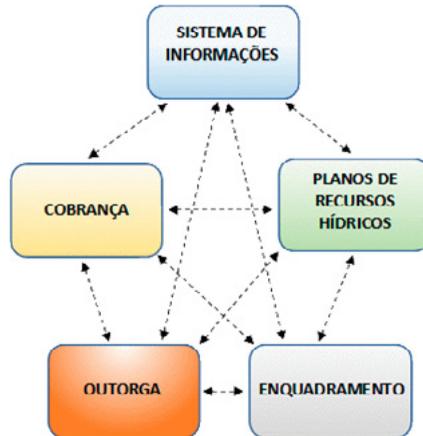
Neste capítulo abordamos e discutimos a Política Nacional de Recursos Hídricos e os seus instrumentos usados para o planejamento e a gestão da água e dos ambientes aquáticos do Brasil: (i) Planos Diretores de Recursos Hídricos; (ii) Enquadramento dos Corpos d'água em Classes de Usos Preponderantes; (iii) Outorga de Direito de Uso dos Recursos Hídricos; (iv) Cobrança pelo Uso da Água; (v) Sistema Nacional de Informações e (vi) Comitês de Bacias Hidrográficas. Também apresentamos informações sobre o Plano Nacional de Segurança Hídrica e sobre o novo Marco Legal do Saneamento Básico, ressaltando sua importância no contexto das bacias hidrográficas. Ao final, realizamos uma análise comparativa das legislações sobre recursos hídricos do Brasil e da União Europeia, no intuito de verificar seus aspectos convergentes e divergentes e de fornecer proposições para o aprimoramento da nossa legislação.

O QUE É A POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS?

A Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, também conhecida como Lei das Águas, é um instrumento de gestão que estabelece diretrizes e políticas públicas para o gerenciamento da água no território brasileiro (Brasil, 1997). Essa lei, que regulamentou o inciso XIX do artigo 21 da Constituição Federal de 1988, criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos. A Lei das Águas se baseia nos seguintes fundamentos: (i) a água é um bem de domínio público, sendo um recurso natural limitado e dotado de valor econômico; (ii) o seu uso prioritário deve ser o consumo humano e a dessedentação de animais; (iii) quando em situações de escassez, a gestão dos recursos hídricos deve sempre visar os seus usos múltiplos; (iv) a bacia hidrográfica deve ser considerada a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos; (v) a gestão dos recursos hídricos deve se dar de forma descentralizada e contar com a participação do poder público, dos usuários e das comunidades.

Os seus objetivos vão ao encontro do conceito de Desenvolvimento Sustentável, pois visam assegurar, à atual e às gerações futuras, a necessária disponibilidade de água em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, permitir a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário e, ainda, prevenir e defender contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais. Já os seus instrumentos de gestão visam não somente regular, mas também planejar a utilização das águas superficiais e subterrâneas de uma determinada bacia hidrográfica. Neste contexto, a Lei estabelece que para a gestão dos recursos hídricos venha a ocorrer adequadamente, são necessários: (i) a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos; (ii) o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água; (iii) o estabelecimento da outorga e da cobrança de uso de recursos hídricos; e (iv) a criação do Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (Figura 1). Além disto, ela consolida que a água é um recurso limitado e de domínio público, dotado de valor econômico e que pode ser usado por diversos setores da sociedade de forma integrada, inovando ao instituir os Comitês de Bacias Hidrográficas e unindo instituições públicas, usuários e sociedade civil na gestão de recursos hídricos. Apesar de todos os avanços, a Lei das Águas possui um enfoque antropocêntrico, visto que não prioriza a manutenção dos ambientes aquáticos para a preservação da biodiversidade e de suas funções ecossistêmicas. Há uma tendência, especialmente em países europeus, que os ecossistemas fluviais também sejam considerados usuários legítimos da água e que princípios ecológicos devem orientar nas atividades de conservação (NAIMAN et al., 2002).

Figura 1 – Instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos e suas inter-relações



Fonte: ANA (2016).

No estado do Rio Grande do Norte, a Lei Estadual nº 6.908/1996, modificada pela Lei Complementar nº 481/2013, instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos e estabeleceu o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos (SIGERH), do qual fazem parte a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMARH) e o Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte (IGARN), que é uma autarquia vinculada à SEMARH e instituída pela Lei Complementar nº 483/2013. A SEMARH tem como principais atribuições formular políticas, planos e programas estaduais de meio ambiente e recursos hídricos e supervisionar a sua execução. O IGARN exerce a função de órgão de apoio técnico e operacional, de caráter executivo da política hídrica estadual, sendo que suas competências são de natureza técnico-operacional, tais como expedição das outorgas do direito de uso dos recursos hídricos estaduais, fiscalização dos recursos hídricos e gestão das águas provenientes do Projeto de Integração do Rio São Francisco. Na sequência, vamos apresentar e discutir os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, bem como realizar uma análise comparativa das legislações do Brasil e da União Europeia.

PLANOS DE RECURSOS HÍDRICOS

Os Planos de Recursos Hídricos são planos diretores que orientam a implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos e seu gerenciamento, incluindo informações sobre ações de gestão, projetos, obras e investimentos prioritários. Devido às especificidades das bacias hidrográficas e de seus sistemas de drenagem, os Planos são classificados em quatro categorias: Plano

Nacional, Planos Estaduais, Planos de Bacias de Rios de Domínio da União e Planos de Bacias de Rios de Domínio dos Estados. A elaboração dos Planos conta com o envolvimento de órgãos governamentais, da sociedade civil, dos usuários e de várias instituições que atuam no gerenciamento dos recursos hídricos e devem ser aprovados e acompanhados pelos respectivos Comitês de Bacias, que devem prezar pela gestão participativa e descentralizada. Os Planos devem focar na melhoria da qualidade e da quantidade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, bem como na redução dos conflitos reais e potenciais de uso da água. Até o final de 2019 foram elaborados 151 planos de bacias hidrográficas estaduais e 16 planos de bacias federais, enquanto 52 planos encontravam-se em elaboração (ANA, 2020a).

Os Planos de Bacias devem orientar as ações de gestão integrada e compartilhada dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, propiciando estabelecer diretrizes para a definição das metas de qualidade da água (enquadramento dos corpos de água), além de elencar as prioridades para a outorga de direito de uso e estabelecer diretrizes e critérios para a cobrança pelo uso da água. Toda esta gestão deve ser realizada com base em um sistema de informações (Figura 2) (ANA, 2013).

Figura 2 – Integração do Plano de Bacia com os demais instrumentos da política dos recursos hídricos



Fonte: ANA (2013).

A Resolução nº 145, de 12 de dezembro de 2012, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos–CNRH, estabeleceu as diretrizes para a elaboração de Planos de Recursos Hídricos de Bacias Hidrográficas. De acordo com a Resolução, o conteúdo de cada Plano deve ser estabelecido em Termo de Referência específico, construído a partir da articulação entre a entidade gestora de recursos hídricos e o Comitê de Bacia, quando ele existir, cabendo aos Comitês articularem o arranjo técnico operacional e financeiro necessário à elaboração do Plano, bem como o acompanhamento dos trabalhos e a sua aprovação. A Resolução estipula ainda que os Planos

deverão ser constituídos pelas etapas de diagnóstico, prognóstico e plano de ações, contemplando os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, e estabelecendo metas de curto, médio e longo prazos e ações para atingi-las.

A etapa de diagnóstico da situação dos recursos hídricos deverá incluir, no mínimo, os seguintes aspectos: (i) caracterização da bacia hidrográfica, considerando aspectos físicos, bióticos, socioeconômicos, políticos e culturais; (ii) caracterização da infraestrutura hídrica; (iii) avaliação do saneamento ambiental; (iv) avaliação quantitativa e qualitativa das águas superficiais e subterrâneas; (v) avaliação do quadro atual dos usos da água e das demandas hídricas associadas; (vi) balanço entre as disponibilidades e demandas hídricas avaliadas; (vii) caracterização e avaliação da rede de monitoramento quali-quantitativa dos recursos hídricos; (viii) identificação de áreas sujeitas à restrição de uso, com o objetivo de proteger os recursos hídricos; (ix) avaliação do quadro institucional e legal da gestão de recursos hídricos; (x) identificação de políticas, planos, programas e projetos setoriais que interfiram nos recursos hídricos; (xi) caracterização de atores relevantes para a gestão dos recursos hídricos e dos conflitos identificados. Já a etapa de Prognóstico deverá propor cenários futuros, compatíveis com o horizonte de planejamento, enquanto a etapa relacionada ao Plano de Ações deverá mitigar, minimizar e se antecipar aos problemas relacionados aos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, promovendo os usos múltiplos e a gestão integrada.

O Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH–2006 a 2020) visa orientar as decisões referentes ao gerenciamento dos recursos hídricos, estabelecendo diretrizes gerais para o desenvolvimento da Política Nacional de Recursos Hídricos. Os seus quatro volumes abordam o diagnóstico dos recursos hídricos no Brasil (volume I), os cenários de referência para o planejamento (volume II), as diretrizes (volume III) e os programas e metas (volume IV).

O PNRH definiu macro diretrizes para auxiliar no gerenciamento dos recursos hídricos das bacias hidrográficas estaduais e federais, por meio dos usos múltiplos e integrados das águas. Uma dessas macro diretrizes é focada no semiárido brasileiro, pois sugere promover a gestão em áreas submetidas a eventos hidrológicos ou climáticos críticos, considerando, no caso de secas, as possibilidades de convivência com o semiárido e a otimização da capacidade de suporte do ambiente, bem como as potencialidades da biodiversidade. Essa macro diretriz traz consigo considerações ecossistêmicas e ecológicas relevantes, ainda que de maneira subjetiva, tais como a “otimização da capacidade suporte do ambiente e das potencialidades da biodiversidade”, mas que podem ser relevantes em direção a uma gestão menos antropocêntrica, que considere também o conceito de qualidade ecológica dos ambientes aquáticos das bacias hidrográficas, conceito este que discutiremos no último tópico deste capítulo.

O novo PNRH (2022 – 2040) está sendo elaborado com o auxílio do grupo de trabalho formado pela Secretaria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental, Secretaria Executiva

do Ministério do Meio Ambiente e a Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos da ANA. Este grupo tem como função principal, coordenar a construção do marco lógico e estratégico do novo PNRH (ANA, 2020a). O intuito era que em 2020 fossem realizados encontros com os membros dos comitês estaduais e interestaduais de recursos hídricos, dos órgãos gestores estaduais de recursos hídricos, governo federal e sociedade para se promover um debate amplo sobre as diretrizes e metas do novo PNRH, visto que a vigência do atual encerrava em 2020, no entanto, devido a pandemia de COVID-19, estes encontros, fundamentais num processo participativo, não foram realizados, tendo sido necessário prorrogar o PNRH 2006-2020 até dezembro de 2021 (ANA < 2020a).

PLANO NACIONAL DE SEGURANÇA HÍDRICA

A ANA e o Ministério do Desenvolvimento Regional divulgaram em 2019 o Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH), que visa estabelecer as principais intervenções necessárias para garantir a oferta de água, tanto para consumo humano quanto para as atividades produtivas. O PNSH proporciona informações sobre a situação dos ambientes aquáticos brasileiros e visa melhorar a gestão dos recursos hídricos, especialmente durante eventos críticos de cheias e secas. Um aspecto relevante do PNSH foi a proposição do Índice de Segurança Hídrica (ISH), desenvolvido com os dados da ANA e de outras instituições estaduais e federais. O cálculo do ISH engloba as dimensões Econômica, Ecológica Humana e de Resiliência e seus respectivos indicadores (ANA, 2019a) (Figura 3). O Plano Nacional de Segurança Hídrica deverá ser o componente estratégico do novo PNRH (2022 – 2040), auxiliando em ações de gestão e no estabelecimento de diretrizes gerais (ANA, 2019a).

A Dimensão Econômica do PNSH avalia a garantia de água para os setores agropecuário e industrial, pois ambos são os que possuem maiores demandas para suas atividades produtivas. Esta dimensão visa quantificar os riscos a que estes setores estão expostos em decorrência da disponibilidade hídrica. Para quantificar estes riscos, são sugeridos dois indicadores: (i) Garantia de água para irrigação e pecuária: refere-se às produções da agricultura e da pecuária perdidas, quando a oferta hídrica é insuficiente em relação às suas demandas. Este indicador é obtido com o emprego do Valor Adicionado Bruto da produção primária (VAB Agropecuário) municipal e do resultado do balanço hídrico para irrigação e dessedentação animal, realizado por ottobacias, que é um método de codificação de bacias hidrográficas utilizado no Brasil pela ANA. (ii) Garantia de água para a atividade industrial: refere-se à produção industrial perdida em condições de escassez hídrica. Este indicador é quantificado com a utilização do Valor Adicionado Bruto da produção secundária (VAB industrial) municipal e do resultado do balanço hídrico para abastecimento industrial, realizado por ottobacias (ANA, 2019a).

Figura 3 – Dimensões e indicadores do Índice de Segurança Hídrica



Fonte: PNSH (ANA, 2019a).

Já a Dimensão Ecossistêmica visa avaliar a vulnerabilidade de mananciais em relação aos riscos ambientais (antrópicos), que pode comprometer seus usos múltiplos. Refere-se a capacidade de manutenção do estoque de água para usos naturais e da exposição desse estoque natural a fontes poluidoras. O PNSH propõe três indicadores para quantificar esta dimensão: (i) Quantidade adequada de água para usos naturais: considera-se a vazão mínima de um trecho de curso d'água para atender às demandas para usos naturais, neste caso a sobrevivência dos organismos aquáticos. A vazão mínima mencionada neste indicador é a razão entre a vazão do trecho, após as retiradas de usos consuntivos, e a vazão natural com permanência de 95% no trecho (Q95%). A vazão Q95% é uma vazão de referência de estiagem, ou seja, vazões iguais ou superiores a ela ocorrerão em 95% do tempo. (ii) Qualidade adequada da água para usos naturais: analisa-se as concentrações de DBO_{5,20} nos cursos d'água, considerando padrões definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Para calcular este indicador e apresentá-lo no PNSH, a ANA utilizou as informações disponibilizadas no Atlas Esgotos (ANA, 2019a). (iii) Segurança das barragens de rejeitos: considera-se os danos potenciais (impactos) nos trechos a jusante do barramento, caso venha a ocorrer um rompimento, levando em consideração a sua condição de segurança.

A Dimensão Humana visa verificar a garantia da oferta de água (superficial e subterrânea) para abastecimento dos municípios, identificando regiões e populações sujeitas a riscos

que comprometam o atendimento de suas demandas. Para o cálculo do índice, obtém-se dados sobre as demandas municipais, de acordo com os pontos de captação existentes em mananciais superficiais e subterrâneos. Estas informações podem ser obtidas no documento Atlas Brasil – Abastecimento Urbano de Água (ANA, 2019).

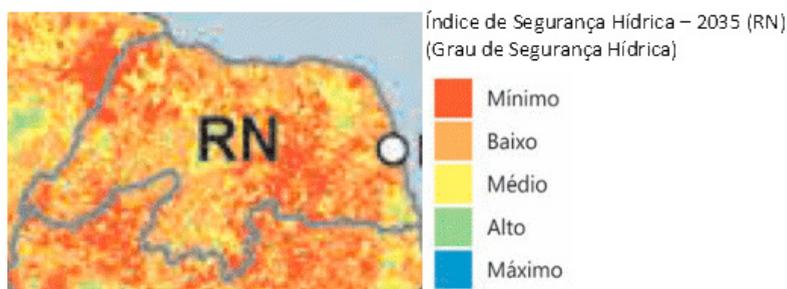
A Dimensão Resiliência visa analisar o potencial dos estoques de águas superficiais e subterrâneas de uma determinada região ou bacia hidrográfica, que pode suprir as demandas dos seus usuários, mesmo em situações de estiagem e seca. Quatro indicadores são considerados nesta dimensão, de acordo com o PNSH (ANA, 2019a): (i) Reservação artificial: oferta potencial de água fornecida pelo conjunto de reservatórios artificiais existente nas bacias hidrográficas; (ii) Reservação Natural: oferta natural de água nos rios, ou seja, a relação entre a vazão média dos cursos d'água e a vazão de estiagem; (iii) Potencial de Armazenamento Subterrâneo: estoque de águas subterrâneas nos aquíferos e que pode ser estimado pelo valor médio do coeficiente de infiltração para cada tipo de aquífero. Este coeficiente, quantifica a capacidade de um aquífero em receber recarga da superfície pelas precipitações e (iv) Variabilidade Pluviométrica: calculada por meio do uso do coeficiente de variação da precipitação anual. Para calcular este coeficiente, obtém-se a precipitação anual total da estação pluviométrica e a correlaciona com sua série histórica. Quanto menor for o valor encontrado, maior será a homogeneidade e menor a Variabilidade Pluviométrica.

Com base no Índice de Segurança Hídrica apresentado no PNSH, caso novas medidas de gestão de recursos hídricos não sejam implementadas e levando em consideração apenas a infraestrutura já existente, o grau segurança hídrica prevista para 2035 no Rio Grande do Norte, inclusive para a bacia do rio Apodi-Mossoró, ficará entre “Médio” e “Mínimo”. Isto se deve a seus déficits hídricos na maior parte do ano, cursos d'água intermitentes e variabilidades pluviométricas inter e intra-anual elevadas. Estas características influenciaram os indicadores das dimensões ecossistêmica e de resiliência (ANA, 2019a) (Figura 4).

ENQUADRAMENTO DOS CORPOS DE ÁGUA EM CLASSES

O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, é o instrumento de planejamento da Política Nacional de Recursos Hídricos, que serve de referência para a outorga e a cobrança pelo uso da água e também para proporcionar o adequado uso múltiplo das águas de uma bacia hidrográfica (ANA, 2013). Neste contexto, o enquadramento deve se dar por meio do que determina a Resolução Conama no 357, de 17 de março de 2005, compreendendo metas de qualidade física, química e microbiológica das águas a serem alcançadas em uma bacia hidrográfica, em um determinado período de tempo, ou em que classe de qualidade os ambientes aquáticos deverão permanecer, para atender às necessidades de uso

Figura 4 – Cenário para 2035 do Grau de Segurança Hídrica para o Rio Grande do Norte, de acordo com o Índice de Segurança Hídrica



Fonte: PNSH (Fonte: ANA, 2019a).

definidas pelos Comitês de Bacias e pelos Planos de Recursos Hídricos. É importante enfatizar que o enquadramento deve garantir que a qualidade das águas seja compatível com os usos mais exigentes para os quais forem destinadas.

A Resolução CONAMA nº 357/2005, além de classificar os corpos de água, também dá diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e os padrões de lançamento de efluentes. As águas doces, salobras e salinas são classificadas de acordo com a qualidade requerida para os seus usos preponderantes em 13 classes de qualidade (Figuras 5 a 7), enquanto as classes para o enquadramento de águas subterrâneas são estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 396/2008 (Figura 8). A Resolução CONAMA nº 357 estabelece em seu artigo 42 que enquanto os enquadramentos não forem aprovados, as águas doces serão consideradas classe 2 e as águas salinas e salobras deverão ser classificadas como classe 1, exceto se as condições de qualidade forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

Figura 5 – Classes de qualidade de água e a relação com os seus usos, de acordo com a CONAMA nº 357/2005



Fonte: Conama (2005)

Figura 6 – Classes de enquadramento dos corpos de água doce segundo os usos, de acordo com a Resolução

CLASSES DE ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA				
USO DAS ÁGUAS SALOBRAS	ESPECIAL	1	2	3
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	Classe mandatória em Unidades de Conservação e Proteção Integral			
Proteção das comunidades aquáticas				
Recreação de contato primário				
Aquicultura				
Abastecimento para o consumo humano		Após tratamento convencional ou avançado		
Irrigação		Hortaliças, frutíferas, parques, jardins, campos de esporte e lazer		
Recreação de contato secundário				
Pesca				
Navegação				
Harmonia paisagística				
CLASSES DE ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA				
USO DAS ÁGUAS SALINAS	ESPECIAL	1	2	3
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	Classe mandatória em Unidades de Conservação e Proteção Integral			
Proteção das comunidades aquáticas				
Recreação de contato primário				
Aquicultura				
Recreação de contato secundário				
Pesca				
Navegação				
Harmonia paisagística				

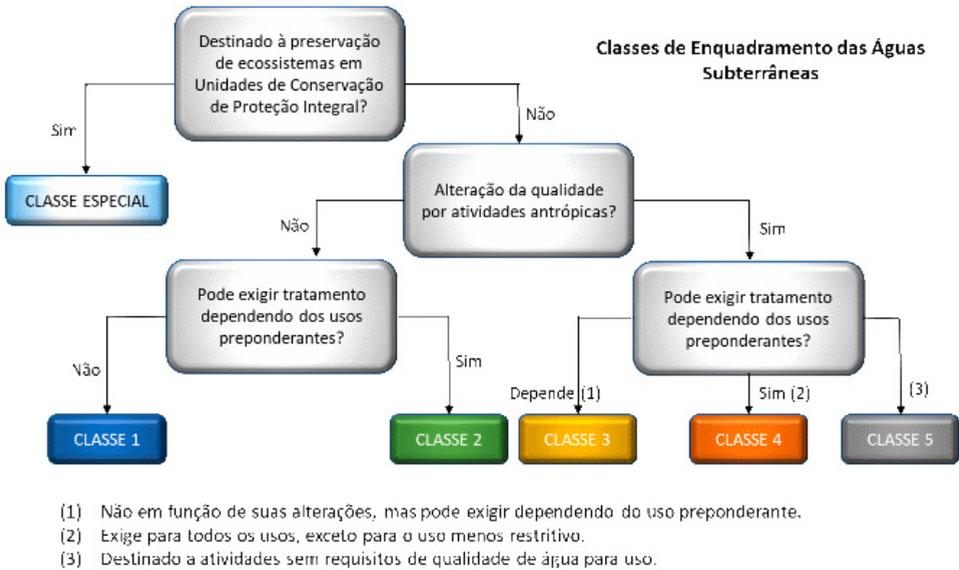
Fonte: CONAMA nº 357/2005 (ANA, 2020b).

Figura 7 – Classes de enquadramento dos corpos de águas salobra e salgada segundo os usos

CLASSES DE ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA					
USO DAS ÁGUAS DOÇES	ESPECIAL	1	2	3	4
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	Classe mandatória em Unidades de Conservação e Proteção Integral				
Proteção das comunidades aquáticas		Classe mandatória em Terras Indígenas			
Recreação de contato primário					
Aquicultura					
Abastecimento para o consumo humano	Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento convencional avançado	
Recreação de contato secundário					
Pesca					
Irrigação		Hortalças consumidas cruas e frutas que se desenvolvem rentes ao solo que sejam ingeridas cruas sem remoção de película	Hortalças, frutíferas, parques, jardins, campos de esporte e lazer	Culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	
Dessedentação de animais					
Navegação					
Harmonia paisagística					

Fonte: Resolução CONAMA nº 357/2005 (ANA, 2020b).

Figura 8 – Classes de enquadramento das águas subterrâneas

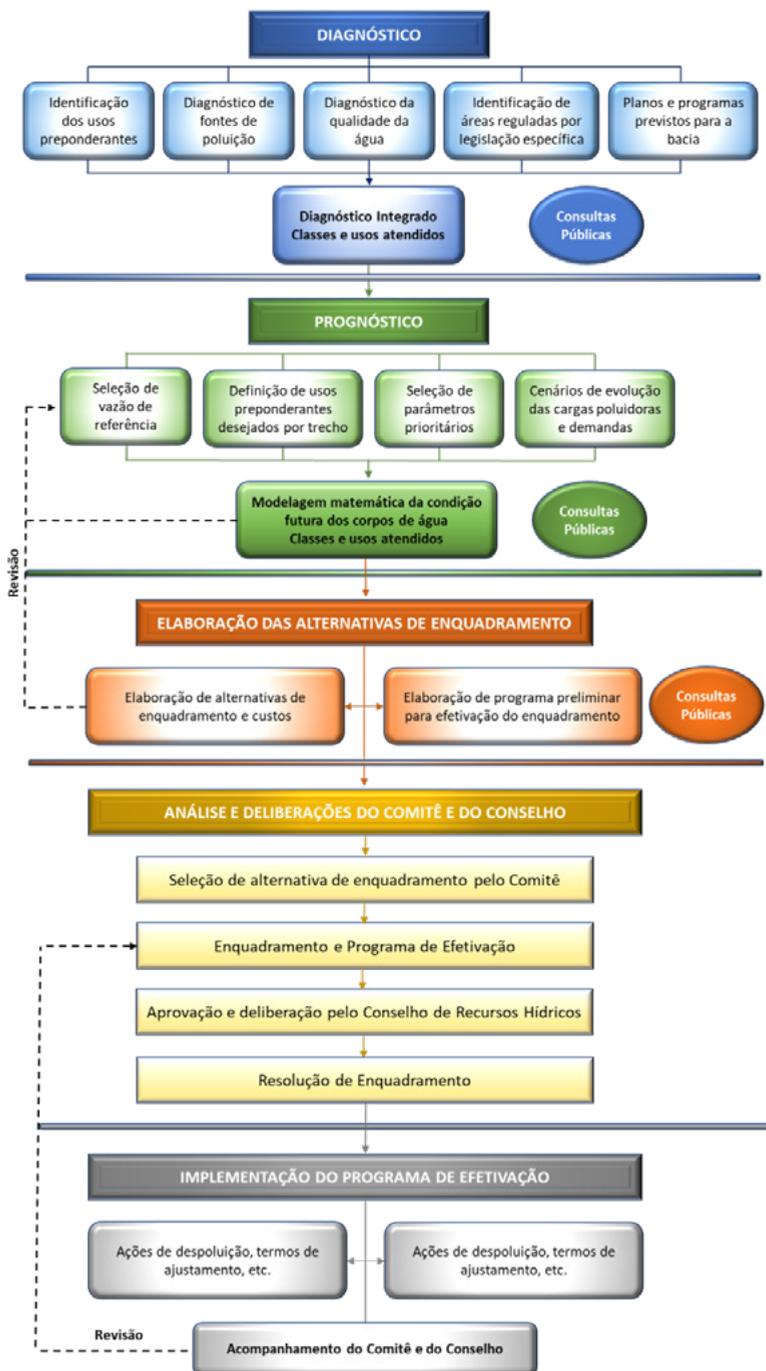


Fonte: Resolução CONAMA nº 396 de 2008 (ANA, 2020b).

A Resolução do CNRH nº 91/2008 (BRASIL, 2008) dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos, considerando cinco fases: diagnóstico da bacia; prognóstico da bacia; elaboração da proposta de enquadramento; análise e deliberações do Comitê da Bacia e do Conselho de Recursos Hídricos e implementação do programa de efetivação (Figura 9).

Quanto ao enquadramento dos corpos de água, também é importante destacar a Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre condições, parâmetros e padrões para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução CONAMA nº 357. Esta Resolução estabelece que os efluentes, de qualquer fonte poluidora, somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, aos padrões e às exigências preestabelecidos. A Resolução CONAMA nº 430 estabelece que os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e finais do seu enquadramento e a obrigatoriedade de que os responsáveis pelas fontes poluidoras deverão realizar o automonitoramento para acompanhamento e controle periódico dos efluentes lançados nos corpos de água, com base em amostragem representativa dos mesmos.

Figura 9 – Fluxograma das etapas para se implantar o enquadramento de corpos de água superficiais



Fonte: ANA (2013).

Já a Resolução CNRH nº 141, de 14 de julho de 2012, dá algumas diretrizes para o enquadramento dos ambientes temporários, ao considerar que o enquadramento de rios intermitentes e efêmeros deve ocorrer somente no período em que os mesmos possuem escoamento superficial e que, para o enquadramento de rios perenizados, dever ser considerada como vazão de referência, a vazão regularizada no respectivo trecho. No entanto, mesmo com estas diretrizes, durante a elaboração do plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu (ANA, 2016), localizada nos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte e geminada com a Bacia do Rio Apodi-Mossoró, foram detectadas dificuldades para o enquadramento dos corpos de água, em decorrência justamente da intermitência dos rios e da necessidade de uma modelagem que permitisse uma avaliação mais precisa dos aportes de nutrientes aos reservatórios e de uma maior compreensão dos efeitos da transposição das águas do Rio São Francisco sobre a qualidade da água dos açudes e trechos receptores. Dificuldades semelhantes a estas, provavelmente também serão encontradas para a realização do enquadramento dos corpos de água da Bacia do Rio Apodi-Mossoró, quando da elaboração do seu Plano de Recursos Hídricos.

OUTORGA DOS DIREITOS DE USO DE RECURSOS HÍDRICOS

A outorga de direito do uso da água é um dos instrumentos da Lei nº 9.433/97-PNRH, e consiste em ato administrativo de autorização, concessão ou permissão do direito de utilização de determinado recurso hídrico por autoridades federais ou estaduais competentes. Os usos dos recursos hídricos que estão sujeitos à outorga são: (i) derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo de água para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo de processo produtivo; (ii) extração de água de aquífero subterrâneo para consumo final ou insumo de processo produtivo; (iii) lançamento em corpo de água de efluentes e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final; (iv) aproveitamento dos potenciais hidrelétricos; (v) outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo de água.

É importante ressaltar que, em condições de calamidade pública, ou visando a prevenção de danos ambientais, a outorga pode ser suspensa pela autoridade competente. A suspensão também pode ocorrer quando: (i) do não cumprimento, pelo outorgado, dos termos da outorga, (ii) da ausência de uso por três anos consecutivos, da necessidade de se prevenir ou reverter grave degradação ambiental, (iii) da necessidade de se atender a usos prioritários, de interesse coletivo, para os quais não se disponha de fontes alternativas e (iv) da necessidade de serem mantidas as características de navegabilidade do corpo de água. Neste contexto, é essencial que sejam elaborados previamente à liberação da outorga, o diagnóstico e o prognóstico precisos dos aspectos econômicos, sociais e ambientais da bacia, visando não comprometer os usos

múltiplos dos seus recursos hídricos, tanto quantitativa quanto qualitativamente. O mais adequado seria que as definições dos usos insignificantes, ou seja, aqueles que não necessitam de outorga, fossem definidos durante a elaboração dos planos de recursos hídricos das bacias hidrográficas. No entanto, isto nem sempre ocorre, visto que os planos costumam ser elaborados após as definições das outorgas realizadas pelos estados ou pela União.

No Rio Grande do Norte, os usos insignificantes dos recursos hídricos estão regulamentados pelo Decreto estadual nº 13.283/1997, que estabelece ser dispensável a outorga para captação de água subterrânea, cuja vazão de exploração recomendada não exceda a 1.000 litros/hora. A Resolução nº 012/2012, do Conselho Estadual dos Recursos Hídricos, define que as captações e derivações de água superficial, com vazão inferior ou igual a 2,0 m³/hora (0,55 litros/segundo), por usuário, são consideradas usos insignificantes em todas as bacias hidrográficas de rios de domínio do Estado. De acordo com a Lei Estadual nº 6.908, de 01 de julho de 1996, modificada pela Lei Complementar nº 483, de 03 de janeiro de 2013, a outorga de direito de uso dos recursos hídricos e o licenciamento de obra hidráulica são de competência do Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte (IGARN), sendo necessário o preenchimento dos seguintes formulários: (i) requerimentos de outorga de direito de uso dos Recursos Hídricos; (ii) planilha para cálculo da demanda de água para abastecimento humano; (iii) planilha para cálculo da demanda de água em irrigação; (iv) planilha para cálculo da demanda da vazão dos efluentes domésticos; (v) planilha dos volumes medidos; (vi) planilha modelo para teste de bombeamento; (vii) planilha de piscicultura e carcinicultura.

É importante ressaltar que em rios intermitentes ou efêmeros, como é o caso da maior parte dos rios do Rio Grande do Norte e da Bacia do Rio Apodi-Mossoró, a Resolução CNRH 141/2012 estabelece que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente terão a outorga de lançamento após o devido tratamento, levando em consideração estudos específicos que avaliem possíveis impactos em seus leitos, em reservatórios a jusante ou em aquíferos. Por outro lado, a Resolução também estabelece que mesmo em rios intermitentes ou efêmeros e em reservatórios sem capacidade de regularização plurianual, seja permitido emitir outorga de captação, desde que observados os períodos de disponibilidade hídrica ao longo do ano.

COBRANÇA PELO USO DE RECURSOS HÍDRICOS

A cobrança pelo uso da água visa estimular o seu uso racional, além de permitir arrecadar recursos para realização de estudos, programas, projetos e obras de saneamento básico incluídos nos Planos de Recursos Hídricos, visando fornecer à população humana e às suas atividades, uma água com quantidade e qualidade compatíveis com os usos múltiplos para os quais foi destinada. Os recursos obtidos com a cobrança também podem ser utilizados no pagamento de despesas

de implantação e custeio administrativo dos órgãos e entidades integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Atualmente, na maioria dos estados brasileiros, a população paga às concessionárias de água e esgoto pelos serviços de tratamento e captação e não pelo consumo da água em si. Para efetuar a cobrança, é necessário realizar previamente a outorga do seu uso para determinado fim. A cobrança pelo uso da água já ocorre em alguns estados brasileiros tais como Paraná, Paraíba, Ceará, São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. Estão em andamento os processos de implementação da cobrança da água nos estados do Rio Grande do Norte, Goiás e Espírito Santo (ANA, 2020a).

A arrecadação obtida deve ser aplicada na própria bacia hidrográfica e administrada pelas agências de águas ou entidades delegatárias de suas funções. Os valores cobrados pelo uso de recursos hídricos no Brasil em 2018 e 2019 foram de R\$ 484 e R\$ 538 milhões, respectivamente. Destes valores totais, o setor de saneamento respondeu por cerca de 73% em 2018 e 60% em 2019. Somente em bacias hidrográficas de domínio da União, o valor cobrado de 4.330 usuários de água correspondeu a R\$ 74,27 milhões em 2018, enquanto em 2019 o valor cobrado de 6.085 usuários gerou R\$ 96,74 milhões (ANA, 2019; ANA 2020a). Estes resultados revelam que em apenas um ano houve um incremento substancial de cerca de 10% da arrecadação pelo uso da água em bacias de domínio da União. Os resultados também demonstram que outros usuários, além do setor de saneamento, estão aumentando suas contribuições com o pagamento pelo uso da água.

No estado do Ceará, por exemplo, o Decreto no 31.734 de 28 de maio de 2015, que dispõe sobre a cobrança pelo uso dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos de domínio do Estado ou da União, estabeleceu que as tarifas pelo uso de água bruta superficial e subterrânea de domínio do Estado devem variar em função das categorias de usuários, tais como: (i) abastecimento público, (ii) indústria; (iii) piscicultura; (iv) carcinicultura; (v) água mineral e água potável de mesa; (vi) irrigação e (vii) demais categorias de uso.

O estabelecimento dos mecanismos de cobrança pelo uso requer processo de discussão em que se ponderem não somente elementos técnicos, como também políticos. Após aprovação pelos Comitês, a deliberação de cobrança pelo uso é, então, encaminhada aos respectivos Conselhos de Recursos Hídricos, em função do domínio sobre o qual será aplicada. No caso das bacias interestaduais, cabe à ANA preparar estudos técnicos que subsidiem o Conselho Nacional de Recursos Hídricos na tomada de decisão. No caso dos Estados, os órgãos estaduais desempenham esta função (ANA, 2014).

Durante o processo de discussão dos valores de cobrança no âmbito do Comitê de Bacia, é imprescindível a preparação de estudos de potencial de arrecadação com a cobrança pelo uso, assim como estudos dos impactos dos valores sobre os custos na produção dos diversos setores usuários. Nessas estimativas, podem ser utilizados dados do cadastro de usuários e, nos casos

em que ele não seja considerado representativo, é recomendável estudos baseados nas demandas hídricas presentes nos planos de recursos hídricos (ANA, 2014). No Brasil, os preços unitários têm sido considerados baixos, principalmente frente às demandas levantadas nos Planos de Recursos Hídricos, resultando ainda em fraco estímulo à racionalização do uso de recursos hídricos. Cenários com preços mais baixos podem resultar em estimativas de arrecadação insuficientes para a efetiva contribuição à recuperação da bacia e para a indução ao uso mais adequado da água (ANA, 2014).

O Decreto estadual nº 33.024, de 27 de março de 2019, implementou a cobrança pelo uso dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos de domínio do Estado do Ceará. Segundo o Decreto, as tarifas pelo uso de água bruta variarão dependendo das seguintes categorias de usuários, para captação superficial e subterrânea (Tabela 1). Vale ressaltar que as tarifas devem ser definidas após discussão entre os usuários de água, as organizações civis e os poderes públicos que compõem comitês de bacias, visando reconhecer a água como bem econômico, estimular o seu uso racional e arrecadar recursos para a gestão das bacias.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS

De acordo com a Lei das Águas, o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos. Os princípios básicos para o seu funcionamento são a descentralização da obtenção e produção de informações, a coordenação unificada do sistema e o acesso aos dados e informações garantidos a toda a sociedade. O Sistema também objetiva fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos, além de consolidar nacionalmente informações sobre a situação das águas, como a vazão dos rios, o nível dos reservatórios, a qualidade das águas e reunir informações sobre os usuários dos recursos hídricos das bacias hidrográficas.

Os integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) são: o Conselho Nacional de Recursos Hídricos, os Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal, os Comitês de Bacias Hidrográficas e os Órgãos dos poderes públicos federais, estaduais e municipais (Figura 10). Suas competências se relacionam com a gestão de recursos hídricos e têm como funções (i) coordenar a gestão integrada das águas; (ii) arbitrar administrativamente os conflitos relacionados com os recursos hídricos; (iii) implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos; (iv) planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos e (v) promover a cobrança pelo uso de recursos hídricos.

No ano de 2011, a ANA e os dirigentes dos órgãos gestores de recursos hídricos dos estados e do Distrito Federal firmaram o Pacto Nacional pela Gestão das Águas, ou seja, um termo

Tabela 1 – Tarifas cobradas pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH) pelo uso de água bruta

CATEGORIA	VALOR (R\$/1.000 M3)
Abastecimento humano–região metropolitana de Fortaleza	186,52
Abastecimento humano interior	61,92
Abastecimento humano (adução Cogerh)	566,91
Indústria (adução própria)	818,13
Indústria (adução Cogerh)	2.814,44
Piscicultura em tanque escavado (adução própria)	5,69
Piscicultura em tanque escavado (adução Cogerh)	23,77
Piscicultura em tanque-rede	67,84
Carcinicultura em tanque escavado (adução própria)	8,53
Carcinicultura tanque escavado (adução Cogerh)	177,30
Água mineral potável (adicionada de sais)	818,13
Irrigação 1.440 a 18.999 (adução própria)	1,84
Irrigação > 19.000 (adução própria)	5,53
Irrigação 1.440 a 18.999 m ³ (adução Cogerh)	15,91
Irrigação > 47.000 m ³ (adução Cogerh)	27,22
Serviço de comércio (adução própria)	320,76
Serviço de comércio (adução Cogerh)	641,52
Demais categorias (adução própria)	188,13
Demais categorias (adução Cogerh)	568,72

Fonte: Decreto N° 33.024/2019 (ESTADO DO CEARÁ, 2019).

de compromisso para fortalecer os Sistemas Estaduais de Gerenciamento de Recursos Hídricos, visando também aumentar a cooperação institucional no âmbito do SINGREH. Como ferramenta aplicada para a real efetivação do Pacto, a ANA implementou em 2013 e 2016 o Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas (Progestão I e II), que destinou recursos financeiros para cada unidade da federação, mediante o cumprimento de metas institucionais preestabelecidas. Estima-se que até 2019 o Programa repassou cerca de 112 milhões de reais, contemplando todos os estados, sendo que para o estado do Rio Grande do Norte foram transferidos R\$ 4.631.135,00 (ANA, 2019b). De acordo com a ANA (2020a), foram estruturados em 2019 no âmbito do Progestão, 17 Planos Estaduais de Capacitação com temas relacionados à gestão de recursos hídricos.

Figura 10 – Matriz institucional do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos



Fonte: ANA (2011).

COMITÊS DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Os comitês de bacias são órgãos colegiados locais cujas atribuições devem ser exercidas no âmbito da bacia hidrográfica sob sua jurisdição. Os Comitês devem promover o debate das questões relacionadas à gestão e ao uso racional dos recursos hídricos e articular a atuação das entidades intervenientes, além de arbitrar, em primeira instância administrativa, os conflitos relacionados aos usos dos recursos hídricos. Outro aspecto de suma importância dos comitês, é o de aprovar o Plano de Recursos Hídricos da bacia, acompanhar sua execução e, quando necessário, sugerir as providências indispensáveis ao cumprimento de suas metas. No entanto, as decisões dos comitês estão sujeitas a recursos junto aos Conselhos Nacionais e Estaduais de Recursos Hídricos, de acordo com suas esferas de competência.

Aos comitês também competem propor aos Conselhos Nacional e Estadual de Recursos Hídricos as acumulações, as derivações, as captações e os lançamentos de pouca expressão, para efeito de isenção da obrigatoriedade de outorga de direitos de uso de recursos hídricos, bem como estabelecer os mecanismos de cobrança pelo seu uso, sugerindo os valores a serem cobrados e estabelecendo critérios para o rateio de custos das obras de uso múltiplo, de interesse comum ou coletivo (ANA, 2019b). Os comitês de bacias têm um papel estratégico, pois devem decidir sobre os usos prioritários e o gerenciamento das águas em suas bacias, sobre quem as usará e quanto se pagará pelo uso da água bruta e sobre os destinos dos recursos arrecadados (Garjulli, 2002). Neste contexto, cabe aos comitês, intervirem diretamente na definição da política pública de gestão dos recursos hídricos.

Todos os comitês de bacias necessitam de uma Secretaria Executiva permanente para dar suporte técnico-administrativo e assegurar as condições de funcionamento do colegiado, além de auxiliar na divulgação de informações para tomada de decisões, na comunicação das decisões

à sociedade (ANA, 2011), sendo que geralmente possuem um grupo técnico para conduzir e aprofundar o debate sobre os mais diversos temas. Este grupo pode também atuar nas Câmaras Técnicas, sendo constituídas por representantes dos diversos segmentos do colegiado, ou seja, usuários de água, organizações civis e poderes públicos. No Comitê da Bacia do Rio Apodi-Mossoró, por exemplo, foi constituída, em 2019, uma Câmara Técnica para auxiliar na elaboração dos Termos de Referência do Plano de Recursos Hídricos da Bacia.

O Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, nos termos da Lei Estadual nº 6.908, de 11 de julho de 1996, modificada pela Lei nº 481 de 03 de janeiro de 2013 e, em consonância com a Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, é um órgão colegiado, de caráter consultivo, deliberativo e normativo, com atuação na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró e partes da faixa de escoamento difuso do litoral norte do RN. Compõem o colegiado do Comitê, 30 representantes, definidos da seguinte forma: (i) 12 representantes dos usuários de recursos hídricos (40% do colegiado); (ii) nove representantes da sociedade civil organizada com atuação na bacia hidrográfica, contabilizando (30%); nove representantes de órgãos da administração pública municipal, estadual e federal com investimentos ou competência na área da bacia (30%). Atualmente, o Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas (Procomitês), instituído e regulamentado pela Resolução ANA nº 1.190/2016, vem auxiliando na manutenção, no aperfeiçoamento e na consolidação dos comitês de bacias estaduais e do Distrito Federal. O programa visa fornecer apoio financeiro aos comitês, condicionado ao cumprimento de metas previamente pactuadas e contratadas, com a anuência dos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos. Os Procomitês contam com a participação de 162 comitês de 20 estados. Os estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e Rondônia, estão para ingressar no Programa com mais 24 bacias (ANA, 2020a).

É importante destacar que a BHAM é uma das bacias receptoras das águas do Projeto de Integração do Rio São Francisco, sendo necessário considerar no seu planejamento esse aporte de água, especialmente quando da elaboração do seu Plano de Recursos Hídricos. O Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, visa contemplar as bacias hidrográficas dos rios Jaguaribe (CE), Piranhas-Açu e Apodi-Mossoró (RN), Paraíba (PB), Moxotó e Brígida (PE).

O Eixo Norte da transposição tem seu ponto de captação em Cabrobó (PE) com cerca de 402 km de canais, chegando até os rios Brígida (PE), Salgado (CE), do Peixe, Piranhas-Açu (PB e RN) e Apodi-Mossoró (RN). Em 2020, o Ministério do Desenvolvimento Regional realizou uma licitação para contratar a empresa responsável pela execução das obras do Ramal do Apodi (115,3 km). Este ramal, corresponde a um dos trechos finais do Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco e está orçado em cerca de R\$ 1,7 bilhão. Neste ramal, a água será transportada do reservatório de Caiçara (PB) até o reservatório Angicos, localizado na bacia

do rio Apodi-Mossoró (RN). Está previsto que em seu primeiro trecho, do reservatório Caiçara até a divisa dos estados da Paraíba e Ceará, haverá uma vazão de 40 m³/s de vazão, passando para 20 m³/s no restante de seu segmento até o reservatório de Angicos. Já o outro ramal do Eixo Norte, ramal do Salgado, está projetado para comportar uma vazão de 20 m³/s até o rio Salgado, afluente do rio Jaguaribe – CE (Figura 11).

É importante ressaltar, que o Relatório de Identificação de Obra do Plano Nacional de Segurança Hídrica (ANA, 2019a) recomenda um estudo adicional para a readequação dos projetos, visando garantir a exequibilidade das construções destes dois últimos ramais do Eixo Norte. O relatório aponta a necessidade de estudos quanto: (i) as demandas efetivas nas regiões beneficiadas; (ii) a avaliação da otimização dos sistemas existentes; (iii) a avaliação conjunta das intervenções analisadas com os empreendimentos recomendados pelo PSH para a mesma região e; (iv) a viabilidade do aproveitamento hídrico como indutor de desenvolvimento regional. Após a conclusão deste estudo, há previsão de que as obras destes ramais sejam finalizadas em 2026.

Figura 11 – Eixos Norte e Leste e seus respectivos Trechos e Ramais do Projeto de Integração do Rio São Francisco. Destaque para o Ramal do Apodi



Fonte: Condevasf/Valor Econômico (2021)

NOVO MARCO LEGAL DO SANEAMENTO BÁSICO E A SUA IMPORTÂNCIA NO CONTEXTO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS

Segundo o Plano Nacional de Saneamento Básico, o Brasil precisaria investir R\$ 508,5 bilhões até 2033 para realizar a expansão e reposição dos serviços de saneamento, sendo R\$ 122,1 bilhões em abastecimento de água, R\$ 181,9 bilhões em esgotamento sanitário, R\$ 23,4 bilhões em destinação final dos resíduos sólidos urbanos e R\$ 68,7 bilhões em drenagem urbana (BRASIL, 2017). Em 2018, cerca de 67,1 milhões de domicílios urbanos e rurais no País, que correspondem a 94,5%, contavam com rede de distribuição ou poço ou nascente para o abastecimento de água. No entanto, o País ainda contabilizava 3,9 milhões de domicílios com déficit de acesso a esse serviço. Os resultados obtidos revelaram desigualdades regionais no acesso dos domicílios aos serviços de abastecimento de água, com valores menores no Norte (84,1%) e Nordeste (87,3%) e maiores no Sul (99,2%), Sudeste (98,3%) e Centro-Oeste (97,3%). É importante ressaltar, que no período de 2014 a 2018 foi constatado um aumento das perdas de água na distribuição, sendo que dos 16,2 bilhões de m³ de água produzidos em 2018, 6,2 bilhões de m³ (38,5%) foram perdidos, ou seja, não foram contabilizados ou por problemas de infraestrutura, não chegaram nem mesmo a ser consumidos (BRASIL, 2020a).

No que se refere a rede coletora ou fossa séptica, em 2018 o Brasil possuía cerca de 52,4 milhões domicílios (74,3%) atendidos por este tipo de saneamento básico, evidenciando um déficit no atendimento de aproximadamente 18 milhões de domicílios (Brasil, 2020a). Assim como ocorre com o abastecimento de água, também há uma considerável disparidade na coleta de esgoto entre as regiões brasileira. As regiões Sudeste (90,8%), Centro-Oeste (79,2%) e Sul (78,1%) são as mais bem atendidas, enquanto a região Nordeste (55,6%) e principalmente a região Norte (35,7%) ainda necessitam ampliar consideravelmente suas redes coletoras de esgoto, para alcançarem valores acima de 85% em 2033, conforme preconiza o Plano Nacional de Saneamento Básico.

Na região semiárida nordestina, esta realidade pode ser ainda mais impactante, pois os efluentes domésticos não captados e não tratados podem ser lançados nos ambientes aquáticos temporários ou em reservatório de água, que estão sujeitos a elevada amplitude de variação dos seus volumes, comprometendo, com isto, os seus usos múltiplos. É importante destacar, que nem todo esgoto lançado na rede coletora é tratado no Brasil. Estima-se que em 2018 foram tratados 66,8% dos esgotos coletados pelos municípios brasileiros, enquanto em 2019 este valor aumentou 4% (Brasil, 2020b). Já se analisarmos o índice de tratamento dos esgotos gerados, que é uma estimativa do volume de esgoto tratado em relação ao volume total de esgoto produzido, o valor médio do Brasil foi de 46,3% em 2018. Este valor apesar de ainda ser insuficiente,

revelou um incremento de 5,5% em relação ao ano de 2014. Ao analisarmos por regiões, os índices de tratamento dos esgotos gerados neste mesmo ano foram: 50,1% no Sudeste; 45,4% no Sul; 53,9% no Centro Oeste; 36,2% no Nordeste e 21,7% no Norte (BRASIL, 2020a). O Rio Grande do Norte, com cerca de 3,5 milhões de pessoas (IBGE, 2021), possui 73,8% de sua população sem coleta de esgoto, enquanto que o estado de São Paulo, com uma população de aproximadamente 46 milhões de pessoas, possui 9,4% de sua população sem coleta de esgoto (SNS, 2021).

No que se refere a quantidade de domicílios urbanos e rurais atendidos por coleta direta ou indireta de resíduos sólidos no Brasil, constatou-se que 89,9% estavam sendo atendidos em 2018. No entanto, quando analisamos a quantidade de municípios com disposição final ambientalmente adequada desses resíduos, a realidade brasileira ainda deixa muito a desejar, visto que 46,8% dos municípios ainda dispõem seus resíduos sólidos de maneira ambientalmente inadequada, como por exemplo em lixões ou aterros controlados. Os piores resultados, quanto a disposição adequada dos resíduos sólidos, foram observados nos municípios das regiões Norte (15,7%), Nordeste (18,6%) e Centro-Oeste. O Sul e o Sudeste, foram as regiões em que os municípios apresentam porcentagens mais elevadas de disposição adequada dos resíduos sólidos, respectivamente 86,9% e 75,6% (BRASIL, 2020a).

Estes números demonstram as disparidades que existem entre as regiões e o tamanho do desafio que o Brasil terá que enfrentar nas próximas décadas para fornecer o básico a uma parcela considerável de sua população. Esta realidade reflete a necessidade de evoluir consideravelmente para se evitar que os ambientes aquáticos continentais e estuarinos venham a ser degradados, com seus usos múltiplos comprometidos ou limitados, tanto para o ser humano quanto para a manutenção da biodiversidade. Neste contexto, para auxiliar no atendimento às demandas mencionadas, em 15 de julho de 2020 foi sancionado o novo Marco Legal do Saneamento Básico (Lei nº 14.026), que visa, até 2033, levar água potável para noventa e nove por cento de toda a população; proporcionar noventa por cento de coleta e tratamento de esgoto; realizar ações para diminuir o desperdício de água e aproveitamento da água da chuva; estimular o investimento privado através de licitação entre empresas públicas e privadas e findar o direito de preferência para empresas públicas. A ANA desempenhará um papel importante, ao se tornar responsável pelas proposições de normas de referência para a regulação e a fiscalização dos serviços de saneamento básico, ou seja, passará a ser a reguladora do setor.

O novo marco regulatório prevê o fim dos lixões a céu aberto em todo o país e que o serviço de esgotamento sanitário não necessariamente precisará ser efetuado por uma única empresa, mas poderá ser feito por várias empresas licitadas. Neste contexto, várias empresas poderão ser contratadas para a coleta e transporte dos esgotos, para o tratamento dos efluentes e para a disposição final dos resíduos. Os serviços de saneamento de um município, por exemplo, não precisarão mais ser executados por empresas sediadas no próprio estado. O novo marco

legal permite ainda os contratos de concessão e torna obrigatória a abertura de licitação, autorizando a participação de prestadores de serviços públicos e privados. No entanto, é importante ressaltar que em relação ao atendimento à população de baixa renda, com problemas de regularização fundiária, o novo marco regulatório não garante a instalação de destinação de efluentes em locais que não estejam de acordo com a política municipal de regularização fundiária, o que pode ocasionar um déficit de serviços básicos de saneamento em regiões com grande quantidade de domicílios e elevada densidade populacional, como as comunidades localizadas em regiões de periferia dos municípios.

Para atender os municípios com reduzida população, especialmente no interior do país, o novo marco regulatório prevê a criação de unidades regionais de saneamento básico, que visa reunir várias cidades, não necessariamente limítrofes, permitindo a criação de editais conjuntos para a contratação de empresas que realizarão as obras de saneamento básico. Também estão previstos os chamados blocos de referência, que têm o mesmo objetivo das unidades regionais, mas que, no entanto, não dependem de aprovação de lei estadual e poderão ser formados a partir de uma união voluntária dos municípios. Esses blocos deverão implementar planos municipais e regionais de saneamento básico, sendo que a União poderá oferecer apoio financeiro e técnico.

Vale enfatizar, que a nova lei almeja universalizar os serviços de saneamento básico até o final de 2033. Apesar de ser algo extremamente necessário para melhoria da qualidade de vida da população e para a preservação dos ambientes aquáticos das bacias hidrográficas, esta meta é extremamente ambiciosa e difícil de ser alcançada em tão pouco tempo, demandando um grande empenho da sociedade e dos governos municipais, estaduais e federal para ser concretizada. Um dos aspectos que precisam ser implementado é o de proporcionar condições para que a ANA, responsável por regulamentar o setor, possa atuar efetivamente em todas as atividades que lhe foram atribuídas com o novo Marco Legal do Saneamento Básico.

ANÁLISE COMPARATIVA DAS LEGISLAÇÕES DO BRASIL E DA UNIÃO EUROPEIA

A lei nº 9433/97 proporcionou instrumentos legais e mecanismos administrativos robustos para os gestores públicos e a sociedade como um todo, tais como a gestão participativa e descentralizada de instituições governamentais, as organizações civis e os usuários dos recursos hídricos, além da criação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dos instrumentos de gestão como o enquadramento dos corpos de água e a outorga e a cobrança do uso da água. No entanto, apesar dos avanços inequívocos, o Brasil ainda necessita evoluir em vários aspectos, visando uma melhoria de sua governança hídrica e ambiental, especialmente no que se refere à conservação dos ecossistemas aquáticos e de biodiversidade.

Um ponto importante que destacamos é que as águas naturais, sem qualquer alteração pelo ser humano, possuem características muito distintas. A água de lagos e rios tem diferentes quantidades de material particulado, valores de pH, coloração, concentração de íons, matéria orgânica, etc. Por exemplo, na Amazônia, e em outras regiões, as águas podem ser classificadas como pretas, claras e brancas. O espetacular encontro das águas entre os rios Negro e Solimões é um dos principais pontos turísticos de Manaus (Figura 12A). Os diferentes tipos de água da Amazônia e as causas das diferenças foram descritas nos trabalhos de Gibbs (1967 e 1972). Na bacia do rio Itanhaém (litoral de São Paulo) também ocorrem diferentes tipos de água (Figura 12B). Nesta bacia, Camargo et al (1997) identificaram a relação entre as águas pretas dos rios Preto e Aguapeú, as águas brancas do rio Branco e as águas claras do rio Mambu, com as formações geológicas de cada sub-bacia. As águas dos rios Preto e Aguapeú, assim como as águas do rio Negro, possuem grande quantidade de substâncias húmicas (ácidos húmicos e fúlvicos) de origem natural, que conferem a coloração escura e os valores de pH reduzidos (3,5 a 4,7).

Os lagos de várzea dos rios Solimões e Amazonas têm concentrações de oxigênio muito baixas, chegando à anoxia e a concentrações de fósforo total acima de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Schmidt, 1972; Sioli, 1984). Além disso, destacamos a afirmação de Branco e Rocha (1977): “o que chamamos de água é uma série infinitamente variável de soluções aquosas de diferentes substâncias e compostos químicos presentes na superfície do solo terrestre”. Silva et al. (2016) ao analisarem as características físicas e químicas das águas do rio Amazonas e tributários e compararem com os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA (357/2005), observaram que alguns trechos do rio Amazonas apresentaram valores de oxigênio dissolvido abaixo de 5 mg/L, enquanto rios de águas pretas apresentaram valores de pH menores que 6,0. Apesar da Resolução estabelecer que valores de oxigênio dissolvido não devem ser inferiores a 5 mg/L e de pH menores que 6,0 em ambientes aquáticos enquadrados na classe 2, os autores constataram que os rios estudados apresentaram bom estado de conservação, apesar de valores reduzidos de oxigênio dissolvido e pH, e que apesar de a classe 2 ter sido considerada como parâmetro de comparação, não implica necessariamente que a mesma seja adequada para os rios não enquadrados desta região.

Diante do exposto, podemos verificar que quando classificamos os ambientes aquáticos em classes de qualidade de água propostas pela Resolução CONAMA 357/2005, há o risco de enquadrarmos rios e lagos em classes de qualidade de água 3 ou 4 sem que necessariamente os mesmos recebam lançamentos de esgotos ou sofram outros impactos antrópicos. Para corrigir este viés, a Resolução CONAMA no 91 de novembro de 2008, estabelece que nos casos em que as condições de qualidade estiverem em desconformidade com as metas estabelecidas no enquadramento, deverão ser empreendidas ações para a adequação da qualidade da água à sua respectiva meta, exceto para os parâmetros que excedam aos limites legalmente estabelecidos devido à condição natural do corpo de água.

A legislação brasileira tem como foco o uso dos recursos hídricos para o ser humano, não diferenciando ambientes bem preservados, daqueles ambientes altamente impactados, quando se baseia no princípio de avaliação da qualidade da água para uso pelo homem. Uma alternativa a este problema seria basear a legislação em outros princípios como fizeram, por exemplo, os países membros da União Europeia.

Figura 12 – Encontro de águas pretas do rio Negro com as águas brancas do rio Solimões na bacia do rio Amazonas (A) e encontro das águas pretas do rio Aguapeú com águas brancas do rio Branco na bacia do rio Itanhaém (litoral do estado de São Paulo) (B)



Foto A: Gustavo H. G. Silva (2015) Foto B: Antonio F. M. Camargo (2017)

Em 1988, em Frankfurt, foi realizado o Seminário Ministerial sobre a Política da Água na União Europeia. As conclusões do seminário destacaram a necessidade de uma legislação comunitária para integrar a qualidade ecológica das águas. Este novo princípio de legislação, baseada na ideia de qualidade ecológica, foi a solução encontrada para se impedir que as águas costeiras e interiores continuassem a ter um aumento de poluição. O termo qualidade ecológica tem origem nas pesquisas científicas da área de Limnologia, ciência cujo berço é a Alemanha, sendo um conceito relacionado à integridade do ecossistema aquático. Um dos primeiros trabalhos que desenvolveram um sistema para avaliar estressores dos ambientes aquáticos foi o de Karr (1981), que propôs um índice de integridade biótica. Este índice está relacionado

ao quanto um ambiente aquático está íntegro ou alterado por atividades humanas. Esta base da legislação, baseada em integridade biótica ou em qualidade ecológica, parte do princípio de que os ambientes aquáticos são diferentes devido às características geológicas, aos tipos de solo e à vegetação das bacias hidrográficas.

A Comissão Europeia, reconhecendo a insuficiência da legislação comunitária baseada no princípio de qualidade de água, apresentou, em fevereiro de 1997, uma proposta que estabeleceu um novo quadro de ações da política da água, chamada “Diretiva Quadro da Água” (2000/60/CE) (DQA), com base no princípio de qualidade ecológica das águas e estabelecendo a necessidade de integração dos aspectos qualitativos e quantitativos para uma gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos. Após um longo processo de negociações, a Diretiva foi adotada pelo Parlamento Europeu em setembro de 2000 e publicada no Jornal Oficial das Comunidades Europeias de 22 de dezembro do mesmo ano. Desde então, a DQA passou a ser o principal instrumento da nova Política da Água da União Europeia, visando, ao contrário da legislação anterior, estabelecer uma estrutura para a proteção e para a utilização sustentável das águas superficiais e subterrâneas.

Esta normativa mudou o paradigma do uso dos recursos hídricos nos Estados-Membros da União Europeia. A água deixou de ser compreendida apenas do ponto de vista físico e químico e passou a ser analisada do ponto de vista ecológico, com predomínio de uma gestão integrada dos ambientes aquáticos. A DQA alterou a gestão da água de uma perspectiva antropocêntrica (recurso a ser explorado pela humanidade) para uma perspectiva ecocêntrica, estabelecendo um novo conceito focado na integridade do ecossistema.

A Diretiva permitiu a elaboração de novos e comparáveis métodos de avaliação, que melhoraram o monitoramento e a avaliação do estado ecológico dos ambientes aquáticos, possibilitando uma base mais robusta para a implementação de medidas de restauração (BIRK et al., 2012; VOULVOULIS et al., 2017) e também estabeleceu que todas as águas superficiais dos Estados-Membros atinjam, até 2027, a condição de no mínimo um “bom estado ecológico”, com ciclos de avaliação a cada seis anos. (MOUSTAKA-GOUNI et al., 2019). Ao estipular prazos e metas, a DQA permitir que os Estados-Membros da União Europeia consigam alcançar os objetivos pretendidos.

As principais etapas da avaliação ecológica contidas na Diretiva Quadro da Água são: (i) determinação de tipologia em quatro categorias de ambientes aquáticos (lagos, rios, ambientes de transição e ambientes costeiros); (ii) definição das condições de referência (diagnósticos das características físicas, químicas, hidromorfológicas e biológicas/ecológicas dos ambientes aquáticos); (iii) análise do estado ecológico (desvios das características físicas, químicas, hidromorfológicas e biológicas/ecológicas do ambiente aquático em estudo com o ambiente referência); (iv) identificação das pressões sobre os ambientes aquáticos; (v) realização

do monitoramento dos ambientes aquáticos, visando avaliar a eficiência as respostas e ações para a manutenção ou recuperação dos mesmos; (vi) Inter calibração dos métodos utilizados para avaliar a qualidade ecológica, visando a utilização dos mesmos em vários países, regiões ou mesmo em diferentes bacias hidrográficas.

A inter calibração foi considerada uma etapa essencial para a implementação da DQA. Para tanto, uma rede foi estabelecida, com os Estados-Membros sendo divididos em grupos de acordo com sua região geográfica e semelhanças climáticas: Mediterrâneo, Central, Alpino, Continental Oriental e Norte. Esta importante etapa foi concluída recentemente e alguns objetivos alcançados, tais como, determinação de limites para algumas variáveis de qualidade ecológica e uniformização dos sistemas de classificação. As metodologias mais utilizadas são aquelas relativas à avaliação do status ecológico que utilizam macroinvertebrados bentônicos, fauna de peixes e fitoplâncton, justamente por já estarem Inter calibradas para a maioria dos Estados-Membros (COMISSÃO EUROPEIA, 2018).

É importante destacar que também há desafios em relação a DQA, especialmente no que se refere as definições das “condições de referência” e do “grau de desvio” das condições de referência que definem os limites dos status ecológicos (alto, bom, moderado, pobres e ruim). Estabelecer condições de referência semelhantes à de um ambiente prístino, pode comprometer a precisão da avaliação, devido as dificuldades de se encontrar ambientes aquáticos sem impactos antrópicos na Europa (PARDO et al., 2012, REYJOL et al., 2014). Além disto, uma localização a montante de um determinado trecho de rio pode não apresentar as mesmas condições que uma condição preservada a jusante, apresentando uma dificuldade na definição das condições de referência. Por exemplo, a DQA define um ambiente aquático com alto status ecológico, como sendo aquele sem alterações antropogênicas ou com alterações pequenas, comparativamente com os valores de referência, refletindo, desta forma, um local não perturbado. Obviamente o termo “alterações pequenas ou reduzidas” pode ser subjetivo a depender do ambiente aquático estudado e das métricas ecológicas utilizadas.

Outro aspecto questionado em relação a DQA, e que também se aplica a legislação brasileira, refere-se a ter como foco principal a coluna de água para quantificação de contaminante em sistemas lóticos, negligenciando o compartimento sedimento. Diversos contaminantes, como agrotóxicos e metais pesados, tendem a se acumular e persistir nos sedimentos e nos organismos aquáticos. Estes contaminantes, relativamente imobilizados nos sedimentos, podem eventualmente retornarem para a coluna d'água devido a turbulência hídrica, bioturbação ou perturbação causada pelo homem, podendo tornar os sedimentos fontes secundárias de contaminação da coluna d'água (HEISE; FÖRSTNER, 2007, ZOPPINI et al., 2014; SANTOS et al., 2021). Neste aspecto, as legislações do Brasil e da União Europeia são semelhantes ao requerem a análise da contaminação química na coluna de água, negligenciando o potencial dos sedimentos

como fonte de contaminantes. A DQA também não prevê o uso de traços funcionais para avaliar o papel ecológico da espécie no ecossistema. Alguns autores têm demonstrado a relevância das abordagens funcionais por identificarem mais facilmente as perturbações antrópicas do que as abordagens taxonômicas (MERRITT et al., 2017; VECCHIA et al., 2020).

Além da Diretiva Quadro da Água, há também a Diretiva Quadro da Estratégia Marinha, sendo que ambas buscam promover uma abordagem ecossistêmica para a gestão de água doce, estuarina, costeira e marinha e aplicar padrões comuns à conservação desses ambientes aquáticos (Comissão Europeia, 2000; O'Hagan 2020). Esta busca por padrões comuns, necessita de metodologias normatizadas, pois cada Estado-membro tem as suas próprias condições geográficas e características ambientais. No entanto, até o presente momento nem todos os Estados-membros conseguiram estabelecer as condições de referência para as variáveis de qualidade, muito em decorrência do desafio de se encontrar ambientes aquáticos sem ou com mínima interferência antrópica. Apesar da dificuldade de se criar metodologias e estabelecer as condições de referências para avaliar a qualidade ecológica e a integridade dos ambientes aquáticos, é essencial que ambas possam ser desenvolvidas e estabelecidas, visando comparar os esforços e as atividades dos diferentes Estados-membros e, com isto, verificar se de fato as políticas ambientais estão alcançando seus objetivos.

A DQA estabeleceu a avaliação da qualidade ecológica da água para a gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos. A inovação introduzida é que o estado da água passa a ser avaliado através de uma abordagem ecológica, ou seja, quanto à conservação do estado natural do ambiente aquático e não somente quanto à qualidade da água para uso humano. Para se estabelecer a qualidade ecológica, deve-se levar em conta não apenas as características físicas e químicas da água, mas também as comunidades bióticas (macroinvertebrados bentônicos, peixes, macrófitas aquáticas, fitoplâncton) e o estado de conservação das bacias hidrográficas, através da avaliação do uso do solo

Na legislação brasileira, os parâmetros normativos predominantes são físicos, químicos e microbiológicos. Apesar de no Capítulo II da Resolução CONAMA 357/2005, “Condições e Padrões de Qualidade Das Águas”, ser mencionada a proteção das comunidades aquáticas nas Seções “Águas Doces”, “Águas Salinas” e “Águas Salobras” e no Capítulo III, “Condições e Padrões de Qualidade das Águas”, ser mencionada a possibilidade de se avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos por indicadores biológicos, utilizando-se de organismos e/ou comunidades aquáticas, ainda não há padrões estabelecidos a serem seguidos para que isso de fato venha a ser implementado.

A Diretiva Quadro da Água classifica os ambientes aquáticos em diferentes classes (superficiais, fortemente modificadas ou artificiais, e subterrâneas). Para as massas de água superficiais, os objetivos a alcançar são o “bom estado ecológico e químico”, enquanto para as subterrâneas

são o “bom estado químico e quantitativo.” Para os ambientes aquáticos fortemente impactados ou artificiais, o conceito “bom estado ecológico” é substituído pelo conceito “bom potencial ecológico”. O estado ecológico exprime a qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às águas de superfície. Este conceito abrange vários parâmetros qualitativos relacionados com as condições dos elementos bióticos dos ecossistemas aquáticos, a natureza e as características físico-químicas da água, as características hidrodinâmicas do sistema, e a estrutura física das massas de água. São assim definidos três grupos de parâmetros para caracterizar o estado ecológico, os biológicos, os hidromorfológicos e os físico-químicos.

O estado ecológico deriva de uma situação de referência que se caracteriza por corresponder à situação dos ecossistemas aquáticos na ausência de qualquer influência antropogênica significativa. Esta situação pode ser comparada à que seria atingida se cessasse toda a influência antropogênica sobre o meio hídrico e se tivessem sido aplicadas todas as medidas para restaurar as condições hidromorfológicas, físico-químicas e biológicas pristinas. O “bom estado ecológico” é um dos objetivos fixados pela DQA para as águas de superfície. É definido como o estado de uma massa de água de superfície que, embora sofra um ligeiro desvio relativamente à situação de referência, provocado pela atividade humana, constitui, ainda assim, um ecossistema rico, diversificado e sustentável. O conceito de estado ecológico é apenas aplicável às massas de água de superfície cujas condições hidromorfológicas sejam semelhantes às condições pristinas. Isto é, quando a atividade humana apenas provoca alterações nas condições físico-químicas e biológicas das massas de água. No caso das massas de água artificiais e fortemente modificadas, criadas ou alteradas pela atividade humana, respectivamente, o conceito de estado ecológico é substituído pelo de potencial ecológico (HENRIQUES et al., 2000).

O potencial ecológico máximo é definido como um estado em que, no limite, toda a influência antropogênica sobre o ambiente aquático é cessada, com exceção das modificações das características hidromorfológicas, e em que todas as medidas para restaurar as condições físico-químicas e biológicas pristinas são aplicadas (BORJA; ELLIOTT, 2007). A DQA estabelece que o ponto de partida para a definição do potencial ecológico máximo corresponde à condição de referência do ambiente aquático natural que mais se assemelhe ao ambiente artificial ou fortemente modificado (HENRIQUES et al., 2000). O Decreto-Lei n.º 77/2006, que complementa a DQA, estabelece as variáveis físico-químicas, hidromorfológicas e biológicas que devem ser analisadas para classificar o potencial ecológico dos ambientes aquáticos continentais e estuarinos (transição) (Figuras 13 a 15).

Figura 13 – Variáveis físicas e químicas para a classificação do potencial ecológico de acordo com o Quadro Diretiva da Água

Ambientes Aquáticos	Variáveis físicas e químicas de suporte as variáveis biológicas	
Rios	Variáveis Gerais	Temperatura Oxigênio Dissolvido Salinidade Estado de acidificação Nutrientes
	Poluentes Específicos	Substâncias poluentes prioritárias lançadas no ambiente aquático Outras substâncias poluentes lançadas no ambiente aquático
Lagos	Variáveis Gerais	Transparência Temperatura Oxigênio Dissolvido Salinidade Estado de acidificação Nutrientes
	Poluentes Específicos	Substâncias poluentes prioritárias lançadas no ambiente aquático Outras substâncias poluentes lançadas no ambiente aquático
Transição	Variáveis Gerais	Transparência Temperatura Oxigênio Dissolvido Salinidade Nutrientes
	Poluentes Específicos	Substâncias poluentes prioritárias lançadas no ambiente aquático Outras substâncias poluentes lançadas no ambiente aquático

Figura 14 – Variáveis hidromorfológicas para a classificação do potencial ecológico de acordo com o Quadro Diretiva da Água

Ambientes Aquáticos	Variáveis hidromorfológicas de suporte as variáveis biológicas	
Rios	Regime Hidrológico	Correnteza e condições de escoamento Ligação a massas de águas subterrâneas
	Continuidade do rio	
	Condiçõess Morfológicas	Variação da profundidade e largura do rio Estrutura e substrato do leito do rio Estrutura da zona ripícola
Lagos	Regime Hidrológico	Correnteza e condições de escoamento Tempo de residência Ligação a massas de águas subterrâneas
	Condiçõess Morfológicas	Variação da profundidade do lago; Quantidade e estrutura do substrato do lago Estrutura das margens do lago
Transição	Regime de marés	Fluxo de água doce Exposição às ondas
	Condiçõess Morfológicas	Variação da profundidade Quantidade, estrutura e substrato do leito Estrutura da zona de entre marés

Figura 15 – Variáveis biológicas para a classificação do potencial ecológico de acordo com o Quadro Diretiva da Água

Ambientes Aquáticos	Variáveis Biológicas
Rios	Composição e abundância da flora aquática Composição e abundância dos invertebrados bentônicos Composição, abundância e estrutura etária da ictiofauna
Lagos	Composição e abundância do fitoplâncton Composição e abundância do restante da flora aquática Composição e abundância dos invertebrados bentônicos Composição, abundância e estrutura etária da ictiofauna
Transição	Composição e abundância do fitoplâncton Composição e abundância do restante da flora aquática Composição e abundância dos invertebrados bentônicos Composição e abundância da ictiofauna

A partir da Diretiva Quadro da Água (DQA), os países membros da União Europeia foram incentivados a desenvolver novos métodos para a gestão de seus ambientes aquáticos continentais e estuarinos. Estes métodos deveriam focar não somente na qualidade da água para uso humano, mas também na avaliação da qualidade ecológica e da integridade ambiental desses ecossistemas. Em sintonia com o DQA, o modelo conceitual DPSIR (Driving Forces; Pressures; States; Impacts; Responses) foi proposto pela Organização de Cooperação Econômica e Desenvolvimento (OECD) e atualmente vem sendo testado em várias bacias hidrográficas e em regiões estuarinas de todo o mundo (Elliott, 2002; Pirrone et al., 2005; Borja et al., 2006; Moura et al., 2016; Gari et al., 2018). Este modelo organiza os indicadores de acordo com a causa-efeito nas seguintes categorias: Forças Motriz, Pressão, Estado, Impacto e Resposta, sendo que um determinado indicador, dependendo das suas características, pode ser classificado em uma ou mais categorias (PIRES et al., 2017; GEBREMEDHIN et al., 2018; ELLIOTT; O'HIGGINS, 2020).

Os aspectos sociais e econômicos geralmente são as forças motrizes do DPSIR, exercendo algum tipo de pressão sobre os ambientes aquáticos e gerando mudanças no seu estado, que por sua vez, podem gerar impactos na qualidade ecológica, como por exemplo, alterações das comunidades aquáticas, redução da biodiversidade e alterações na integridade ambiental, que pode comprometer os usos múltiplos dos recursos hídricos pelo ser humano. Conhecendo-se as informações sobre as forças motrizes, as pressões, o estado e os impactos que atuam num determinado ambiente aquático ou numa determinada bacia hidrográfica, é possível elaborar respostas que visem interromper ou minimizar as influências negativas sobre os mesmos, direcionando as suas ações (respostas), principalmente às forças motrizes e às pressões que foram identificadas nas etapas anteriores.

Além do modelo conceitual DPSIR, vários programas de monitoramento proporcionam uma visão abrangente da situação dos ambientes aquáticos das bacias hidrográficas dos países membros da União Europeia, incluindo a obtenção de informações que sejam relevantes para o entendimento dos seus estados físico, químico e ecológico, levando em consideração as características das comunidades, tais como, riqueza de espécies, densidade populacional, equitabilidade, entre outras variáveis ecológicas. Nota-se que o foco não é apenas a obtenção de dados para permitir o uso da água pelo homem, mas também para avaliar o estado e o potencial ecológico dos ambientes aquáticos. No âmbito da classificação do estado ecológico, a Diretiva Quadro da Água sugere que devem ser obtidas informações relacionadas às variáveis de qualidade biológica, hidromorfológica e físico-química geral e os outros poluentes com descargas significativas na bacia hidrográfica (Tabela 2).

Tabela 2 – Variáveis utilizadas para definição do estado ecológico dos ambientes aquáticos.

Informações sobre o Quadro Diretiva da Água podem ser obtidas

RIOS	LAGOS	ÁGUAS DE TRANSIÇÃO	ÁGUAS COSTEIRAS
Elementos de Qualidade Biológica			
Flora aquática	Flora aquática	Flora aquática	Flora aquática
Invertebrados bentônicos	Invertebrados bentônicos	Invertebrados bentônicos	Invertebrados bentônicos
Peixes	Peixes	Peixes	-
Elementos de Qualidade Hidromorfológica			
Regime hidrológico	Regime hidrológico	Regime hidrológico	Regime hidrológico
Condições morfológicas	Condições morfológicas	Condições morfológicas	Condições morfológicas
Continuidade do rio	-	-	-
Elementos de Qualidade Física e Química			
Parâmetros gerais	Parâmetros gerais	Parâmetros gerais	Parâmetros gerais
Poluentes específicos	Poluentes específicos	Poluentes específicos	Poluentes específicos

Fonte: https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html.

Para a implementação da DQA foram estabelecidos os diferentes passos ou etapas. A primeira etapa foi a de tipologia, cujo principal objetivo é permitir que as condições de referências específicas sejam definidas, as quais são usadas como uma âncora do sistema de classificação. Os tipos de corpos de água devem ser caracterizados com base em fatores geográficos, geológicos, morfológicos e físicos. A tipologia deve agrupar locais cuja biologia seja semelhante nas condições de linha de base, para permitir a detecção dos efeitos da perturbação humana. As condições de referências devem ser definidas pela coleta de informações biológicas de corpos d'água, que estejam em condições naturais, ou seja, locais não impactados ou com impactos antrópicos mínimos. A qualidade ecológica dos corpos d'água deve ser classificada em cinco classes, quais sejam, alta, boa, moderada, pobre e ruim, usando o Índice de Qualidade Ecológica, definido como a razão entre a referência e os valores observados dos elementos relevantes de qualidade biológica. Mais informações sobre o processo de implantação da DQA podem ser obtidas em Heiskanen et al (2004).

Todo o processo de tipologia e de estabelecimento das referências é trabalhoso e demanda tempo. O prazo final para a classificação de todos os corpos de água superficiais dos países da União Europeia, usando o Índice de Qualidade Ecológica (IQE), foi dezembro de 2009,

ou seja, nove anos após a aprovação da DQA no Parlamento Europeu. Além disso, houve um grande aporte de recursos financeiros e uma ampla participação da comunidade científica (universidades, institutos de pesquisa, pesquisadores, etc.) na elaboração do IQE e na classificação dos corpos de água.

Um outro ponto importante a ser destacado é que a DQA também estabelece as Zonas Protegidas. O estabelecimento dessas Zonas leva em conta tanto a qualidade ecológica do ecossistema aquático, como as características de grau de pureza da água ou de qualidade da água para uso humano. Por exemplo, regiões com corpos de água com qualidade ecológica alta e/ou boa e com águas com elevado grau de pureza, devem ser consideradas zonas designadas para a captação de água destinada ao consumo humano. Regiões também com boa qualidade ecológica e que tenham importância para a pesca comercial, devem ser consideradas zonas designadas para a proteção de espécies de interesse econômico. Zonas designadas para a proteção de habitats ou espécies em que a manutenção ou o melhoramento do estado da água sejam necessários para a sua proteção, também são importantes. Deste modo, a DQA não apenas estabelece a qualidade ecológica, como também as zonas para utilização dos recursos que necessitamos utilizar dos ambientes aquáticos.

Retornando a realidade brasileira, a bacia do rio Itanhaém (SP) e suas sub-bacias vêm sendo estudada há várias décadas e, com base nos estudos realizados, podemos sugerir algumas zonas protegidas como previsto na legislação europeia e que podem servir de modelo para outras bacias hidrográficas, como por exemplo para as bacias do semiárido nordestino. Exemplificando, a sub-bacia do rio Mambu está quase totalmente inserida dentro do Parque Estadual da Serra do Mar e praticamente não sofre impactos antrópicos, o que a qualifica como uma sub-bacia com ótima ou boa qualidade ecológica. Além disso, as águas dos rios são límpidas, com muito pouco material particulado, baixas concentrações de nutrientes e, portanto, com qualidade muito boa (classe 1, segundo a Resolução CONAMA 357/2005). Assim, a sub-bacia do rio Mambu pode ser designada como uma zona para captação de água para consumo humano. De fato, neste rio existe uma captação de água que é uma das mais importantes do litoral sul do estado de São Paulo. Já o estuário do rio Itanhaém é muito utilizado para a pesca esportiva e essa área pode ser uma zona designada para proteção de espécies de interesse econômico. Por fim, o rio Castro, um dos formadores do rio Preto, possui águas pretas com pH sempre inferior a 4,5, concentrações de oxigênio dissolvido sempre abaixo de 2 mg.l⁻¹ e, portanto, enquadrado em classe 4 segundo a Resolução CONAMA 357/2005. No entanto, este rio praticamente não sofre impactos antrópicos, estas características da água são naturais e seu estado ecológico pode ser considerado bom. Neste caso, o rio Castro pode ser designado como uma zona para proteção de habitats ou espécies.

Ainda no Brasil, destacamos a iniciativa da ANA, que ao final de 2017 apresentou

um conjunto de 20 propostas para aperfeiçoar os marcos constitucional, legal e infralegal da gestão de águas no Brasil. Esta iniciativa foi denominada Projeto Legado (ANA, 2017). A conclusão do Projeto se deu durante o XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, sendo que ao final do evento foi gerado um documento intitulado “A Carta de Florianópolis–2017”, que ressaltou os seguinte aspectos:

“O XXII Simpósio da Associação Brasileira de Recursos Hídricos, reconhecendo os importantes avanços na gestão dos recursos hídricos no Brasil a partir da Lei 9433/1997, entende, como oportuno e necessário, promover um processo de aprimoramento do arcabouço jurídico e institucional do sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos, aproveitando-se das reflexões e contribuições oferecidas pelo Projeto Legado, coordenado pela ANA, bem como as oportunidades de mobilização da sociedade e dos atores políticos com a realização do VIII Fórum Mundial das Águas em Brasília, em 2018.”

Do Projeto Legado, destacamos uma questão-chave relacionada aos instrumentos de gestão de recursos hídricos, que consideramos ser a mais inovadora e ao mesmo tempo a mais subjetiva do Projeto. Ela se refere à aplicação de novos instrumentos econômicos de gestão como o pagamento pelos serviços ambientais proporcionados pelos ecossistemas aquáticos, por meio da revisão do Art. 5º da Lei 9433/1997 (Lei das Águas). É importante salientar, que a Lei das Águas prevê apenas a cobrança pelo uso dos recursos hídricos de uma determinada bacia hidrográfica.

A proposição do pagamento pelos serviços ecossistêmicos pode ser um primeiro passo rumo a alteração do paradigma utilitarista de uso da água, que temos no Brasil. No entanto, ainda é necessário evoluir consideravelmente para chegarmos no patamar da União Europeia, com a sua Diretiva Quadro da Água. No nosso entender, o pagamento pelos serviços ambientais, mencionado no Projeto Legado, precisa contemplar não somente os serviços ambientais relacionados diretamente com o bem estar humano e as atividades produtivas, mas também deve priorizar em manter ou melhorar a integridade ambiental dos ecossistemas aquáticos, bem como a sua diversidade biológica. Para que isto possa ocorrer, é necessário o estabelecimento de conceitos normativos que envolvam informações sobre a biodiversidade das comunidades aquáticas, visando com isto compreender e quantificar adequadamente os seus serviços ecossistêmicos. Além disto, é importante que haja uma discussão mais ampla sobre este tema, com pesquisadores de outras áreas da Ciência, além da Hidrologia, como por exemplo, da Limnologia, Geografia e Economia.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

É inegável que a legislação brasileira e os órgãos de gestão de recursos hídricos vêm sendo aprimorados no Brasil nas últimas décadas. A aprovação da Lei das Águas, a criação da Agência Nacional de Águas, a implementação dos Comitês de Bacias Hidrográficas e a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos, permitem atualmente o uso mais sustentável e racional dos nossos recursos hídricos. Por outro lado, também é inegável que a legislação brasileira necessita ser aprimorada, para que seja considerada a qualidade ecológica dos ambientes aquáticos e não somente a qualidade de suas águas com fins utilitaristas para o ser humano. Apesar de vários parâmetros físicos e químicos já estarem contemplados, ainda é necessário estabelecer novos parâmetros hidromorfológicos, biológicos e ecológicos para o enquadramento dos ecossistemas aquáticos brasileiros. Neste contexto, a legislação da União Europeia pode ser um bom ponto de partida para que esta discussão ocorra nos Comitês de Bacias Hidrográfica, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico e Conselhos Nacional e Estaduais de Recursos Hídricos. É importante ressaltar, que o foco na qualidade ecológica, introduzido pela Diretiva Quadro da Água, vai ao encontro das metas propostas pelo Painel Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos da ONU, enquanto a proteção da qualidade da água e dos ecossistemas aquáticos estão incluídos nas Metas 6 e 14 nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU (CARVALHO et al., 2019).

Consideramos importante refletir sobre um aspecto que é comum nas legislações do Brasil e da União Europeia em cenários de crise hídrica, que é a perspectiva utilitarista da gestão das águas (BETTENCOURT et al., 2021). Apesar deste ponto convergente, em períodos de escassez, a legislação brasileira estabelece um propósito primordialmente econômico-utilitarista dos recursos hídricos, sejam eles superficiais ou subterrâneos, enquanto na União Europeia, o Quadro Diretiva da Água preconiza um enfoque ecossistêmico, almejando que os ambientes aquáticos superficiais atinjam no mínimo uma “boa qualidade ecológica”, para que os seus recursos hídricos possam ser utilizados pelo ser humano e ao mesmo tempo porporcionem condições de manter as comunidades aquáticas preservadas e protegidas. Consideramos que o termo recurso hídrico, muito utilizado na nossa legislação, reforça esta perspectiva utilitarista, pois evidencia que a água é vista principalmente como um recurso para o ser humano e suas atividades produtivas. Neste contexto, acreditamos que devemos alterar este paradigma e alicerçar a nossa legislação também na conservação dos ambientes aquáticos e de sua biodiversidade e não somente no uso da água para as atividades humanas. No entanto, é importante ressaltar que a implementação da DQA no Brasil deve ser analisada com cautela e com um amplo debate entre os tomadores de decisões e a comunidade científica para que haja adaptações adequadas

à realidade social, política e econômica brasileira para que posteriormente ocorra a adequação dos conceitos da DQA ao SINGREH (CARDOSO-SILVA et al., 2013)

Nas últimas décadas a implementação da Diretiva Quadro da Água nos Estados-Membros da União Europeia vem revelando progresso no que se refere a melhorias da qualidade dos ambientes aquáticos, não somente nos aspectos físicos, químicos e microbiológicos para uso humano, mas também melhorias da qualidade ecológica, no que se refere a preservação e a recuperação da biodiversidade aquática. Neste contexto, o modelo legal utilizado pela União Europeia pode servir de inspiração para o aprimoramento da legislação brasileira. Para tanto, questões básicas de saneamento precisam ser resolvidas no Brasil. Não é concebível que em um país como o nosso ainda existam 94 milhões de pessoas sem coleta de esgoto e com apenas 50,8% de esgoto tratado em relação à água consumida.

2

ASPECTOS ECONÔMICOS, SOCIAIS E AMBIENTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO APODI – MOSSORÓ

Gustavo Henrique Gonzaga da Silva
Antonio Fernando Monteiro Camargo

INTRODUÇÃO

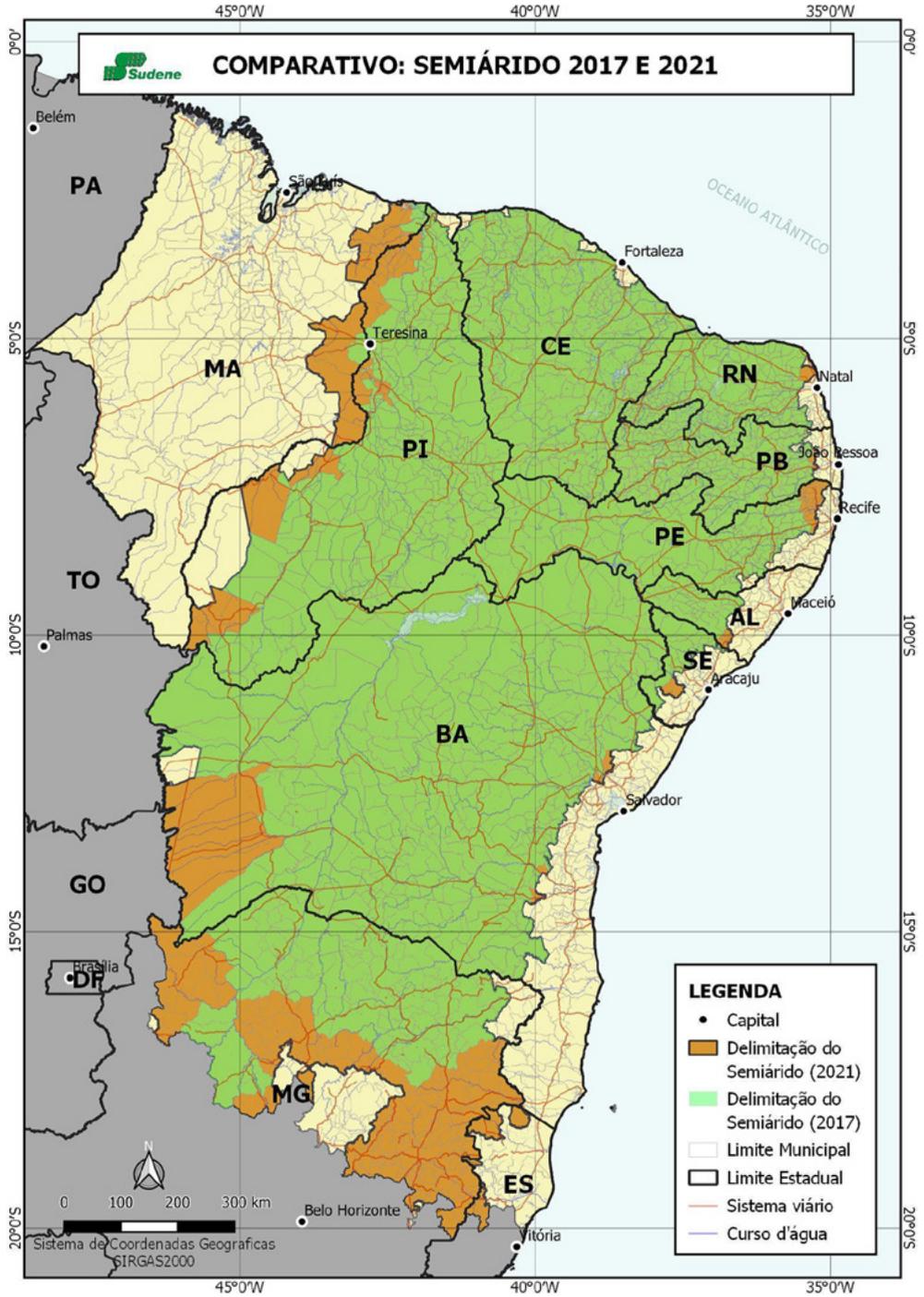
O semiárido brasileiro possui uma área de 1.1182.697 Km², com uma população humana estimada em 27.830.765 habitantes, que correspondem a cerca de 12% da população nacional. No Rio Grande do Norte a região semiárida ocupa 49.073 Km², ou seja, 4,35% da área total do semiárido do Brasil (SUDENE, 2017). Em 30 de dezembro de 2021, o Conselho Deliberativo da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE), incluiu 215 municípios ao mapa do semiárido brasileiro e excluiu outros 50. A delimitação de 2017, estabeleceu o semiárido brasileiro com 1262 municípios dos seguintes estados: Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e Minas Gerais, tendo o município de Mossoró (RN) como sua capital, de acordo com a lei nº 13.568/17. As resoluções da Sudene, nº 107, de 27/07/2017 e nº 115,

de 23/11/2017, alteraram os critérios para delimitação do semiárido brasileiro, ao incluir municípios do Maranhão e de Minas Gerais. A resolução Condel/Sudene nº 150, de 13 de dezembro de 2021, propõe que o semiárido passe a ter 1427 municípios, sendo seis deles localizados no estado do Espírito Santo. As resoluções também definiram os critérios para delimitação do semiárido brasileiro, ou seja, precipitação pluviométrica média anual igual ou inferior a 800 mm, índice de aridez de *Thornthwaite* igual ou inferior a 0,50 e percentual diário de déficit hídrico igual ou superior a 60%, considerando todos os dias do ano. A Figura 1 mostra um mapa comparativo da delimitação do semiárido brasileiro em 2017 e da delimitação proposta pela resolução Condel/Sudene nº 150, de 13 de dezembro de 2021.

Antongiovanni et al. (2022), em este estudo para determinar áreas prioritárias de restauração para as florestas de Caatinga com base no grau de resiliência das paisagens locais; importância dessas paisagens para a conectividade regional; e seu valor de conservação, com base na riqueza local de espécies de plantas endêmicas ameaçadas, constataram que das 10.406 bacias hidrográficas da Caatinga, que correspondem a uma área de 855.309 km², 51% estão cobertas por vegetação natural (437.727 km²), sendo que 2.422 bacias foram classificadas na classe de cobertura <20%, 1.747 em 20%-40%, 1.896 em 40%-60%, 1.939 em 60%-80% e 2.403 em ≥80%. Os autores constataram ainda que apenas 8% das áreas prioritárias para restauração estão dentro unidades de conservação, sendo que a rede real de áreas protegidas constitui cerca de 75.000 km² do território Caatinga (8,8%).

O estado do Rio Grande do Norte possui 15 bacias hidrográficas e duas faixas de escoamento difuso (Faixa Litorânea Leste e Faixa Litorânea Norte) (Figura 2). A BHAM é a segunda maior bacia do estado, com cerca de 210 km de extensão e 14.276 km² de área, que corresponde a cerca de 26,8% do território estadual, localizando-se no oeste do estado (Figura 3) (SEMARH, 2020). O rio Apodi-Mossoró possui suas principais nascentes no município de Luiz Gomes, no alto oeste do RN a uma altitude de 830m aproximadamente, na região da Serra de São José, Serra de Parati e Serra Negra do Norte, deságua no Oceano Atlântico, atravessando antes a região salina, entre os municípios de Grossos e Areia Branca. Em sua margem direita, o Apodi-Mossoró tem como principais tributários os rios Carmo, Umari e Pitombeira e, à margem esquerda, os rios Tapuio, Grande e Bom Sucesso. O rio Apodi-Mossoró, ao atravessar o município de Mossoró, tem um escoamento superficial da água (deflúvio médio) de 17,60 m³/s para uma área de drenagem de 9571 km² (SERHID, 1998).

Figura 1 – Mapa com a delimitação do semiárido brasileiro



Fonte: SUDENE (2020).

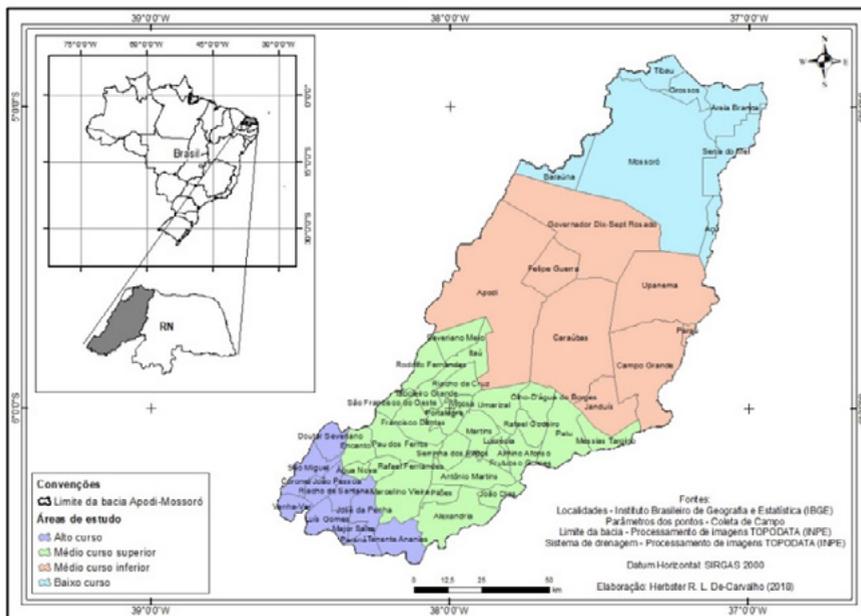
Figura 2 – Bacias Hidrográficas do Estado do Rio Grande do Norte



Legenda: LLED: Bacia-Faixa litorânea leste de escoamento difuso. LNEED: Bacia-Faixa litorânea norte de escoamento difuso.

Fonte: IGARN (2020).

Figura 3 – Municípios que compõem a bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró com as quatro unidades delimitadas (baixo curso, médio curso inferior, médio curso superior e alto curso).



Nota: Elaboração do mapa: Herber R. L. De-Carvalho.

Fonte: Carvalho et al. (2011).

ASPECTOS ECONÔMICOS E SOCIAIS

Dos 167 municípios do Rio Grande do Norte, 147 estão inseridos no semiárido, sendo que 52 localizam-se em sua totalidade ou parcialmente na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró (BHAM). Estes 52 municípios possuem uma área 17.271 km², que correspondem a cerca de 33% da área do estado. Das 3.506.853 de pessoas que vivem nos municípios do estado, estima-se que cerca de 789 mil vivem na BHAM, ou seja, 22,5 da população do Rio Grande do Norte (Tabela 1). O Produto Interno Bruto (PIB) de todos os municípios da BHAM, corresponde a 19,4 do PIB do estado, com destaque para o município de Mossoró, que sozinho concentra 49,3% do PIB de toda a bacia. Já o valor médio do Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) dos municípios da BHAM é de 0,614, tendo como base as informações obtidas no último levantamento feito pelo IBGE. A BHAM está inserida na maior mesorregião norte rio-grandense, que é mesorregião “Oeste Potiguar”. Esta mesorregião tem Mossoró como sua principal cidade e também engloba alguns municípios localizados na bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu.

Tabela 1 – Área, População Estimada (IBGE – 2019), Produto Interno Bruto – PIB (IBGE–2017) e Índice de Desenvolvimento Humano – IDH (IBGE – 2010) dos municípios que estão em sua totalidade ou parcialmente localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró (BHAM)

Município	Área (km ²)	População Estimada (IBGE)	PIB R\$ (x1000)	PIB R\$ per capita	IDH
AÇU	1.303,44	58.017	893.973	15.364	0,661
ÁGUA NOVA	50,68	3.252	25.489	7.818	0,616
ALEXANDRIA	381,20	13.577	125.194	9.054	0,606
ALMINO AFONSO	128,03	4.735	36.037	7.424	0,624
ANTÔNIO MARTINS	244,89	7.145	52.865	7.304	0,578
APODI	1.602,47	35.845	471.250	12.973	0,639
AREIA BRANCA	342,74	27.774	561.689	20.498	0,682
CAMPO GRANDE	896,96	9.768	83.511	8.549	0,611
BARAÚNA	825,68	28.374	506.899	18.048	0,574
CARAÚBAS	1.095,80	20.493	303.959	14.679	0,638
CORONEL JOÃO PESSOA	117,13	4.912	40.150	8.062	0,578
DOCTOR SEVERIANO	113,73	7.076	53.847	7.489	0,621
ENCANTO	125,74	5.638	42.126	7.434	0,629
FELIPE GUERRA	268,59	5.985	76.278	12.603	0,636

Município	Área (km²)	População Estimada (IBGE)	PIB R\$ (x1000)	PIB R\$ per capita	IDH
FRANCISCO DANTAS	181,55	2.824	24.792	8.578	0,606
FRUTUOSO GOMES	63,27	4.068	35.347	8.456	0,597
GOV. DIX-SEPT ROSADO	1.129,55	13.037	205.413	15.612	0,592
GROSSOS	124,53	10.383	131.949	12.704	0,664
ITAÚ	133,03	5.878	48.103	8.111	0,614
JANDUÍS	304,90	5.268	60.893	11.305	0,615
JOÃO DIAS	88,17	2.654	20.934	7.767	0,530
JOSÉ DA PENHA	117,63	5.951	48.807	8.067	0,608
LUCRÉCIA	30,93	3.996	41.752	10.432	0,646
LÚIS GOMES	166,63	10.116	68.790	6.736	0,608
MAJOR SALES	31,97	4.020	68.790	6.736	0,617
MARCELINO VIEIRA	345,71	8.347	62.168	7.320	0,609
MARTINS	169,46	8.725	81.835	9.306	0,622
MESSIAS TARGINO	135,09	4.601	76.805	16.667	0,644
MOSSORÓ	2.099,33	297.378	6.166.118	20.858	0,720
OLHO D'ÁGUA DO BORGES	141,17	4.258	34.519	7.937	0,585
PARANÁ	81,39	4.254	33.022	7.722	0,589
PARAÚ	383,21	3.768	40.706	10.548	0,603
PATU	319,13	12.755	129.578	10.088	0,618
PAU DOS FERROS	259,95	30.394	493.166	16.194	0,678
PILÕES	82,69	3.838	35.074	9.143	0,614
PORTALEGRE	110,05	7.867	59.752	7.555	0,621
RAFAEL FERNANDES	78,23	5.098	40.512	7.920	0,608
RAFAEL GODEIRO	100,07	3.201	28.890	8.933	0,654
RIACHO DA CRUZ	127,22	3.579	30.480	8.547	0,584
RIACHO DE SANTANA	128,10	4.204	31.379	7.336	0,591
RODOLFO FERNANDES	154,84	4.467	39.997	8.800	0,604
SÃO FRANCISCO DO OESTE	75,58	4.228	38.683	9.127	0,628
SÃO MIGUEL	166,23	23.519	218.339	13.017	0,606
SERRA DO MEL	620,24	11.938	306.519	25.892	0,614

Município	Área (km ²)	População Estimada (IBGE)	PIB R\$ (x1000)	PIB R\$ per capita	IDH
SERRINHA DOS PINTOS	122,37	4.800	37.321	7.709	0,598
SEVERIANO MELO	157,85	2.440	41.441	13.155	0,604
TABOLEIRO GRANDE	124,09	2.566	25.075	9.772	0,612
TENENTE ANANIAS	223,67	10.786	83.170	7.691	0,592
UMARIZAL	213,58	10.555	129.491	12.011	0,618
UPANEMA	873,14	14.659	141.977	9.718	0,596
VENHA-VER	71,62	4.177	35.656	8.516	0,555
VIÇOSA	37,90	1.718	15.769	9.109	0,592
BACIA APODI-MOSSORÓ	17.271,15	789.138	12.486.279	15.822	0,614*
RIO GRANDE DO NORTE	52.809,60	3.506.853	64.290.000	18.332	0,684

*Valor médio de todos os municípios da BHAM.

Fonte: IBGE (2010, 2017, 2019).

Os recursos hídricos da bacia Apodi-Mossoró são utilizados principalmente para abastecimento humano, dessedentação animal e irrigação, sendo que nos últimos anos tem-se observado um crescimento da demanda de água para aquicultura. No que se refere a irrigação, o polo de fruticultura irrigada de Baraúnas e Mossoró é um dos maiores produtores de melão do Estado, utilizando água do aquífero Jandaíra na região da Chapada do Apodi.

A produção de sal é outra importante atividade econômica na BHAM. A característica da planície flúvio-marinha do Rio Apodi-Mossoró, que possui 197,87 km² (MAIA; BEZERRA, 2012), associada a um estuário hipersalino (salinidade > 40‰) tornam a região estuarina do rio Apodi-Mossoró favorável a atividade salineira (Figura 4). Após a construção, em 1974, do Terminal Salineiro de Areia Branca (TERMISA – Porto Ilha), que fica a 14 km do município de Areia Branca (região estuarina do rio Apodi-Mossoró), houve a consolidação do estado do Rio Grande do Norte como maior produtor de sal marinho no Brasil. De acordo com a Companhia Docas do Rio Grande do Norte, que administra o Porto Ilha, entre 2013 e 2018, a transferência de sal das salinas de Areia Branca e Macau para o Porto-Ilha foi de aproximadamente 11 milhões de toneladas, o que dá uma média de 1859 milhões de toneladas/ano. A região estuarina do rio Apodi-Mossoró é responsável por produzir aproximadamente 49% do sal nacional. Essa produção elevada de sal deve-se à vazão reduzida do rio, à baixa declividade de sua planície flúvio-marinha e às suas características geomorfológicas que favorecem a entrada de água do mar (DINIZ; VASCONCELOS, 2017).

Figura 4 – Atividade salineira na região estuarina do rio Apodi-Mossoró



Foto: Gustavo H. G. Silva (2014).

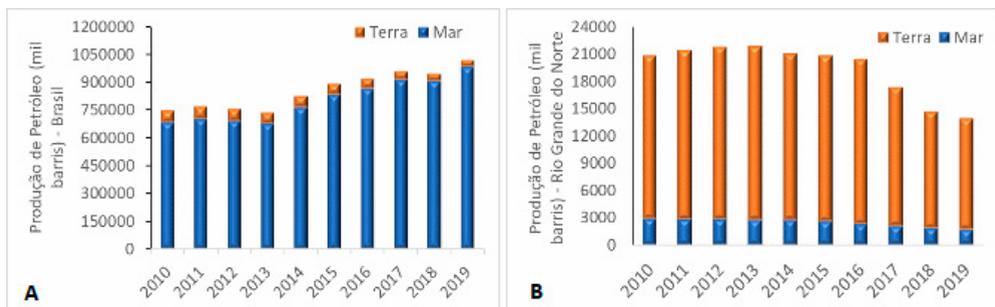
Em relação à atividade de exploração de Petróleo, o Rio Grande do Norte está entre os maiores produtores em terra (onshore) do Brasil, sendo que a Petrobras atua no estado desde 1951. O campo petrolífero Canto do Amaro possui uma área de aproximadamente 127 km² com mais de 1.600 poços de petróleo em exploração no município de Mossoró-RN e está entre os maiores campos de produção terrestre do país, tendo entrado em operação no ano de 1986 (COSTA FILHO et al., 2010). O campo de Canto do Amaro atingiu a produção de 22 mil barris por dia em 2013. Segundo a Agência Nacional do Petróleo, o estado recebeu 186,2 milhões de reais (R\$) em *royalties* de petróleo no ano de 2018, sendo que o município de Mossoró recebeu cerca de R\$ 26 milhões.

De acordo com o Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis de 2020 (ANP, 2020), em 2019, a produção nacional de petróleo (terra e mar) apresentou alta de 7,8% na comparação com o ano anterior, atingindo pouco mais 1 bilhão de barris (média de 2,8 milhões de barris por dia). Comparativamente com o ano de 2010, a produção brasileira de petróleo cresceu 26,3%. Já no Rio Grande do Norte, em 2019, a produção total de petróleo (terra e mar) apresentou redução de 5,4% (13,9 milhões de barris) quando comparada com a produção em 2018, que foi de 14,7 milhões de barris. O estado apresentou em 2019 uma redução da produção total de petróleo de cerca de 30%, quando comparada com a produção obtida em 2010 (Figura 5). Em 2019 o estado contava com 3433 poços produtores de petróleo e gás natural em terra, correspondendo a 47,6 % de todos os poços do Brasil, revelando a importância da produção de petróleo em terra no Rio Grande do Norte, quando comparada com a

produção em mar. No entanto, mesmo com a grande quantidade de poços em terra, a produção de petróleo no Rio Grande do Norte vem apresentando uma tendência de queda nos últimos anos, ao contrário do que vem ocorrendo em outras regiões do Brasil, onde a produção de petróleo vem aumentando. Esta redução de cerca de 50% da produção de petróleo em terra, reflete a atual política da Petrobrás de focar na exploração de petróleo no mar, especialmente em águas profundas, e também reflete a crise por qual a empresa passou recentemente.

É importante destacar, que nos últimos anos vem ocorrendo a implantação de Parques Eólicos em vários estados nordestinos no intuito de diversificar a matriz energética nacional. No âmbito da BHAM, houve em 2020 a primeira audiência pública para a divulgação do Estudo de Impacto Ambiental referente aos projetos da Central Eólica Santa Teresinha, a ser instalada em Tibau (RN) e que possuirá oito aerogeradores de 3,465 MW cada, totalizando 27,7 MW e da Central Eólica Santa Fé I, com dezenove aerogeradores de 3,465 MW cada, totalizando 65,8 MW, a ser instalada em Grossos (RN) (CSA, 2019).

Figura 5. Produção de petróleo (terra e mar) nacional (A) e do Rio Grande do Norte (B) de 2010 a 2019



Fonte: ANP (2020).

A carcinicultura desenvolvida no estuário do Rio Apodi-Mossoró e a piscicultura praticada em tanques-rede, implementada nos reservatórios públicos de Santa Cruz e Umari, são atividades produtivas que merecem ser destacadas. Moura et al. (2016), ao avaliarem a sustentabilidade do sistema de cultivo em tanques-rede, desenvolvido no reservatório de Santa Cruz, verificaram que o sistema de cultivo foi viável economicamente, gerando lucro e distribuindo renda. Ambientalmente, o sistema foi dependente de insumos, em especial os nutrientes nitrogênio e fósforo, bem como de energia, além de elevar a sedimentação de material particulado no reservatório. A modelagem revelou que a piscicultura realizada nos moldes familiares no açude de Santa Cruz foi potencialmente sustentável. No reservatório de Umari, utilizando os mesmos indicadores de sustentabilidade, constatou que os sistemas de criação de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede não foram sustentáveis economicamente,

inviabilizando a atividade no reservatório, especialmente devido à grande mortalidade de peixes registrada em janeiro de 2016, quando o açude estava com apenas 18% do seu volume total, chegando ao início de 2017 com apenas 8,8% (CACHO, 2017; CACHO et al., 2020). Essa mortalidade acarretou a perda de cerca de 60 toneladas de tilápias que eram criadas em tanques-rede no reservatório de Umari (HENRY-SILVA et al, 2019).

Um outro estudo que merece destaque, e que foi conduzido por pesquisadores da UFRN e da UFERSA, analisou comparativamente a piscicultura e a atividade pesqueira em reservatórios da BHAM. Lopes et al. (2018) realizaram uma análise socioeconômica da piscicultura em tanques-rede e da pesca nos reservatórios de Santa Cruz e Umari, no período de junho de 2013 a junho de 2014. Em ambos os açudes foram identificados 23 piscicultores, que produziram 27,7 toneladas de tilápia-do-Nilo e 119 pescadores, que realizaram um total de 903 desembarques pesqueiros, totalizando 2,9 toneladas de peixes, sendo que as principais espécies capturadas foram: tucunaré (*Cichla ocellaris*), que correspondeu a 90% de todos os peixes, seguida da espécie nativa curimatã (*Prochilodus brevis*), da traíra (*Hoplias malabaricus*) e da tilápia-no-Nilo (*O. niloticus*). De acordo com os autores, a piscicultura em tanques-rede foi uma atividade mais lucrativa, pois seus benefícios líquidos foram estimados em quase sete vezes mais do que a pesca. Este fato pode ser atribuído à dependência de cada atividade em diferentes segmentos de mercado. A pesca depende quase que exclusivamente de negócios diretos com intermediários e consumidores (95,3%), enquanto 21,2% da produção da aquicultura é vendida ao governo. Além disso, a pesca é multiespecífica, com alguns peixes menos valiosos do que a tilápia-do-Nilo e nenhum com valor mais elevado que esta espécie exótica. Por outro lado, foi constatado que apesar da aquicultura gerar receitas mais altas do que a pesca, essas receitas se restringem a uma parcela menor da população. A pesca beneficiou diretamente no mínimo 3,3 vezes mais pessoas do que a piscicultura. Além disso, a pesca contribuiu 3,9 vezes mais para o consumo alimentar dos pescadores (autoconsumo).

Lopes et al. (2018), concluíram que a prática conjunta da pesca e da aquicultura nos reservatórios de Santa Cruz e Umari gerou benefícios semelhantes para a economia antes que seu produto final chegasse ao mercado. Uma vez no mercado, a aquicultura gerou maiores receitas econômicas. No entanto, ao usar uma abordagem socioeconômica mais abrangente, a pesca foi socialmente mais justa, por empregar mais pessoas e por proporcionar uma contribuição maior para a segurança alimentar da população local. A piscicultura em tanques-rede, apesar de proporcionar ganhos maiores, também gerou perdas maiores, podendo não ser uma atividade acessível para aqueles que não têm condições de arcar com maiores investimentos iniciais para implementar este tipo de empreendimento.

Em relação à agricultura, os municípios que compõem a BHAM, destacam-se quanto à produção de arroz (99% da produção de todo o estado), melancia (72%), melão (69%), acerola

(65%), castanha de caju (60%), mamão (54%), feijão de corda (67%), feijão fradinho (63%) e milho em grão (51%). Em termos absolutos (toneladas), os itens agrícolas mais produzidos são: melão (120.668), melancia (29.853) e mamão (28.643) (Figura 6). Em relação à pecuária, destacam-se os rebanhos de muares (71%), patos, gansos, marrecos, perdizes e faisões (50%), caprinos (48%), ovinos (43%), asininos (38%), suínos (39%), bovinos (27%), equinos (26%) e galináceos (25%). Em termos absolutos (número de animais criados), destacam-se a criação de ovinos (228.691), bovinos (206.096) e caprinos (134.083) (Figura 7).

ASPECTOS AMBIENTAIS

O clima da BHAM é predominantemente do tipo BSw'h, da classificação climática de Köppen, caracterizado por ser muito quente e semiárido. O regime de chuvas é dividido em dois períodos hidrológicos distintos: período chuvoso, entre janeiro e junho, e período seco, compreendido entre os meses de julho e dezembro (IGARN, 2020; KOTTEK et al. 2006). Devido às condições climáticas, o rio Apodi-Mossoró e seus tributários apresentam característica de intermitência, à exceção do trecho perenizado após o barramento do reservatório de Santa Cruz, localizado no médio curso da bacia. No entanto, entre os anos de 2016 e 2017, mesmo a jusante da referida barragem, esse trecho tornou-se intermitente.

Os dados da série temporal de precipitação pluviométrica de 1993 a 2019, dos postos de monitoramento obtidos junto ao banco de dados da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte – EMPARN, revelaram que a precipitação média na bacia do BHAM foi de 693 mm. Já os valores médios de precipitação de cada região foram: 696 mm (alto curso); 758 mm (médio curso superior, incluindo os municípios de Portalegre e Martins); 635 mm (médio curso inferior) e 600 mm (baixo curso). Analisando apenas a precipitação nos municípios de Portalegre e Martins (médio curso superior), o valor médio foi de 1090 mm. Os anos com maiores precipitações pluviométricas para o período analisado (1993 a 2019) na BHAM foram: 2004 (1069 mm); 2008 (1057 mm) e 2009 (1164 mm). Esses dois anos consecutivos de chuvas acarretaram no transbordamento dos reservatórios de Santa Cruz e Umari e a consequente inundação de diversos trechos da bacia hidrográfica, elevando o nível do rio Apodi-Mossoró em quase dois metros. Já os anos com menor quantidade de chuvas foram: 1993 (209 mm), 2012 (327 mm) e 1998 (342 mm) (Figura 8).

Segundo o Instituto Nacional de Meteorologia, a seca que atingiu o semiárido brasileiro de 2012 a 2017 foi a pior já registrada. Foram seis anos consecutivos de chuvas abaixo da média na maioria das regiões do semiárido nordestino. Na BHAM, essa realidade não foi diferente. Nesse período, a precipitação ficou abaixo da média (693 mm) por seis anos consecutivos: 2012 (327 mm), 2013 (653 mm), 2014 (582 mm), 2015 (443 mm), 2016 (438 mm) e 2017 (533

Figura 6 – Comparativo da produção agrícola (toneladas) dos 14 principais produtos cultivados no Rio Grande do Norte e na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró



Fonte: Censo IBGE (2017).

Figura 7 – Comparativo dos rebanhos (número de indivíduos—cabeças) criados no Rio Grande do Norte e da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró



Fonte: Censo IBGE (2017).

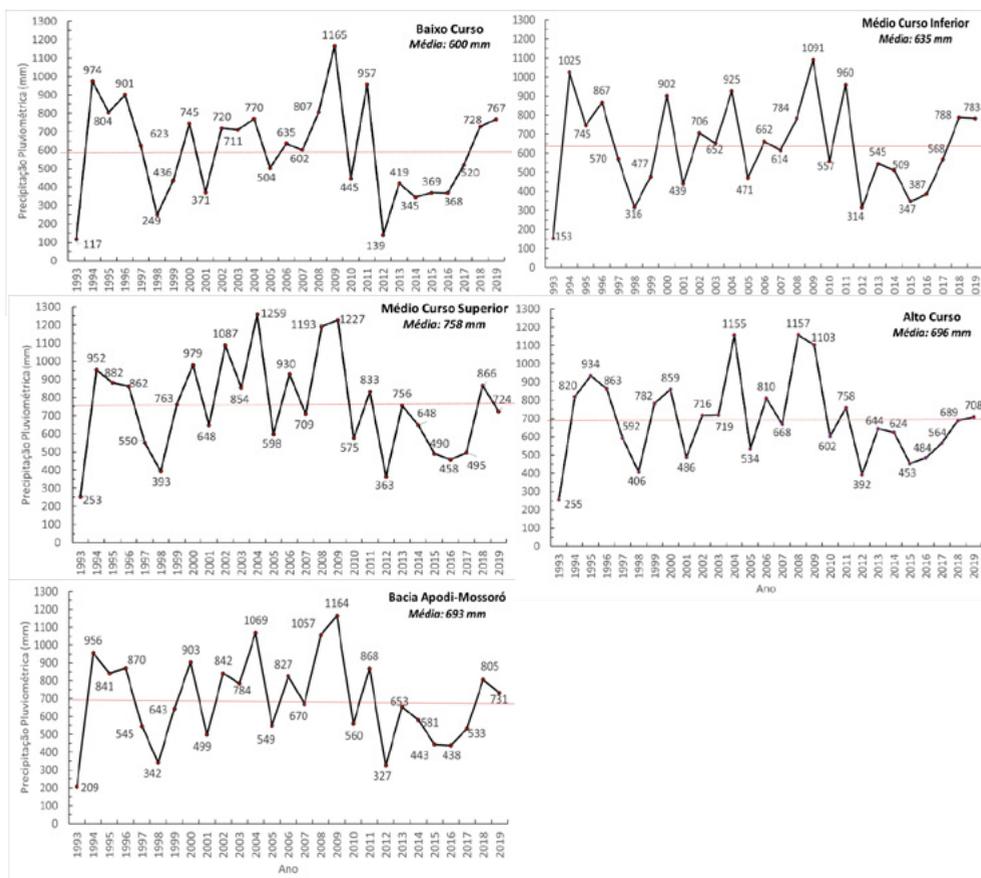
mm) (Figura 8). É importante relembrar que a seca de 1993 reduziu à metade o rebanho bovino do Rio Grande do Norte, setenta por cento do território potiguar foi afetado pela estiagem e levou o Governo Federal a criar Comissões Municipais que atuaram na criação de frentes produtivas. A seca de 1998, que assolou o semiárido, levou as pessoas a saquearem feiras, mercados públicos e depósitos de alimentos do governo (DUARTE, 1999, 2000 E 2002; LIMA E MAGALHÃES, 2018). Apesar da seca que atingiu o semiárido nordestino de 2012 a 2017 ter sido a mais longa da história, com muitos reservatórios entrando em colapso, como o de Pau dos Ferros (terceiro maior em termos de volume, com capacidade de 54.846.000,00 m³), as populações foram menos afetadas se comparadas com as estiagens de décadas passadas.

Atualmente a população nordestina vive, em sua maioria, em centros urbanos (cerca de 62%), sendo menos suscetível aos efeitos drásticos da seca. Os programas governamentais também foram aspectos positivos para a redução dos efeitos da seca sobre as populações, como por exemplo, a distribuição de água por meio de carros-pipa, a construção de cisternas nas zonas rurais e o Programa Água Doce, que visou dessalinizar água salobra. Mattos e May (2020) destacam ainda outros fatores que foram importantes para garantir a segurança hídrica do semiárido nordestino, durante este último período de seca prolongada: (I) diversificação de atividades econômicas familiares; (II) acesso da população rural a programas de seguridade

social e segurança hídrica (Bolsa Família, Aposentadoria Rural, Salário Maternidade, Bolsa Estiagem, Programa Garantia Safra e Crediamigo), que além de garantir renda adicional a família, também pode auxiliar a revitalizar ou mesmo ampliar os sistemas de convivência com a seca e (III) interatividade comunitária que possibilitou a troca de experiências para a busca de soluções coletivas e individuais. Como exemplo, podemos mencionar a tecnologia social premiada em 2015 pela Fundação Banco do Brasil, que proporcionou o reaproveitamento da água, proveniente das atividades domésticas, para irrigar árvores frutíferas e hortaliças do assentamento Monte Alegre (Upanema – RN), localizado na bacia do rio Apodi-Mossoró. Esta tecnologia social foi desenvolvida graças à parceria entre as mulheres do assentamento, o Centro Feminista 08 de Março e a Universidade Federal Rural do Semi-Árido.

Atualmente também há um monitoramento mais efetivo das condições meteorológicas, que permite a previsão de secas, como por exemplo o sistema do Monitor de Secas, coordenado pela Agência Nacional de Águas, e que conta com a adesão dos estados das regiões Nordeste, Sudeste e Sul, além dos estados de Goiás, Tocantins e Mato Grosso do Sul e do Distrito Federal. A Secretaria de Recursos Hídricos e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte (SEMARH-RN) também realiza o monitoramento da situação volumétrica dos reservatórios com capacidade superior a 5.000.000 m³. Esse monitoramento é essencial para o planejamento adequado do aproveitamento dos recursos hídricos, bem como para a tomada de decisões no âmbito dos Comitês de Bacias Hidrográficas do estado. Na BHAM, o monitoramento ocorre nos seguintes reservatórios: Apanha Peixe; Bonito II; Brejo; Encanto; Flechas; Jesus Maria José; Lucrécia; Malhada Vermelha; Marcelino Vieira; Morcego; Passagem; Pau dos Ferros; Pilões; Riacho da Cruz II; Rodeador; Santa Cruz do Apodi; Santana; Santo Antonio de Caraúbas; Tourão e Umari.

Figura 8 – Série temporal (1993 a 2019) de precipitação pluviométrica na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró. Linha vermelha indica os valores médios de precipitação entre os anos de 1993 e 2019 para os diferentes trechos da bacia (Baixo Curso, Médio Curso Inferior, Médio Curso Superior e Alto Curso) e para a bacia como um todo



Dos reservatórios da BHAM monitorados pela SEMARH-RN, destacamos os de Santa Cruz e de Umari, especialmente pelo volume de água que ambos podem armazenar, por suas localizações estratégicas na bacia hidrográfica e pela qualidade de suas águas (Figura 9). O reservatório Santa Cruz, localizado no município de Apodi (05° 46' 13,27" S e 37° 48' 33,01" O), foi concluído em 2002, sendo formado pelo barramento do rio Apodi-Mossoró. Sua bacia hidrográfica possui 4.264,00 km² e bacia hidráulica de 3.413,36 ha. Sua tomada d'água é do tipo "galeria com torre de montante" com descarga de 6 m³/s. A sua capacidade de armazenamento de água é de 599.712.000,00 m³ e o seu volume morto é de 15.872.000,00 m³ (2,6% do seu volume total), sendo o segundo maior reservatório do estado (Figura 10). Já o reservatório Umari (Jessé Pinto

Freire), localizado no município de Upanema (05°42'04,24''S e 37°14'34,28''O), é formado pelo barramento do rio do Carmo afluente do rio Apodi-Mossoró. Possui bacia hidrográfica de 1.533,00 km², bacia hidráulica de 2.922,67 ha e a sua tomada d'água também é do tipo “galeria com torre de montante” com descarga de 1,37 m³/s. A sua capacidade de armazenamento é de 292.812.650,00 m³, o seu volume morto é de 13.555.668,00 m³ (4,6% do seu volume total), sendo o terceiro maior do Rio Grande do Norte em termos de volume de armazenamento de água (Figura 11) (SEMARH, 2020).

Figura 9 – Localização geográfica dos reservatórios: (A) Santa Cruz (05°46'13,27''S e 37°48'33,01''O) e (B) Umari (05°42'04,24''S e 37°14'34,28''O)

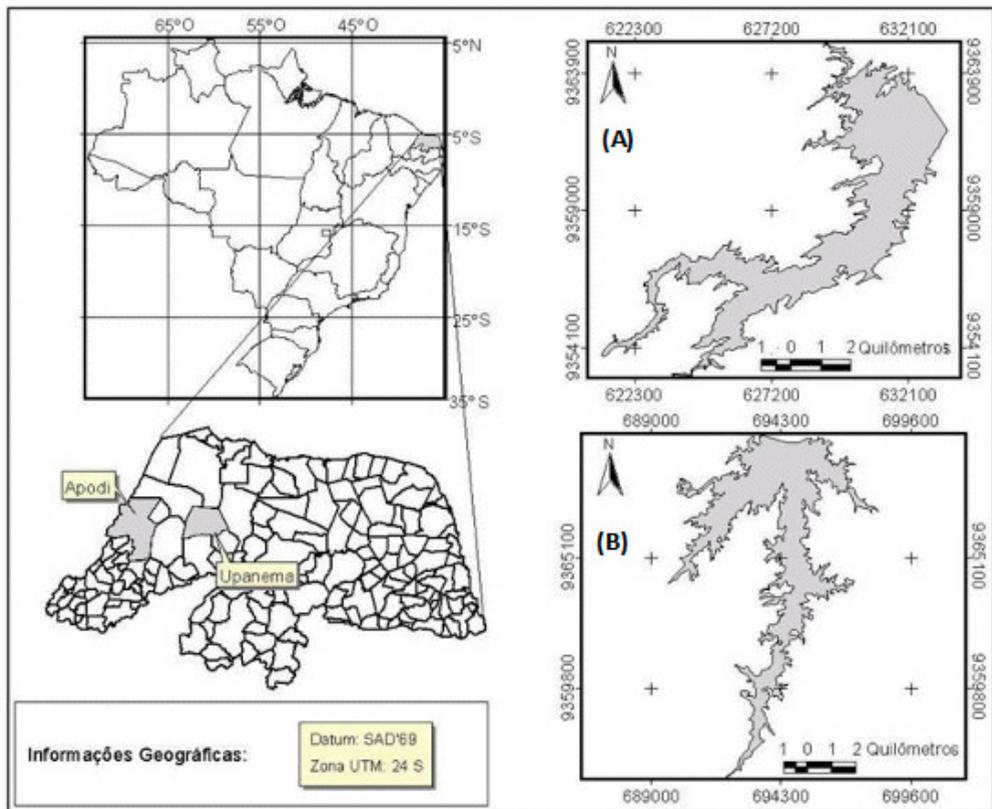


Figura 10 – Reservatório de Santa Cruz – Apodi – RN



Fotos: Gustavo H.G. Silva (2010).

Figura 11 – Reservatório de Umari – Upanema – RN

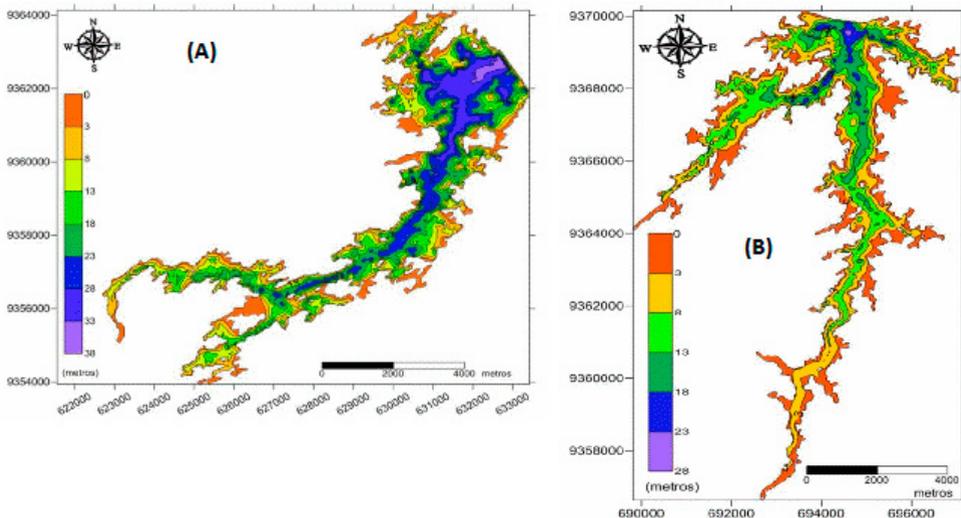


Fotos: Gustavo H.G. Silva (2011).

Moura et al. (2014) realizaram em dezembro de 2012 as batimetrias dos reservatórios de Santa Cruz e Umari, quando os mesmos estavam com 60 e 47% dos seus volumes totais, respectivamente. O relevo batimétrico do reservatório Santa Cruz evidenciou que a porção com maior profundidade está localizada próxima à barragem (± 38 m), com o corpo central do reservatório com profundidades menores, principalmente entre 23 e 33 m. A maioria das baías e reentrâncias apresentou profundidade de até 8 m. O braço secundário foi relativamente raso, com profundidades entre 3 e 13 m. Uma pequena porção do reservatório, próximo à área de influência do rio Apodi-Mossoró, apresentou profundidades menores que 3 m (Figura

12A). A profundidade média do reservatório de Santa Cruz para este período foi de 13,5 m. O relevo batimétrico do reservatório Umari evidenciou uma porção mais profunda localizada junto à barragem (± 28 m). Profundidades maiores que 18 m foram encontradas no corpo central do reservatório em regiões próximas da barragem. Os braços secundários foram relativamente rasos, com profundidades entre 3 e 13 m, sendo que a maioria das baías e reentrâncias, juntamente com várias áreas do braço principal do reservatório, apresentaram profundidades até 3 m, principalmente quando o canal se aproxima da área de influência do rio do Carmo. A profundidade média do reservatório de Umari foi de 8,2 m (Figura 12B).

Figura 12 – Mapas batimétricos dos reservatórios Santa Cruz (A) e Umari (B) – RN. Equidistância entre curvas de 400 m

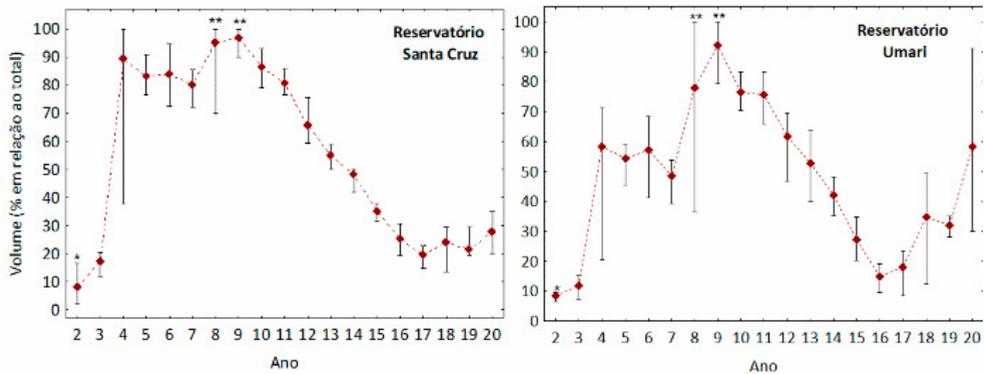


Fonte: Moura et al. (2014).

Em 2002 foi iniciado o enchimento dos reservatórios de Santa Cruz e Umari, sendo que o transbordamento de ambos ocorreu nos anos de maior precipitação pluviométrica na BHAM, ou seja, em 2008 e 2009 (Figura 13). No reservatório de Santa Cruz, nos meses de abril a junho de 2008, a lâmina de água sobre o sangradouro variou de 7 a 43 cm, enquanto nos meses de abril a julho de 2009 os valores variaram de 4 a 82 cm. No reservatório de Umari, em maio de 2008, a lâmina de água sobre o sangradouro variou de 1 a 4 cm, enquanto nos meses de maio a julho de 2009 a variação foi de 4 a 55 cm. A partir de 2010 iniciou uma gradativa redução de seus volumes, com Santa Cruz atingindo seu menor nível no início de 2018 (13,4%) e Umari em 2017 (8,4%). Essa redução dos volumes de ambos os reservatórios esteve relacionada com o período de chuvas abaixo da média na BHAM, especialmente no período de 2012 a 2017. As precipitações

mais elevadas na bacia nos anos de 2018 e 2020 interromperam essa sequência de queda do volume dos reservatórios e o risco iminente de atingirem suas Reservas Técnicas de Água (volume morto) (Figura 13).

Figura 13 – Valores médios, mínimos e máximos dos volumes (% em relação ao total) dos reservatórios de Santa Cruz e Umari no período de janeiro de 2002 a julho de 2020. *Início do enchimento dos reservatórios em 2002. ** Lâmina de água sobre o sangradouro (“sangria”) em 2008 e 2009



Fonte: SEMARH-RN

Em termos geomorfológicos, a BHAM pode ser dividida em Depressão Sertaneja (alto curso), Maciços Residuais (regiões mais elevadas da bacia), localizados na metade meridional, e Planícies em Depósitos Mesozóicos e Cenozóicos. Na região da Depressão Sertaneja, ocorrem elevações como as Serras de Portalegre e Martins. A porção centro-norte da BHAM é constituída pela Superfície Cárstica, enquanto no baixo curso, localiza-se a bacia sedimentar Potiguar com as Formações Jandaíra e Açú (depósitos Mesozóicos) e a Formação Barreiras e depósitos eólicos aluvionares (Cenozóico). Na foz do rio Apodi-Mossoró, há a Faixa Litorânea, composta por uma planície flúvio-marinha (MAIA; BEZERRA, 2012; IGARN, 2020).

Em relação à geologia, a bacia é constituída por duas regiões principais, a área cristalina, constituída por rochas ígneas e metamórficas e a área sedimentar, formada principalmente por rochas areno-argilosas e calcárias. A primeira área tem extensão de aproximadamente 6.500 km² e a segunda, de 4.500 km². A Depressão Sertaneja, do ponto de vista geológico, é relacionada a litologias Pré-Cambrianas dos complexos Caicó e Seridó. Os sedimentos que caracterizam os topos dos Planaltos Residuais são relacionados à Formação Serra do Martins (período Terciário). O platô da Superfície Cárstica é constituído por um pacote sedimentar clástico da Formação Açú, sobrepondo-se ao embasamento cristalino e recoberto pela Formação Jandaíra. Na Faixa Litorânea ocorrem Aluviões, constituídos por sedimentos de origem flúvio-marinhos,

e as Dunas Móveis, relacionadas com as areias inconsolidadas de praias (IGARN, 2020). As características geológicas do RN favorecem a formação de cavernas calcárias, sendo que o estado é o quarto em número de cavernas em todo o Brasil. Essas cavernas ocorrem principalmente na Mesorregião Oeste Potiguar, com destaque para as áreas dos municípios de Felipe Guerra, Governador Dix-Sept Rosado e Caraúbas, onde estão localizadas 52,3% (496 cavidades) das cavernas conhecidas do estado (BENTO et al., 2015).

No intuito de preservar esses ambientes e também proteger a biodiversidade da Caatinga, que atualmente possui menos de 1% sob proteção de unidades de conservação, foi criado, em 5 de junho de 2012, o Parque Nacional de Furna Feia, sendo o primeiro Parque Nacional do estado do Rio Grande do Norte. O Parque tem uma área de aproximadamente 8494 ha, distribuída pelos municípios de Mossoró e Baraúna. Seus objetivos principais são: I–preservar o complexo espeleológico da Furna Feia e a biodiversidade associada ao bioma Caatinga; II–realizar pesquisas científicas; e III–desenvolver atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico. Os levantamentos preliminares da fauna e da flora indicam uma diversidade biológica elevada na região do parque: 105 espécies de plantas, sendo 22 espécies endêmicas da Caatinga; 101 espécies de aves, sendo várias endêmicas; 23 espécies de mamíferos e 11 espécies de répteis, além de várias espécies de invertebrados troglóbios. O Parque possui ainda cerca de 202 cavernas (BRASIL, 2012; BENTO et al., 2013) (Figura 14).

Figura 14 – Caverna localizada no Parque Nacional de Furna Feia – RN



Fotos: Gustavo H.G. Silva (2019).

Na BHAM encontra-se a região das serras de Martins e Portalegre, que podem ser classificadas como Refúgio Florestal Úmido ou Brejo de Altitude (Figura 15). Os Brejos de Altitude nordestinos ocupam cerca de 2.626 km², sendo compostos por florestas semidecíduais ombrófilas abertas e com fragmentos de vegetação de Cerrado e de Caatinga. Ab'Saber (1999) classificou estas de serras úmidas como paisagens de exceção, com enclaves de florestas úmidas. Esses refúgios florestais úmidos representam apenas 5% da superfície total do semiárido nordestino, estando, em sua maioria, localizados no Sistema Orogênico Borborema (Vasconcelos Sobrinho, 1971; Bétard et al, 2007; Sales, 2002). A região da Serra de Martins possui relevo com altitudes variando entre 400 e 800 metros. Apesar da região estar incluída na área geográfica de abrangência do clima semiárido brasileiro, possui clima tropical chuvoso com estação seca, temperatura média anual em torno dos 23 °C e índice pluviométrico de aproximadamente 1100 mm/ano. Devido à altitude, nessa região são encontrados formações vegetais densas e solos bem desenvolvidos. Medeiros (2016) Identificou que entre as Unidades Geoambientais da Serra de Martins, as fácies “Superfícies Tabulares com Relevo Plano em Capeamento Sedimentar com Floresta Estacional Semidecidual sobre Latossolos Amarelo Distróficos” deveria ser classificada como Brejos de Altitude, denominada Brejo de Altitude Chapada de Martins.

Figura 15 – Região de serras (Martins e Portalegre) na Bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró-RN



Fotos: Gustavo H.G. Silva (2016).

Outra área inserida na BHAM que merece destaque é o Lajedo de Soledade, localizado no município de Apodi (RN). O Lajedo possui uma área de 3 km² e é considerado a maior exposição de rocha carbonática da Bacia Potiguar (Formação Jandaíra), tendo se formado há cerca de 90 milhões de anos, quando um mar raso cobria toda a região. Após o recuo do mar e soerguimento da área, a água erodiu o calcáreo, dando origem as fendas, ravinas e cavernas que proporcionaram ambientes propícios para a fauna pleistocênica e para o homem pré-histórico

(BAGNOLI, 1994). No Lajedo foram encontrados ossos fossilizados de mastodontes, preguiça-gigante (*Eremotherium laurillardii*), tatus-gigantes (*Glyptodon* sp e *Holmesina* sp), urso-de-face-curta (*Arctotherium* sp) e tigres-de-dentes-de-sabre (*Smilodon populator*), além de grande quantidade de gravuras e pinturas rupestres (PORPINO et al., 2009) (Figura 16). De acordo com Porpino et al. (2004), os fósseis de mamíferos coletados nas ravinas do Lajedo revelaram animais com preferências por florestas ou áreas ecotonais, indicando um paleoambiente com cobertura vegetal do tipo savana e com características mais fechadas do que as atuais. Uma das ameaças ao Lajedo é a mineração artesanal do calcáreo para a produção de cal, que ocorre em seu entorno (Figura 17).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As informações contidas neste capítulo, são uma síntese da importância ambiental, econômica e social da BHAM, principalmente no contexto do estado do Rio Grande do Norte. Constatamos que quase um quinto do PIB do estado é gerado pelos municípios da BHAM, com a cidade de Mossoró sendo responsável por quase metade deste valor. Já o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) médio dos municípios da BHAM é de 0,614, abaixo do valor estadual que é de 0,684. Analisando de forma individualizada os municípios da bacia, é possível identificar uma grande amplitude de variação deste índice, com Mossoró atingindo um valor relativamente elevado (0,720), enquanto outros municípios apresentam valores baixos, como por exemplo, Venha-Ver (0,555), Antônio Martins (0,578), Riacho da Cruz (0,584) e Olho D'Água dos Borges (0,585). Dentre as principais atividades econômicas desenvolvidas nos municípios que compõe a bacia, destacam-se as atividades relacionadas a agricultura, principalmente a produção de melão, mamão e melancia, a pecuária, com destaque para a criação de caprinos e ovinos, além da produção de sal e de petróleo em terra e da atividade de carcinicultura. Em relação a piscicultura, a principal espécie cultivada é a tilápia-do-Nilo. O cultivo desta espécie exótica vem ocorrendo em viveiros escavados, em fazendas localizadas na região estuarina da bacia, tanto em sistemas de monocultivo quanto de policultivo com camarão marinho, e em reservatórios de água, como por exemplo, os açudes de Santa Cruz e de Umari. Também apresentamos uma série temporal de dados de precipitação pluviométrica de 1993 a 2019 na bacia hidrográfica, revelando a seca prolongada que atingiu o semiárido principalmente entre 2012 e 2017, que comprometeu a capacidade de armazenamento de vários reservatórios, com o açude de Santa Cruz atingindo seu menor volume no início de 2018 (13,4%) e o de Umari em 2017 (8,4 %). Para finalizar, destacamos a região das serras de Martins e Portalegre, que podem ser classificadas como Brejos de Altitude, o Lajedo de Soledade, onde foram encontrados ossos fossilizados de grandes mamíferos, além de

Figura 16 – Vista do Lajedo de Soledade (no detalhe uma ravina) (A). Pinturas rupestres encontradas no Lajedo de Soledade (B)



Fotos: Gustavo H.G. Silva (2014).

Figura 17 – Atividade de produção da cal próxima ao Lajedo de Soledade – Apodi (RN)



Fotos: Gustavo H.G. Silva (2014).

gravuras e pinturas rupestres e o Parque Nacional de Furna Feia, primeiro Parque Nacional do Rio Grande do Norte, que possui elevada diversidade de espécies endêmicas da Caatinga e centenas de cavernas, que precisam ser protegidas e melhor conhecidas e pesquisadas.

3

ANÁLISE ALTIMÉTRICA E MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO APODI-MOSSORÓ

Herbster Ranielle Lira de Carvalho
Gustavo Henrique Gonzaga da Silva

INTRODUÇÃO

A caracterização física de uma bacia hidrográfica possibilita prever o comportamento hidrológico de um sistema de drenagem, sendo uma ferramenta útil ao gerenciamento dos seus recursos hídricos e ao planejamento ambiental. A análise morfométrica também é útil em tomadas de decisão que envolvam aspectos ambientais, sociais e econômicos de uma determinada bacia hidrográfica (ALVES et al., 2014; GERBER et al., 2018). Atualmente, o uso de tecnologias de geoprocessamento é cada vez mais constante nas diversas áreas do conhecimento, inclusive na caracterização e gerenciamento de bacias hidrográficas. Com o passar do tempo e com o constante avanço das tecnologias voltadas para o armazenamento e manipulação de quantidades cada vez maiores de dados, os “softwares” conhecidos como Sistemas de Informações Geográficas

(SIGs), específicos para análise de dados geográficos, tornaram-se cada vez mais potentes e rápidos. Na análise aqui apresentada, foram usadas imagens oriundas da missão do projeto internacional da Agência Americana de Inteligência Geoespacial (National Geospatial-Intelligence Agency–NGA), conhecido como “Shuttle Radar Topography Mission” (SRTM), e os dados processados usando o programa ArcGIS 10.4, versão “Trial” (CHIEN, 2000).

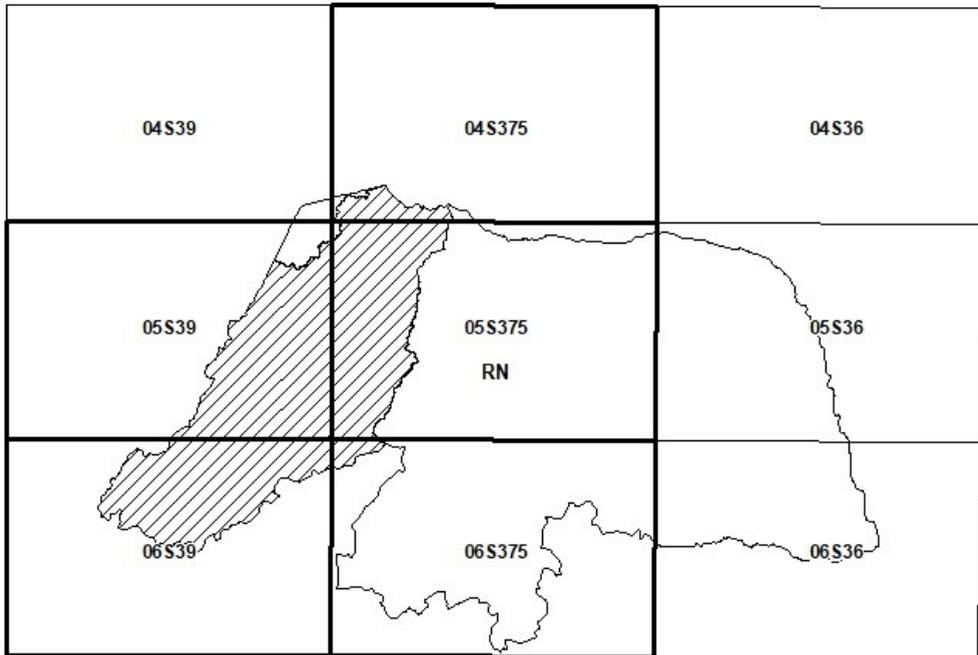
Analisando os padrões das imagens SRTM, é possível identificar as diversas categorias de relevo, o que possibilita a individualização e hierarquização dessas categorias, conforme os aspectos morfoestruturais da região imageada em estudo (BARBOSA et al, 1983; SILVA; SANTOS, 2007). Os modelos SRTM são fontes de informações altimétricas fundamentais no mapeamento geomorfológico brasileiro, possibilitando a elaboração de mapas de curvas de nível, além de cartas hipsométricas e de perfis topográficos (SILVA; SANTOS, 2007). Nesse contexto, este capítulo teve como objetivo determinar e analisar as seguintes características morfométricas da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró (BHAM): perímetro; área de drenagem; eixo; comprimento do canal principal; distância vetorial do canal principal; fator de forma; índice de compacidade; índice de circularidade; densidade de drenagem; densidade dos rios; extensão do percurso superficial e coeficiente de manutenção.

MATERIAL E MÉTODOS

As imagens SRTM foram adquiridas no Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (TOPODATA) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais–INPE. Essas imagens estão organizadas em quadrículas de 1° de latitude por 1°30' de longitude, formando uma grade conhecida como GRADE TOPODATA. As imagens estão na escala de 1:250.000 e projetadas no Sistema Geodésico de Referência (SGR) WGS 84. Para abranger toda área de estudo, foram necessárias cinco imagens (Figura 1). Os limites das áreas de estudo foram definidos utilizando arquivos no formato “shapefile” também adquiridos no site do INPE.

Inicialmente, as imagens foram transformadas em um mosaico único e reprojetoado para o SGR SIRGAS 2000 UTM zona 24S. Em seguida, utilizou-se o “shapefile” do estado do Rio Grande do Norte para recortar a área de estudo, tornando o mosaico mais leve para os demais processamentos de dados. Do processamento inicial das imagens resultou um mosaico com as informações SRTM das imagens originais e geometria da área formada pelos municípios de abrangência da BHAM, em projeção SGR adequada para os demais processamentos. A representação hipsométrica da área de estudo foi realizada através da plotagem gráfica das curvas de nível, isolinhas paralelas que unem pontos de mesma altitude. Esse é um método amplamente utilizado na captação e análise do relevo de uma região, tendo em vista poder representar a frequência das elevações, permitindo a comparação de áreas em estudo (REDOLFI et al., 2016).

Figura 1 – Grade TOPODATA, em destaque as imagens utilizadas para formar o mosaico único abrangendo toda a área da bacia do rio Apodi-Mossoró (hachurada)



Para criar o mapa temático das curvas de nível da área de estudo, foram aplicadas ferramentas do programa ArcGIS. Inicialmente foi criado um modelo hipsométrico da área em estudo. Em seguida foram extraídas as curvas de nível e foi elaborado o mapa temático de elevação. As curvas foram geradas com um intervalo de 15 m. Também foi criado o mapa representativo do sistema de drenagem da bacia. Para o perfil altimétrico do principal rio da BHAM, utilizou-se o “shapefile” do rio Apodi-Mossoró, extraído das imagens SRTM. O perímetro de uma bacia hidrográfica é definido como sendo a linha imaginária ao longo dos divisores de água. A abrangência de uma bacia corresponde a toda a área drenada pelo sistema pluvial, incluída entre todos os seus divisores de água (TEODORO et al, 2007; TONELLO et al, 2009). O comprimento da bacia (L) corresponde ao comprimento do rio mais longo do sistema de drenagem (ANDRADE et al, 2008). No cálculo da área de drenagem da bacia foi usada a projeção “South America Albers Equal Area Conic” (ArcGIS 10.2). Os parâmetros morfométricos foram calculados de acordo com Antoneli e Thomas (2007); Andrade et al. (2008); Coutinho et al. (2011); Maia e Bezerra (2012).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Análise Hipsométrica

Com embasamento na análise altimétrica, foi elaborado o mapa hipsométrico da BHAM a partir das curvas de nível da área de drenagem (Figura 2), além de terem sido calculados outros parâmetros relativos à análise hipsométrica da bacia em estudo (Tabela 1).

Figura 2 – Modelo elevação da bacia hidrográfica Apodi-Mossoró, Rio Grande do Norte

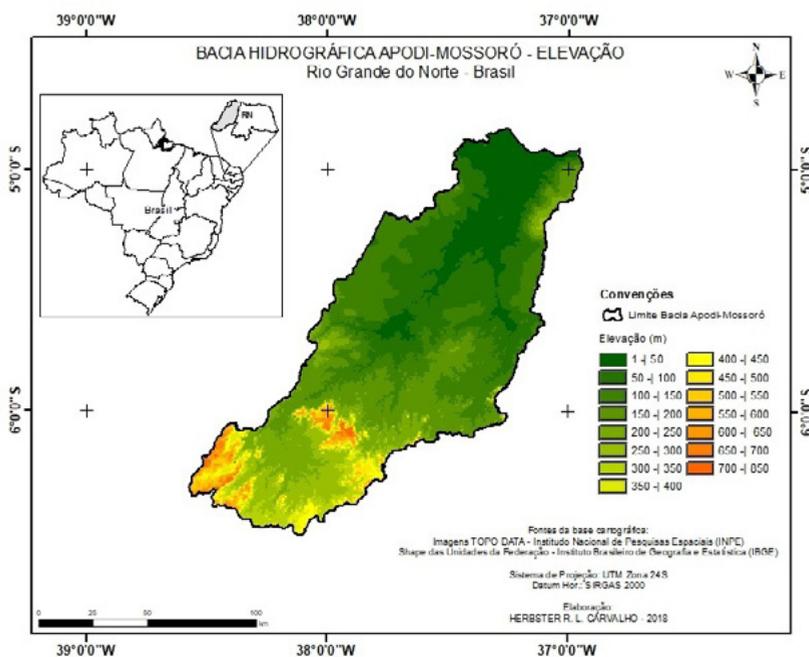


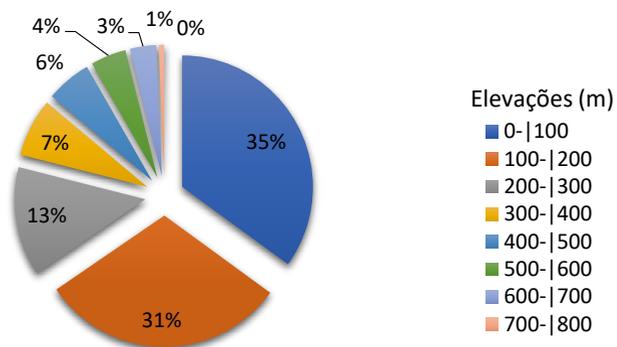
Tabela 1 – Análise hipsométrica da bacia do rio Apodi-Mossoró.

Parâmetros		Und.
Altitude máxima (Hmáx.)	830,00	m
Altitude mínima (Hmín.)	1,00	m
Amplitude altimétrica (Hm)	829,00	m
Relação de relevo (Rr)	3,45	m/km
Gradiente canal principal (G)	7,68	%
Índice de Sinuosidade (Is)	1,64	adm
Índice de rugosidade (Ir)	0,63	adm

Nota: adm – parâmetro adimensional

A altitude variou entre 1m e 830m, com os valores entre 800 e 850m quase imperceptíveis na representação hipsométrica. As altitudes de maior ocorrência na bacia foram as localizadas entre 0 e 100m (Figura 3). As maiores altitudes foram encontradas na porção sudoeste da bacia, na qual ocorrem elevações com altitudes em torno de 700m, como é o caso das serras de Portalegre e Martins. No entanto, a maior parte da bacia (66%) tem altitude inferior ou igual a 250m (Figura 3).

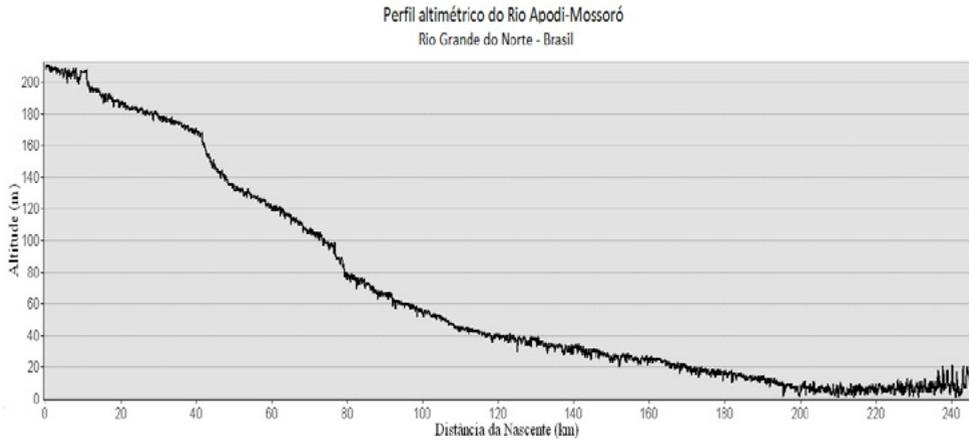
Figura 3 – Ocorrência de elevações na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró



analisar o perfil altimétrico do rio Apodi-Mossoró, principal rio da BHAM, a maior altitude registrada ficou em torno de 210m, o que ocorre nas proximidades da nascente e um índice de sinuosidade (I_s) igual 1,37. A variação de altitude do perfil do rio é gradual, o que pode denotar uma variação de velocidade relativamente constante, refletindo a influência da geologia como fator determinante no acúmulo de sedimentos (Figura 4). Valores entre 1,0 e 2,0 indicam canais de transição entre formas regulares e tortuosas, cuja formação é influenciada pela carga de sedimentos (FREITAS, 1952). A velocidade de escoamento do canal principal pode ser avaliada em função desse índice, ou seja, quanto menor o seu valor, menos sinuoso é o canal e maior é a velocidade de escoamento. No caso, o rio Apodi-Mossoró apresenta uma velocidade média de escoamento.

A BHAM apresentou elevada amplitude altimétrica (829m) o que, em tese, favoreceria um escoamento mais rápido e eficiente. No entanto, apresentou baixo valor para a relação de relevo ($R_r = 3,45$ m/km). Isso ocorre, porque, apesar da bacia apresentar uma elevada amplitude altimétrica, seu canal principal tem comprimento elevado (245,8 km – Tabela 2). A BHAM apresentou ainda baixo índice de rugosidade ($I_r = 0,63$). Quanto maior o índice de rugosidade, mais susceptível é a bacia às degradações, resultante do escoamento de seus canais (TRAJANO et al., 2012).

Figura 4 – Perfil altimétrico do Rio Apodi-Mossoró, da nascente à foz



Análise Morfométrica

O método de Strahler foi utilizado para classificar o sistema de drenagem. Nesse método de classificação, a ordem da bacia é definida pela ordem mais elevada dos seus canais, sendo a BHAM classificada como de 7ª ordem (Figura 5).

A análise linear tem como objetivo avaliar as relações de comprimento entre as ordens de classificação dos canais do sistema de drenagem de uma bacia hidrográfica. Como, por exemplo, a relação de bifurcação, ou a relação dessas ordens com o canal principal. (Tabela 2). A BHAM apresentou tendência a forma alongada, tendo em vista o baixo índice de circularidade ($I_c = 0,23$ - Tabela 2). Valores de IC menores que 0,51 indicam bacias hidrográficas que tendem ao alongamento, favorecendo o escoamento (MULLER, 1983), o que vem a ser confirmado pelo índice de compacidade ($k_c = 2,09$). De acordo com Villela e Mattos (1975), quanto mais próximo da unidade for o K_c , mais arredondada é a bacia hidrográfica.

A análise areal (Tabela 3) é uma importante ferramenta no subsídio de informações necessárias aos estudos geoambientais de bacias hidrográficas do semiárido brasileiro (NETO, 2016). O fator de forma (k_f) mede a suscetibilidade a enchentes em uma bacia (ANDRADE et al., 2008). Para a BHAM, o k_f mostrou-se baixo (0,26), o que denota ser pouco suscetível a enchentes. Devido às características alongadas da bacia, há uma tendência de menor quantidade de chuvas simultâneas em toda sua área, reduzindo a possibilidade de enchentes repentinas.

A densidade de drenagem avalia a eficiência do escoamento em uma bacia hidrográfica, tendo relação com o grau de infiltração e a suscetibilidade de erosão. Valores inferiores a $7,5 \text{ km}^2/\text{km}^2$, indicam uma baixa densidade de drenagem; enquanto, valores maiores que $10 \text{ km}^2/\text{km}^2$ indicam uma alta (CHRISTOFOLETTI, 1974). Quanto mais baixa a densidade de drenagem

Figura 5 – Hierarquização da rede de drenagem da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró-RN, utilizando o método de Strahler

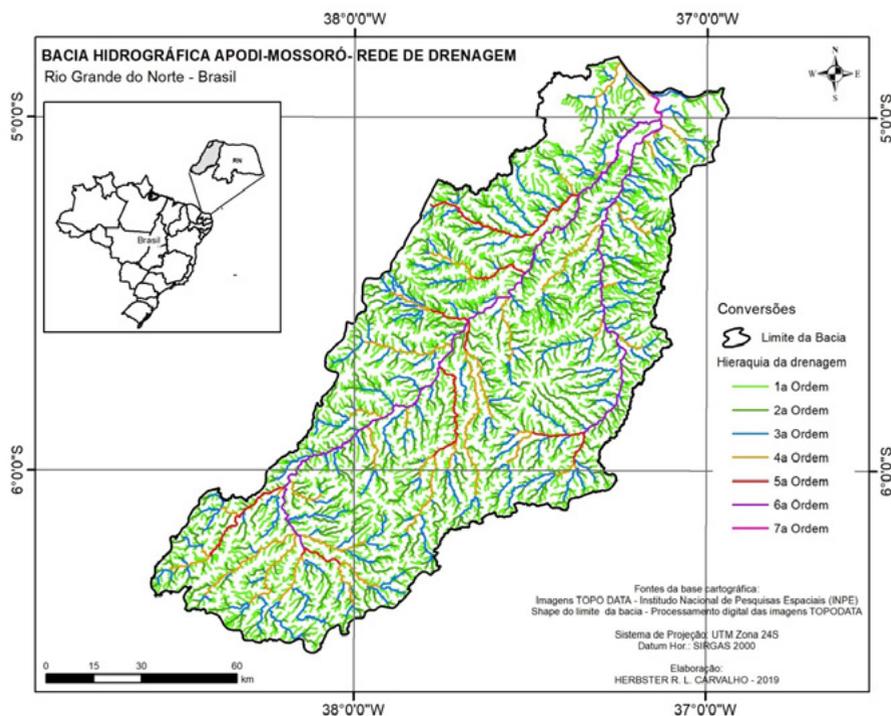


Tabela 2 – Parâmetros morfométricos da Bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró (BHAM), análise linear

Ordem de canais	Nº de canais	Comprimento total (km)	Comprimento médio (km)	Relação de bifurcação
1a	4013	5647,49	1,41	-
2a	1792	2640,69	1,47	2,24
3a	1078	1492,49	1,38	1,66
4a	578	686,25	1,19	1,87
5a	229	241,22	1,05	2,52
6a	119	132,07	1,11	1,92
7a	1	10,68	10,68	10,68
Total	7811	11085,87		
Número de nascentes (NN)		und.		4013
Ordem da bacia		ord.		7a
Relação ponderada de bifurcação (Rpb)		adm		3,14

Obs.: adm – parâmetro adimensional

de uma bacia, menor é sua transmissibilidade, menor sua suscetibilidade à erosão e melhor o seu grau de infiltração. A densidade de rios, ou densidade hidrográfica, estima a capacidade que tem uma bacia hidrográfica de gerar novos cursos, como resultado da interação das características edafoclimáticas da região (CASTRO; CARVALHO, 2009). A BHAM apresentou valores reduzidos de densidade de drenagem ($Dd= 0,77$) e densidade hidrográfica ($Dr= 0,54$) (Tabela 2). Portanto, trata-se de uma bacia com baixa taxa de escoamento (transmissibilidade) e boa infiltração, o que vem a ser confirmado pelo baixo valor da relação ponderada de bifurcação ($Rpb= 3,14$). A Rpb pode ser utilizada para avaliar a permeabilidade do solo, esse parâmetro varia, normalmente, entre 3 e 5. Valores baixos denotam solos de maior permeabilidade, menor escoamento superficial e elevada infiltração de águas pluviais (MACHADO; SOUZA, 2005).

Tabela 3 – Parâmetros morfométricos da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró (BHAM), análise areal

Parâmetros		Unidades
Perímetro (P)	898,79	km
Área de drenagem	14483,79	km ²
Eixo (L)	237,46	km
Comprimento do canal principal (CP)	10,68	km
Distância vetorial do canal principal (Dv)	6,51	km
Fator de forma (kf)	0,26	adm
Índice de compacidade (kc)	2,09	adm
Índice de circularidade (IC)	0,23	adm
Densidade de drenagem (Dd)	0,77	km/km ²
Densidade dos rios (Dh)	0,54	canais/km ²
Extensão do percurso superficial (Eps)	0,38	km/km ²
Coefficiente de manutenção (Cm)	1306,51	m ²

Obs.: adm – parâmetro adimensional

A extensão do percurso superficial (Eps) de uma bacia hidrográfica avalia a distância média percorrida por uma enxurrada, desde a área mais elevada da bacia até o canal principal. Esse é um importante fator no desenvolvimento hidrológico e fisiográfico de uma bacia de drenagem. A BHAM apresentou Eps baixa (0,38km), que tende a favorecer um escoamento relativamente rápido das águas pluviais até o leito dos rios principais. O coeficiente de manutenção avalia a área mínima de captação necessária para manter um metro de canal fluvial permanente (SCHUMM, 1956). Uma análise desse coeficiente próximo às nascentes, pode auxiliar na análise de degradação de áreas. A BHAM apresentou elevado coeficiente de manutenção ($cm= 1.306,51\text{ m}^2$), sendo

provavelmente resultado da hidrodinâmica da região. O baixo índice de precipitação, aliado ao elevado escoamento superficial, a baixa infiltração e a elevada evaporação contribuem para o aumento da área necessária à manutenção de canais perenes.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A BHAM possui forma predominantemente alongada, sendo pouco susceptível a enchentes repentinas, quando da ocorrência de precipitações normais para a região, por apresentar baixa compactidade e baixíssimo fator forma, com baixo escoamento superficial, elevadas infiltração e retenção de águas pluviais. Com uma baixa densidade de drenagem, a BHAM pode ser caracterizada por ambientes aquáticos sem perenidade, à exceção em trechos a jusante de grandes reservatórios de água, como os açudes de Santa Cruz e Umari. O uso de programas de geoprocessamento (SIGs) na coleta e análise de dados, a partir de imagens de satélites SRTM, que são grandes fontes de informações altimétricas, mostrou-se eficiente na análise morfológica da BHAM. E, em conjunto com outros dados, como os geomorfológicos, que podem ser coletados com esse tipo de tecnologia, aliados às observações de campo, podem ser importantes ferramentas para gestão dos recursos hídricos.

4

CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO APODI-MOSSORÓ

**Robéria de Medeiros Bonfim Siqueira,
Rodrigo Sávio Teixeira de Moura
Gustavo Henrique Gonzaga da Silva**

INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica vem sendo utilizada como unidade espacial para integrar esforços de pesquisa e gerenciamento, pois possui componentes estruturais, funcionais, processos biogeofísicos, econômicos e sociais (SCHIAVETTI; CAMARGO, 2002; TUNDISI; SCHIEL, 2002; TUNDISI, 2003). Para compreender e gerenciar eficazmente os ecossistemas aquáticos, a área de captação deve ser avaliada como um todo, por isso a bacia tornou-se essa unidade ideal de estudo, uma vez que engloba os processos que ajudam a compreender o funcionamento dos aspectos bióticos e abióticos em nível local e em nível de paisagem (ALVES et al., 2012).

As bacias hidrográficas vêm sofrendo com a poluição e a deterioração de seus ecossistemas aquáticos, sendo muitos os fatores que têm impactado negativamente os corpos aquáticos, tais como o desmatamento; a expansão do uso de terras agrícolas; a exploração incorreta dos solos pela agropecuária (LOBO et al., 2002; SEITZINGER et al., 2010 ; ROCHA; SANTOS, 2018); as mudanças climáticas, que afetam tanto a hidrologia como a biogeoquímica desses ambientes (VOLLENWEIDER et al., 1992; DODDS, 2002; SILVA et al., 2017) e o aporte de efluentes domésticos, industriais e agropecuários (SINDILARIU et al., 2009; SINGH et al., 2005; ELMI et al., 2004; DIAMANTINI et al., 2018). Além disso, as características limnológicas dos ecossistemas lóticos são influenciadas pela vazão, o que, por sua vez, está relacionada com o nível de precipitação local e a variação sazonal (PRATHUMRATANA et al., 2008; ZHANG et al., 2007; MOURA; HENRY-SILVA, 2015).

A abordagem que utiliza as bacias hidrográficas como unidade de planejamento vem sendo aplicada em diversas regiões, em áreas úmidas, áridas e semiáridas, uma vez que se constitui num sistema natural, bem delimitado geograficamente, onde fenômenos e interações podem ser integrados (LIKENS, 2001). O entendimento de como a maioria dos ecossistemas aquáticos são regulados é um grande desafio e, por isso, alguns conceitos vêm sendo utilizados para desenvolver a compreensão da interação entre os múltiplos processos que ocorrem em diferentes elementos de paisagem na bacia hidrográfica. Nesse contexto, podemos destacar o Conceito de Contínuo Fluvial (CCF), que menciona que a comunidade biótica de um ambiente lótico adapta as suas características estruturais e funcionais de acordo com as características abióticas, apresentando assim um gradiente contínuo da cabeceira até a foz (VANNOTE et al, 1980). O contínuo fluvial consagrou-se como um dos conceitos ecológicos aplicados ao entendimento de rios com maior impacto no século XX, sendo amplamente testado no mundo todo (THORP et al., 2006), porém, o CCF foi desenvolvido para rios perenes naturais que não sofreram interferências antrópicas já que a poluição pontual e difusa pode perturbar o equilíbrio desse sistema e desviá-lo do modelo geral (GREATHOUSE; PRINGLE, 2006). Posteriormente, foi publicado o conceito do descontínuo fluvial, postulando que as barragens ou barramentos perturbam o contínuo do rio, causando mudanças a montante e a jusante nos processos abióticos e bióticos, estando o efeito relacionado com a posição da represa ao longo do rio (WARD; STANFORD, 1983).

De uma forma geral, o foco principal dos estudos limnológicos são os ambientes aquáticos perenes, havendo uma carência de estudos mais aprofundados sobre os aspectos estruturais e funcionais dos ambientes aquáticos intermitentes. Há uma estimativa conservadora que considera que os ambientes aquáticos intermitentes, incluindo ambientes efêmeros, temporários e episódicos, constituem cerca de 50% da rede fluvial global (DATRY et al., 2014). Num futuro próximo, o número de rios intermitentes pode aumentar em regiões nas quais

ocorre a seca climática ou a apropriação de água (DÖLL; SCHMIED, 2012). É importante ressaltar que alguns rios naturalmente intermitentes podem ser perenizados devido às liberações controladas de água dos reservatórios e açudes, mas também devido à descarga de efluentes agrícolas, industriais e municipais e em decorrência da transferência entre bacias (LARNED et al., 2010). Embora o aumento do fluxo possa aumentar a disponibilidade de habitat, o aumento da vazão pode incrementar o processo de assoreamento, acelerar o estreitamento do canal e favorecer a proliferação de espécies não nativas. Nos casos em que fluxo perene é sustentado pela descarga de efluentes, os efeitos de poluentes podem neutralizar quaisquer efeitos positivos de intermitência (CLUETT, 2005; LABBE; FAUSCH, 2000; REICH et al., 2010).

A Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró (BHAM) está totalmente inserida no semiárido brasileiro, com ambientes aquáticos intermitentes e trechos perenizados a jusante de grandes reservatórios. Além disso, é uma bacia que receberá água da transposição do rio São Francisco, por meio do canal do Eixo Norte (BOLETIM..., 2007). Nesse contexto, objetivamos com este capítulo caracterizar limnologicamente os ecossistemas aquáticos da BHAM, avaliando a influência das atividades antrópicas e da sazonalidade sobre as características físicas, químicas e microbiológicas destes ambientes.

MATERIAL E MÉTODOS

As coletas foram realizadas na BHAM nos meses de junho, agosto e novembro de 2011 e em fevereiro de 2012, ou seja, antes do período de seca prolongada por qual passou a bacia entre os anos de 2012 e 2017. Foram previamente selecionados e georreferenciados 21 pontos de amostragem distribuídos desde a região próxima às nascentes até a região estuarina da bacia (Tabela 1 e Figura 1). Entre os pontos de coleta, estão trechos do rio que atravessam os principais centros urbanos da bacia, como Pau dos Ferros, Apodi e Mossoró; trechos a jusante e montante dos principais reservatórios e barragens (com destaque para os reservatórios de Santa Cruz, Umari e Pau dos Ferros); alguns trechos em afluentes do rio principal e trechos na região estuarina, que sofrem influência da água marinha e do descarte da água de lavagem do sal da indústria salineira da região. A bacia hidrográfica foi seccionada em quatro regiões distintas: alto curso (pontos 1, 2, 3, 4, 5 e 6); médio curso (pontos 7, 8, 9, 10, 11, 13 e 14); baixo curso (pontos 12, 15, 16, 17, 18, 19 e 20) e estuário (ponto 21).

Figura 1 – Locais de amostragem na Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró

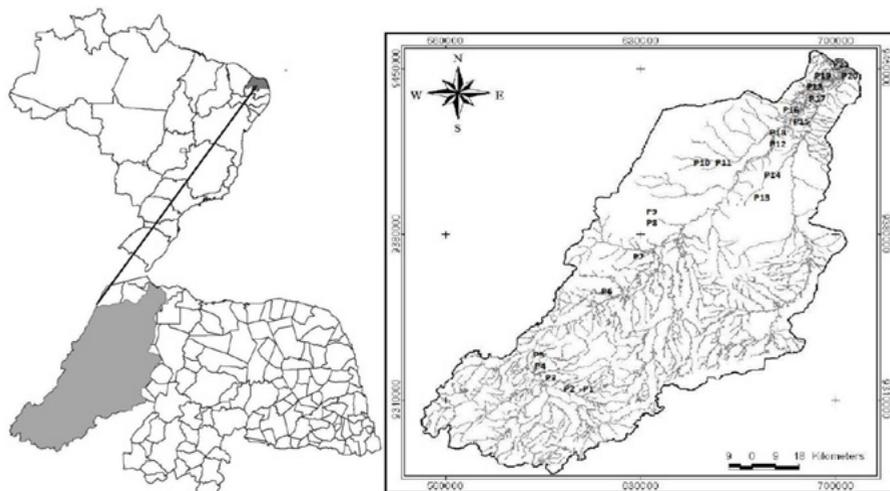


Tabela 1 – Coordenadas geográficas e características dos pontos de amostragem na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró

Ponto	Latitude	Longitude	Canal principal	Urbano
P1	06°16'33.16''S	038°9'53.63''O	Sim	Não
P2	06°14'46.61''S	038°12'3.96''O	Sim	Não
P3	06°12'11.36''S	038°13'34.37''O	Sim	Não
P4	06°8'50.50''S	038°11'7.59''O	Sim	Não
P5	06°6'33.90''S	038°12'13.50''O	Sim	Sim
P6	05°53'11.87''S	037°58'38.08''O	Sim	Não
P7	05°45'40.32''S	037°48'9.53''O	Sim	Não
P8	05°40'10.71''S	037°48'3.22''O	Não	Não
P9	05°39'42.80''S	037°46'58.60''O	Não	Sim
P10	05°29'18.17''S	037°33'31.30''O	Não	Não
P11	05°29'16.38''S	037°33'32.17''O	Não	Não
P12	05°18'24.35''S	037°24'2.75''O	Sim	Sim
P13	05°41'46.22''S	037°15'8.67''O	Não	Sim
P14	05°38'36.50''S	037°15'21.00''O	Não	Sim
P15	05°13'11.51''S	037°21'39.66''O	Sim	Sim
P16	05°11'43.57''S	037°20'26.05''O	Sim	Sim
P17	05°12'1.72''S	037°20'24.27''O	Sim	Sim
P18	05°12'11.90''S	037°20'14.10''O	Sim	Sim
P19	05°09'20.97''S	037°17'8.26''O	Sim	Não
P20	05°10'7.60''S	037°14'21.10''O	Não	Não
P21	04°58'46.49''S	037°08'55.90''O	Sim	Não

Em cada ponto de amostragem foram feitas coletas de água na camada sub-superficial com garrafa de Van Dorn, para posteriormente serem realizadas as análises físicas e químicas em laboratório. Com um multisensor (HORIBA modelo U-50) foram mensuradas em campo as seguintes variáveis limnológicas: Temperatura, Oxigênio Dissolvido (OD), Condutividade Elétrica (CE), Sólidos totais dissolvidos (STD) e Turbidez. Em laboratório foram determinadas as concentrações de fósforo total (PT) (MURPHY; RILEY, 1962), N-nitrito (Mackereth et al., 1978); N-nitrato (Mackereth et al., 1978); P-ortofosfato (Golterman et al., 1978), microcistina pelo método de ELISA (EnviroLogix, QuantiPlate Kit for Microcystins), que detecta a quantidade de toxina presente na água, amônia (NH₃), (IVANCIC; DEGOBBIS, 1984); nitrogênio total kjeldahl (NT) (golterman et al., 1978), os valores de clorofila-*a* foram obtidos através do método espectrofotométrico com extração a partir de acetona 90% (Arar, 1997).

Para as análises de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, foi coletada água em garrafas de vidro que foram transportadas em caixa de isopor com gelo e conservadas até o momento das análises em temperatura inferior a 10°C. O tempo decorrido entre a coleta das amostras e o início do exame bacteriológico não ultrapassou o limite de armazenamento das mesmas, que é de 24 horas (Standard Methods). O método utilizado foi de analíticos enzimáticos de enumeração de microrganismos realizados em multi-poços (APHA, 1998). Os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos através da média aritmética para oito estações meteorológicas monitoradas pela Agência Nacional de Águas, distribuídos ao longo da BHAM. O Índice de Estado Trófico (IET) foi composto pelo IET do fósforo total e pelo IET da clorofila (LAMPARELLI, 2004).

Foram produzidos mapas no intuito de verificar o IET em diferentes trechos da bacia hidrográfica (alto curso, médio curso, baixo curso e estuário). Para a elaboração dos mapas foi capturada a imagem da área de estudo com o programa Google Earth (Google) e o georreferenciamento foi feito com o pacote SPRING (INPE). Foi utilizado o programa *ArcView 3.2* (ESRI) para interpolação dos dados de IET de todos os pontos de amostragem, estimando valores para toda a extensão do rio principal, utilizando o método IDW (*Inverse Distance Weighted*), descrito por Mello et al. (2003). Com o intuito de ordenar os ecossistemas aquáticos da bacia e os períodos de amostragem, foi aplicada uma Análise dos Componentes Principais (ACP) para cada período amostral, a partir da matriz de correlação entre as variáveis físicas e químicas (BOUROCHE; SAPORTA, 1982).

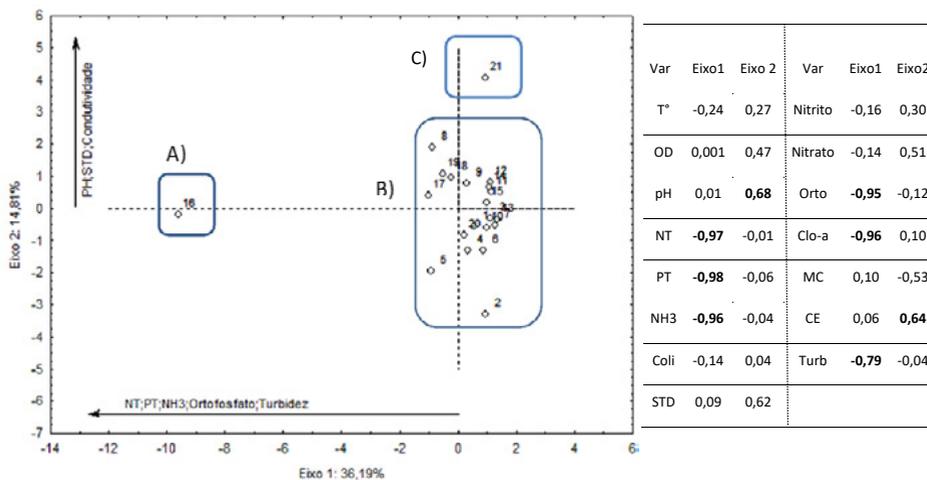
RESULTADOS E DISCUSSÃO

O semiárido nordestino possui uma marcante sazonalidade pluviométrica, que é expressa através de dois períodos bem delimitados, um período chuvoso que ocorre entre os meses de janeiro

e junho e um período seco entre os meses de julho e dezembro. No ano de 2011 houve um acumulado de 974,6 mm, com pico chuvoso no mês de Abril, com 216,08 mm de precipitação e um acumulado de 913,9 somente no período chuvoso. Enquanto no período seco a precipitação tendeu a zero em alguns meses, como setembro e dezembro de 2011.

A análise dos componentes principais (ACP), para o mês de junho de 2011 (final do período chuvoso), resumiu 51% da variabilidade total das variáveis em seus dois primeiros eixos. As variáveis mais importantes foram os nutrientes, pH, condutividade elétrica e turbidez (Figura 1). O ponto 16 (agrupamento A), localizado na zona urbana do município de Mossoró, é um dos mais impactados por atividades antrópicas, com o aporte de efluentes urbanos. Este ponto apresentou os maiores valores de nitrogênio total (11,9 mg/L), fósforo total (1,47 mg/L), ortofosfato (0,76 mg/L) e clorofila-a (0,1 mg/L). O agrupamento B reuniu pontos de amostragem com características limnológicas semelhantes, provavelmente devido a homogeneização causada pelas chuvas na bacia hidrográfica. Já o agrupamento C refere-se a região estuarina..

Figura 1 – Análise dos Componentes Principais dos pontos amostrais na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, no mês de junho de 2011. Valores de correlação das variáveis consideradas com cada eixo da análise dos componentes principais. Var = Variável; T° = Temperatura; OD = Oxigênio Dissolvido; NT = Nitrogênio Total; PT = Fósforo Total; NH3 = Amônia; Coli = Coliformes termotolerantes; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; Orto = Ortofosfato; Clo-a = Clorofila-a; MC = Microcistina; CE = Condutividade Elétrica; Turb = Turbidez. Correlações fortes em negrito.

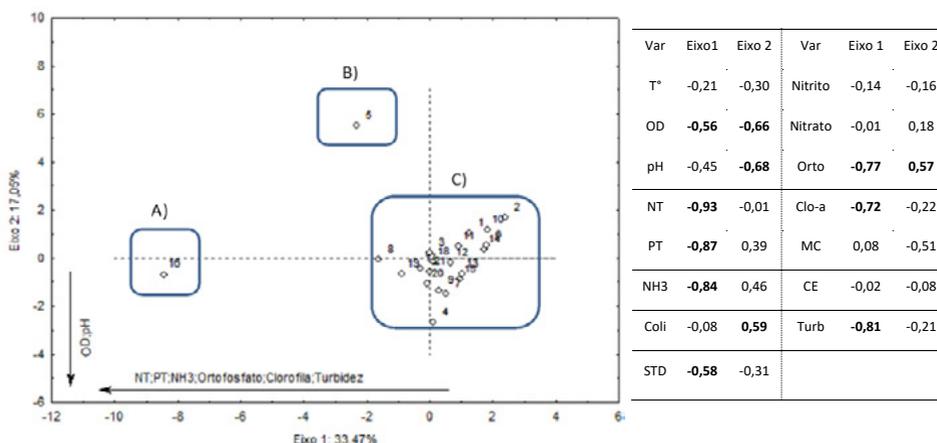


A ACP para o mês de agosto de 2011 resumiu 50,52% da variabilidade total dos dados. As variáveis mais importantes foram nutrientes, OD, Clorofila, STD, pH, Turbidez e Coliformes (Figura 2). O ponto 16 (agrupamento A) (zona urbana de Mossoró), novamente esteve isolado das outras estações de amostragem. O aporte de efluentes urbanos nesse ponto, reflete

na qualidade da água, com valores de 0,6 mg/L de ortofosfato e 1,0 mg/L de fósforo total. Este ponto também apresentou o valor mais elevado de oxigênio dissolvido, indicando uma intensa atividade fotossintética, que de fato foi evidenciada pela concentração de clorofila-a (82,8 ug/L). Os valores elevados de nutrientes, em especial o fósforo, tende a promover o aumento da densidade fitoplancônica, sendo um indicativo de poluição aquática (DIAMANTINI et al., 2018; KUO et al., 2019). Na ACP, o ponto 5 (agrupamento B), localizado na área urbana do município de Pau dos Ferro, também esteve isolado das demais estações de amostragem devido as suas concentrações altas de fósforo total (0,7 mg/L). O que mais distingue o ponto 5 é o valor elevado de coliformes termotolerantes, provavelmente devido ao despejo de efluentes domésticos sem tratamento.

Os resultados obtidos, demonstram a tendência de uma maior concentração de coliformes em trechos do rio Apodi-Mossoró que atravessam regiões mais urbanizadas. Os demais pontos de amostragem (agrupamento C), do alto ao baixo curso da bacia hidrográfica, tiveram uma pequena amplitude de variação das suas variáveis limnológicas, demonstrando uma homogeneidade desses trechos, no período de agosto de 2011, provavelmente ainda em decorrência da diluição causada pelas chuvas que ocorreram na bacia nos meses anteriores.

Figura 2 – Análise dos Componentes Principais dos pontos amostrais na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, no mês de agosto de 2011. Valores de correlação das variáveis consideradas com cada eixo da análise dos componentes principais. Var = Variável; T° = Temperatura; OD = Oxigênio Dissolvido; NT = Nitrogênio Total; PT = Fósforo Total; NH3 = Amônia; Coli = Coliformes termotolerantes; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; Orto = Ortofosfato; Clo-a = Clorofila-a; MC = Microcistina; CE = Condutividade Elétrica; Turb = Turbidez

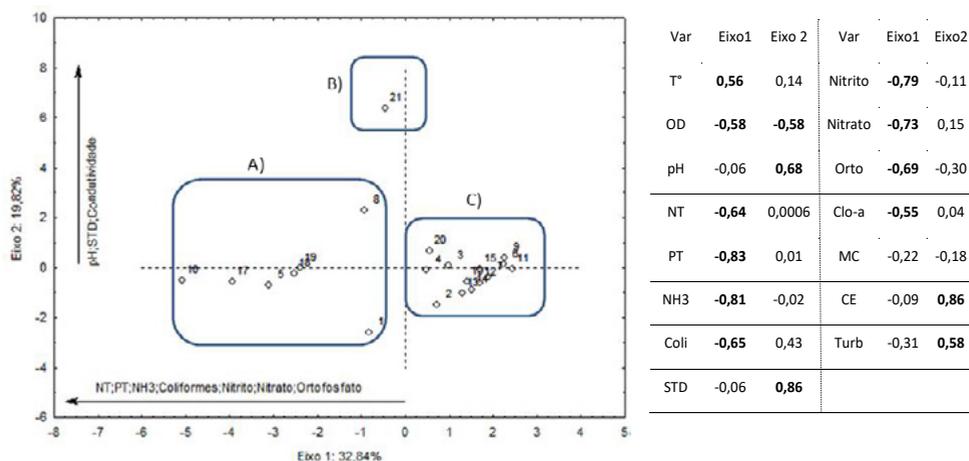


A ACP para o mês de novembro de 2011 resumiu 52,66% da variabilidade total dos dados. As variáveis mais importantes para a ordenação das estações de amostragem foram temperatura, OD, pH, nutrientes, coliformes, clorofila, CE e turbidez. (Figura 3). A partir do mês de novembro de 2011, devido ao período de estiagem, as características limnológicas começaram a ter uma maior amplitude de variação ao longo do rio Apodi-Mossoró. Outros estudos já descreveram correlações de vários parâmetros hidrológicos como precipitação, nível de água e fluxo de corrente com os parâmetros de qualidade da água (PRATHUMRATANA et al., 2008; DIAMANTINI et al., 2018). As concentrações de poluentes, nutrientes, íons e salinidade em águas superficiais são mais elevadas durante a estação seca do que durante a estação chuvosa, devido à redução da vazão e do baixo volume de água (NAS; NAS, 2009; ZHANG et al, 2007, JONES; VAN VLIET, 2018). Os períodos de estiagem geralmente estão relacionados com uma deterioração na qualidade da água dos ambientes aquáticos de uma bacia hidrográfica submetida a impactos antrópicos (HRDINKA et al., 2012; HELLWIG et al., 2017).

Os pontos 1 e 5 (alto curso), 8 e 10 (médio curso) e 17, 18, 19 (baixo curso) (agrupamento A) apresentaram valores mais elevados de nutrientes, o que comprova a piora da qualidade da água no período de estiagem. O ponto 21 (agrupamento B), localizado na região estuarina, apresentou valores elevados para sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica. Fan et al (2012), avaliando a qualidade da água do Rio Delta, na China, também encontraram níveis mais elevados de condutividade elétrica no período de seca. A ausência de chuvas e a elevada evaporação faz com que os sais e íons fiquem mais concentrados nos ecossistemas aquáticos em períodos de estiagem (AYANDIRAN et al., 2018). Os demais pontos de amostragem (agrupamento C) apresentaram valores reduzidos de nutrientes (fósforo total, nitrogênio total e nitrito) e valores elevados de oxigênio dissolvido e pH.

No mês de fevereiro de 2012, a ACP resumiu 43,68% (da variabilidade total dos dados) As variáveis mais importantes foram temperatura, oxigênio dissolvido, pH, fósforo total, nitrogênio total, amônia, coliformes termotolerantes ortofosfato e clorofila (Figura 4). O agrupamento A foi caracterizado por pontos com valores reduzidos para todas as variáveis consideradas. Constatou-se, nesse período, uma grande amplitude nas características limnológicas dos ambientes aquáticos da bacia hidrográfica, provavelmente devido à reduzida precipitação e a consequente diminuição do escoamento superficial (JAJI et al., 2007). O agrupamento B, composto por trechos nas zonas urbanas de Pau dos Ferros, Apodi e Mossoró, apresentou maiores valores de pH, temperatura, nitrato, clorofila, turbidez e amônia. Já o ponto 21 apresentou altos valores de condutividade e turbidez. Para a condutividade elétrica, foram encontrados valores máximos de 58,7 mS/cm na região estuarina da bacia. O agrupamento B apresentou também valores mais elevados de nitrato e temperatura, além de valores reduzidos de fósforo total e nitrogênio total; apresentou também valores mais elevados de oxigênio dissolvido, como resultado

Figura 3 – Análise dos Componentes Principais dos pontos amostrais na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, no mês de novembro de 2011. Valores de correlação das variáveis consideradas com cada eixo da análise dos componentes principais. Var = Variável; T° = Temperatura; OD = Oxigênio Dissolvido; NT = Nitrogênio Total; PT = Fósforo Total; NH3 = Amônia; Coli = Coliformes termotolerantes; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; Orto = Ortofosfato; Clo-a = Clorofila-a; MC = Microcistina; CE = Condutividade Elétrica; Turb = Turbidez



da precipitação pluviométrica. O agrupamento C é composto pelo ponto 1 (próximo à nascente), com água estagnada e pelo ponto 5 (zona urbana de Pau dos Ferros), que recebe esgotos urbanos. Ambos os pontos apresentaram valores baixos de oxigênio e elevados de amônia e ortofosfato.

Elevadas concentrações de clorofila *a* foram encontradas nos pontos 4, 8, 16 e 19. Esses locais também apresentaram concentrações elevadas de nutrientes. É importante destacar que o grau de eutrofização de um ambiente aquático pode ser relacionado com a densidade demográfica do trecho estudado (Nguyen et al., 2019). As concentrações de clorofila *a*, também foram maiores no período seco, quando comparadas com as concentrações observadas no período chuvoso. No período seco, a elevada concentração de nutrientes resultou em um elevado Índice de Estado Trófico (IET). Essa diferença de estado trófico para ambas as épocas indica a influência da sazonalidade nos parâmetros de qualidade da água no rio Apodi-Mossoró (Figuras 5 a 8).

Figura 4 – Análise dos Componentes Principais dos pontos amostrais na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, no mês de fevereiro de 2012. Valores de correlação das variáveis consideradas com cada eixo da análise dos componentes principais. Var = Variável; T° = Temperatura; OD = Oxigênio Dissolvido; NT = Nitrogênio Total; PT = Fósforo Total; NH3 = Amônia; Coli = Coliformes termotolerantes; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; Orto = Ortofosfato; Clo-a = Clorofila-a; MC = Microcistina; CE = Condutividade Elétrica; Turb = Turbidez

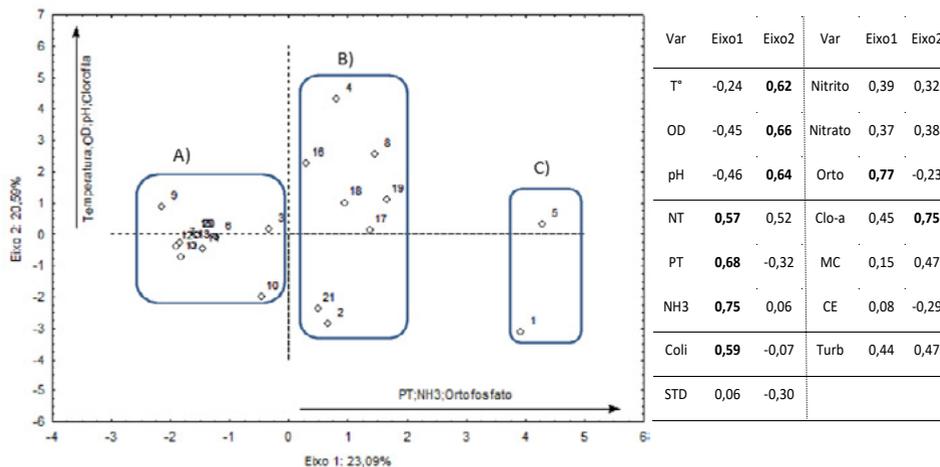


Figura 5 – Índice de estado trófico na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró (junho de 2011)

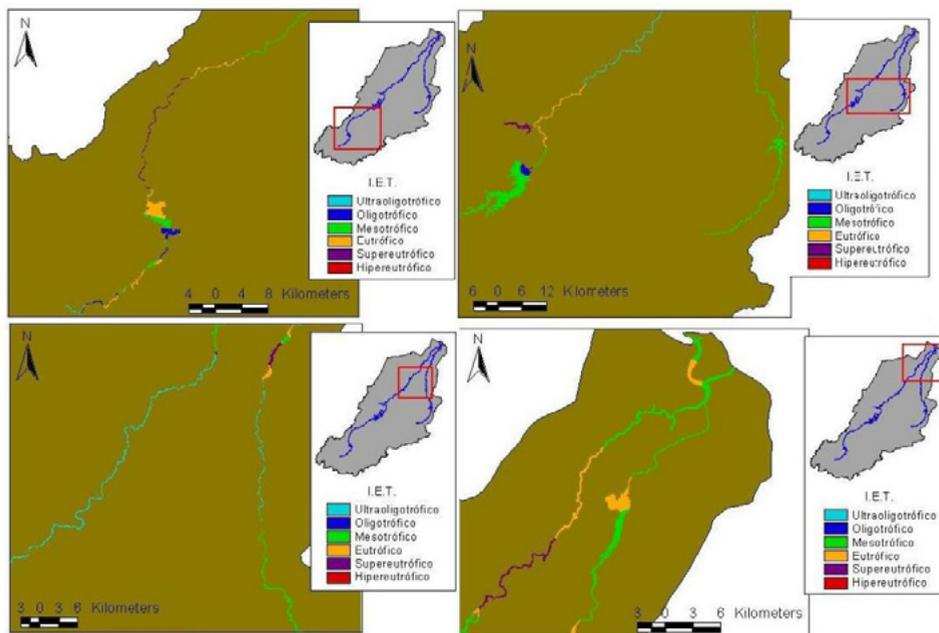


Figura 6 – Índice de estado trófico na bacia hidrográfica do rio Apodi/Mossoró (agosto de 2011).

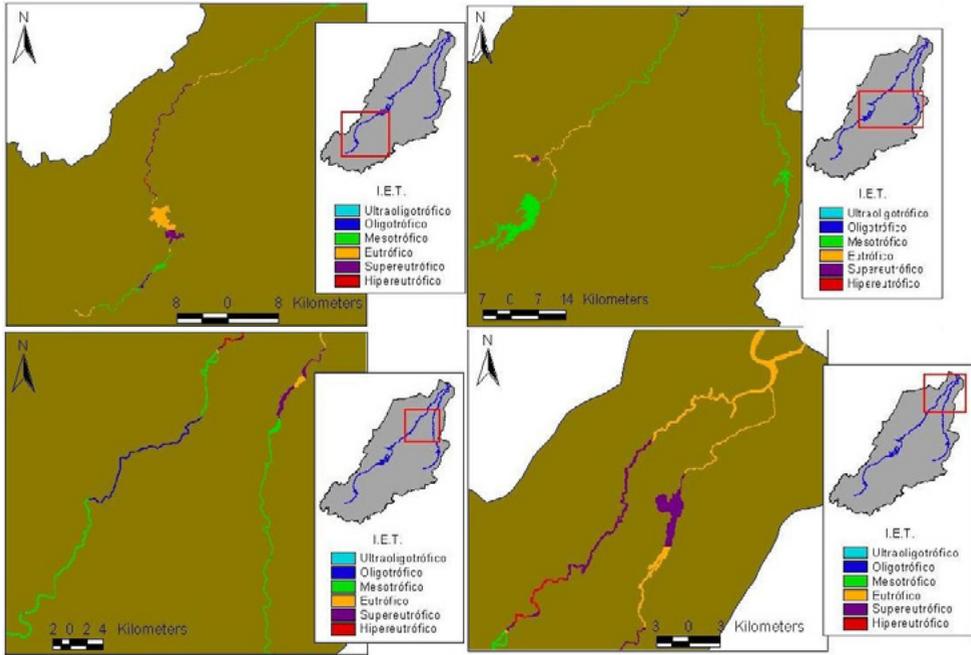


Figura 7 – Índice de estado trófico na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró (novembro de 2011).

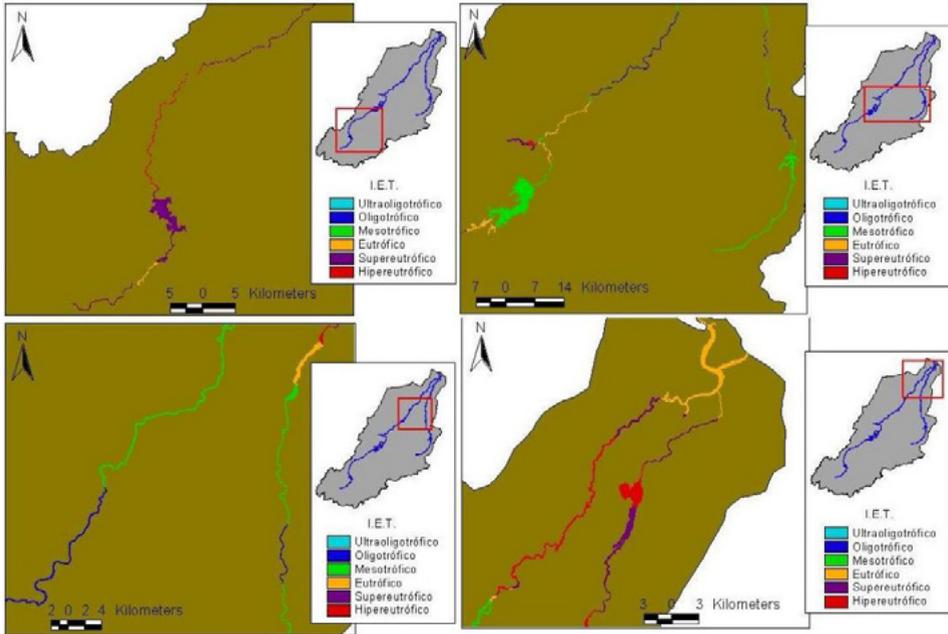
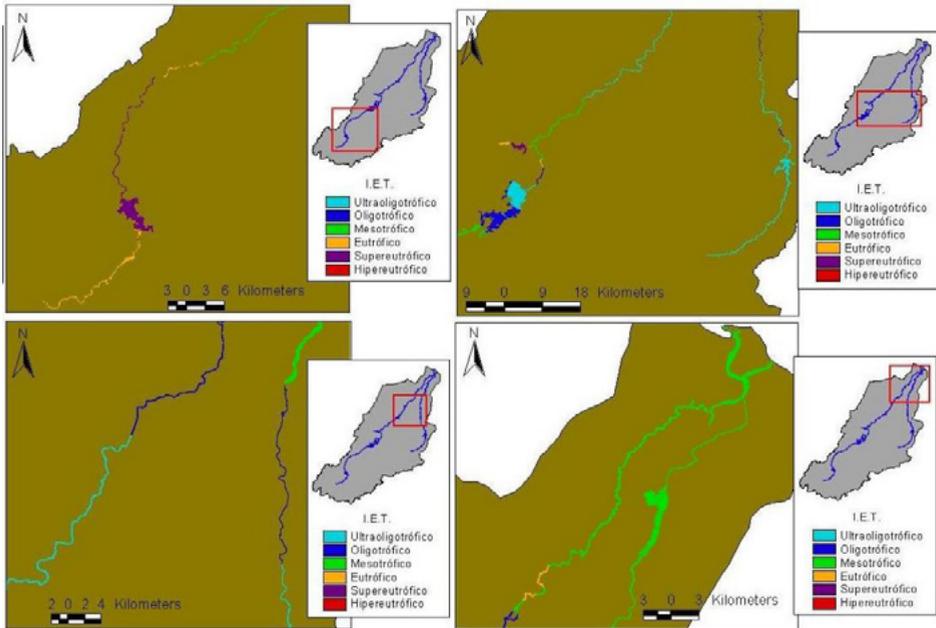


Figura 8 – Índice de estado trófico na bacia hidrográfica do rio Apodi/Mossoró (fevereiro de 2012).



CONSIDERAÇÕES FINAIS

No período seco há uma redução na qualidade da água, com IETs mais elevados, em decorrência das concentrações mais altas de nutrientes e de clorofila *a*. No período chuvoso, ocorre uma diminuição nas concentrações destas variáveis e também dos valores de coliformes termotolerantes, sendo que nesse período os ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró apresentam características limnológicas mais homogêneas, quando comparadas com o período seco. Também foi constatado valores mais elevados de coliformes em trechos do rio Apodi-Mossoro que atravessam regiões mais urbanizadas.

5

USO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA E DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA AVALIAÇÃO DOS AMBIENTES AQUÁTICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO APODI-MOSSORÓ

Eudilena Laurindo Medeiros

Gustavo Henrique Gonzaga da Silva

INTRODUÇÃO

Em diversas regiões do mundo os impactos antrópicos sobre os ambientes aquáticos continentais comprometem o aproveitamento dos recursos hídricos, como por exemplo, para consumo humano, atividades industriais e agrícolas, dessedentação animal, recreação, pesca, aquicultura e também para a manutenção da biodiversidade (CARPENTER et al., 1998; SIMEONOV et al., 2003; VIALLE et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2017; DIAMANTINI et al., 2018; ZENG et al., 2020). Estes impactos são ainda mais preocupantes em regiões como o semiárido brasileiro, onde há uma limitação da disponibilidade hídrica, devido a distribuição irregular das chuvas

no tempo e no espaço (BARBOSA et al., 2012; MOURA; HENRY-SILVA, 2015; HENRY-SILVA et al., 2019) e em decorrência das mudanças climáticas que ameaçam alterar o ciclo da água, reduzindo a sua disponibilidade (ABBOTT et al., 2019).

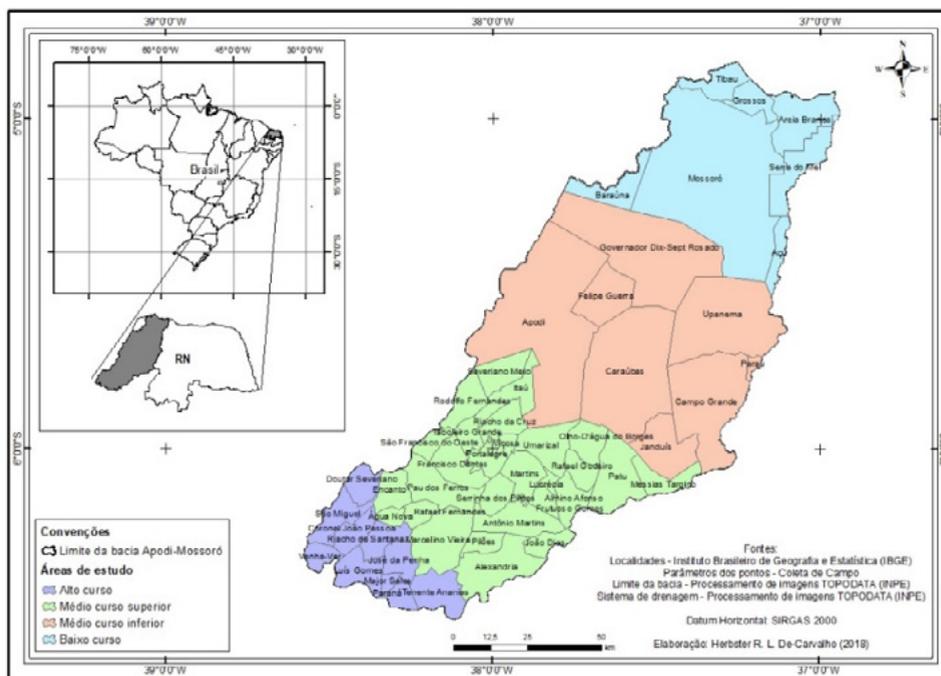
Diante deste cenário, é necessário monitorar os ecossistemas aquáticos e os seus recursos hídricos, utilizando instrumentos de avaliação qualitativos e quantitativos. Neste contexto, os protocolos de avaliação rápida podem fornecer subsídios para uma análise adequada desses ambientes (RODRIGUES et al., 2008; RIGOTTI et al., 2016). Esses protocolos são ferramentas de baixo custo, sendo constituídos por um conjunto de critérios estabelecidos conforme a finalidade do estudo, visando avaliar principalmente os aspectos físicos do habitat, o regime de fluxo, a qualidade física e química da água e do sedimento, bem como os organismos aquáticos, que podem ser utilizados como bioindicadores (BARBOUR et al., 1999; CALLISTO et al., 2001; RODRIGUES; CASTRO, 2008; FIRMINO et al., 2011; PANDEY et al., 2018).

Além dos protocolos de avaliação rápida, outras ferramentas têm sido propostas para caracterizar física e quimicamente os ambientes aquáticos, tais como os índices de qualidade da água. Estes índices são importantes no processo de tradução dos resultados do estado de impacto que o ambiente se encontra, concentrando uma grande quantidade de variáveis num único valor (GUPTA et al., 2003; ABBASI; ABBASI, 2012; POONAM et al., 2013; GITAU et al., 2016; SANTOS et al., 2018). No entanto, a sua aplicação isolada pode subestimar a real magnitude dos impactos aos quais os ecossistemas aquáticos estão submetidos, além disto, tem a desvantagem de não considerarem variáveis que avaliam as condições do entorno dos ambientes aquáticos, que muitas vezes exercem influência direta sobre as características limnológicas dos mesmos (RODRIGUES; CASTRO, 2008; FIRMINO et al., 2011). Neste contexto, objetivamos com este capítulo analisar o nível de perturbação e a qualidade de água de diferentes trechos da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, por meio de um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) e de um Índice de Qualidade de Água (IQA).

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró (BHAM), localizada no Oeste do estado Rio Grande do Norte. A bacia ocupa uma área de 14.276 km², o que corresponde a 26,8% do território do estado. Os pontos de amostragem foram definidos com visitas de campo e análise de imagens de satélite. Foram selecionados 36 pontos em ambientes aquáticos da bacia hidrográfica. A bacia foi dividida em quatro regiões: alto curso (1.208,92 km²), médio curso superior (4.176,76 km²), médio curso inferior (6.132,47 km²), baixo curso (3.176,03 km²) (CARVALHO et al., 2011) (Figura 1). As coletas foram realizadas em abril de 2018.

Figura 1 – Mapa das quatro regiões delimitadas em função das condições topográficas da bacia e dos limites político-administrativos dos municípios



Fonte: Baseado em Carvalho et al. (2011).

O Protocolo de Avaliação Rápido utilizado no presente estudo foi adaptado de Callisto et al. (2002) e proposto por Lobo et al. (2011). Foram analisadas 12 variáveis que visaram avaliar o nível de perturbação do ambiente e de impacto antrópico. As variáveis analisadas foram: 1. Tipo de ocupação das margens do curso de água (principal atividade); 2. Impactos antrópicos nas margens; 3. Impactos antrópicos do leito; 4. Odor da água e/ou sedimento; 5. Oleosidade da água e/ou sedimentos; 6. Presença de Plantas aquáticas; 7. Tipo de fundo e o nível de conservação das condições naturais; 8. Diversidade de habitats; 9. Deposição da lama; 10. Alteração do canal do rio; 11. Presença de mata ciliar, estabilidade das margens; 12. Tipo de substrato. Para identificar o tipo de fundo e depósito de lama dos locais avaliados coletou-se amostras de sedimento que foram secas em estufa a 50°C, para posteriormente se efetuar a análise granulométrica utilizando técnicas de peneiramento. Os pesos dos sedimentos foram obtidos em cada uma das peneiras (2,0; 1,0; 0,5; 0,25; 0,125 e 0,053 mm) e classificados em (i) cascalho, (ii) areia grossa e muito grossa, (iii) areia média, (iv) areia fina, (v) areia muito fina e silte + argila.

Após atribuir a pontuação de acordo com a avaliação em campo, efetuou-se o somatório dessa pontuação para cada local amostrado, chegando na definição do nível de perturbação

do curso de água. Valores acima de 32 pontos significa que o curso de água possui características de ambiente “Natural”, pontuação entre 23 e 32 pontos significa que o curso de água se encontra “Alterado” e pontuação entre 0 e 22 pontos significa que o curso de água se encontra “Impactado”. Mais informações sobre os critérios utilizados para fornecer as pontuações para cada uma das variáveis do PAR, podem ser obtidas em Medeiros (2018).

O Índice de Qualidade de Água aplicado no presente estudo foi o adotado pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). O IQA foi composto pelas seguintes variáveis: oxigênio dissolvido (OD), pH, turbidez, temperatura (variáveis obtidas em campo através do aparelho multisensor de variáveis limnológicas), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais. As amostras de água foram analisadas no Laboratório de Limnologia e Qualidade de Água da UFRSA (LIMNOAQUA). Para o cálculo do IQA, cada variável recebeu um peso, de acordo com sua importância relativa (Tabela 1). A escala de classificação do IQA está apresentada na Tabela 2.

Tabela 1 – Peso relativo dos parâmetros utilizados no Índice de Qualidade de Água

Variáveis	Peso (w)
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
Demanda bioquímica de Oxigênio	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08
Oxigênio dissolvido	0,17

O IQA foi determinado pelo produto ponderado dos valores obtidos para os parâmetros mencionados (Equação 1):

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

Onde:

q_i : qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva curva média de variação de qualidade, em função de sua concentração ou medida;

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que (Equação 2):

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (2)$$

Onde: n: número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

A partir do cálculo efetuado, determina-se a qualidade das águas, que é indicada pelo IQA, em valores que variam numa escala entre 0 e 100, conforme faixas indicadas na Tabela 2.

Tabela 4 – Classificação do Índice de Qualidade de Água do acordo com os valores adotados pela Agência Nacional de Águas

Valor	Categoria
80 < IQA ≤ 100	Ótima
51 < IQA ≤ 79	Boa
37 < IQA ≤ 50	Aceitável
20 < IQA ≤ 36	Ruim
IQA ≤ 19	Péssima

O programa QGIS 2.18.20 com o datum horizontal: SIRGAS 2000 foi utilizado para gerar mapas com os resultados do PAR e do IQA dos ambientes aquáticos analisados. A Análise dos Componentes Principais (ACP) foi aplicada no intuito de ordenar os pontos de amostragem, a partir das matrizes de correlação das variáveis que compõem o PAR e o IQA.

RESULTADOS

Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)

Os resultados obtidos com o PAR revelaram que apenas 8,2% dos pontos amostrados apresentaram características de ambiente “Natural”, estando todos situados na zona rural. Já a maioria dos pontos amostrados na bacia foram classificados como “Alterados” (55,6%), incluindo pontos tanto na zona urbana quanto na zona rural. Pontos com características de ambiente “Impactado” (36,2%), também ocorreram ao longo de toda bacia hidrográfica, predominantemente em trechos urbanos (Figura 2). Os valores médios e desvios padrão obtidos com o PAR nas diferentes regiões foram: 30,5±3,5 (alto curso), 26±7,3 (médio curso superior), 27,1±6,9 (médio curso inferior) e 25,2±9,1 (baixo curso). Estes valores médios enquadraram todas as regiões na faixa “Alterado” (Figura 3).

A ACP resumiu 93,21% da variabilidade total dos dados avaliados no PAR em seus dois primeiros eixos, sendo que o primeiro eixo explicou 73,67% da variância total encontrada e o segundo eixo 19,54%. No eixo 1, as variáveis que apresentaram maior importância para a ordenação

dos trechos da bacia foram: tipo de ocupação das margens, impactos antrópicos na margem, oleosidade da água, presença de macrófitas, tipo de fundo, diversidade de habitat e depósito de lama. Estas variáveis estiveram relacionadas positivamente ao eixo 1. Já as variáveis: odor da água, presença de mata ciliar e alteração do canal do rio estiveram relacionadas negativamente ao eixo 1. Com relação ao eixo 2, a variável estabilidade da margem foi a mais importante, estando relacionada positivamente com este eixo (Figura 4 e Tabela 3). O alto curso da bacia apresentou vegetação nativa reduzida, alto impacto antrópico nas margens, maior oleosidade da água, reduzida presença de macrófitas, fundo com pouca quantidade de sedimento fino (areia fina, silte ou argila), maior quantidade de cascalho, pedra e areia, habitats menos diversos e quantidade reduzida de lama no sedimento. O baixo curso apresentou valores mais elevados de odor da água, menor presença de mata ciliar e canal do rio mais alterado. O médio curso inferior apresentou maior estabilidade das margens.

Figura 2 – Mapa com os valores obtidos com o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) dos ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró

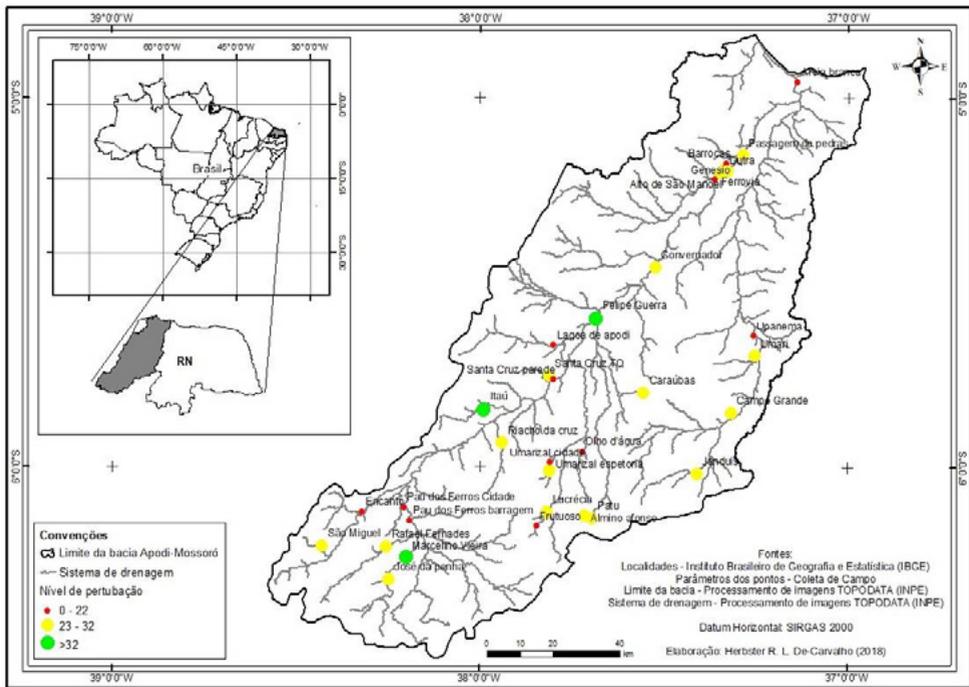


Figura 2 – Valores médios e desvio padrão do protocolo de avaliação rápida nas regiões de alto curso, médio curso inferior, médio curso superior e baixo curso da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró

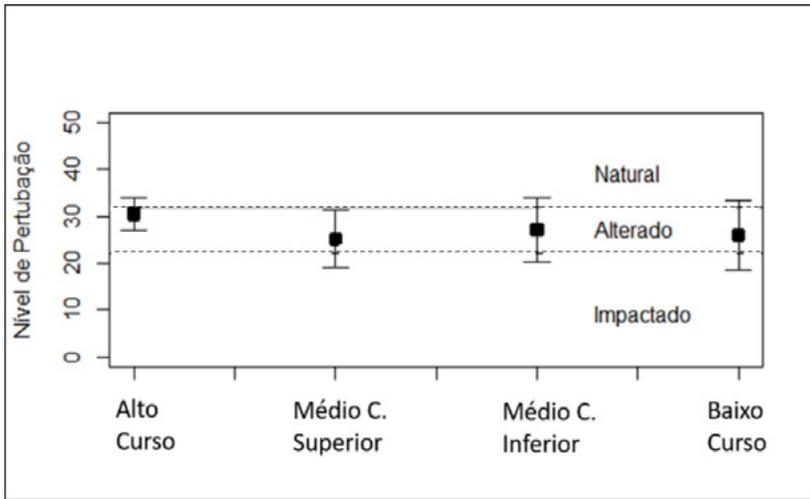


Figura 3 – Análise de Componentes Principais com as variáveis utilizadas no protocolo de avaliação rápida

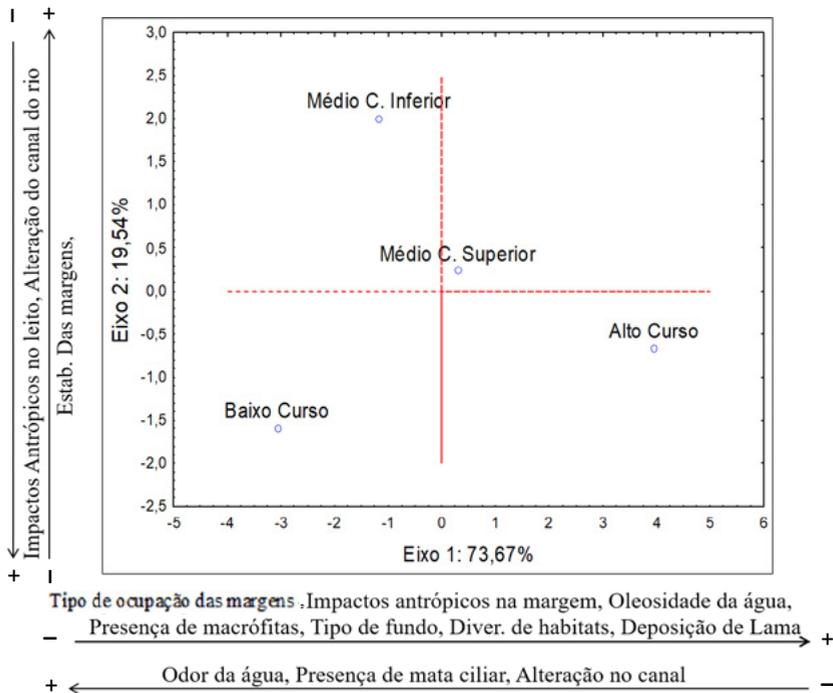


Tabela 3 – Coordenadas fatoriais das variáveis, baseadas em correlações oriundas da análise de componentes principais

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Tipo de ocupação das margens	0.977741	-0.093504
Impactos antrópicos na margem	0.989658	-0.136495
Impactos antrópicos no leito	0.460632	-0.739007
Odor da água	-0.820920	-0.263465
Oleosidade da água	0.958654	-0.271179
Presença de macrófitas	0.871454	-0.286449
Tipo de fundo	0.969294	0.156213
Diversidade de habitats	0.957356	-0.239948
Deposição de Lama	0.977359	0.173469
Alteração no canal	-0.747438	-0.660113
Presença de mata ciliar	-0.980876	-0.191601
Estabilidade das margens	0.089404	0.980431

Índice de Qualidade de Água (IQA)

A maioria dos pontos avaliados esteve dentro da faixa considerada “Ruim” (77,8%), apenas um ponto no médio curso superior apresentou IQA “Péssimo” (2,8%), apresentando porcentagem e concentração de oxigênio dissolvido baixas (1,8% e 0,4 mg/l, respectivamente), enquanto 19,4% dos pontos de amostragem apresentaram IQA “Aceitável”. Os dois maiores reservatórios da bacia hidrográfica, Umari e Santa Cruz, apresentaram IQA “Aceitável”. Não foi identificado nenhum ponto no qual o IQA foi considerado “Bom” ou “Ótimo” (Figura 5). Os valores médios do IQA nas regiões de alto curso ($38 \pm 1,3$), médio curso superior ($32 \pm 5,6$), médio curso inferior ($35 \pm 7,5$) e baixo curso ($29 \pm 2,6$) foram enquadrados na faixa “Ruim”. Apenas o valor médio de IQA dos ambientes aquáticos do alto curso foi enquadrado na faixa “Aceitável” (Figura 6).

A análise de componentes principais (ACP) resumiu 76,26% da variabilidade total das variáveis utilizadas no IQA em seus dois primeiros eixos, sendo que o primeiro eixo explicou 39,36% da variância total encontrada e o segundo eixo 36,93%. As variáveis, temperatura, pH, demanda bioquímica de oxigênio e sólidos totais também estiveram relacionadas negativamente ao eixo 1, enquanto o fósforo total esteve correlacionado positivamente com este eixo. Para o eixo 2, as variáveis relacionadas positivamente foram o oxigênio dissolvido, temperatura e coliformes termotolerantes, enquanto as variáveis relacionadas negativamente foram pH e sólidos totais dissolvidos (Figura 5 e Tabela 4). O trecho de baixo curso da bacia hidrográfica apresentou valores mais elevados de pH, sólidos totais e turbidez, o trecho de alto curso maiores valores de fósforo e o trecho de médio curso inferior maiores valores de coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido e temperatura.

Figura 4 – Mapa com os resultados do Índice de Qualidade de Água (IQA) dos ambientes aquáticos dos diferentes trechos da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró

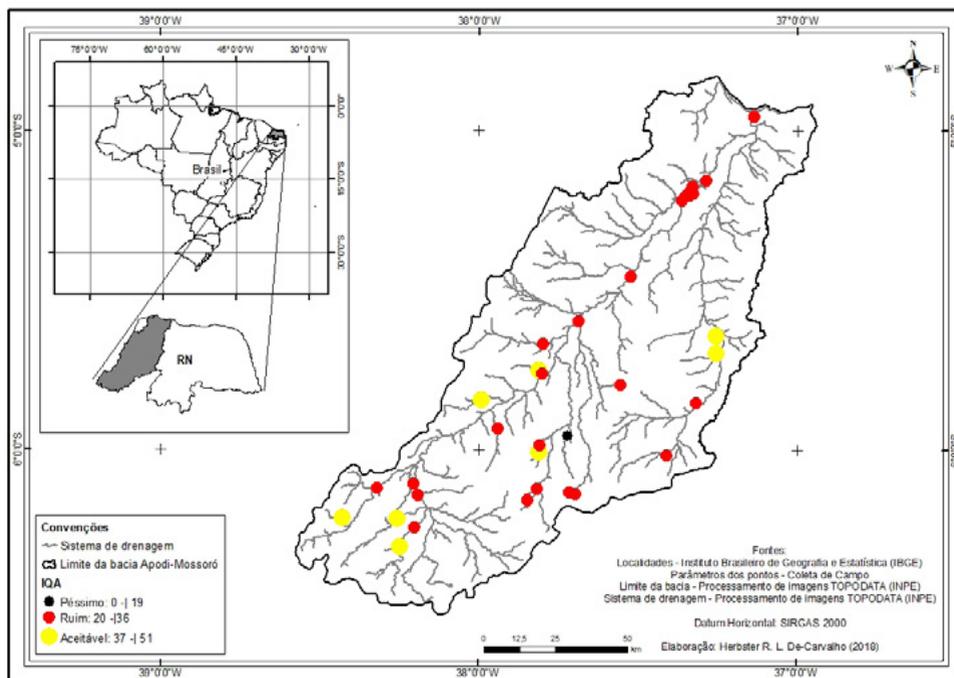


Figura 6 – Valores médios e desvio padrão do Índice de Qualidade de Água nas regiões de alto curso, médio curso inferior, médio curso superior e baixo curso da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró

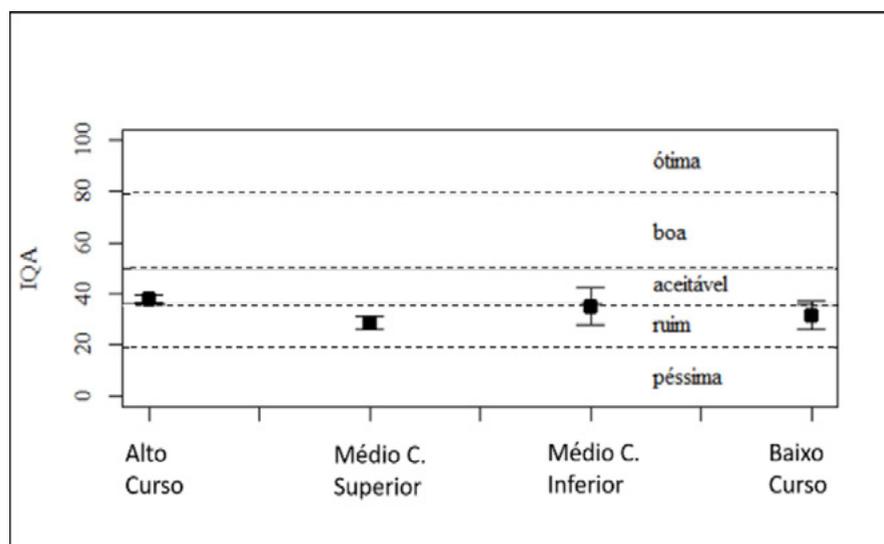


Figura 7 – Análise de Componentes Principais com as variáveis utilizadas no Índice de Qualidade de Água

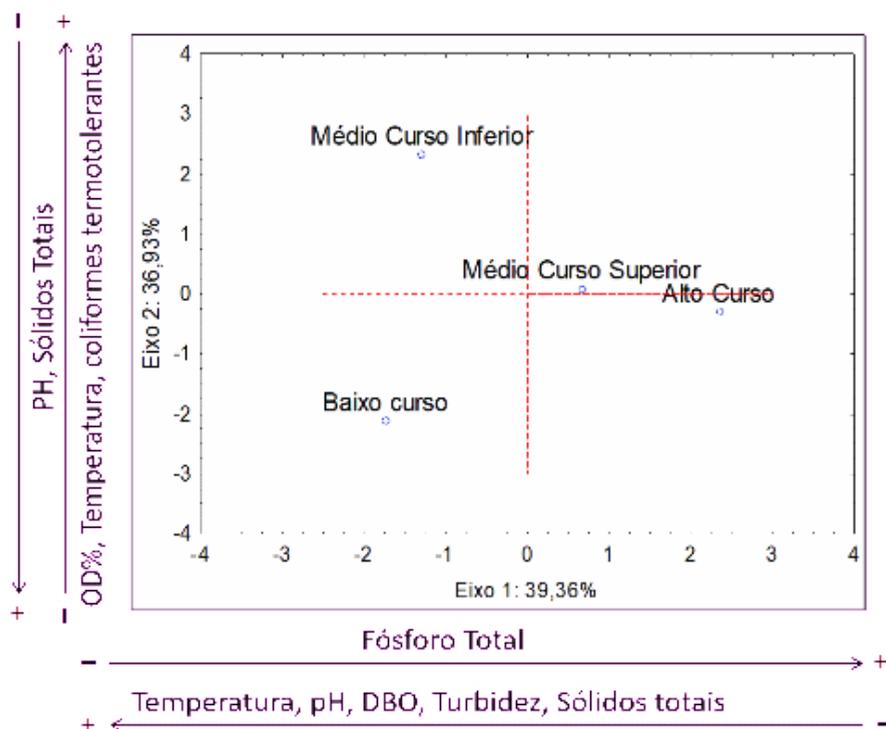


Tabela 4 – Coordenadas fatoriais das variáveis, baseadas em correlações oriundas do índice de qualidade de água

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Oxigênio dissolvido OD%	-0.216908	0.748833
Temperatura	-0.688105	0.545999
pH	-0.530878	-0.843566
Demanda Bioquímica de oxigênio – DBO	-0.552051	0.324603
Nitrogênio Total-NT	0.289378	-0.200979
Fósforo Total-PT	0.990359	-0.075440
Turbidez	-0.934600	-0.336227
Sólidos Totais	-0.571015	-0.813825
Coliformes Termotolerantes	-0.414207	0.909141

DISCUSSÃO

Ao analisar as variáveis do PAR por meio da ACP, verificou-se que a região de alto curso possui pontos com maiores porcentagens de vegetação natural, com poucas áreas residenciais, comerciais e industriais próximas aos cursos d'água, no entanto, comparativamente com outros trechos da bacia, o alto curso apresenta reduzida porcentagem de mata ciliar (<50%). A existência da vegetação natural é importante para a manutenção das boas condições ambientais, tanto do corpo hídrico quanto do seu entorno, no entanto, este tipo de vegetação necessita estar bem preservado para que possa prestar seus serviços ecossistêmicos adequadamente. Na região de baixo curso, que é mais populosa, há um predomínio de construções próximas as margens dos cursos d'água, principalmente domiciliares e comerciais, sendo que apenas alguns pontos apresentam algum tipo de mata ciliar. A substituição da vegetação ciliar nativa por áreas de pastagens, agrícolas e urbanas, além de ser ilegal, proporciona condições favoráveis a erosão das margens dos rios e o seu consequente assoreamento, alterando a integridade ambiental do ecossistema fluvial e comprometendo o uso dos seus recursos hídricos. A retirada da mata ciliar tem ainda como consequência o aumento de temperatura da água, devido a maior entrada de luz solar, podendo acarretar no aumento da produção primária (BERNHARDT et al., 2005).

Os ambientes aquáticos da região de alto curso possuem um tipo de fundo com predominância de cascalho, pedra e areia, com pouco depósito de lama no fundo, enquanto na região de baixo curso há um predomínio de areia fina silte e argila e lama depositada no fundo do rio. Os processos de erosão das margens dos rios e o assoreamento, na região de baixo curso, provavelmente estão relacionados aos taludes sem proteção, devido a ausência ou a reduzida quantidade de mata ciliar. Esta situação acarreta num incremento das cargas de sólidos trazidos pelo escoamento superficial, causando aumento da turbidez da água (SOUZA et al., 2010; BRITO, 2008; BEZERRA et al. 2013). É importante destacar, que o material particulado não retido pela mata ciliar pode transportar para os ambientes aquáticos diversos tipos de pesticidas, metais pesados e outros componentes tóxicos (CUNHA, 2013; SANTOS et al. 2014).

Vários pontos da bacia recebem o aporte de efluentes domésticos. O lançamento desses efluentes não tratados nos ambientes aquáticos acarreta no enriquecimento da coluna d'água por nutrientes e matéria orgânica, influenciando no desenvolvimento excessivo de algas e/ou macrófitas aquáticas flutuantes, que podem comprometer os usos múltiplos dos recursos hídricos (CALLISTO; MORENO, 2006; MAIA et al., 2015). O aporte de matéria orgânica também contribui para o aumento da demanda bioquímica de oxigênio, podendo causar mortalidades de peixes, que devido a condição de anoxia da coluna d'água tendem a morrer por asfixia como o observado em 2012 em um trecho do Rio Apodi-Mossoró, após o mesmo atravessar o município de Mossoró (Figura 6).

Figura 6 – Peixes tentando respirar próximos a superfície da água (acima) e encontrados mortos em trecho do Rio Apodi-Mossoró, localizado a jusante da barragem de Passagem de Pedras, após atravessar a cidade de Mossoró (Trecho de baixo curso) (5° 9'20.22"S; 37°17'9.04"O)



Fotos: Gustavo H. G. Silva (2012).

Ao avaliar a integridade ambiental dos quatro trechos da bacia, por meio do PAR, observa-se que os valores médios estão dentro da faixa que caracteriza os ambientes aquáticos como “Alterado”. Firmino et al. (2011) também encontraram resultados semelhantes no que diz respeito à integridade ambiental dos rios avaliados na cidade de Ipameri-GO, identificando um percentual elevado de ambientes degradados por ação antrópica (90%), porém diferentemente da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, as regiões avaliadas pertenciam apenas a trechos urbanizados. No que se refere à bacia do rio Apodi-Mossoró, o PAR revelou baixo percentual de ambientes com características “Naturais”. Os resultados obtidos com a aplicação do PAR permitem ainda identificar que a maioria das regiões possui características de ambiente “Alterado”, tanto nas áreas rurais quanto urbanas. Já os ambientes impactados ocorrem predominantemente em áreas urbanas.

Na região de baixo curso, que pode ser considerada a mais desenvolvida economicamente da bacia e onde a população possui mais acesso a saneamento básico, há uma tendência de redução do lançamento direto de esgotos sem tratamento nos corpos hídricos. No entanto, a região ainda possui ambientes aquáticos com valores médios de IQA e PAR “Ruim” e “Alterado”, respectivamente. Este fato pode estar relacionado com o tamanho da população nesta região, que ao mesmo tempo que possui mais acesso a saneamento, também possui elevada densidade populacional, especialmente no município de Mossoró, exercendo, com isto, maiores pressões antrópicas sobre os ambientes aquáticos. Comparativamente com as outras regiões o número de habitantes no alto curso é de 29.337 (5,3%), enquanto o médio curso superior possui 99.003 (17,9%), o médio curso inferior 104.669 (18,9%) e o baixo curso 321.238 (58%).

Os valores de IQA revelaram que a maioria dos ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró apresenta índices predominantemente “Ruins”, sendo que apenas o alto curso apresentou um índice médio considerado “Aceitável”. É importante ressaltar, que o uso e a ocupação desordenados do solo nas zonas rural e urbana e o baixo nível de saneamento básico dos municípios podem acarretar assoreamento e contaminação dos ambientes aquáticos, tanto localmente quanto em trechos mais a jusantes da bacia, principalmente se o ambiente não possuir capacidade de se autodepuração. Este fato é ainda mais preocupante em regiões como a do semiárido nordestino, onde os rios tendem a ser intermitentes e com fluxo de água reduzido durante a maior parte do ano.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Podemos concluir que todas as regiões da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró (alto curso, médio curso superior, médio curso inferior e baixo curso), estão submetidos a algum tipo de degradação ambiental, tanto em trechos da zona rural quanto da zona urbana. Ressaltamos que embora a estrutura física (fator avaliado pelo PAR) seja elemento-chave para a avaliação dos recursos hídricos, os índices de qualidade de água proporcionam um suporte complementar para o diagnóstico do estado da bacia hidrográfica. Além disso, sempre que possível é importante analisar individualmente cada variável, no intuito de se obter informações mais específicas sobre o que de fato pode estar contribuindo para a degradação dos ambientes aquáticos e do seu entorno. Neste contexto, a análise estatística multivariada pode ser associada aos índices de qualidade de água e aos protocolos de avaliação rápida, auxiliando na interpretação individualizada das variáveis ambientais. As informações apresentadas neste capítulo podem auxiliar os órgãos ambientais, a Secretaria de Recursos Hídricos e o Comitê de Bacia a gerenciarem adequadamente os recursos hídricos da BHAM.

6

CONCENTRAÇÕES DE METAIS NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO APODI-MOSSORÓ

Camila Tâmires Alves Oliveira

Antonio Fernando Monteiro Camargo

INTRODUÇÃO

A poluição dos sistemas fluviais é um dos principais problemas ambientais enfrentados atualmente. A poluição por metais em ambientes aquáticos tem recebido grande atenção devido à incapacidade dos metais serem destruídos biologicamente, persistindo no ambiente por longos períodos de tempo. Além disso, os metais podem ser bioacumulados e biomagnificados pelos organismos vivos (ZHANG et al., 2016; LU et al., 2017), causando danos irreversíveis à saúde humana (CHOWDHURY et al., 2016).

A presença de metais ocorre naturalmente nos sistemas aquáticos, entretanto, os níveis desses contaminantes vêm aumentando ao longo dos anos em decorrência das atividades antrópicas

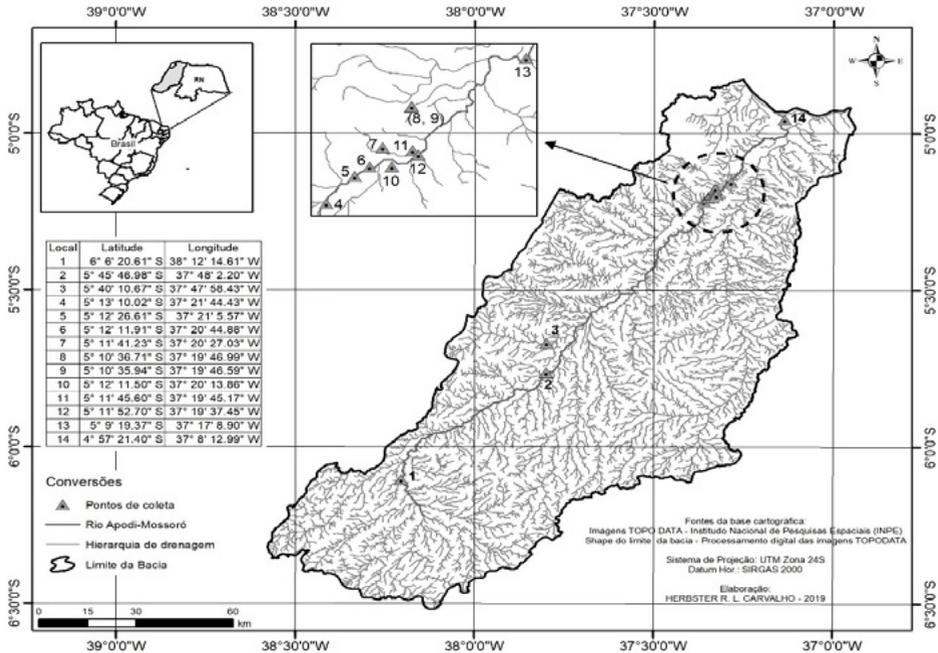
(MACHADO et al., 2016). Portanto, os metais em rios podem ter origem a partir de processos naturais, como intemperismo de rochas e solos antrópicos resultantes de resíduos industriais e domésticos, deposição atmosférica, resíduos provenientes da pecuária e das atividades agrícolas (REZA; SINGH, 2010). Desse modo, os níveis de contaminação e a distribuição de metais nos sistemas fluviais são influenciados pelos tipos de fontes e pela distribuição espacial dos elementos metálicos (YIN et al., 2016; ISLAM et al., 2018). Por isso, ao analisar a contaminação por metais das águas nos ecossistemas aquáticos é necessário também avaliar quais são as possíveis fontes desses contaminantes metálicos (TIWARI et al., 2015; TIWARI et al., 2016).

O principal motivo para avaliar a contaminação dos sistemas aquáticos por metais são os prejuízos que esses elementos podem causar à saúde humana, como efeitos carcinogênicos (TCHOUNWOU et al., 2012), náuseas, comprometimento do sistema nervoso e desregulação endócrina (JAISHANKAR et al., 2014). Além disso, podem implicar em incapacidades intelectuais, problemas comportamentais, perda auditiva, dificuldades na aprendizagem e perda das funções visuais e motoras (SARKAR, 2009). A exposição dos seres humanos aos metais presentes na água pode ocorrer através do seu consumo direto ou através da bioacumulação de metais em fontes alimentares humanas (BABY et al., 2010; FAZIO et al., 2014; KRISHNAMURTI et al., 2015). Nesse caso, o ser humano fica exposto a altos níveis de metais pelo consumo de organismos aquáticos, como peixes, camarões e vegetais cultivados nas águas poluídas (JIANG et al., 2016; ANTONIADIS et al., 2017; EZEMONYE et al., 2019). Além disso, a concentração de metais pode afetar a biota aquática eliminando organismos mais sensíveis e beneficiando organismos resistentes (ALI; KHAN; SAJAD, 2013; FATHALLAH et al., 2013; GAMAIN et al., 2016; GAUTAM; ADHIKARI, 2018), o que altera a estrutura das comunidades e pode levar à perda de biodiversidade. Neste capítulo nós avaliamos as concentrações dos metais cobre, zinco, ferro, manganês, cádmio, níquel, cromo e chumbo na água superficial do rio Apodi-Mossoró. Nosso objetivo foi verificar os níveis de contaminação da água por metais e relacionar as concentrações desses contaminantes com o uso e a ocupação da bacia hidrográfica.

MATERIAL E MÉTODOS

Realizamos amostragens de água superficial em 14 locais (Figura 1) da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró-RN (BHAM) em outubro de 2017, que corresponde à estação seca. O local 1 está situado próximo à parte superior da bacia e envolto por uma área urbanizada constituída por domicílios, lojas, oficinas, postos de combustíveis e indústrias, além de apresentar tráfego constante de veículos. Nessa área, o solo também é utilizado para a agricultura e para a criação de rebanhos, composta por caprinos, suínos e bovinos. Caracteriza-se ainda por possuir áreas sem vegetação e por pequenas porções de Caatinga. Os locais 2 e 3 estão localizados

Figura 1 – Locais de amostragem na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró



na parte média superior da bacia. Essas áreas apresentam diferenças quanto ao uso e ocupação do solo, tendo em vista que, nas proximidades do local 2, existem áreas agrícolas, pequenas porções de terras destinadas para a criação de rebanhos e áreas com solo exposto. Entretanto, ainda possui ampla cobertura vegetal constituída por espécies típicas da Caatinga. As proximidades da área do local 3 possui área urbanizada, pouca vegetação, áreas extensas utilizadas para agricultura e criação de rebanhos de variados tipos. Os locais 4 a 13 estão situados na parte média inferior da bacia. Nas proximidades dos locais 4 a 12, o uso e ocupação do solo é caracterizado por extensas áreas urbanizadas e por criação de rebanhos. Nas proximidades do local 13, existe solo exposto, criação de rebanhos e uma estação petrolífera, além de áreas utilizadas para a aquicultura. O local 14 está localizado na parte inferior da bacia, correspondendo a um trecho estuarino, que apresenta áreas urbanizadas, pequenas criações de rebanhos, indústrias salineiras e estação petrolífera.

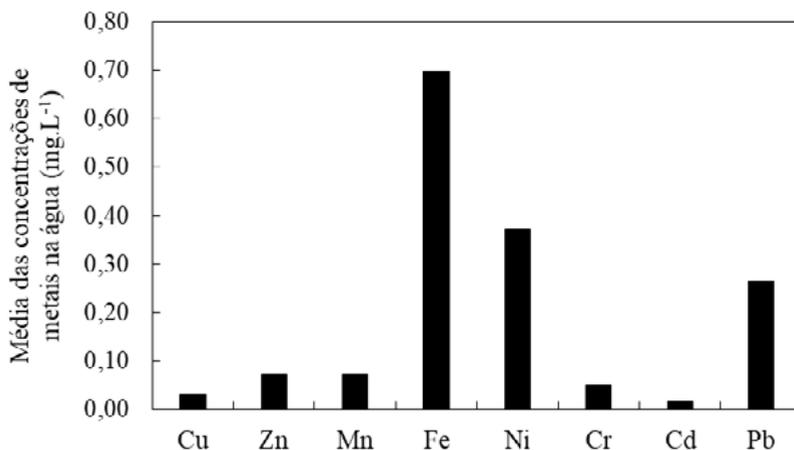
Para a determinação das concentrações de metais, foram coletados 150 ml de água em cada local de amostragem, sendo armazenadas em garrafas de vidro, previamente esterilizadas e lavadas com ácido nítrico (HNO₃) para evitar contaminação, tendo sido adicionados 2 ml de HNO₃ às amostras de água coletadas. As concentrações dos metais cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), níquel (Ni), cromo (Cr), chumbo (Pb) e cádmio (Cd) foram realizadas com auxílio de um espectrofotômetro de absorção atômica, marca Varian, modelo AA240FS, no Laboratório de Solos, Água e Plantas (LASAP), da Universidade Federal Rural do Semiárido

(UFERSA). A análise laboratorial foi baseada no método 3015a (Element, 2007) e dispensou a filtração prévia das amostras.

RESULTADOS

As concentrações médias de metais encontradas nas águas superficiais do rio Apodi-Mossoró podem ser observadas na Figura 2. O metal com maior concentração média foi o ferro ($0,70 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto os menores valores encontrados foram de Cd com concentração média de $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$. As concentrações de contaminantes metálicos nas águas superficiais decresceram na seguinte ordem: $\text{Fe} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Mn} = \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Cd}$.

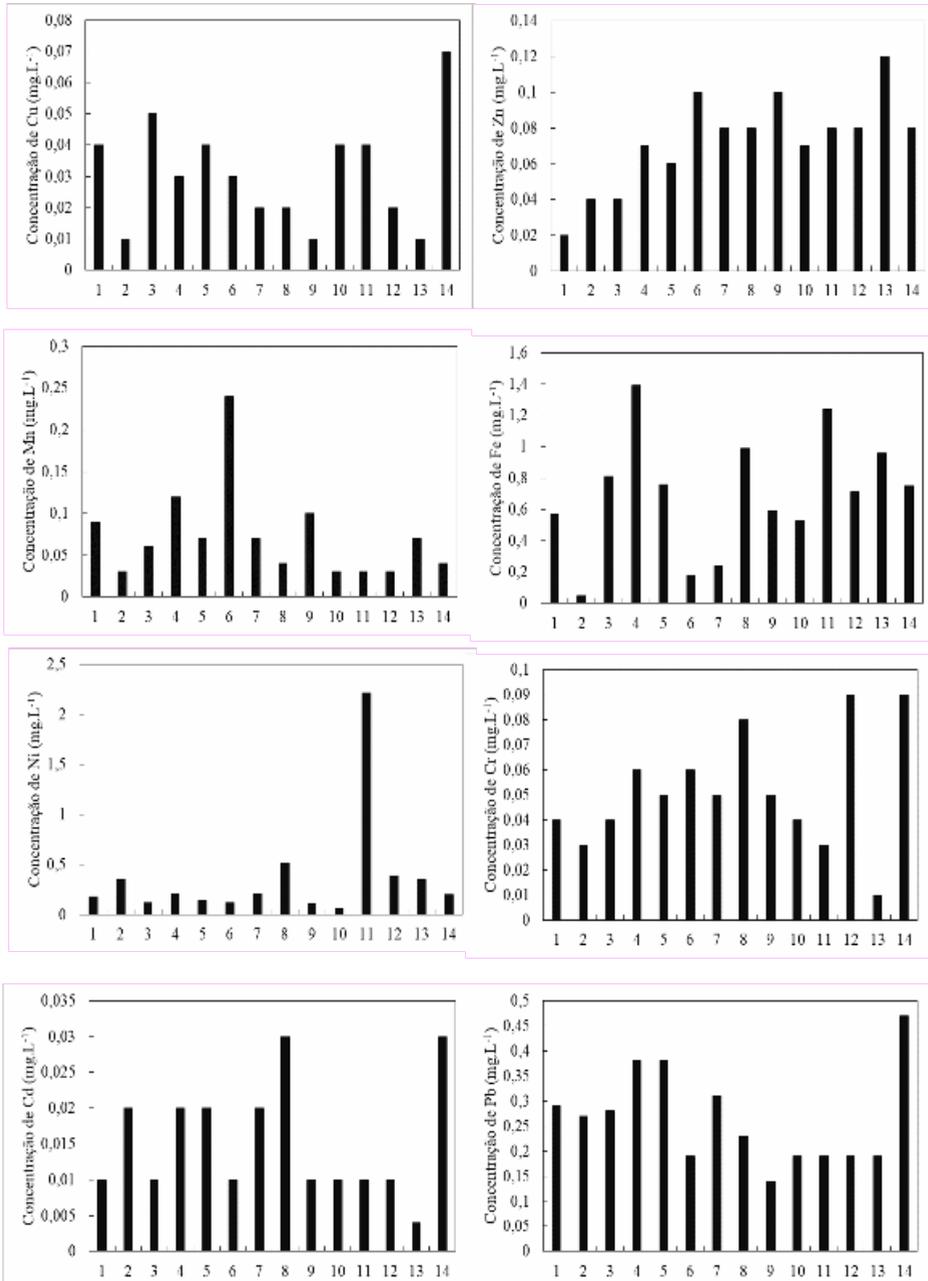
Figura 2 – Concentrações médias de metais, de todos os locais de coleta nas águas superficiais (mg.L^{-1}) da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró



As concentrações de metais na água da BHAM, por locais de amostragem, podem ser visualizadas na Figura 3. A concentração de Cu foi maior no local 14 com $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto os menores valores ocorreram nos locais 2, 9 e 13 com $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$. Para o Zn, a maior concentração ocorreu no local 13 com $0,12 \text{ mg.L}^{-1}$, e a menor no local 1 com $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$. O valor mais elevado de Mn ocorreu no local 6 com $0,24 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto as menores concentrações foram obtidas nos locais 2, 10, 11 e 12 com $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$. O Fe apresentou concentrações mais elevadas no local 4 com $1,39 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto a menor ocorreu no local 2 com $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$. A quantidade de Ni foi maior no local 11 com $2,22 \text{ mg.L}^{-1}$, e menor no local 10 com $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$. Os maiores valores de Cr ocorreram nos locais 12 e 14 com $0,09 \text{ mg.L}^{-1}$ e o menor no local 13 com $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$. Para Cd as maiores concentrações foram observadas nos locais 8 e 14 com $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$,

e a menor foi obtida no local 13 com 0,004 mg.L⁻¹. A maior concentração de Pb ocorreu no local 14 com 0,47 mg.L⁻¹, enquanto a menor foi observada no local 9 com 0,14 mg.L⁻¹.

Figura 3 – Concentrações de metais nas águas superficiais (mg.L⁻¹) da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró por locais de amostragem



As concentrações dos metais Ni e Pb, foram os responsáveis pelo enquadramento dos locais de 1 a 13 na classe 4 para água doce e do local 14 na classe 3 para água salina, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005. As concentrações de Zn e Mn nos locais de 1 a 13 estavam abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005 para água doce, classes 2 e 3, respectivamente. O local 14, por sua vez, apresentou concentrações de Zn e Mn abaixo do limite da classe 1 de águas salinas. Os locais 1, 2, 3, 10, 11 e 13 apresentaram concentrações de Cr abaixo do limite para a água doce classe 3 e os locais 1, 3, 6, 9, 10, 11, 12 e 13 apresentaram concentrações de Cd inferiores ao limite admitido para água doce classe 3, enquanto no local 14 os valores de Cr e Cd não ultrapassaram os limites admitidos para a classe 2 referentes à água salina. Não foi possível verificar a adequação das concentrações de Fe e Cu nos locais amostrados, uma vez que a Resolução CONAMA nº 357/2005 não possui valores estabelecidos para as formas totais desses metais. Os limites das concentrações de metais na água doce e na água salina podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Limites das concentrações de metais na água (mg.L^{-1}) estabelecidas pela Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) nº 357/2005 para água doce e água salina

Metais	Classe 2 (água doce)	Classe 3 (água doce)	Classe 1 (água salina)	Classe 2 (água salina)
Zn	0,18	5	0,09	0,12
Mn	0,1	0,5	0,1	-
Ni	0,025	0,025	0,025	0,074
Cr	0,05	0,05	0,05	1,1
Cd	0,001	0,01	0,005	0,04
Pb	0,01	0,033	0,01	0,21

DISCUSSÃO

As concentrações médias de Fe foram as mais elevadas, pois esse elemento é um dos mais abundantes na crosta terrestre dentre os metais analisados, além de possuir diversas fontes antrópicas, como a deposição atmosférica e efluentes domésticos e urbanos (LONGHINI; SÁ-NETO, 2018) que são lançados no sistema fluvial. O elemento metálico Cd apresentou as menores concentrações médias, provavelmente porque esse metal não é abundante na crosta terrestre, estando a sua presença no ecossistema aquático mais relacionada a fontes antrópicas como indústria metalúrgica, pigmentos de tinta, fertilizantes e resíduos domésticos alimentares (BILAL et al., 2018).

As menores concentrações de Cu, Mn e Fe no local 2, localizado na parte média superior da bacia, provavelmente se devem à ausência de centros urbanos no local e a ausência de lançamento de efluentes domésticos, industriais e urbanos. No entanto, observamos concentrações elevadas de Cd e Pb que podem estar associadas às atividades agrícolas realizadas próximas ao local. Atividades agrícolas e o uso de herbicidas são fontes desses metais (CHEN et al., 2012; HUANG et al., 2018). Observamos as maiores concentrações de Cu, Cr, Cd e Pb no local 14. Esse local, situado em um trecho estuarino próximo à foz da bacia, possui tráfego constante de embarcações, o que pode ser responsável pela introdução desses metais no ecossistema aquático. Outros fatores que podem afetar diretamente as concentrações de metais nas águas superficiais estuarinas, são a condutividade elétrica e a salinidade (GARNIER; CIFFROY; BENYAHYA, 2006; PENG et al., 2009; DRAPEAU et al., 2017). O local 14 possui características típicas de estuários, como salinidade e condutividade elétrica elevadas. Desse modo, essas variáveis possivelmente contribuíram para as concentrações mais altas de metais nesse local.

As concentrações de Pb foram elevadas em todos os locais amostrados, indicando que esse contaminante pode ter diversas origens. No local 1, situado na parte superior da bacia, as principais fontes de Pb foram provavelmente os efluentes domésticos, agrícolas e urbanos, principalmente resíduos de oficinas e de estradas. Enquanto nos locais 2 e 3, ambos situados na parte média superior da bacia, a origem pode ter sido a partir da agricultura desenvolvida nas proximidades das áreas. Chetty e Pillay (2019) ao avaliarem o impacto das atividades agrícolas e antropogênicas sobre a precipitação e o transporte de metais na água de dois rios na África do Sul, identificaram que ambas as atividades são fontes de metais para os sistemas fluviais, apesar das atividades antropogênicas contribuírem mais significativamente para a deposição de elementos metálicos.

Os locais 4 a 12, localizados na parte média inferior da bacia, são altamente urbanizados. Assim o Pb proveniente de efluentes domésticos, industriais e urbanos, como resíduos de oficinas, pó de estrada, resíduos de combustíveis provenientes tanto dos postos de abastecimentos de veículos, como da queima de combustíveis fósseis que são introduzidos nos corpos de água. De fato, vários estudos apontam sobre a origem de diversos metais a partir de efluentes urbanos e industriais (ADAMIEC et al., 2016; BELKHIRI et al., 2017) e também domésticos (SREEKANTH et al., 2015).

As concentrações de Ni não ultrapassaram o valor de $0,52 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo constantes nos locais de amostragem ao longo da bacia, exceto no local 11 que apresentou uma concentração de $2,22 \text{ mg.L}^{-1}$. Esse resultado está relacionado provavelmente à existência de uma fonte desse metal no local. O níquel é utilizado para reforçar o aço, desse modo, engrenagens, eixos e peças dos motores de veículos são frequentemente feitos de aço reforçado com níquel, além de ser usado na produção de aço inoxidável e de ser um constituinte de muitas baterias (ISLAM

et al., 2018). Dessa forma, esse metal pode ser proveniente das oficinas de veículos existentes próximas ao local. Segundo Khan e Saifullah (2016), efluentes de fábricas de mármore contêm muitos metais, e, de fato, nas proximidades do local II, existem marmorarias que podem contribuir para valores elevados de Ni na água.

As menores concentrações de Zn foram observadas nos locais menos urbanizados, como os locais 1 e 3, e com ausência de centros urbanos, como no local 2. Entretanto, nos locais 4 a 14, que são muito urbanizados, os valores de Zn foram mais elevados, destacando-se o local 13, com as maiores concentrações. Como nessa área há extração de petróleo em terra, essa atividade pode ser a principal fonte de Zn. Soma-se a isso, a deposição do metal através de efluentes provenientes dos centros urbanos. De fato, estudos apontam que a exploração petrolífera pode contribuir para a deposição de metais nos ecossistemas fluviais (LACERDA et al., 2013). Em relação às concentrações de Mn nas águas superficiais do rio, com exceção do local 6, que apresentou a concentração de $0,24 \text{ mg.L}^{-1}$, os demais locais não ultrapassaram o valor de $0,12 \text{ mg.L}^{-1}$ de Mn. No local 6 existe uma intensa circulação de veículos, o que resulta na queima de combustíveis fósseis e consequente liberação de Mn para o ar, com a posterior deposição do metal no sistema fluvial. Segundo De Vitre e Davison et al., (1993) o Mn pode ser proveniente de fontes naturais, como poeira das rochas e do solo e de fontes antropogênicas como a combustão de combustíveis fósseis.

Souza et al., (2016) realizaram um estudo sobre as concentrações de metais na água do Rio São Francisco, situado na região oeste dos estados de Pernambuco e da Bahia no Brasil. Durante o período seco, foram detectados os valores máximos dos metais Cd ($0,02 \text{ mg.L}^{-1}$), Ni ($0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) e Pb ($0,006 \text{ mg.L}^{-1}$) em uma área urbana industrializada. No nosso estudo, ao considerarmos somente a água doce, os valores máximos dos metais Cd ($0,03 \text{ mg.L}^{-1}$), Ni ($2,22 \text{ mg.L}^{-1}$) e Pb ($0,47 \text{ mg.L}^{-1}$) foram mais elevados em locais situados em área urbana que recebe diariamente efluentes industriais e domésticos. Esse resultado evidencia que, apesar do Rio São Francisco e do Rio Apodi-Mossoró estarem situados em uma região semiárida, o volume e a vazão de ambos os rios, bem como o uso e a ocupação do entorno desses corpos hídricos influenciam nas concentrações de contaminantes metálicos.

O enquadramento dos locais de coleta de água doce em classe 4 e de água salobra em classe 3, pela já citada Resolução CONAMA nº 357/2005, demonstra que a bacia do rio Apodi-Mossoró tem uma qualidade de água ruim, considerando que as classes estabelecidas pela Resolução variam entre classe especial e classes 1, 2, 3 e 4, no sentido de águas mais puras para impuras. Apesar desse enquadramento, não foi possível observar um padrão de distribuição espacial dos metais estudados. Isso provavelmente ocorreu devido as fontes dos metais analisados serem diferentes na maioria dos locais amostrados, e também pela quantidade dessas fontes. Além disso, cada local de amostragem tem características particulares, que influenciam nas concentrações

de metais na coluna de água, como a textura do sedimento, pH da água e do sedimento, quantidade de matéria orgânica presente nos sistemas fluviais, correnteza da água, vegetação do entorno do corpo hídrico e tamanho do rio. Vários estudos demonstram que as condições físicas e químicas do sistema fluvial influenciam na distribuição de metais na água (CHEN et al., 2017; DRAPEAU et al., 2017; XU et al., 2017).

Águas enquadradas na classe 4 para água doce e na classe 3 para água salina, podem ser utilizadas somente para a navegação ou para fins de harmonia paisagística. Entretanto, a população local utiliza a água para a recreação de contato primário e secundário e para a aquicultura e atividades de pesca, demonstrando que essa mesma população está em contato direto com a água contaminada com os metais Cr, Cd e, principalmente por Pb e Ni, ou em contato indireto, uma vez que esses metais podem ser incorporados na cadeia trófica e, através da alimentação, causar danos à saúde dos seres humanos. Os efeitos tóxicos causados pelo Pb em seres vivos podem afetar o sistema nervoso, o sistema reprodutor masculino e o sistema imunológico (PANT et al., 2014; MANCUSO et al., 2018). Os prejuízos à saúde humana provocados pela concentração elevada de Ni estão relacionados a problemas renais, cardiovasculares, reprodutivos e imunológicos (DENKHAUS; SALNIKOW, 2002). A contaminação por Cd pode desencadear irritação gastrointestinal, irritação pulmonar, câncer e problemas nos rins, fígado e ossos (DURUIBE et al., 2007). Por sua vez, a ingestão por humanos de água ou alimentos contaminados por Cr pode causar úlceras cancerígenas, gastrites, infertilidade masculina e anemia (KARRI et al., 2018).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As águas superficiais do rio Apodi-Mossoró estão contaminadas com os metais Ni e Pb, e em alguns trechos com Cd e Cr. O uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica possivelmente contribuiu para a contaminação do sistema fluvial, tendo em vista que nas proximidades dos locais com maiores concentrações de metais, existem atividades antrópicas sendo desenvolvidas, que são fontes de metais, como exploração de petróleo, criação de rebanhos, atividades agrícolas e industriais, além de estarem situadas em áreas urbanizadas, sob a influência de tráfego de veículos e conseqüente deposição atmosférica de metais no rio.

7

ESTUDOS ECOTOXICOLÓGICOS NO RIO APODI-MOSSORÓ

Aline Fernanda Campagna Fernandes
José Walter Mendes Farias Júnior
Ana Claudia Araujo da Silva
Darlimeire Dantas de Aquino
Hermógenes Pereira da Costa Segundo
Carlos Eduardo Alves Soares

INTRODUÇÃO

As análises químicas são importantes para avaliação do impacto de substâncias tóxicas em sistemas aquáticos, porém, insuficientes e limitadas para a compreensão das interações entre o meio e a biota e para a estimativa de efeitos na estrutura e funções ecológicas (ESPÍNDOLA et al., 2003), sendo que somente os sistemas biológicos (organismos ou parte deles) podem detectar os efeitos tóxicos das substâncias.

As técnicas biológicas empregadas atualmente na avaliação da qualidade da água, utilizam bioindicadores em duas distintas abordagens: aquela associada aos níveis superiores de organização biológica (populações, comunidades e ecossistemas), como por exemplo, diversidade,

riqueza de espécies, densidade de organismos; e/ou aquela associada a alterações em níveis individuais de organização biológica (comportamento, crescimento, reprodução, alterações fisiológicas, bioquímicas, genéticas, histológicas, integração da membrana celular, transporte de íons, alterações enzimáticas, etc) (ARIAS et al., 2007). Em ambas as abordagens, os efeitos tóxicos sobre os organismos aquáticos estão associados ao nível de exposição aos xenobióticos (concentração e tempo) e, quanto maior for esse nível, maiores serão as chances dos mesmos atingirem os níveis superiores de organização biológica.

Em níveis inferiores de organização biológica, os efeitos ocorrem mais rapidamente e a especificidade das respostas é mais facilmente compreendida. Além disso, os efeitos detectados nesses níveis podem ser utilizados para traçar estratégias de controle da poluição, visando prevenir os impactos nos níveis superiores de organização biológica, os quais podem ser irreversíveis (extinção de espécies, por exemplo). Dessa forma, abordagens que utilizam de forma integrada bioindicadores em diferentes níveis de organização biológica, são mais confiáveis e eficazes na determinação do grau de impacto a que um determinado ecossistema está sujeito (ARIAS et al., 2007).

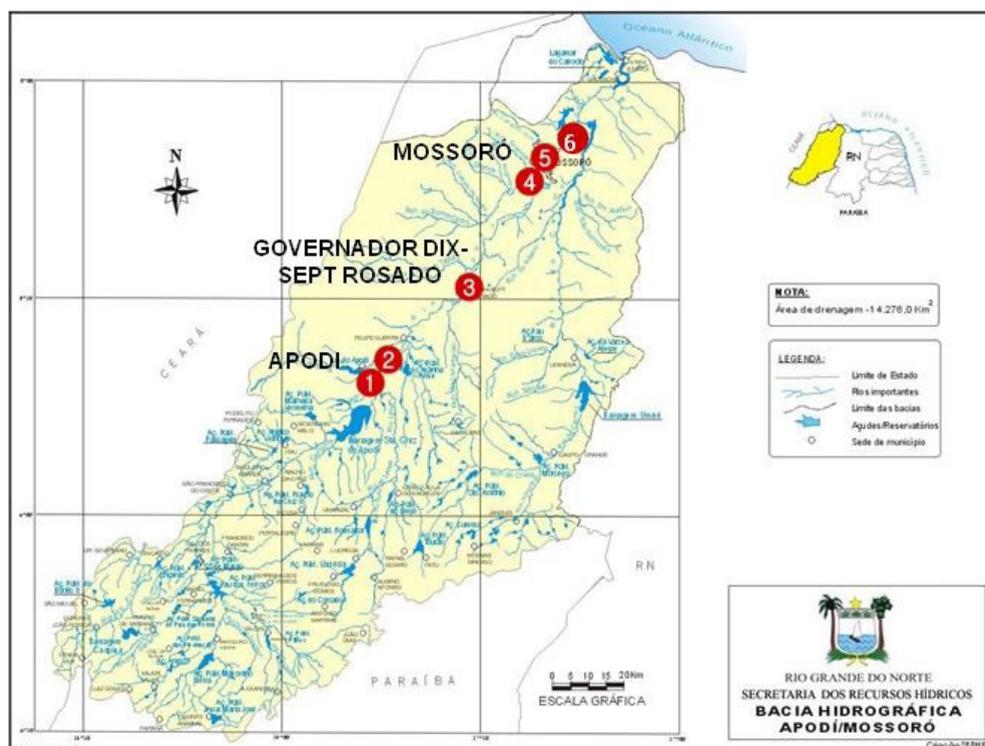
Diversos estudos recentes vêm mostrando a importância da abordagem integrada na avaliação da qualidade da água e dos sedimentos para o diagnóstico e o controle da poluição (TALLINI et al., 2012 ; CHAGAS, 2015 ; ROGERO, 2019). Diante do exposto, o presente capítulo teve como objetivo avaliar a probabilidade de ocorrências de efeitos adversos inerente à poluição da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró (BHAM), por meio de uma abordagem integrada das análises química e ecotoxicológica, fornecendo faixas de qualidade ambiental em diferentes trechos do rio.

MATERIAL E MÉTODOS

Pontos de amostragem na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró

As amostragens no rio Apodi-Mossoró, para os estudos ecotoxicológicos aqui relatados, foram realizadas semestralmente entre dezembro de 2015 e abril de 2017, englobando períodos secos e chuvosos. Durante o estudo, as amostras de água superficial e de sedimento foram coletadas em seis pontos distribuídos ao longo do rio (Figura1), com características, a saber, na Tabela 1.

Figura 1 – Mapa da BHAM, com destaque para os pontos de amostragem



Fonte: Adaptado de Secretaria de Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (2018).

Tabela 1 – Pontos de amostragem no rio Apodi-Mossoró, com georreferenciamento, breve característica física e potenciais fontes de poluição

Ponto de Amostragem	Localização Geográfica	Coordenadas geográficas	Descrição
P1	Apodi – RN (Ponte entre Caráúbas-RN e Apodi-RN)	5° 43' 11" S 37° 45' 35,20" W	Presença de atividades antrópicas de pecuária e lazer. Margens erodidas, presença de pequena faixa de mata ciliar. Sedimento com granulometria grossa.
P2	Apodi – RN (Bico Torto)	5° 40' 31,7" S 37° 46' 32,6" W	Presença de atividades antrópicas de pecuária e lazer, com destaque para travessia de pessoas, motocicletas e animais. Margens erodidas, presença de pequena faixa de mata ciliar. Sedimento com granulometria grossa.

P3	Governador Dix-Sept Rosado—RN (Poço Feio)	3° 27' 38,8" S 37° 31' 25" W	Presença dos usos para pecuária, pesca e lazer. Margens erodidas e residências no entorno. Presença e incipiente mata ciliar. Sedimento com granulometria média.
P4	Mossoró—RN (Prainha/Bom Jesus)	5° 13' 58,1" S 37° 22' 1,7" W	Presença de atividades antrópicas de agricultura, pecuária, extração de areia e lazer, com destaque para bombeamento de água para abastecimento. Área com moderado assoreamento das margens. Sedimento fino com elevado teor de silte e argila.
P5	Mossoró—RN (Barragem Genésio)	5° 13' 9,4" S 37° 21' 46,4" W	Atividades antrópicas de lazer e pesca, com destaque para alto grau de eutrofização das águas. Presença de restos de alimentos e animais. Sedimento fino com alto teor de silte e argila. Ausência de mata ciliar.
P6	Mossoró — RN (Barragem Central)	5° 11' 51,9" S 37° 20' 14,1" W	Presença de atividades antrópicas de lazer e pesca, com destaque para a presença de altíssimo grau de eutrofização, grande quantidade de resíduos sólidos, despejos de esgotos. Ausência de mata ciliar. Sedimento não foi coletado devido ao difícil acesso.

Os pontos P1, P2 e P3 pertencem à área rural, enquanto os pontos P4, P5 e P6 localizavam-se na área urbana e, dessa forma, caracterizados por diferentes fontes de poluição. Os primeiramente citados apresentavam visualmente melhores condições de preservação, em relação aos pontos P4, P5 e P6, indicando possibilidade de um gradiente de poluição no sentido montante-jusante do rio.

Ensaio ecotoxicológico

No estudo ecotoxicológico do rio Apodi-Mossoró, foram utilizados microcrustáceos de água doce, larvas de inseto e peixes como organismos-teste. Os microcrustáceos incluíram *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*, pertencentes à Classe Crustacea, Ordem Cladocera e Família

Daphnidae. A larva de inseto da espécie *Chironomus xanthus* foi utilizada como organismo-teste por fazer parte da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e por participar da cadeia alimentar bêntica. A espécie é amplamente encontrada em sistemas aquáticos dulcícolas brasileiros e pertence à Classe Insecta, Ordem Diptera e Família Chironomidae. As espécies de peixes *Danio rerio* e *Poecilia reticulata* foram utilizadas em sua fase juvenil nos ensaios. A espécie *Danio rerio* pertence à Classe Actinopterygii, Ordem Cypriniformes, Família Cyprinidae. A espécie *Poecilia reticulata* inclui-se na mesma Classe, porém, pertence à Ordem Cyprinodontiformes e Família Poeciliidae.

As amostras de água foram avaliadas utilizando as espécies zooplancônicas e peixes, enquanto as amostras de sedimento, além destas, também foram avaliadas utilizando-se a espécie bentônica. Previamente aos ensaios com as amostras do rio Apodi-Mossoró, todos os lotes de organismos-teste foram avaliados quanto à sua saúde fisiológica (testes de sensibilidade), com intuito de assegurar que os efeitos adversos encontrados fossem seguramente atribuídos somente às substâncias tóxicas presentes nas amostras e não devido a problemas relativos à saúde dos organismos.

As espécies zooplancônicas *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* foram utilizadas para testes de toxicidade aguda e crônica, respectivamente; e larvas de díptero da espécie zoobentônica *Chironomus xanthus* para testes de toxicidade aguda. A manutenção e cultivo dos organismos, a realização dos testes de sensibilidade e ensaios ecotoxicológicos foram executados conforme a NBR 12713 para *D. similis* (ABNT, 2016); NBR13373 para *C. dubia* (ABNT, 2017) e conforme a metodologia adotada por Fonseca (1997) para *C. xanthus*.

Quanto aos peixes, foram realizados testes de toxicidade aguda e crônica parcial com juvenis, seguindo-se as recomendações da NBR 15088 (ABNT, 2011) e NBR 15499 (ABNT, 2016), respectivamente. Ao final do teste de toxicidade aguda (48 horas), foi avaliada a mortalidade dos organismos e também a presença de micronúcleos (genotoxicidade) em amostra de sangue periférico da veia caudal retirado dos organismos sobreviventes (Piancini, 2013). Ao final do teste de ecotoxicidade crônica parcial (7 dias), foi mensurada a sobrevivência e o crescimento dos organismos e, aqueles sobreviventes, foram submetidos a estudos histológicos, visando avaliar a integridade dos tecidos branquiais e hepáticos. O tipo e estágio das alterações branquiais foram baseados na classificação de Poleksic e Mitrovic-Tutundzic (1994). Para análise do fígado, a intensidade das lesões seguiu classificação proposta por Bernet et al. (1999).

As alterações histopatológicas foram avaliadas semiquantitativamente, através do Cálculo do Valor Médio de Alteração (VMA), com base na incidência de lesões e pelo Cálculo do Índice de Alteração Histopatológica (IAH), segundo a severidade de cada lesão. O valor médio de IAH foi dividido em 5 categorias por Poleksic e Mitrovic-Tutundzic (1994): 0-10 = funcionamento normal do tecido; 11-20 = danificação leve para moderada do tecido; 21-50 = modificação

moderada para severa do tecido; 51-100 = modificação severa do tecido; maior que 100 = danificação irreparável do tecido. Esse índice permitiu a comparação da severidade das lesões branquiais e hepáticas entre os peixes coletados nos diferentes locais (SILVA, 2004).

Os valores médios de VMA e IAH foram comparados entre os pontos de amostragem, incluindo-se o controle por meio da análise estatística de Mann-Whitney (dados não paramétricos). Foram consideradas diferenças significativas valores de $p < 0,05$. Todos os procedimentos realizados com os peixes foram aprovados pelo Comitê de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (Protocolo nº 23091.008186/2015-63).

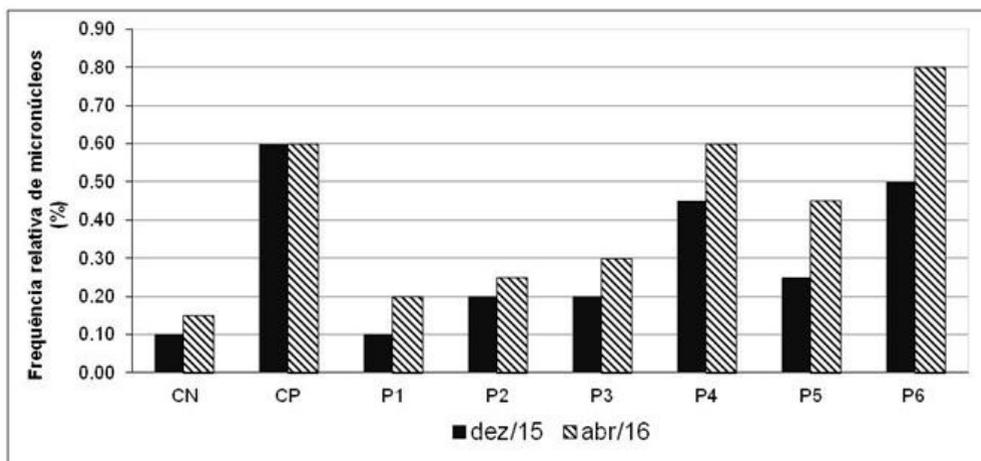
RESULTADOS

Ecotoxicidade da água

Em ensaios de curta duração, onde foi avaliada a imobilidade do zooplâncton e a mortalidade dos peixes, não foi encontrada toxicidade aguda em nenhum dos períodos avaliados. A maior porcentagem de imobilidade detectada em neonatas de *D. similis* foi de 20% no ponto P2, em abril de 2016, sendo esse valor não significativo em relação à imobilidade verificada nos indivíduos expostos no controle laboratorial (zero). Considerando os ensaios com os peixes, os valores máximos de mortalidade detectados foram de 5% nos pontos P2 e P4 para *D. rerio* e *P. reticulata*, respectivamente, sendo ambos não significativos em relação à mortalidade no controle (zero). Apesar desses resultados, foram detectados efeitos no material genético dos peixes. As Figuras 2 e 3 resumem e ilustram os resultados do teste do micronúcleo realizado em indivíduos da espécie *D. rerio* sobreviventes ao ensaio de toxicidade aguda. Conforme observou-se, a frequência relativa de micronúcleos apresentou aumento gradativo do ponto P1 em direção ao ponto P6, com valores mais elevados no período chuvoso (abril/2016) em relação ao período seco (dezembro de 2015). Os valores estiveram entre 0,10% e 0,80%, em P1 e P6, respectivamente, apresentando, este último, frequência relativa mais elevada que o controle positivo.

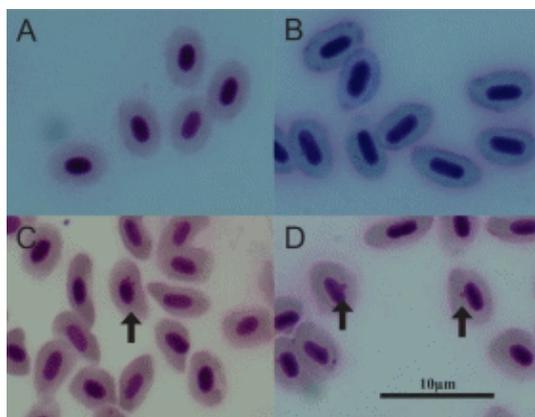
Os resultados dos ensaios de toxicidade crônica, realizados com *C. dubia* estão apresentados nas Figuras 4 e 5, considerando os parâmetros biológicos sobrevivência e reprodução de neonatas, respectivamente. Quanto à sobrevivência, os efeitos mais severos foram encontrados nos pontos inseridos na área urbana, P4 (40%), P5 (40%) e P6 (30%), com diferença significativa em relação ao controle apenas no período de abril de 2016. Os efeitos na reprodução da espécie em cada ponto estão expressos como porcentagem de produção de neonatas em relação ao controle e, desta forma, quanto menor este valor, maior o efeito observado. Semelhante à sobrevivência, a porcentagem de neonatas produzidas foi significativamente menor nos pontos acima citados, entretanto, além destes, as águas do P3 também foram tóxicas. Em escala

Figura 2 – Frequência relativa de micronúcleos em amostras de sangue periférico caudal de juvenis de *D. rerio* expostos em amostras de água do rio Apodi-Mossoró



Legenda: CN – Controle Negativo; CP: Controle Positivo.

Figura 3 – Células de *D. rerio* após exposição aguda (48h) à água do controle negativo (A); água do ponto P2 (B) em dez/2015; água do ponto P6 (C) em abr/2016 e controle positivo (D), destacando a presença de micronúcleos (setas) (Aumento de 100X)



temporal, em geral, os ensaios demonstraram que em abril de 2016 as amostras apresentaram maior toxicidade em relação ao período seco (dezembro de 2015). As amostras de água da maioria dos pontos coletados em abril de 2016 causaram efeito crônico significativo para a espécie testada, com exceção apenas dos pontos P1 e P2. Os valores encontrados nos pontos P3, P4, P5 e P6 foram extremamente baixos, como 50%, 0%, 3% e 0%, respectivamente, em relação ao controle, demonstrando a elevada toxicidade das águas. Em dezembro de 2015, apenas as águas

dos pontos P3 e P4 foram tóxicas, com valores cerca de 30% em relação à porcentagem de neonatas produzidas no controle. Os testes realizados com amostras coletadas em dezembro de 2016 e abril de 2017 foram invalidados, pois não houve produção de neonatas no controle em número suficiente para execução da análise estatística.

Figura 4 – Porcentagem de sobrevivência de *C. dubia* exposta em amostras de água do rio Apodi-Mossoró em dezembro/2015 e abril/2016 (*diferença significativa; $p < 0,05$, Fisher's exact test)

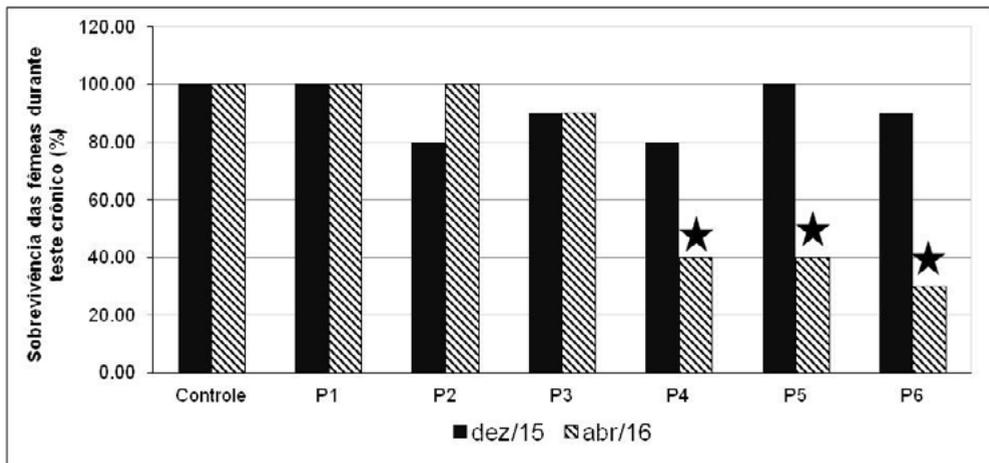
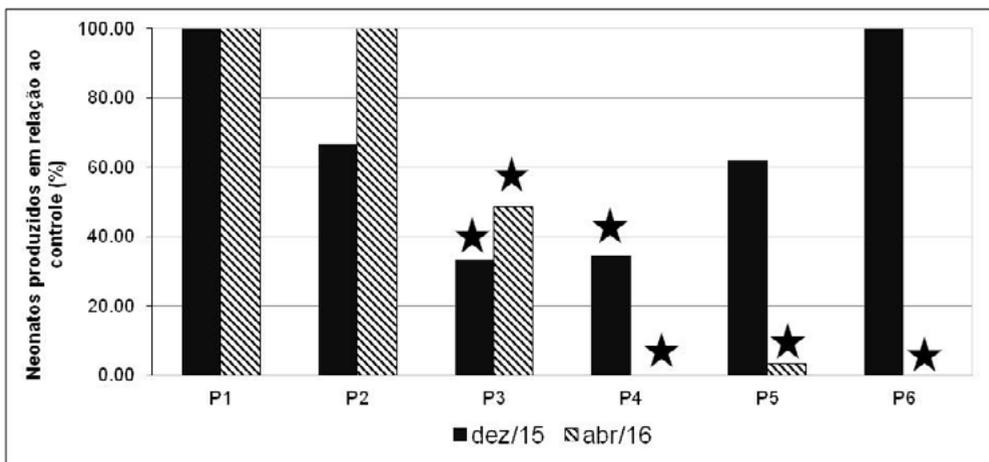


Figura 5 – Porcentagem de neonatas de *C. dubia* exposta em amostras de água do rio Apodi-Mossoró em dezembro/2015 e abril/2016, em relação ao controle. (* diferença significativa; $p < 0,05$; Dunnett's Test e Wilcoxon Rank Sum Teste, dezembro/2015 e abril/2016, respectivamente)



Quanto aos ensaios de toxicidade crônica parcial, realizados com os peixes, não foram encontrados efeitos significativos na sobrevivência de ambas as espécies em nenhuma amostra

de água, com porcentagens de sobrevivência acima de 80% em ambos os períodos. O crescimento das espécies (comprimento e peso), não foi afetado significativamente em dezembro de 2015, entretanto, em abril de 2016, houve aumento significativo no peso dos indivíduos de *D. rerio* expostos nas amostras dos pontos P5 ($0,1381 \pm 0,04$ g) e P6 ($0,1234 \pm 0,03$ g) quando comparados com o controle ($0,0917 \pm 0,02$ g) ($p=0,0002$; $p=0,0013$, respectivamente). Quanto à *P. reticulata*, não foram encontrados efeitos significativos no crescimento. Já os estudos histopatológicos em brânquias (Figura 6) e fígados (Figura 7), de peixes sobreviventes nos referidos ensaios, indicaram gradiente crescente de poluição do ponto P1 (menos poluído), em direção ao P6 (mais poluído), com efeitos mais severos nos pontos P4, P5 e P6.

As brânquias sofreram lesões de estágio I (hiperplasia de células epiteliais; deslocamento do epitélio respiratório; fusão parcial de lamelas secundárias e presença de células cloreto nas lamelas secundárias) e II (fusão completa de lamelas secundárias, congestão vascular e aneurismas), sendo as primeiras encontradas nos organismos expostos nos pontos P1, P2 e P3 e as de segundo estágio nos pontos P4, P5 e P6, as lesões de segundo estágio. Verificou-se ainda a maior sensibilidade da espécie *P. reticulata* frente a *D. rerio*, com lesões mais numerosas e acentuadas, apresentando, inclusive, efeitos mais severos já no ponto P3 (alterações de segundo estágio), enquanto para *D. rerio*, esses efeitos só foram observados a partir do ponto P4.

As lesões encontradas no fígado dos peixes foram principalmente de estágio II, sendo observadas em organismos expostos em amostras de água de todos os pontos coletados. Alterações mais severas, como as lesões de estágio III, foram observadas nos pontos P4, P5, P6, corroborando o gradiente de poluição detectado no estudo com as brânquias. Em geral, as lesões de estágio I e II foram as alterações nucleares, como núcleo na periferia da célula e degeneração nuclear, além de vacuolização citoplasmática e alterações arquitetônicas (desarranjo celular). Já as lesões de estágio III foram representadas principalmente pela necrose focal. Não houve um padrão temporal definido, entretanto, considerando ambas as espécies e períodos, observou-se que todos os organismos avaliados apresentaram alguma alteração tecidual.

A espécie *P. reticulata* apresentou-se mais sensível às alterações histopatológicas e, por essa razão, apenas para a mesma foi realizada avaliação semiquantitativa dos danos encontrados. Os valores VMA calculados para brânquias e fígado dos pontos avaliados variaram entre 1 e 2,2, sendo este último verificado em P4 no fígado de peixes expostos na amostra de abril de 2016. Em geral, observou-se que os valores VMA nas brânquias foram mais elevados nos pontos do trecho urbano do ecossistema ($P4 = 1,54$ e $P5 = 2,00$), entretanto, apenas P5 diferiu significativamente do controle e dos pontos inseridos na área rural P1, P2 e P3 ($p < 0,05$). Apesar de ser observada tendência a valores mais elevados no período de dezembro/2015, não foi encontrada diferença significativa entre os períodos e demais amostras nas brânquias (Figura 9).

Figura 6 – Cortes longitudinais ao filamento branquial de *D. rerio* exposto em amostras de água do rio Apodi-Mossoró. (A) Controle em dez/2015 (A); (B) P2 em dez/2015; (C) P6 em dez/2015 (D) P6 em abr/2016. O controle apresentou disposição normal das lamelas secundárias (LS) ao longo do filamento branquial primário (FB), com epitélio estratificado do filamento branquial normal (seta preta) e espaços interlamelares bem definidos (x preto); eritrócitos (ER). Demais pontos apresentados: presença de hiperplasia (seta verde) e deslocamento do epitélio das lamelas secundárias (seta amarela), fusão parcial de lamelas secundárias (x vermelho) aneurisma lamelar (AN) e fusão total de lamelas secundárias (FT) (Aumento de 100x)

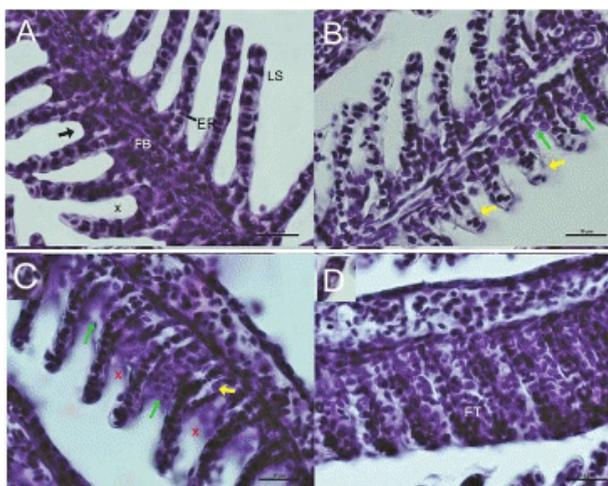
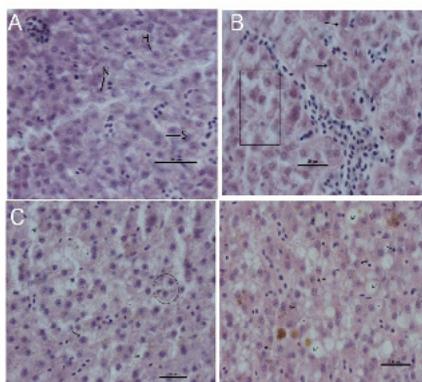
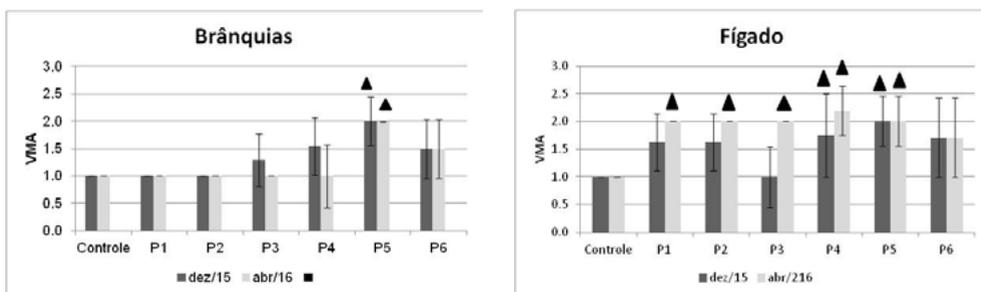


Figura 7—Tecido hepático de *P. reticulata* exposto em amostras de água do rio Apodi-Mossoró. (A) Controle, apresentando morfologia normal com capilares sinusóides (S); Hepatócitos arredondados (H); núcleos centralizados (N) e arranjo normal dos cordões hepáticos. (B) P1 em dez/2015; (C) P5 em abr/2016 ; (D) P6 em abr/2016. Alterações arquitetônicas e estruturais (□); Alterações nucleares (#), Alterações plasmáticas (O); vacuolização (*); Laterização do núcleo (seta); Necrose Focal (NF)



Quanto ao fígado, os valores VMA foram elevados para todos os pontos, não sendo encontrada divergência entre pontos localizados nas áreas rural e urbana, tampouco diferenças significativas entre o controle e os pontos amostrados. Observaram-se valores mais elevados em época de chuva (abril de 2016), com valores significativos em relação ao controle para todos os pontos (Figura 8). Os pontos P4 e P5 foram significativos em ambos os períodos. Os resultados encontrados para o fígado demonstraram sua maior sensibilidade na detecção de efeitos em relação às brânquias, uma vez que os valores VMA foram mais elevados em todos os pontos coletados.

Figura 8 – Valores Médios de Alteração (VMA) calculados para brânquias e fígado de *P. reticulata* expostos de amostras de água do rio Apodi-Mossoró. Significativo ($p < 0,05$) em relação ao controle segundo teste de Mann-Whitney



Os IAH nas brânquias e no fígado foram elevados para a maioria dos pontos estudados, com valores acima de 100, mostrando que a danificação dos tecidos pode ser considerada irreparável (Tabela 2). Valores mais elevados foram encontrados nos pontos P4, P5 e P6, chegando a 2806 neste último, quando o fígado foi avaliado.

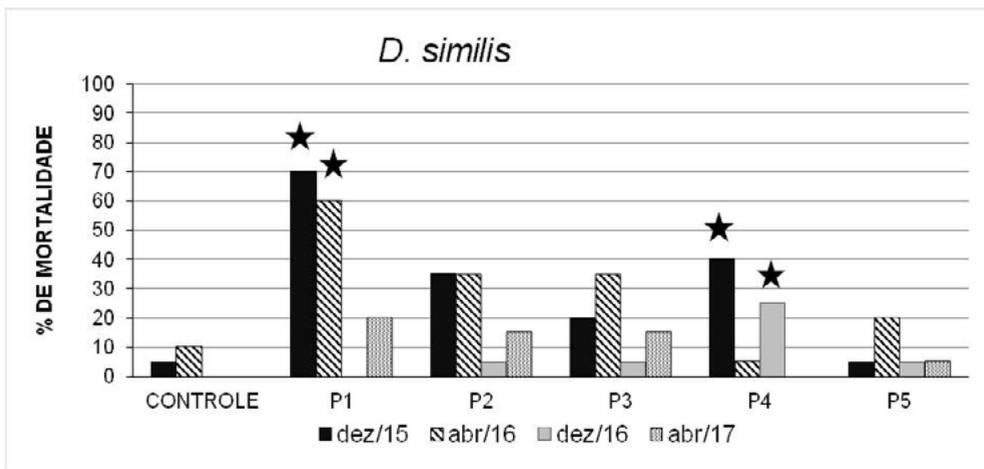
Tabela 2 – Índices de alterações histopatológicas (IAH) em brânquias e fígado de *P. reticulata* expostos em amostras de água do rio Apodi-Mossoró. Destaque em cinza: danos irreparáveis aos tecidos

	dez/15		abr/16	
	Brânquias	Fígado	Brânquias	Fígado
Controle	3	3	3	3
P1	4	403	5	500
P2	10	503	4	900
P3	307	203	9	400
P4	605	2505	202	1400
P5	400	1400	400	1400
P6	403	2706	404	2806

Ecotoxicidade do sedimento

Os resultados obtidos mostraram que houve toxicidade aguda apenas para a espécie zooplancônica *Daphnia similis*, sendo esta identificada nos sedimentos dos pontos P1 (dez/15 e abr/2016) e P4 (dez/2015 e dez/2016), ocorrendo 70% e 60% de mortalidade em P1 e 40% e 25% em P4, respectivamente (Figura 9). Tanto para a espécie zoobentônica *Chironomus xanthus*, quanto para os peixes (*Danio rerio* e *Poecilia reticulata*) não foi encontrado efeito letal.

Figura 9 – Testes de ecotoxicidade aguda com amostras de sedimento do rio Apodi-Mossoró, utilizando *D. similis* como organismo-teste. ★Efeito significativo ($p < 0,05$) se comparado ao controle (Teste t)



Na avaliação da ecotoxicidade crônica com *C. dubia*, os resultados demonstram efeito significativo na sobrevivência e na reprodução da espécie em todos os pontos de amostragem em ao menos um período avaliado (Figuras 10 e 11). Quanto à sobrevivência, os efeitos mais severos, onde nenhum organismo sobreviveu, foram em organismos expostos nos pontos P1 (abril de 2016), P4 (abril de 2016) e P5 (abril de 2017) (Figura 10). Os efeitos na reprodução, expressos como neonatos produzidos em relação ao controle, foram ainda mais preocupantes, uma vez que todos os pontos coletados em todas as campanhas de amostragem apresentaram efeito tóxico significativo, com número de neonatos produzidos abaixo de 60% em relação ao controle (Figura 11). Não foi possível identificar um padrão espacial em relação aos resultados com a referida espécie, entretanto, os efeitos pareceram mais severos na exposição aos sedimentos coletados em abril de 2016. Em peixes, não foi observada toxicidade crônica parcial significativa, quando os parâmetros sobrevivência e crescimento foram analisados, entretanto, os tecidos branquiais e hepáticos foram alvos dos contaminantes dos sedimentos. Corroborando os resultados

encontrados nas amostras de água, os peixes expostos nos sedimentos do rio Apodi-Mossoró apresentaram alterações branquiais e hepáticas mais numerosas, extensas e severas nos pontos P3, P4 e P5. As lesões branquiais de estágio I foram: hiperplasia de células epiteliais; deslocamento do epitélio respiratório; fusão parcial de lamelas secundárias e presença de células cloreto nas lamelas secundárias, enquanto as lesões de estágio II foram fusão completa de lamelas secundárias, congestão vascular e aneurismas.

Figura 10 – Teste de ecotoxicidade crônica com amostras de sedimento do rio Apodi-Mossoró, utilizando a espécie *C. dubia*. (* diferença significativa em relação ao controle; $p < 0,05$, Fisher's exact test)

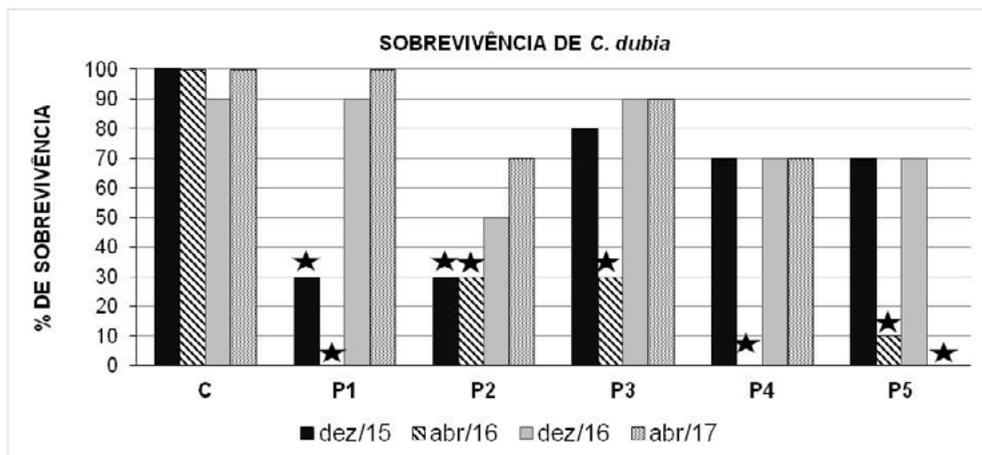
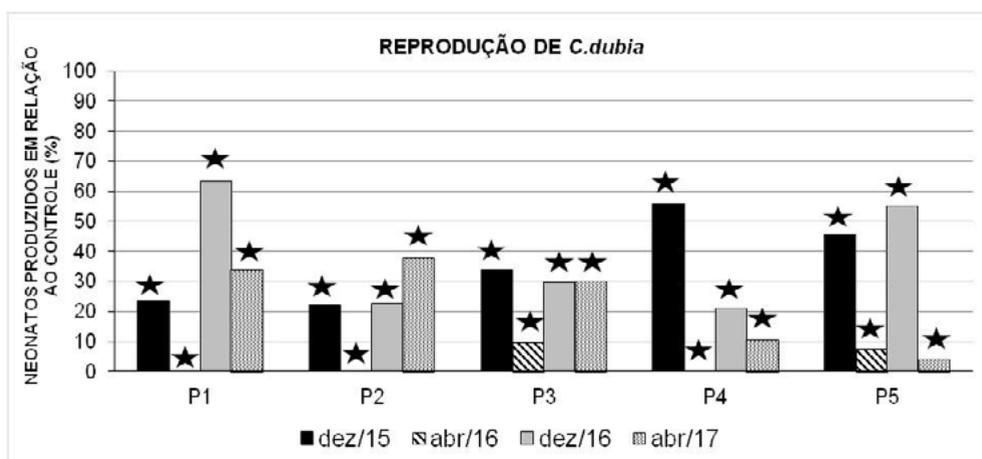


Figura 11 – Teste de ecotoxicidade crônica com amostras de sedimento do rio Apodi-Mossoró utilizando a espécie *C. dubia*. (* diferença significativa em relação ao controle; $p < 0,05$, Steel Many One; Dunnett's Test)



Considerando o tecido hepático, assim como nos estudos com água, as lesões encontradas foram de estágios I e II (observadas em todos os pontos), tendo-se encontrado também alterações mais severas, como as lesões de estágio III (observadas nos pontos P4 e P5). Em geral, as lesões de estágio I e II foram as de alterações nucleares, como núcleo na periferia da célula e degeneração nuclear, respectivamente, além de vacuolização citoplasmática e alterações arquiteônicas (desarranjo celular). Já as lesões de estágio III foram representadas pela necrose focal. Os resultados demonstraram que o tecido hepático foi mais sensível, uma vez que as lesões foram mais severas a partir do ponto P2, enquanto para as brânquias, as lesões mais graves foram detectadas a partir de P3. Os valores VMA concordam com a afirmativa, sendo encontrados valores entre 1 (P1) e 1,33 (P4) para as brânquias e entre 1 (P1) e 2,14 (P2) para os fígados. VMA elevado também foi encontrado em P3 (2,12). Entretanto, todos os pontos apresentaram valores significativamente maiores em relação ao controle, segundo o teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$). Assim como verificado nas amostras de água, os índices de alteração histopatológica (IAH), nas brânquias e no fígado, estiveram acima de 100 para todos os pontos, com exceção de P1 em brânquias, mostrando que a danificação dos tecidos pode ser considerada irreparável. Valores mais elevados foram encontrados nos pontos P2, P3 e P4, chegando a 1700 em P3, quando o fígado foi avaliado.

Avaliação Integrada da Água e do Sedimento

A avaliação da qualidade da água e do sedimento do rio Apodi-Mossoró foi realizada no presente estudo utilizando-se cinco espécies pertencentes a três diferentes níveis tróficos, contemplando o bentos, o plâncton e o nécton do ambiente aquático. Os cinco parâmetros biológicos utilizados para a caracterização do presente ecossistema foram integrados aos dados físicos e químicos (metais), não apresentados no presente capítulo, gerando uma classificação quanto ao grau de impacto do ambiente, aqui chamada de faixas de qualidade ambiental. Essa integração foi realizada adaptando-se um estudo realizado por Tallini et al. (2012) para avaliação de risco ecológico no Rio Jacuí (São Jerônimo-RS), onde os autores atribuíram diferentes faixas de qualidade ambiental, de acordo com os critérios químico, ecotoxicológico e biológico.

A Tabela 3 mostra, resumidamente, os critérios utilizados para integração dos resultados no presente estudo. As variáveis respostas (os efeitos ecotoxicológicos, histológicos e genotóxicos) foram consideradas de maior peso em relação às análises químicas, uma vez que detectado um efeito por um organismo-teste, certamente existe uma condição de estresse, seja por meio do efeito de uma substância química ou a mistura delas. Partindo-se do princípio de prevenção, as piores faixas obtidas em cada critério foram consideradas prioritárias para a classificação de cada ponto avaliado, em cada campanha de amostragem.

Tabela 3 – Critérios químicos (metais) e biológicos (ecotoxicológicos, histológicos e genotóxicos) para elaboração das faixas de qualidade ambiental nos pontos avaliados da bacia do rio

Apodi-Mossoró

Parâmetro	Critério	Faixas de qualidade ambiental		
		Ótima	Alerta	Crítica
Químico	UT*	UT < 0,5	0,5 < UT < 1,0	UT > 1,0
Ecotoxicológico**	Efeitos tóxicos	Não tóxico para todas as espécies	-	Tóxico (agudo ou crônico) para ao menos uma espécie
	Severidade das lesões nas brânquias e no fígados	Ausência de lesões em ambos os órgãos de ambas as espécies	Lesões de grau I em brânquia ou fígado (em ao menos uma espécie)	Lesões de graus II e III em brânquia ou fígado (em ao menos uma espécie)
Genotóxico****	Presença de micronúcleo	Igual ao controle negativo	-	Acima do controle negativo

Fonte: Adaptado de Tallini et al. (2012). *UT: Unidade tóxica, ou seja, a razão entre a concentração do metal e concentração da Resolução CONAMA 357/05, para rios de classe 2 e Resolução CONAMA 454/2012 nível 1, visto que valores acima destas resoluções podem afetar a vida aquática. **Segundo a CONAMA 357/05, rios de classes 1 e 2 não devem apresentar efeito crônico e rios de classes 3 e 4 não devem apresentar efeito agudo (BRASIL, 2005). ***As respostas adaptativas e compensatórias ao estresse podem ser observadas nas brânquias e nos fígados através da severidade das lesões, onde, algumas delas são menos severas, iniciais e possivelmente reversíveis, caso o ambiente tenha novamente condições de melhor qualidade, como as lesões de grau I. Entretanto, lesões de graus II e III são geralmente mais severas e irreversíveis. **** Assim como os efeitos histológicos, efeitos na estrutura e na função do DNA ainda não são previstos na legislação para a classificação e controle de qualidade da água, demonstram haver potencialidade para desencadear problemas a curto e médio prazos na manutenção da população e, em longo prazo, na biodiversidade local.

A situação da água do rio Apodi-Mossoró foi considerada “Crítica”, com exceção apenas do ponto P1, que apresentou situação de Alerta (Tabela 4). Essa condição se deu principalmente em função da elevada presença dos metais níquel, chumbo e cádmio, da toxicidade crônica ao zooplâncton e/ou efeitos genotóxicos e alterações morfológicas em brânquias e fígados de peixes. Em dezembro de 2015 não foram detectados efeitos ecotoxicológicos, entretanto, as características químicas das amostras de água demonstraram ser passíveis de desencadear efeitos

em níveis mais baixos de organização biológica (genotóxicos e histológicos), os quais precedem os efeitos fisiológicos que são mensurados nos ensaios de toxicidade (crescimento, reprodução). Dessa forma, a água do rio Apodi-Mossoró foi classificada na faixa crítica, considerando que os efeitos detectados podem evoluir para outros mais severos, em níveis de organismos e de populações, caso a condição crítica dos níveis químicos persistam.

Tabela 4 – Faixas de qualidade ambiental para a água do rio Apodi-Mossoró nos períodos de dezembro/2015 e abril/2016

PERÍODOS DE AMOSTRAGEM	PONTOS	Químico	Ecotoxicológico	Genotóxico	Histológico	Classificação
dez/15	P1	Crítica	Ótima	Ótima	Crítica	ALERTA
	P2	Crítica	Ótima	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P3	Crítica	Crítica	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P4	Crítica	Ótima	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P5	Crítica	Ótima	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P6	Crítica	Ótima	Crítica	Crítica	CRÍTICA
abr/16	P1	Crítica	Ótima	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P2	Crítica	Ótima	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P3	Crítica	Crítica	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P4	Crítica	Crítica	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P5	Crítica	Crítica	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P6	Crítica	Crítica	Crítica	Crítica	CRÍTICA

Os sedimentos apresentaram situação semelhante às amostras de água nos períodos de dezembro de 2015 e abril de 2016, com faixa “Crítica” de qualidade ambiental para todos os pontos, com exceção de P3 e P5 que foram classificados como situação de Alerta no primeiro período (Tabela 5). Neste compartimento, os metais chumbo e cádmio também estiveram em elevadas concentrações, entretanto, os efeitos tóxicos em *C. dubia* e histológicos em peixes foram determinantes para a classificação dos pontos.

No segundo ano do estudo, as características químicas pareceram ser mantidas, todavia, os efeitos ecotoxicológicos não foram detectados. Diante disso, os metais podem ter se apresentado como sulfetos metálicos altamente insolúveis e, portanto, não biodisponíveis aos organismos (SILVÉRIO, 2003). No período, não foi possível realizar as análises histológicas em peixes, fator que poderia ser determinante na classificação da qualidade dos sedimentos. Com exceção de P1, todos os pontos apresentaram situação de Alerta ou Crítica, com níveis de poluentes elevados ou efeitos tóxicos presentes.

Em geral, os efeitos tóxicos encontrados na água e no sedimento do rio Apodi-Mossoró, observando-se as respostas de *C. dubia* e dos peixes *D. rerio* e *P. reticulata*, apontaram os períodos de abril de 2016 e abril de 2017 com situações de maior impacto. Além disso, foi definido um padrão espacial, com efeitos mais severos nos pontos P4, P5 e P6.

Nos estudos realizados por Farias-Junior (2016) e Silva (2017), as concentrações de metais na água e no sedimento, respectivamente, nos mesmos pontos e período dos estudos

Tabela 5 – Faixas de qualidade ambiental para o sedimento do rio Apodi-Mossoró nos períodos de dezembro/2015, abril/2016, dezembro/2016 e abril/2017. NR: Não realizado

PERÍODO DE AMOSTRAGEM	PONTOS	Químico	Ecotoxicológico	Histológico	Classificação
dez/15	P1	Alerta	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P2	Ótima	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P3	Crítica	Ótima	Crítica	ALERTA
	P4	Ótima	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P5	Alerta	Ótima	Crítica	ALERTA
abr/16	P1	Ótima	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P2	Alerta	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P3	Ótima	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P4	Ótima	Crítica	Crítica	CRÍTICA
	P5	Crítica	Crítica	Crítica	CRÍTICA
dez/16	P1	Ótima	Ótima	NR	ÓTIMA
	P2	Ótima	Ótima	NR	ÓTIMA
	P3	Alerta	Ótima	NR	ALERTA
	P4	Ótima	Crítica	NR	CRÍTICA
	P5	Crítica	Ótima	NR	ALERTA
abr/17	P1	Ótima	Ótima	NR	ÓTIMA
	P2	Alerta	Ótima	NR	ALERTA
	P3	Alerta	Ótima	NR	ALERTA
	P4	Alerta	Ótima	NR	ALERTA
	P5	Crítica	Crítica	NR	CRÍTICA

ecotoxicológicos apresentados no presente capítulo, foram mais elevadas nos pontos onde os efeitos tóxicos foram mais severos. Nesses pontos, as concentrações de chumbo, níquel e cádmio estiveram acima dos padrões permitidos pelas Resoluções CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) e CONAMA 454/12 (BRASIL, 2012), para a proteção da comunidade aquática em amostras de água e sedimento, respectivamente. Fracácio (2006) realizou testes ecotoxicológicos com cádmio utilizando indivíduos juvenis de *D. rerio* e encontrou CL50; 96h de 1,8 mg/L em testes de toxicidade aguda, 0,18 mg/L de valor crônico em testes de toxicidade crônica parcial e, a partir de 0,0006 mg/L, lesões em tecidos branquiais. Estudos realizados com espécies zooplanctônicas *D. similis* e *C. dubia*, realizados por Novelli (2005) para o mesmo metal, determinaram a CE50; 48h entre 0,012mg/L e 0,15 mg/L, além de valor de CEO (Concentração de Efeito Observado) em testes de toxicidade crônica em torno de 0,01 mg/L. A espécie bentônica *C. xanthus* apresentou maior resistência ao cádmio em relação às espécies zooplanctônicas e aos peixes, estudo realizado por Dornfeld (2006), apresentando valor de CL50;96h de 0,70 mg/L e redução da sobrevivência, do tamanho do corpo, da cápsula cefálica e atraso na emergência quando expostos em condição crônica (16 dias), a uma concentração de 0,07 mg/L.

Concentrações entre 0,24 mg/L e 4,44 mg/L de chumbo já são passíveis de causar efeitos letais em *D. similis* e *C. dubia* (ESPÍNDOLA et al., 2003); 0,01 mg/L do metal induzem alterações na atividade natatória em juvenis e larvas de *D. rerio* (WANG et al., 2018) e 5,9

mg/L causam mortalidade em 15% da população exposta (CL(I)15%) (Bertoletti, 2009). A CL50; 96h calculada para a espécie *Poecilia reticulata* é de 1,99 mg/L de chumbo e 15,62 mg/L de níquel (SHUHAIMI-OTHMAN et al., 2015). O níquel é um metal comprovadamente mutagênico e genotóxico (KLEIN; COSTA, 2007) e, na água, concentrações em torno de 0,007 mg/L (KSZOS et al., 1992) e 0,095 mg/L afetam a sobrevivência e reprodução de crustáceos, respectivamente. Pequenos peixes de água doce já são afetados em concentrações de 0,7 mg/L de níquel (ROEKENS, 1988; MARQUES; CHIERICE, 1993) e concentrações de 0,025 mg/L causam lesões em brânquias, como levantamento epitelial das lamelas secundárias, perda da integridade das lamelas por ruptura e hemorragia (MARCATO, 2011).

Os níveis de cádmio (0,018 mg/L a 0,028 mg/L; 0,05 mg/Kg a 1,15 mg/Kg), chumbo (0,25 mg/L a 0,41 mg/L; 0,5 a 48,5 mg/Kg) e níquel (0,018 a 0,14 mg/L; 0,05 a 3,95 mg/Kg), encontrados, respectivamente, na água e no sedimento do rio Apodi-Mossoró, nos estudos de Farias-Junior (2016) e Silva (2017) podem ter sido responsáveis pelos efeitos nos organismos-teste do presente estudo (mais informações sobre as concentrações de metais em ambientes aquáticos da bacia do rio Apodi-Mossoró, podem ser obtidas no capítulo cinco deste livro). É importante destacar que o metal cobre esteve em concentrações abaixo dos padrões de qualidade propostos pela Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) para água e pela Resolução CONAMA 454/12 (BRASIL, 2012) para sedimento, porém, concentrações de 0,0008 mg/L já causam efeitos no crescimento e 0,00016 mg/L causam lesões nas brânquias de *D. rerio* e *P. reticulata* quando expostos durante sete dias (Campagna et al., 2008). Assim, a ecotoxicidade encontrada no presente estudo pode ainda ser resultante da mistura dos metais que, mesmo em baixas concentrações, podem exercer sinergismos, bem como de outros poluentes não mensurados.

De acordo com dados apresentados por Silva (2017), os sedimentos do presente estudo apresentam granulometria arenosa, com maiores teores de silte e argila nos pontos P4 e P5, caracterizando sedimentos com elevada probabilidade de disponibilizar poluentes para a coluna d'água (LEMES, FIGUEIREDO FILHO; PIRES, 2003). Por essa razão, a toxicidade nos sedimentos não foi observada na espécie bentônica *C. xanthus*, mas, sim, detectada nos organismos do zooplâncton (*D. similis* e *C. dubia*) e nos peixes (efeitos nas brânquias e no fígado). Ressalta-se que não foram realizados ensaios de ecotoxicidade crônica com a espécie bentônica, podendo ser encontrados efeitos subletais nos organismos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Embora não tenha sido encontrada ecotoxicidade aguda em amostras de água do rio Apodi-Mossoró no período estudado, os efeitos subletais foram detectados tanto em espécies

zooplancônicas, quanto em peixes, em quatro diferentes parâmetros biológicos (sobrevivência, crescimento, reprodução, morfologia de tecidos e danos ao DNA), demonstrando que a qualidade da água se encontra em estado preocupante para o desenvolvimento e manutenção da vida aquática. Os níveis de efeitos foram mais severos nos pontos localizados na área urbana, porém, todos os pontos apresentaram faixa crítica de qualidade, considerando a presença de contaminantes metálicos e os efeitos encontrados. Em exposição aguda, não foram encontrados efeitos letais em organismos bentônicos expostos em amostras de sedimento do rio Apodi-Mossoró, entretanto, foram observados em organismos zooplancônicos. Além disso, alterações subletais nos parâmetros acima citados, em exposição crônica, também foram detectadas em zooplâncton e peixes expostos em sedimentos de todos os pontos avaliados. Considerando as análises químicas e os efeitos biológicos avaliados, o sedimento parece ter melhor qualidade em relação à água, porém, para a maioria dos pontos estudados, foi observada situação de alerta ou crítica. Recomenda-se testes de ecotoxicidade crônica com organismos bentônicos em trabalhos futuros.

Os efeitos encontrados pareceram ser mais severos em períodos chuvosos (abril de 2016 e abril de 2017), porém, não houve padrão temporal nas respostas dos organismos. Apesar dos pontos localizados na área urbana apresentarem pior condição, todos os pontos avaliados estiveram em desacordo com a legislação considerando os efeitos tóxicos, mostrando que o ecossistema estudado se encontra em preocupante processo de degradação da qualidade. Assim, medidas de controle da poluição e da recuperação deste ambiente devem ser tomadas para que a vida aquática possa ser mantida em sua diversidade.

8

CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E DO ESTADO TRÓFICO DOS RESERVATÓRIOS DE SANTA CRUZ E UMARI

Rafson Varela dos Santos

Gustavo Henrique Gonzaga da Gonzaga

INTRODUÇÃO

Os reservatórios são considerados sistemas híbridos, pois apresentam morfometria e características hidrológicas de rios e lagos, com diferenças verticais e longitudinais que constituem zonas de compartimentalização ao longo do seu eixo rio-barragem, a saber: zona de influência fluvial, zona de transição e zona lacustre (RIBEIRO FILHO et al., 2011). A zona lacustre geralmente possui um canal mais largo e profundo, com maior transparência associada às concentrações reduzidas de nutrientes. A zona de transição possui um canal mais estreito e raso, quando comparada à lacustre, ocorrendo produção de matéria orgânica autóctone. Já a zona de

influência fluvial distingue-se das demais por apresentar bacia estreita e rasa, concentrações de nutrientes e turbidez elevadas e significante quantidade de matéria orgânica proveniente da bacia de drenagem (THORNTON et al., 1990; WENGRAT; BICUDO, 2011; ANDRADE et al., 2012; RODRIGUES et al., 2012). O dimensionamento dessas três zonas é influenciado pelo influxo de água dos tributários e rios principais; a ação dos ventos por meio das correntes superficiais; a gestão que controla o fluxo de saída de água de acordo os usos múltiplos do reservatório; a morfometria dendrítica; o regime hidrológico e o tempo de residência (FREIRE et al., 2009; PADIAL et al., 2009; GERALDES; GEORGE, 2012; SHEILA et al., 2014; BECKER et al., 2016).

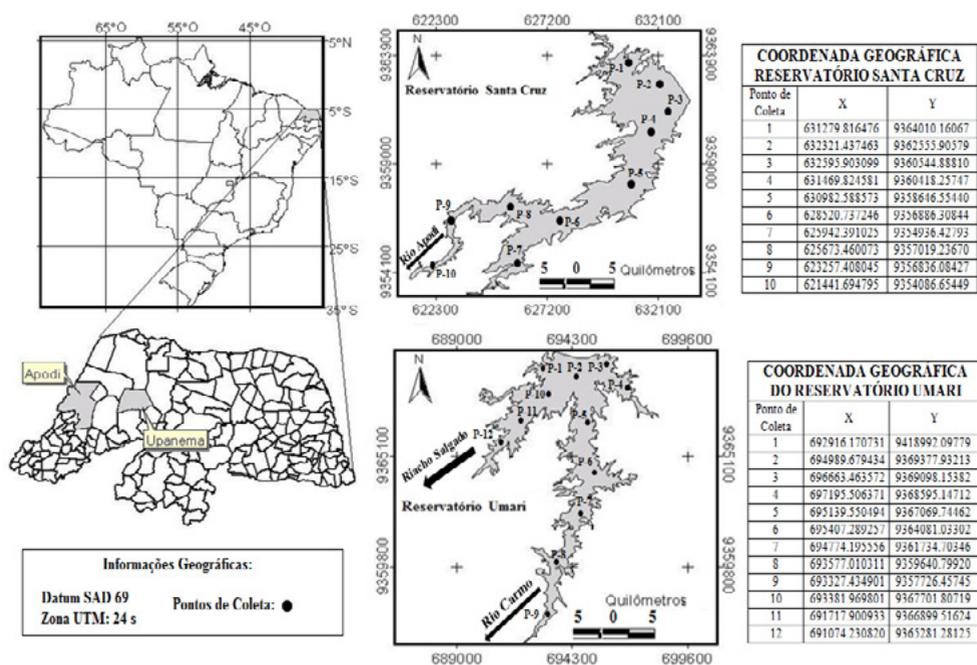
A construção dos reservatórios no semiárido brasileiro é uma medida encontrada pelos gestores públicos para suprir, principalmente, a demanda por água, embora sejam registrados impactos negativos ocasionados pelo barramento dos rios, à fauna, à flora e às condições abióticas (WARD; STANFORD, 1983; FERREIRA et al., 2013). Os reservatórios localizados na região do semiárido brasileiro apresentam um elevado tempo de residência da água, o que pode ocasionar no aumento das concentrações de nutrientes, tornando-os mais vulneráveis à perda da qualidade da água e, conseqüentemente, à eutrofização (BOUVY et al., 2000; COSTA et al., 2006; ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2007; BARBOSA et al., 2012; SANTOS et al., 2016). Além disso, são receptores de descargas pontuais e difusas das ações antrópicas realizadas ao longo da bacia hidrográfica e dos usos múltiplos desenvolvidos dentro do reservatório, a exemplo, da piscicultura em tanques-rede, que potencializam o processo de eutrofização (DUARTE; VIEIRA, 2009; MOURA et al., 2016).

Nas últimas décadas, vários reservatórios do semiárido brasileiro foram classificados como eutróficos, condição que pode inviabilizar os seus usos múltiplos (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2007; COSTA et al., 2009; ROCHA JUNIOR, 2018; HENRY-SILVA et al., 2019; SILVA et al., 2019). A maioria destes reservatórios está submetida a temperaturas e radiação solar elevadas durante todo o ano, sendo que durante os períodos de seca prolongada o processo de eutrofização pode ser intensificado, devido a redução dos seus volumes e o aumento das concentrações de nutrientes, com a conseqüente proliferação de cianobactérias (VANDERLEY et al., 2021). Nesse contexto, este capítulo tem como objetivo avaliar espacialmente e temporalmente as variáveis limnológicas e definir o estado trófico dos reservatórios Santa Cruz e Umari, semiárido do Rio Grande do Norte, durante um período de seca prolongada.

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado nos reservatórios Santa Cruz e Umari situados na bacia hidrográfica do rio Apodi Mossoró no semiárido do Rio Grande do Norte (Figura 1).

Figura 1—Localização geográfica dos pontos de amostragens nos reservatórios Santa Cruz (05°46'13.27" S / 37°48'33.01" O) e Umari (05°42'04.24" S / 37°14'34.28" O) nos municípios de Apodi e Upanema (RN), respectivamente



MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas quatro coletas com frequência trimestral nos meses de maio, agosto e novembro de 2012 e no mês de fevereiro de 2013, sendo avaliados, em cada coleta, 10 pontos de amostragens no reservatório Santa Cruz e 12 pontos no reservatório Umari, ao longo do eixo rio-barragem (Figura 1). As amostras de água foram obtidas em subsuperfície no reservatório Umari não foi possível realizar coleta no ponto nove nos meses de novembro de 2012 e fevereiro de 2013 e no ponto quatro em fevereiro de 2013, em virtude do seu reduzido volume de água.

As variáveis limnológicas analisadas com uma sonda multiparâmetros (marca Horiba e modelo U-52) foram: temperatura (T), condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), pH, sólidos totais dissolvidos (STD) e turbidez (TURB); e pelo disco de secchi, a transparência

da água (SEC). Em laboratório foram determinadas as concentrações de fósforo total (P-total) segundo MURPHY; RILEY (1962); nitrogênio total (N-total) por GOLTERMAM et al. (1978); n-nitrito (N-NO₂-) e n-nitrato (N-NO₃-) de acordo com STRICKLAND; PARSON (1972); n-amoniaco (N-NH₃) por (IVANCIC; DEGOBBIS, 1984); e clorofila-a (CL) de acordo com Nusch (1980).

Os valores de precipitação pluviométrica foram obtidos das estações climatológicas monitoradas pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2013a) que estão localizados a montante dos reservatórios Umari e Santa Cruz nas coordenadas: 05°51'44.70"S / 37°18'34.41"O e 05°55'44.70"S / 38°02'47.56"O, respectivamente. Os valores pluviométricos representaram o acumulado para cada mês. Os dados mensais referentes ao volume dos reservatórios foram fornecidos pela Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do estado do Rio Grande do Norte (SEMARH, 2013).

Aos valores das variáveis CE, STD, CL, P-total, N-total, N-NO₂-, N-NO₃- e N-NH₃, foi aplicada a Análise dos Componentes Principais (ACP), a fim de se observar um padrão espacial dos pontos amostrados no eixo rio-barragem e ao longo da variação temporal. Nesse estudo, a ACP reuniu o conjunto de dados referentes às estações amostrais (variação espacial) e às coletas (variação temporal), sendo representado na figura pelo número do ponto amostral, seguido do mês e do ano de coleta.

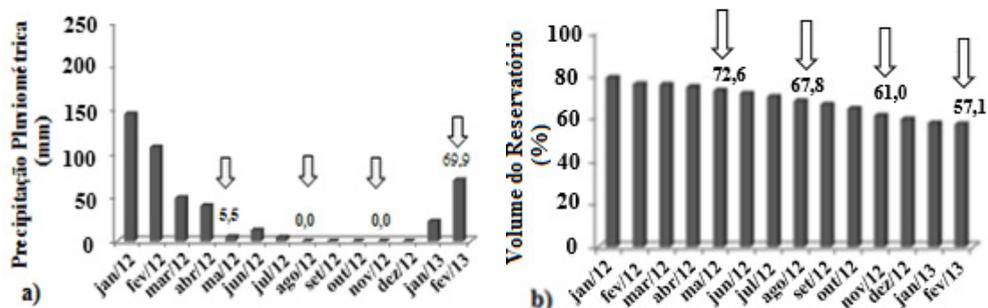
O índice de Estado Trófico (IET) foi calculado segundo Carlson, modificado por Toledo Junior e colaboradores, adotando a classificação trófica de acordo com Toledo Junior (CARLSON, 1977; TOLEDO JUNIOR et al., 1983; TOLEDO JUNIOR, 1990). Os valores de IET dos pontos de amostragem foram apresentados através de mapas temáticos, utilizando-se o sistema de informações geográficas *ArcView 3.2*, através da interpolação dos dados espaciais de acordo com o método *Inverse Distance Weighted* (IDW) (MELLO et al., 2003). Esses valores representam a média de todos os pontos para cada época de coleta e as variáveis limnológicas utilizadas foram: clorofila a, P-Total, N-Total, turbidez, N-NO₃-, N-NO₂-, OD e pH.

RESULTADOS

Variabilidade espacial e temporal das características limnológicas do reservatório Santa Cruz

No reservatório Santa Cruz, o acumulado total da precipitação pluviométrica entre fevereiro de 2012 e fevereiro de 2013 foi de 198,00 mm. No mês de fevereiro de 2013 foi registrado o menor volume de armazenamento desse reservatório após o primeiro transbordamento ocorrido em 2008, que correspondeu a 57,1% de sua capacidade total de armazenamento (342,3 milhões m³) (Figura 2).

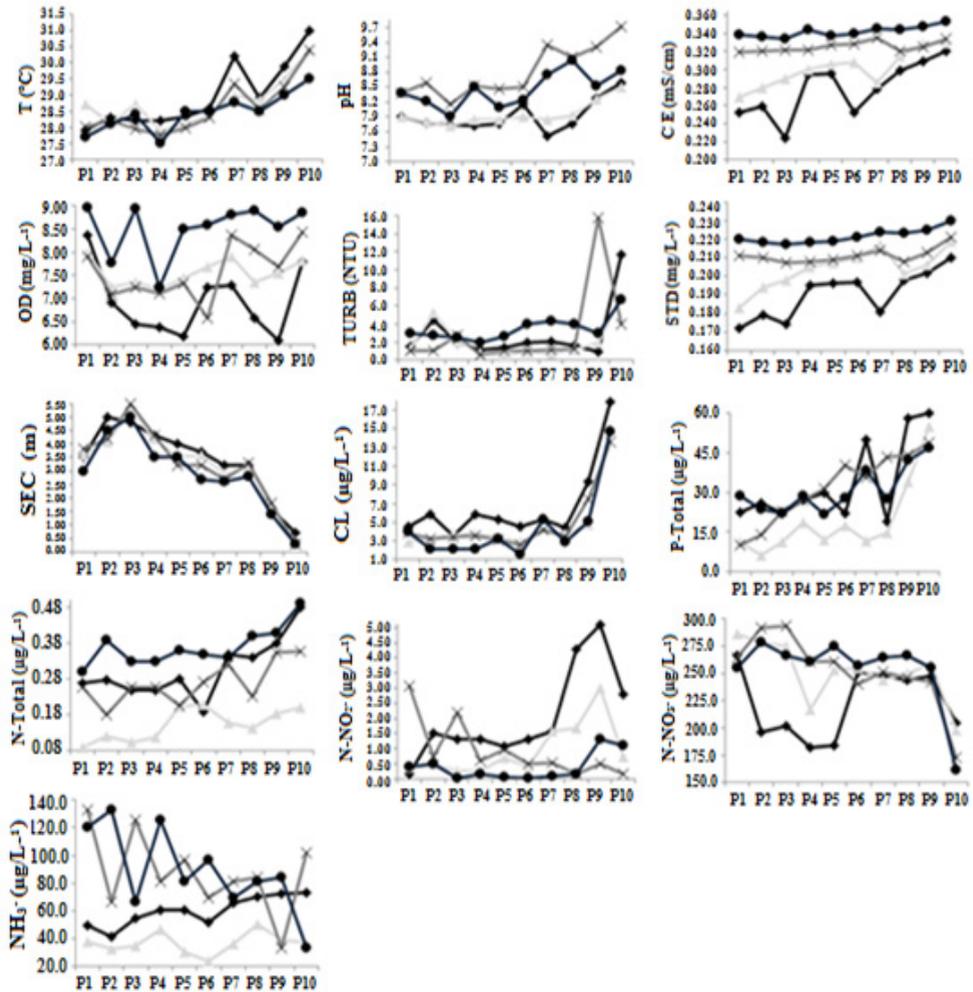
Figura 2 – Precipitação pluviométrica acumulada em cada mês (a), volume de armazenamento (b), no período de janeiro de 2012 a fevereiro de 2013, (maio-12 – 439,9 milhões m³; agosto-12 – 410,7 milhões m³; novembro-12 – 376,8 milhões m³; fevereiro -13 – 342,3 milhões m³), as setas representam os meses que ocorreram as coletas no reservatório Santa Cruz



O maior valor médio de temperatura da água ocorreu em maio de 2012 e o menor em fevereiro de 2013. O oxigênio dissolvido apresentou o menor valor médio em maio de 2012 e o maior valor em fevereiro de 2013. Os valores de condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e turbidez apresentaram um aumento ao longo dos meses analisados, atingindo o maior valor médio em fevereiro de 2013. Um padrão temporal diferente foi observado para a transparência, onde, em fevereiro de 2013, foi verificado o menor valor médio. O pH apresentou-se alcalino ao longo do estudo, tendo o maior valor médio registrado em novembro de 2012 e o menor em maio desse mesmo ano (Figura 3). Em relação ao fósforo total e à clorofila *a*, os maiores valores médios foram encontrados em maio de 2012. Os valores médios de nitrogênio total, o N-nitrato e o N-amoniaco ocorreram em fevereiro de 2013. Ainda nesse mesmo mês observou-se uma redução do valor médio do N-nitrito (Figura 3).

Os resultados da ACP, para as variáveis limnológicas do reservatório Santa Cruz, resumiu 65,57% da variabilidade total dos dados em seus dois primeiros eixos de ordenação, sendo que o primeiro eixo explicou 39,05% da variação total, enquanto o segundo eixo explicou 26,52%. Essas correlações foram estabelecidas pelo valor de $|0,6|$. No primeiro eixo, as variáveis condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, fósforo total e nitrogênio total apresentaram-se correlacionadas negativamente, enquanto no segundo eixo a clorofila *a* correlacionou-se positivamente e o N-nitrato negativamente (Figura 4). Com base no Eixo 1, a ACP revelou a existência de três agrupamentos, e, por meio do Agrupamento A, é possível visualizar a influência do rio Apodi-Mossoró no reservatório Santa Cruz. Isso é evidenciado no ponto 10, independentemente do mês de coleta, e, no ponto 9, em maio e novembro de 2012). Nesses pontos foram registrados os maiores valores das variáveis correlacionadas negativamente no primeiro eixo (CE, STD, P-total e N-total). No agrupamento C foi possível observar a junção da maioria

Figura 3 – maio – 2012 agosto – 2012 novembro – 2012 fevereiro – 2013. Valores das variáveis limnológicas amostradas ao longo dos pontos de amostragem do reservatório Santa Cruz (P1 a P10). T: temperatura; pH; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; TURB: turbidez; STD: sólidos totais dissolvidos; SEC: transparência; CL: clorofila a; P-total: fósforo total; N-total: nitrogênio total; N-NO₂-: N-Nitrito; N-NO₃-: N-Nitrato; NH₃-: N-amoniacal

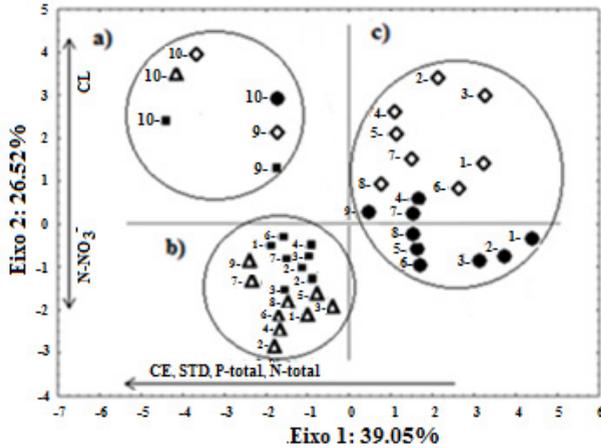


dos pontos amostrados nos dois primeiros meses de coleta (maio e agosto de 2012). Nesse período foram evidenciados valores reduzidos das variáveis limnológicas correlacionadas negativamente com o primeiro eixo, tendo destaque os pontos próximos à barragem. Já o agrupamento B é formado pelos pontos amostrados nos últimos dois meses de coleta (novembro de 2012 e fevereiro de 2013). Analisando-se os agrupamentos C e B, observa-se que ao longo do padrão temporal foi registrado um aumento dos valores das variáveis condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, P-total e N-total.

Figura 4 – maio – 2012 agosto– 2012 novembro – 2012 fevereiro –2013

Figura 4. Análise dos componentes principais das quatro coletas do reservatório Santa Cruz.

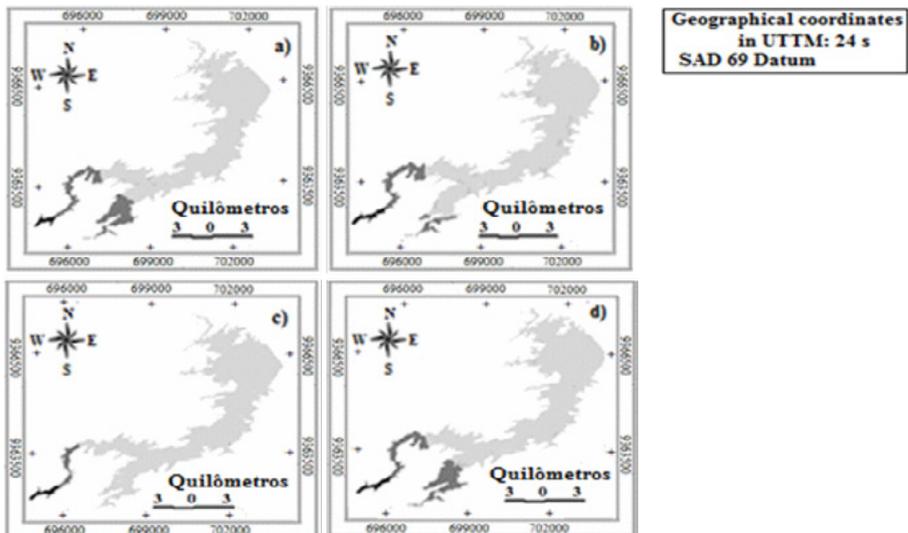
Os números correspondem aos pontos de amostragens (1 a 10), e as figuras geométricas aos meses e ano de coleta



Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
EC (mS/cm)	-0.724725	-0.587462
TDS (NTU)	-0.684534	-0.545295
CL (µg/L)	-0.654905	0.639681
N-NO ₂ (µg/L)	-0.189010	0.344122
N-NO ₃ (µg/L)	-0.399094	-0.725898
N-NH ₃ (µg/L)	-0.418763	-0.562696
P-total (µg/L)	-0.824280	0.329312
N-total (µg/L)	-0.807118	-0.012665

Quanto à classificação trófica, uma área reduzida do reservatório de Santa Cruz permaneceu eutrófica ao longo do período estudado, enquanto o restante do reservatório variou entre oligotrófica e mesotrófica (Figura 5).

Figura 5 – Índice de estado trófico no reservatório Santa Cruz nos meses de (a) maio/2012, (b) agosto/2012, (c) novembro/2012 e (d) fevereiro/2013

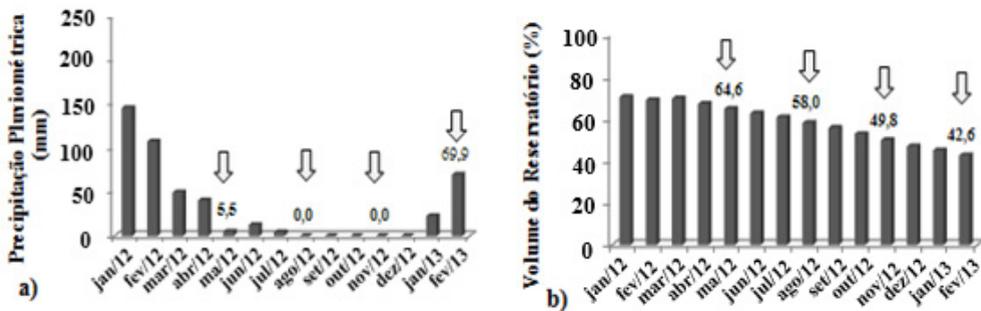


Legenda: Oligotrófico Mesotrófico Eutrófico

Variabilidade espacial e temporal das variáveis limnológicas do reservatório Umari

No reservatório Umari, o acumulado total da precipitação pluviométrica registrado no período de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2013 foi de 314,00 mm. Em fevereiro de 2013 também foi encontrado o menor volume de armazenamento já registrado nesse reservatório desde a sua construção (124,7 milhões m³), correspondendo a 42,6% de sua capacidade total de armazenamento (Figura 6).

Figura 6 – Precipitação pluviométrica acumulada para cada mês (a), volume (b), no período de janeiro de 2012 a fevereiro de 2013 as setas representam os meses de coletas no Reservatório Umari

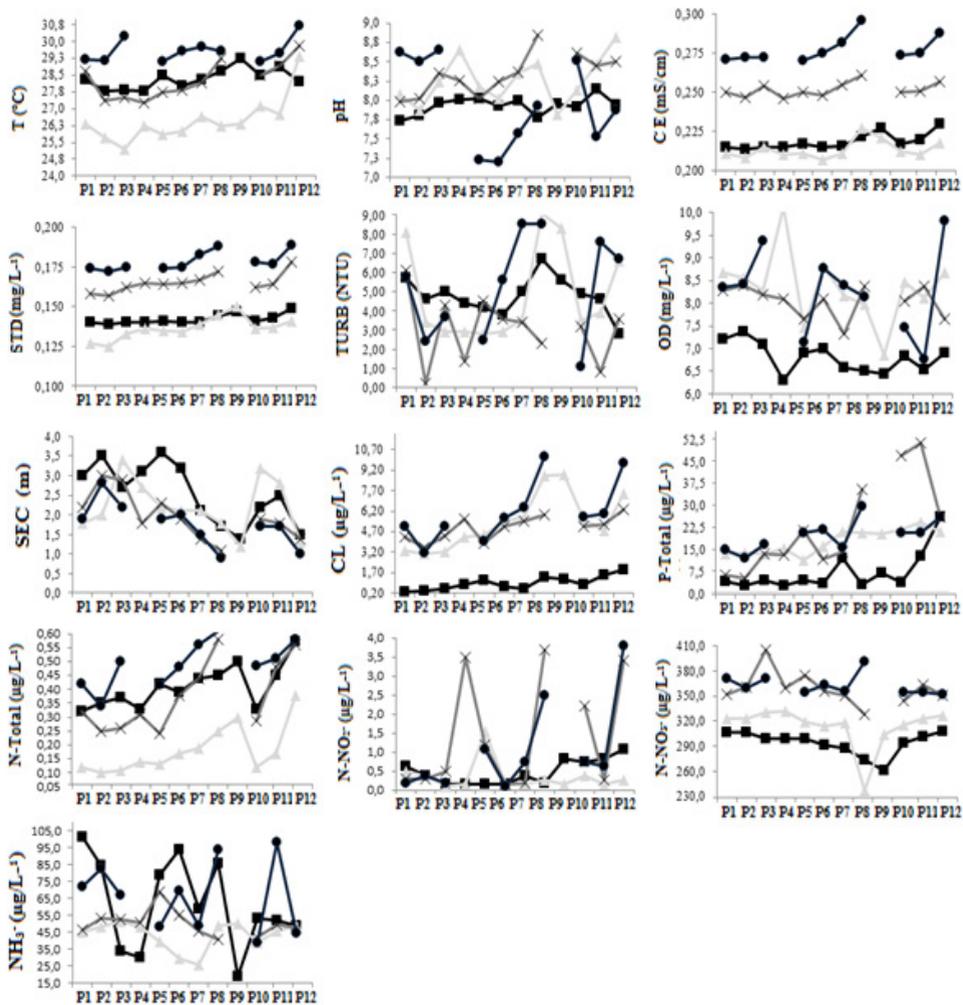


Os valores das variáveis físicas e químicas do reservatório Umari, ao longo do eixo rio-barragem, demonstraram a existência de um padrão espacial. Os pontos de amostragens mais próximos da influência do rio Carmo e do riacho Salgado apresentaram os maiores valores de temperatura, condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais dissolvidos, fósforo total, nitrogênio total e clorofila a (Figura 7).

Os valores da temperatura da água foram mais elevados nos meses que ocorreram precipitação pluviométrica, sendo a maior média registrada em fevereiro de 2013 e a menor em agosto de 2012. O oxigênio dissolvido apresentou o maior valor médio em agosto de 2012 e o menor valor no mês de maio de 2012. Quanto ao pH, este apresentou-se alcalino ao longo do estudo com o maior valor médio em novembro de 2012. Os valores de condutividade elétrica e de sólidos totais dissolvidos apresentaram uma tendência de aumento nos trechos mais distantes do barramento, próximos da zona de influência do rio Carmo e do riacho Salgado. Um padrão inverso foi observado entre turbidez e transparência. Os valores da turbidez aumentaram gradativamente em direção à área de influência dos rio Carmo e riacho Salgado, enquanto os valores da transparência diminuíram nessa mesma direção. O maior valor médio da transparência foi registrado em maio de 2012 e o maior valor médio da turbidez em fevereiro de 2013.

O padrão espacial da Clorofila a, do P-total e do N-total foi determinado por um aumento progressivo à medida que se aproximava dos afluentes. Já o padrão temporal foi marcado pelos maiores valores médios da Clorofila a e N-total em fevereiro/13 e do P-total em novembro/2012. Nesses mesmos meses também foi observado um aumento das concentrações dos compostos nitrogenados (N-amoniacal, N-nitrito e N-nitrato).

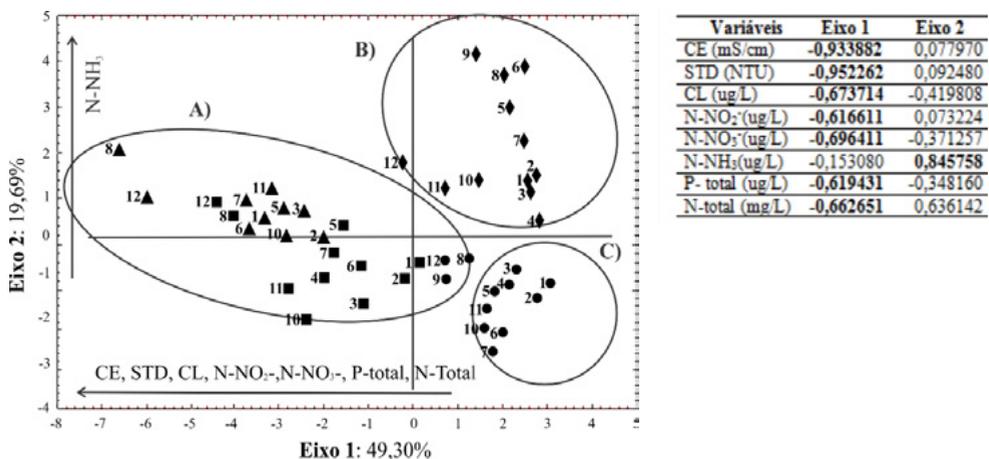
Figura 7 – maio – 2012 agosto – 2012 novembro – 2012 fevereiro – 2013. Valores das variáveis limnológicas amostradas ao longo dos pontos de amostragem do reservatório Santa Cruz (P1 a P10). T: temperatura; pH; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; TURB: turbidez; STD: sólidos totais dissolvidos; SEC: transparência; CL: clorofila a; P-total: fósforo total; N-total: nitrogênio total; N-NO₂⁻: N-Nitrito; N-NO₃⁻: N-Nitrato; NH₃⁻: N-amoniacal



O resultado da ACP para as variáveis limnológicas do reservatório Umari sumarizou 69% da variabilidade total dos dados em seus dois primeiros eixos de ordenação, onde o Eixo 1 exibiu 49,30% da variação total e o Eixo 2, 19,69%. Estiveram correlacionadas negativamente com o Eixo 1, as variáveis condutividade elétrica, sólidos totais dissolvido, clorofila a, N-nitrito, N-nitrato, P-total e N-total e no Eixo 2 o N-amoniaco. Essas variáveis foram correlacionadas nos dois eixos pelo valor estabelecido de $|0,6|$ (Figura 8).

No Eixo 1 da ACP pode-se visualizar que o agrupamento A, constituído pelos pontos amostrados nos meses de novembro de 2012 e fevereiro de 2013, registraram-se os maiores valores das variáveis correlacionadas negativamente (CE, STD, CL, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, P-total e N-total), com destaque para os pontos 8 (fevereiro de 2013) e 12 (fevereiro de 2013). No agrupamento B foi verificada a união dos pontos amostrados em maio de 2012 e o registro das menores concentrações das variáveis limnológicas correlacionadas negativamente com o Eixo 1. Já o agrupamento C reuniu os pontos amostrados no mês de agosto de 2012, onde os valores das variáveis limnológicas foram superiores aos apresentados pelo agrupamento B e inferiores quando comparado ao agrupamento A.

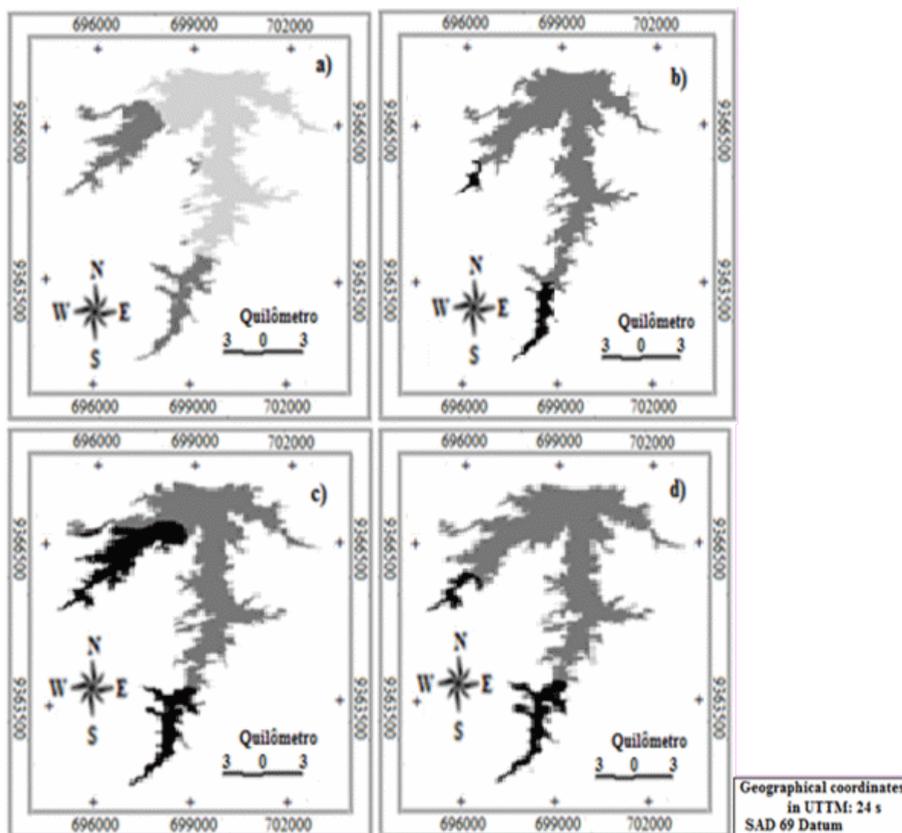
Figura 8 – Análise dos componentes principais das quatro coletas do reservatório Umari. Os números correspondem aos pontos de amostragens (1 a 12), e as figuras geométricas aos meses e ano de coleta



Legenda: ◆maio – 2012 ●agosto– 2012 ■novembro – 2012 ▲fevereiro – 2013

Com relação ao Índice de Estado Trófico, a maior área do reservatório Umari foi classificada em oligotrófica, com exceção do mês de maio de 2012, que esteve ultraoligotrófica. Já as regiões localizadas próximas ao rio Carmo e ao riacho Salgado permaneceram mesotróficas, exceto no mês de maio de 2012, que estiveram oligotróficas. Vale destacar que no mês de novembro ocorreu um aumento da área mesotrófica (Figura 9).

Figura 9 – Índice de estado trófico no reservatório Umari nos meses de (a) maio/2012, (b) agosto/2012, (c) novembro/2012 e (d) fevereiro/2013



legenda: Classificação Trófica: Ultraoligotrófico Oligotrófico Mesotrófico

DISCUSSÃO

Os volumes reduzidos de água encontrados nos reservatórios Santa Cruz e Umari deram-se em virtude da baixa precipitação pluviométrica durante o período do estudo. Essa situação foi agravada pelo período de estiagem que atingiu o semiárido brasileiro nos anos de 2012 e 2013 e que se estendeu até 2017 em algumas regiões, sendo classificada como uma das maiores secas das últimas décadas. Em relação ao padrão temporal dos reservatórios Santa Cruz e Umari, foi observado um aumento dos valores médios de nutrientes e de clorofila *a*, enquanto os volumes de água armazenados diminuíram em ambos os reservatórios. Isso foi mais evidente no último mês de amostragem (fevereiro de 2013) quando foram registrados os menores volumes de água em ambos os açudes para o período estudado. Em Santa Cruz, a capacidade

total de armazenamento correspondeu a 57,1% e em Umari a 42,6%. Santos et al. (2016), estudando o reservatório Castanhão (Ceará) durante o período de seca, entre os anos de 2011 e 2014, também constataram o aumento das concentrações de nutrientes na coluna d'água, enquanto o volume do reservatório reduzia, atingindo os maiores valores no final do período da estiagem.

Isso evidencia que, no período de seca, a redução do volume de água dos reservatórios do semiárido pode atuar concentrando os nutrientes e os íons dissolvidos na coluna d'água, favorecendo o desenvolvimento do fitoplâncton. De fato, Vanderley et al. (2021), ao estudarem seis reservatórios de água, localizados no semiárido do Rio Grande do Norte, constataram que o baixo nível de água, causado por secas prolongadas, e as maiores concentrações de nutrientes na coluna d'água são fatores que levam à dominância de cianobactérias, sendo que a reduzida disponibilidade de luz, devido pouca transparência da água destes reservatórios, é um fator chave para regular a dominância de *Microcystis* ou de *Raphidiopsis*, sendo que as espécies do gênero *Raphidiopsis* tendem a proliferar em reservatórios com concentrações mais elevadas de nutrientes e de sólidos em suspensão (pouca luz) e onde a temperatura não é uma restrição, o que é algo comum na maioria dos ambientes aquáticos do semiárido brasileiro.

Em ambos os reservatórios as maiores concentrações de fósforo total e clorofila *a* foram registradas próximas às regiões de influência dos rios e tributários. Provavelmente, as concentrações do fósforo total favoreceram o processo de absorção dos nutrientes pelo fitoplâncton. Vale salientar que nessas zonas de influência fluvial foram registrados os maiores valores de turbidez e dos sólidos totais e, conseqüentemente, os menores valores de transparência da água. No entanto, os valores máximos para turbidez (14 NTU) e sólidos totais (0,230 mg/L) provavelmente não foram suficientes para inibir o desenvolvimento do fitoplâncton. Freitas et al. (2011), ao estudarem o reservatório de Cruzeta-RN, observaram que, apesar de terem sido registradas altas concentrações de fósforo total (120 ug/L), as concentrações de clorofila *a* não foram altas (12,0 ug/L), devido aos valores elevados de turbidez (196 NTU) e de sólidos suspensos totais (9,94 mg/L), diferentemente do que foi constatado nos reservatórios de Santa Cruz e Umari.

Os reservatórios Santa Cruz e Umari apresentaram classificações tróficas que variaram principalmente de ultraoligotrófica a mesotrófica, diferentemente da condição eutrófica que é mais comum nos reservatórios do semiárido nordestino. No estado do Rio Grande do Norte, por exemplo, estudos apontam que reservatórios construídos há mais de três décadas, apresentam-se eutrofizados (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2007; COSTA et al., 2009; FREITAS et al., 2011), tornando-se, às vezes, impróprio para o abastecimento humano (BOUVY et al., 2000). Em relação à classificação trófica no reservatório Santa Cruz, apenas uma área reduzida, de influência fluvial, permaneceu eutrófica, enquanto a maior área esteve oligotrófica. De acordo com HENRY et al. (1998), os compartimentos mais a montante da barragem dos reservatórios sofrem maiores impactos devido às cargas externas de nutrientes introduzidas pelos tributários.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em relação ao aspecto temporal, houve um aumento dos valores de nutrientes e de clorofila *a*, conforme diminuía os volumes dos reservatórios, sendo que os maiores valores de fósforo total e clorofila *a* ocorreram nos trechos de influência fluvial. O conceito de compartimentalização longitudinal (zonas fluvial, transição e lacustre) não pode ser aplicado aos reservatórios estudados, sendo apenas possível identificar a zona lacustre, ocupando a maior parte de ambos os reservatórios, com características ultraoligotrófica a mesotrófica e uma zona de influência fluvial relativamente reduzida no reservatório de Santa Cruz, com característica eutrófica.

9

DINÂMICA NICTEMERAL, VERTICAL E SAZONAL DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS NO RESERVATÓRIO DE UMARI

Luiza Morais de Medeiros

Gustavo Henrique Gonzaga da Silva

INTRODUÇÃO

Os reservatórios desempenham as mais variadas funções, tais como o fornecimento de água para as cidades, irrigação, controle de inundação e geração de eletricidade. Em regiões onde a gestão dos recursos hídricos tornou-se um aspecto fundamental na elaboração de políticas públicas, o conhecimento sobre o funcionamento dos reservatórios é crucial para os tomadores de decisão (ALCOCER; BERNAL-BROOKS, 2010; HENRY-SILVA et al., 2019). Nesse contexto, a compreensão da dinâmica vertical das características limnológicas, tanto numa escala temporal sazonal, como diária, é de extrema relevância (PTAK et al., 2019), especialmente em ambientes aquáticos do semiárido brasileiro, que apresentam vazão reduzida e balanço hídrico negativo que tendem a favorecer os processos de eutrofização e estratificação da coluna d'água (COSTA et al., 2009; ZOHARY; OSTROVSKY, 2011; JEPPESEN et al., 2015).

A estratificação térmica da coluna d'água é um processo importante, pois influencia os ambientes aquáticos lênticos e híbridos através dos fluxos verticais de materiais particulados e dissolvidos (CANTIN et al., 2011; MISHRA et al., 2011; ZHANG et al., 2014). A estratificação é facilitada pelas propriedades de expansão térmica da água, que criam gradientes de densidade vertical estável, resultante do aquecimento das águas superficiais. Essa separação vertical da coluna d'água tem implicações importantes para a disponibilidade e a distribuição de oxigênio dissolvido, nutrientes, luz e substratos microbianos (PAERL; PAUL, 2012; WANG et al., 2012a, b; WANG et al., 2012a; WANG et al., 2012b; MARTINSEN et al., 2019).

Durante o processo de estratificação térmica são formadas três camadas distintas: epilímnio, hipolímnio e metalímnio. No metalímnio, encontra-se a termoclina, que corresponde ao plano que passa no ponto de inflexão do perfil térmico e cuja formação ocorre por interações entre a turbulência gerada pelo vento e o empuxo devido ao gradiente de densidade (NOORI et al., 2019). Em reservatórios e lagos rasos, quando as forças estabilizadoras excedem as forças desestabilizadoras, a coluna d'água pode se estratificar, permitindo a formação de gradientes químicos que podem modificar a biota e a biogeoquímica do ambiente aquático (VERBURG; ANTENUCCI, 2010; QIAN et al., 2011; GASSAMA et al., 2012; ANDERSEN et al., 2017). O hipolímnio tende a se tornar uma região anóxica durante o período de estratificação, levando à liberação de nutrientes a partir dos sedimentos de fundo, sendo que períodos muito longos de anoxia geram uma significativa deterioração na qualidade da água do próprio reservatório e de trechos a jusante da barragem (ANDREOLI et al., 2011; WINTON et al., 2019). Além disso, as constantes estratificação e desestratificação da coluna d'água podem acelerar o processo de eutrofização (MA et al., 2010; YU; WANG, 2011).

É importante destacar, que, durante um evento de mistura após um longo período de estratificação, nutrientes, sulfetos e outros constituintes dissolvidos são transportados para as águas superficiais, podendo desencadear processos com consequências diretas para a dinâmica do ecossistema. Essas condições também influenciam o funcionamento do ecossistema aquático, trazendo implicações para a sucessão do fitoplâncton, a gestão da pesca e a qualidade de água para abastecimento humano e para o desenvolvimento de atividades de aquicultura. Neste contexto, o objetivo deste capítulo foi verificar a existência de estratificação da coluna d'água no reservatório de Umari, semiárido do Rio Grande do Norte, por meio da análise nictemeral e sazonal de variáveis limnológicas.

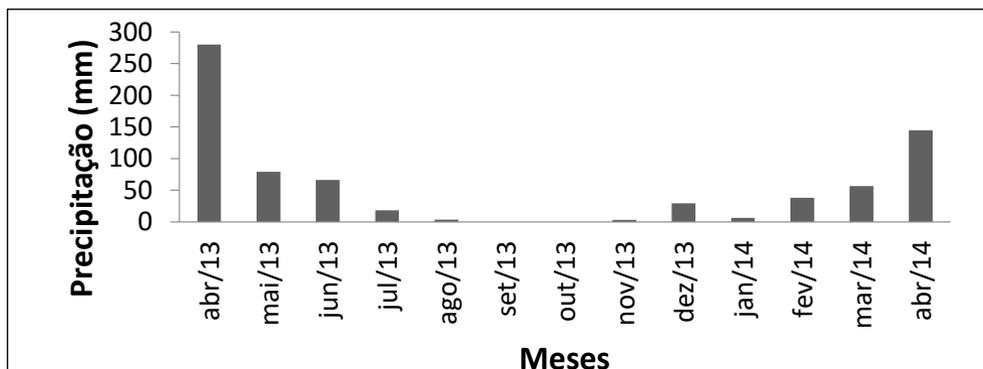
MATERIAL E MÉTODOS

As coletas foram realizadas no reservatório de Umari, semiárido do Rio Grande do Norte, durante o período de seca (outubro de 2013) e durante o período de chuvas (abril de 2014). O ponto de amostragem localiza-se na região central da zona lacustre do reservatório, sendo que, em outubro de 2013 e abril de 2014, o reservatório estava com 55,4% e 43,6% de seu volume total, respectivamente. As variáveis limnológicas analisadas diretamente em campo foram: temperatura, oxigênio dissolvido e pH. Os valores dessas variáveis foram obtidos ao longo da coluna d'água, com medidas realizadas a cada um metro, iniciando na superfície e finalizando a 12 metros de profundidade. Também foram coletadas amostras de água na superfície, no meio e no fundo do reservatório para determinação das concentrações de nutrientes. O período analisado foi de 24 horas, com intervalos de três horas entre as coletas, totalizando nove horários de amostragem (08h30min, 11h30min, 14h30min, 17h30min, 20h30min, 23h30min, 02h30min, 05h30min e 08h30min) nas diferentes profundidades. No Laboratório de Limnologia e Qualidade de Água do Semiárido (LIMNOAQUA-UFERSA), foram determinadas as concentrações de fósforo total (PT), nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃), amônia (NH₃); nitrogênio total Kjeldahl (NT).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As coletas realizadas em Umari em outubro de 2013 e em abril de 2014, coincidiram com o período de seca suprassazonal que ocorreu em quase todo o semiárido brasileiro de 2012 a 2017. No mês de outubro de 2013 não foi constatada precipitação na região do reservatório, sendo que no mês de abril de 2014 a precipitação foi de 144,6 mm (Figura 1).

Figura 1 – Precipitação pluviométrica entre Abril/2013 e Abril/2014. Estação: Upanema (RN)



Fonte: ANA (2015)

Constatamos que em outubro de 2013 não houve uma estratificação térmica da coluna d'água do açude de Umari, com uma amplitude de variação da temperatura, da superfície ao fundo de, no máximo, 2,1°C. Nesse período, o açude estava com 55,4% do seu volume total. Já em abril de 2014 observou-se a estratificação térmica da coluna d'água do reservatório, com uma amplitude de variação da temperatura da superfície ao fundo de cerca de 8°C (Figura 2). Nesse período, o açude contava com apenas 43,6% do seu volume total. Em ambientes tropicais rasos e quentes, a desestratificação, especialmente após longo período de estratificação, pode disponibilizar nutrientes, sulfetos e outros gases tóxicos para a coluna d'água, que, por sua vez, podem causar a mortalidade dos organismos, especialmente daqueles confinados, como os peixes em tanques-rede (HENRY-SILVA et al, 2019).

Em ambos os períodos foram constatadas grandes amplitudes de variações das concentrações de oxigênio dissolvido na coluna d'água do reservatório, sendo que em abril de 2014 foi identificada anoxia no fundo do reservatório, exceto da coleta realizada às 11h30min (Figura 3). Valores mais altos de OD ocorreram na superfície e podem ser atribuídos ao processo fotossintético. O déficit das concentrações de oxigênio no hipolímnio pode ser explicado por três motivos principais: longos períodos de estratificação térmica; alta concentração de matéria orgânica, associada ao aumento do metabolismo microbiano; morfometria do reservatório, onde lagos profundos com pequena área superficial tendem a ter hipolímnio anóxico (BRAGA et al., 2006; TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O pH apresentou-se entre neutro e alcalino, com valores mais elevados na superfície e com uma tendência de redução em direção ao fundo da coluna d'água (Figura 4). Quando ocorrem os períodos de estratificação térmica e o hipolímnio encontra-se em déficit de oxigênio, onde os processos de decomposição e respiração no fundo dos reservatórios são intensificados, tem-se como consequência uma maior liberação de CO₂, que leva à formação de ácido carbônico e íons hidrogênio, reduzindo, assim, o pH na região do hipolímnio (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008; LENZI et al., 2009). Carvalho et al. (2008) também observaram o pH neutro, com tendência a alcalino, na superfície do açude de Bodocongó, em período de estiagem. Esses altos valores de pH na superfície podem ser explicados como resultados do processo fotossintético, que aumenta a demanda de CO₂, afetando o sistema carbônico.

Foi constatado um aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo em abril de 2014, quando o reservatório estava com seu volume reduzido, quando comparado com outubro de 2013. Esse incremento de nutrientes ocorreu principalmente no fundo do reservatório, que pode ter sido em virtude da redução do volume do açude, mas também pelo aporte de nutrientes de fontes alóctones e pela liberação ocasionada pela decomposição da matéria orgânica na região próxima ao sedimento. Nos períodos de estratificação térmica, quando os processos de decomposição acontecem de forma mais acentuada na região do hipolímnio, também tendem a ocorrer maiores

Figura 2 – Perfil vertical da variação nictemeral e sazonal da variável temperatura no reservatório de Umari – RN em outubro de 2013 e abril de 2014

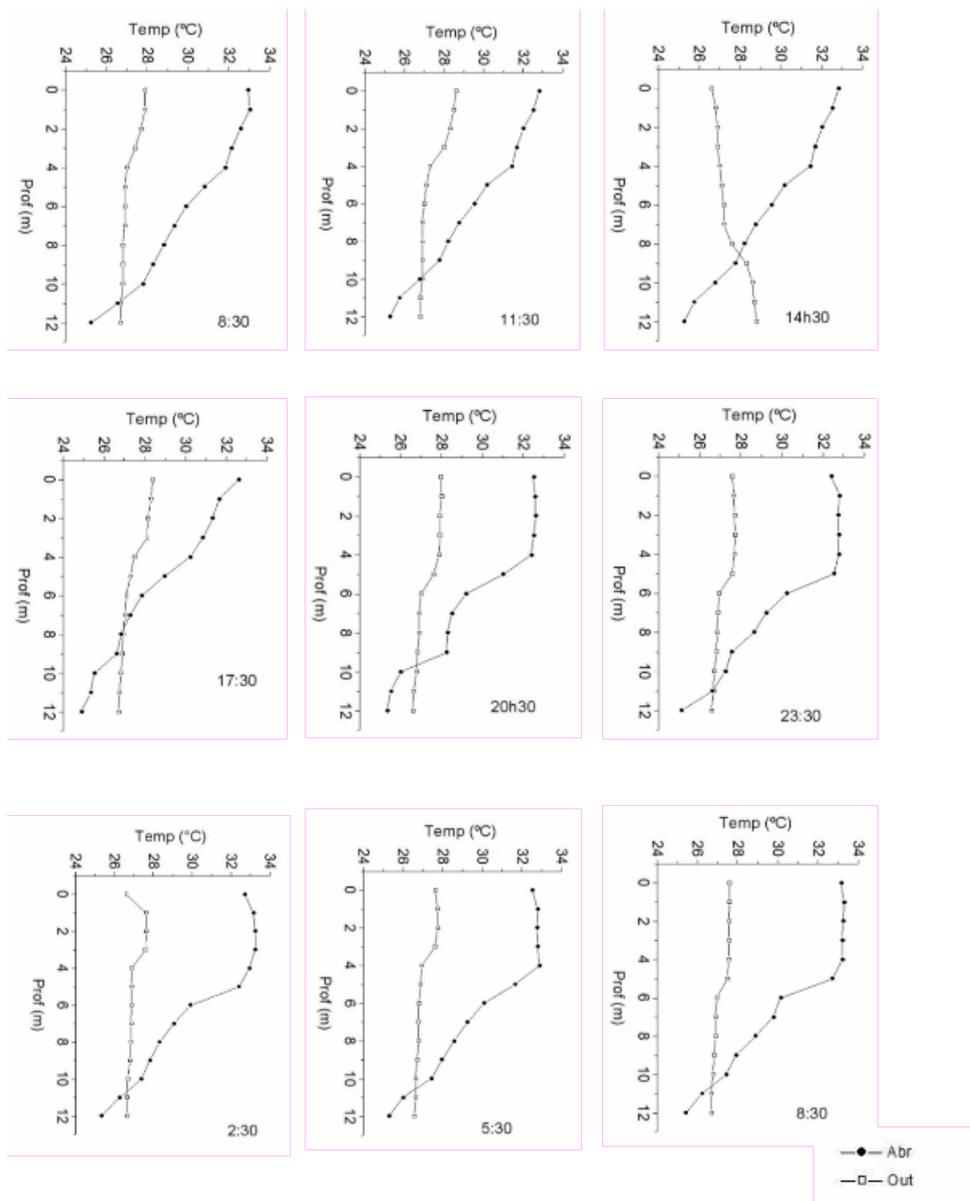


Figura 3 – Perfil vertical da variação nictemeral e sazonal do oxigênio dissolvido no reservatório de Umari – RN em outubro de 2013 e abril de 2014

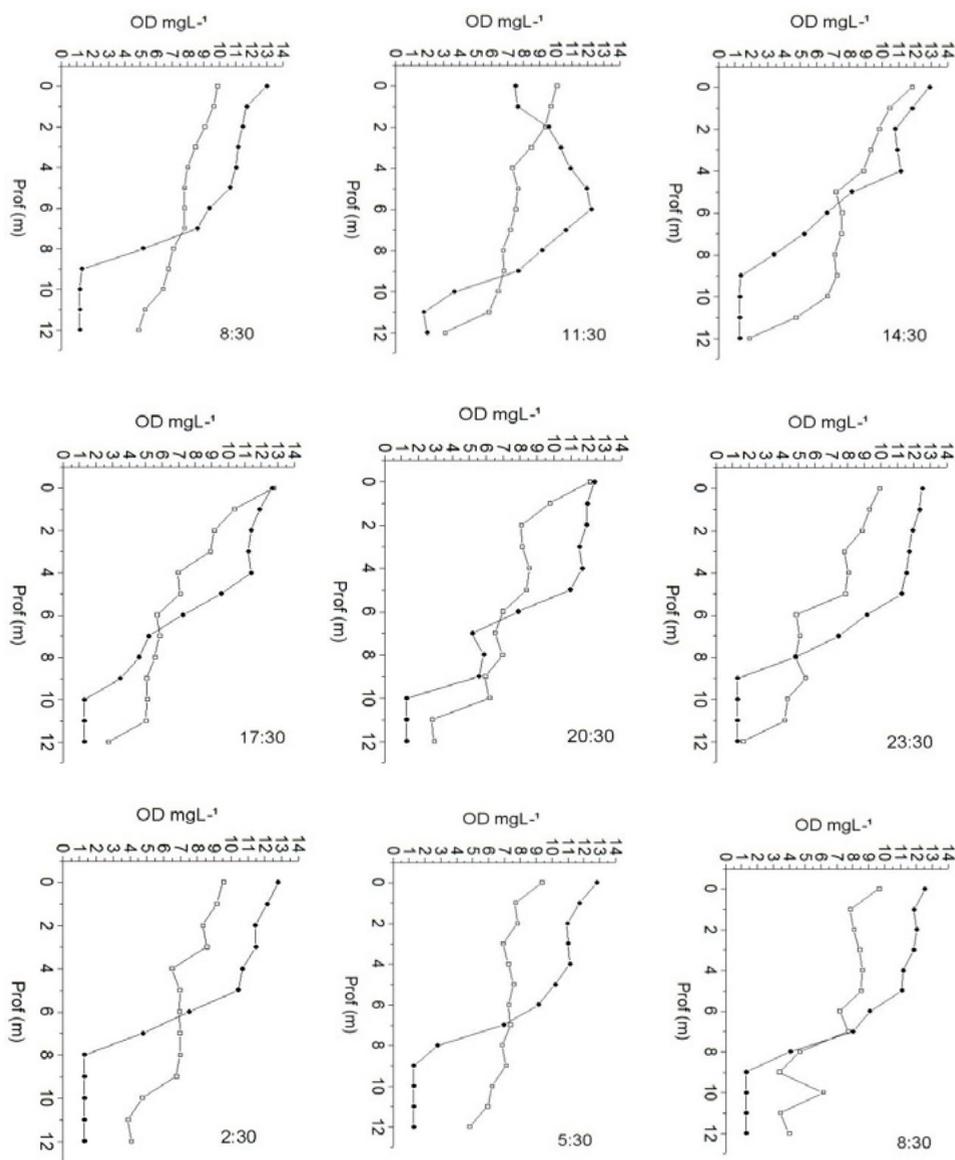
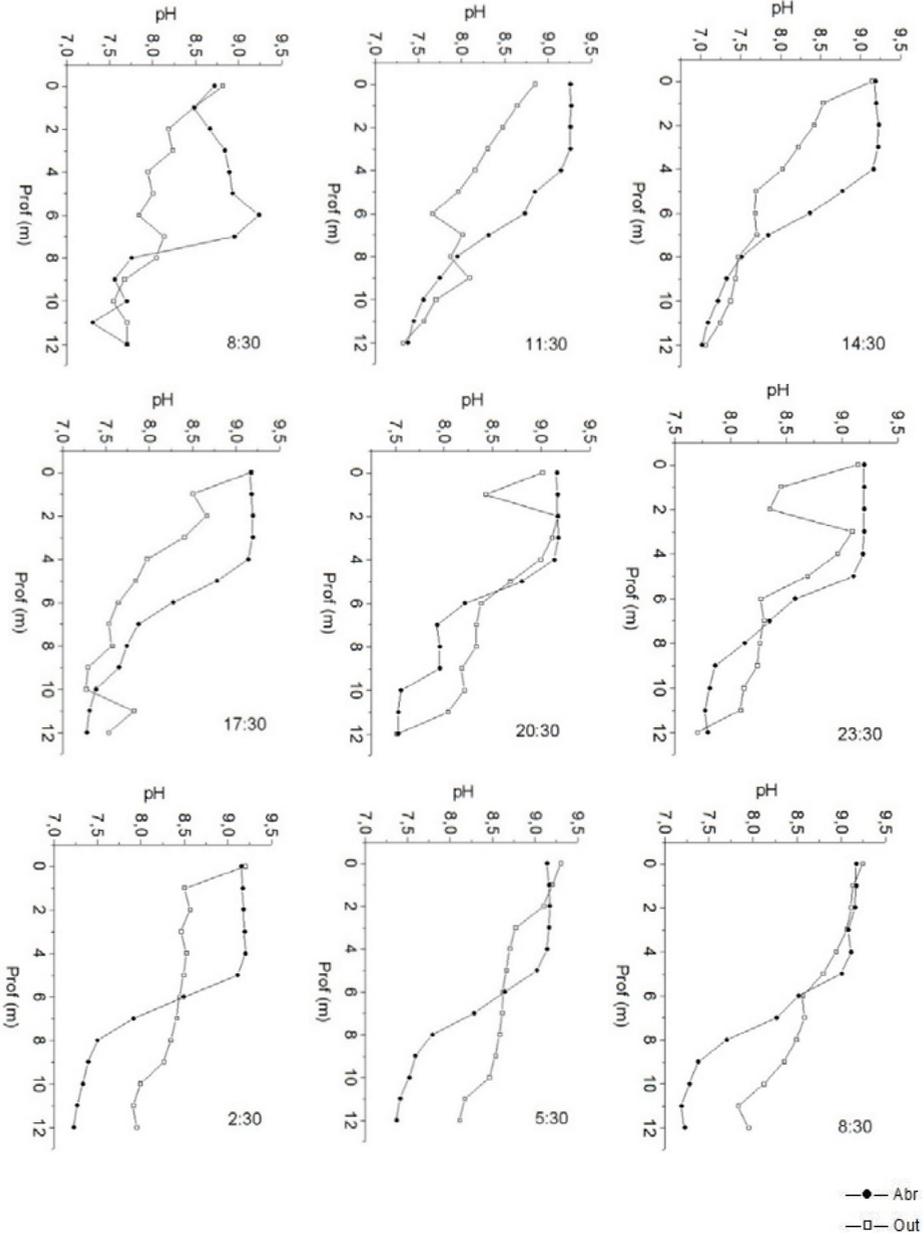


Figura 4 – Perfil vertical da variação nictemeral e sazonal da variável pH no reservatório de Umari – RN em outubro de 2013 e abril de 2014



concentrações de compostos nitrogenados nessa região (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). No reservatório de Umari, as concentrações de nitrogênio total e N-amônia apresentaram valores mais elevados em abril de 2014, próximo ao fundo do reservatório (Figuras 5 a 9).

Já os valores de N-nitrato e N-nitrito foram mais elevados em outubro de 2013, onde foi constatada uma maior disponibilidade de oxigênio, especialmente no fundo do reservatório. Em reservatórios tropicais, a distribuição vertical das diferentes formas de nitrogênio – nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal – varia de acordo com os períodos de estratificação térmica. Durante esses períodos, geralmente o hipolímnio apresenta anoxia e, nessas condições, há o predomínio do nitrogênio amoniacal (BOEHRER; SCHULTZE, 2008; BRANCO, 2009). Entretanto, quando as concentrações de oxigênio estão mais altas e a coluna d'água não está estratificada, como ocorreu em Umari em outubro de 2013, existe a predominância de ocorrência de N-nitrato e N-nitrito devido ao processo de nitrificação. Observa-se também que no reservatório de Umari, a distribuição vertical do fósforo na coluna d'água, relacionou-se diretamente com o déficit de oxigênio no hipolímnio, em virtude do P-total ser maior em abril de 2015, especialmente no fundo do reservatório. Uma vez que o fosfato se torna mais solúvel quando em condições de anoxia, desliga-se do sedimento, aumentando, conseqüentemente, sua concentração no hipolímnio.

Figura 5 – Perfil vertical da variação nictemeral e sazonal da variável N-total no reservatório de Umari – RN em outubro de 2013 e abril de 2014. S: Superfície; M: Meio; F: Fundo

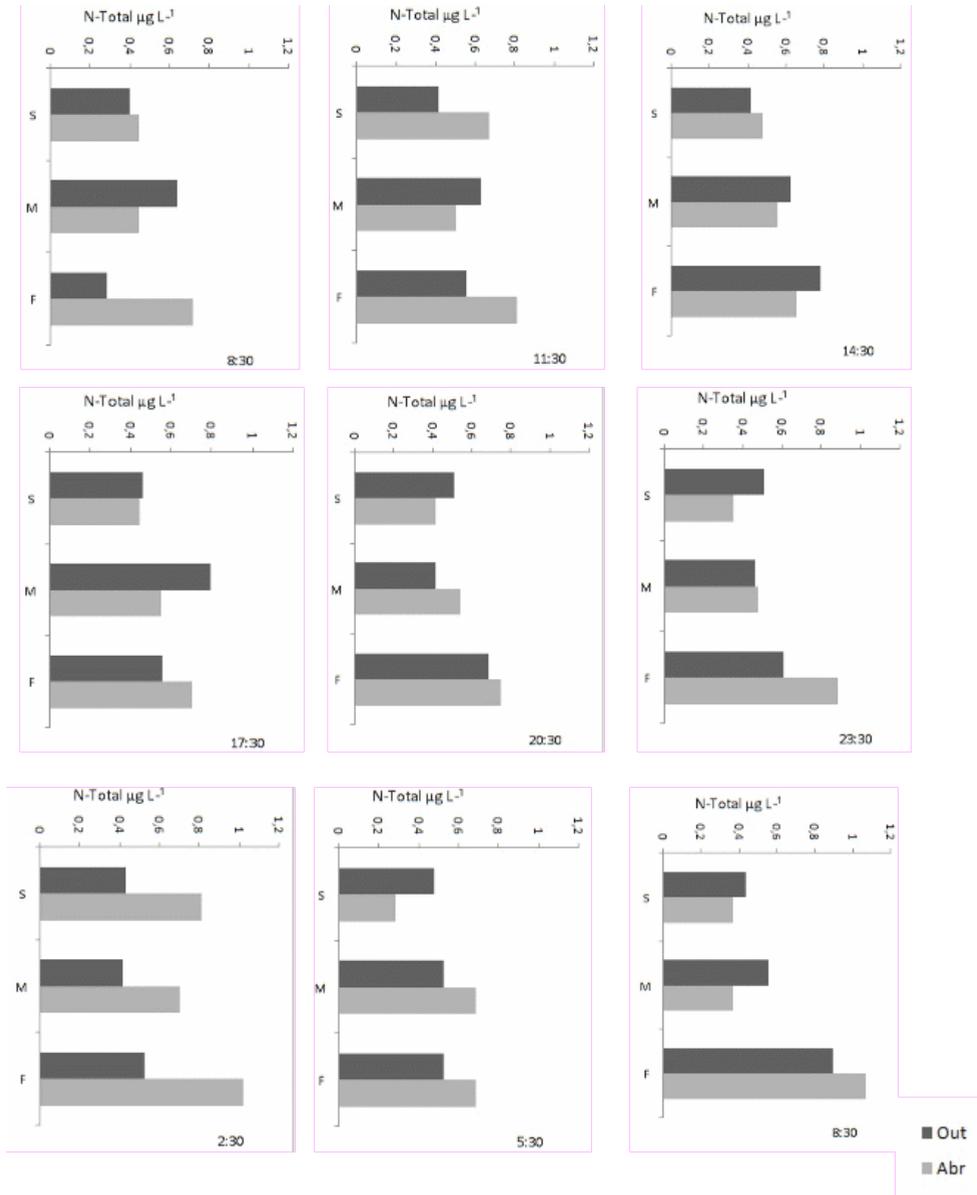


Figura 6 – Perfil vertical da variação nictemeral e sazonal da variável N-amoniaco no reservatório de Umari – RN em outubro de 2013 e abril de 2014. Superfície; M: Meio; F: Fundo

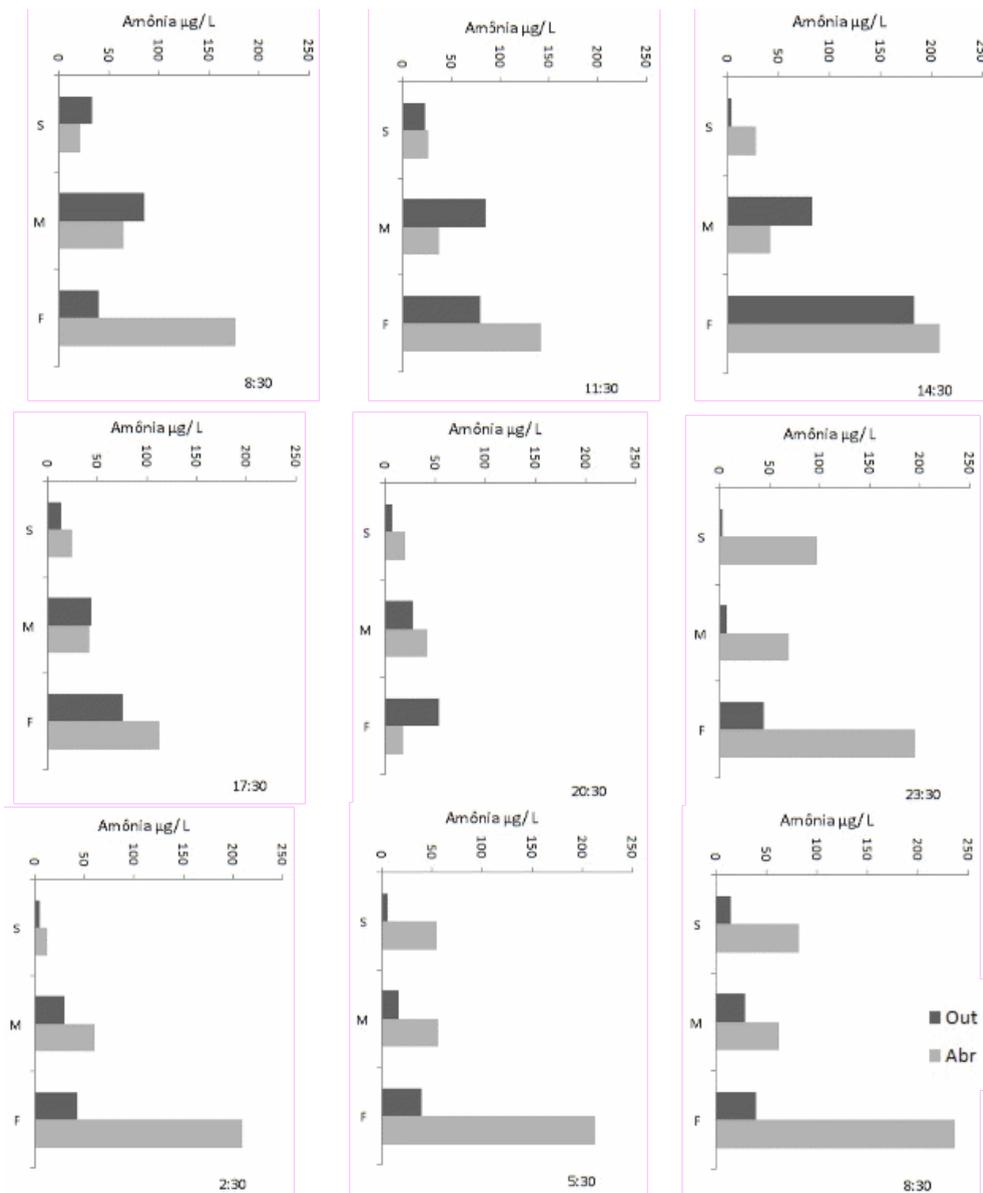


Figura 7 – Perfil vertical da variação nictemeral e sazonal da variável N-nitrato no reservatório de Umari – RN em outubro de 2013 e abril de 2014. Superfície; M: Meio; F: Fundo

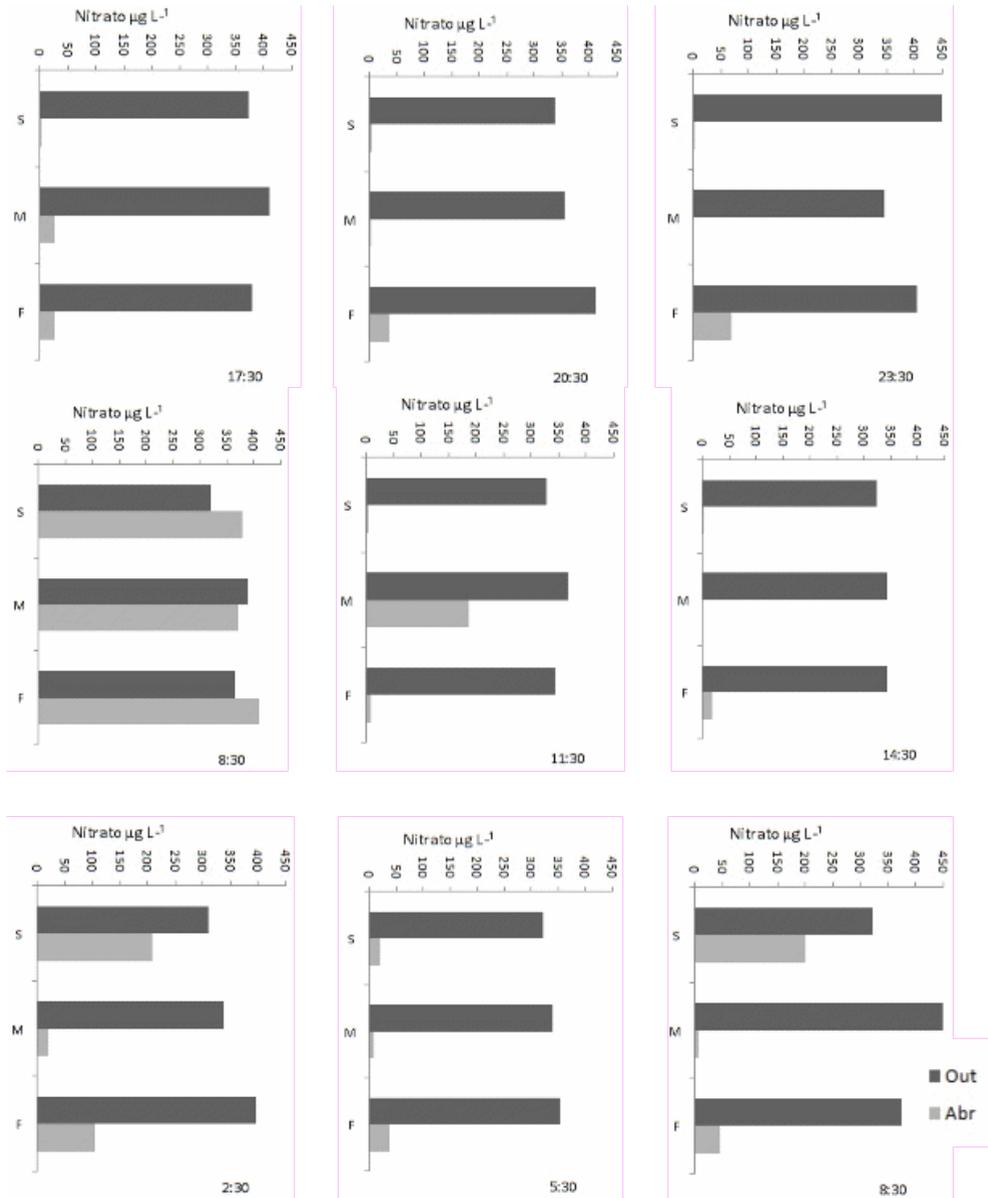


Figura 8 – Perfil vertical da variação nictemeral e sazonal da variável N-nitrito no reservatório de Umari – RN em outubro de 2013 e abril de 2014. Superfície; M: Meio; F: Fundo

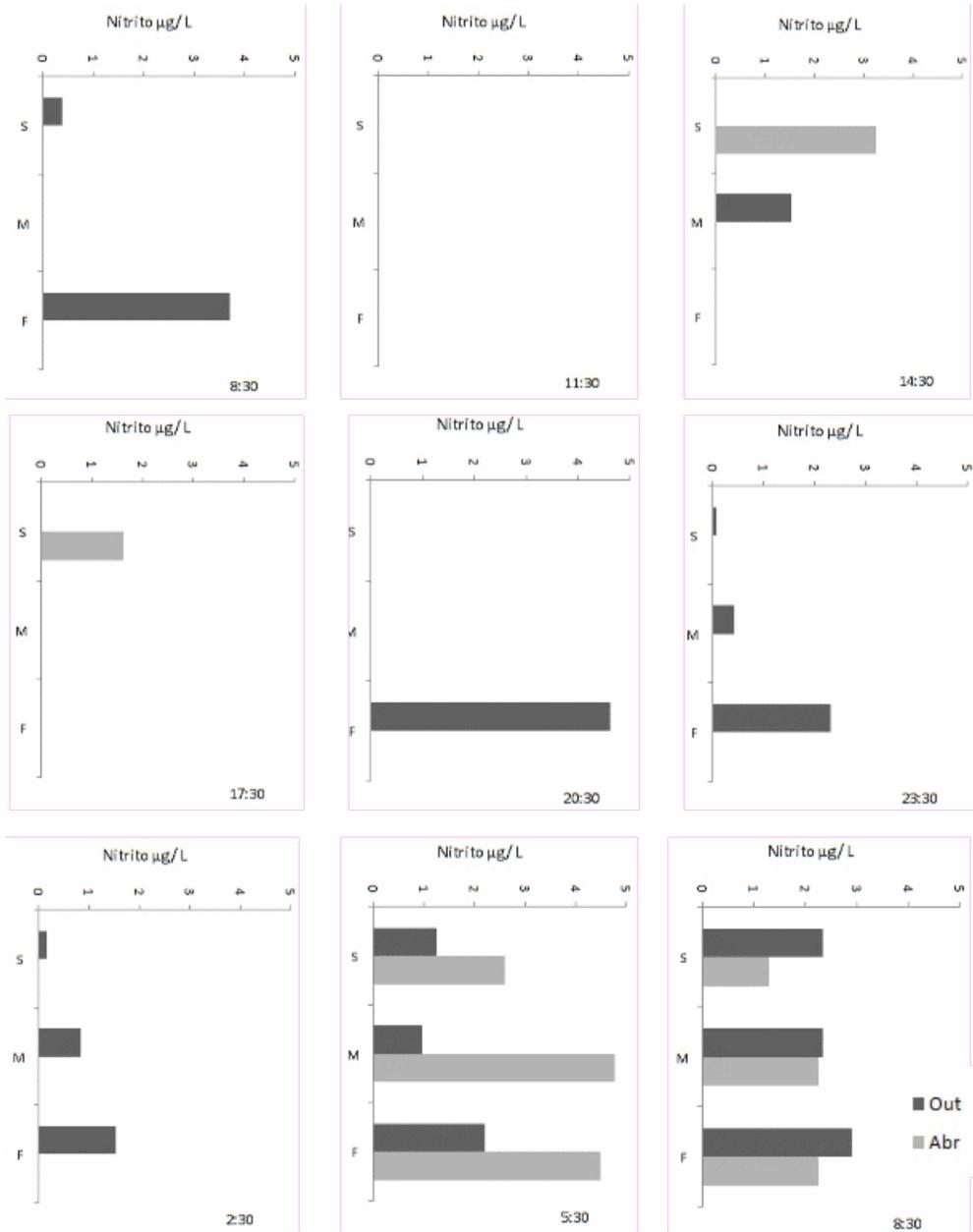
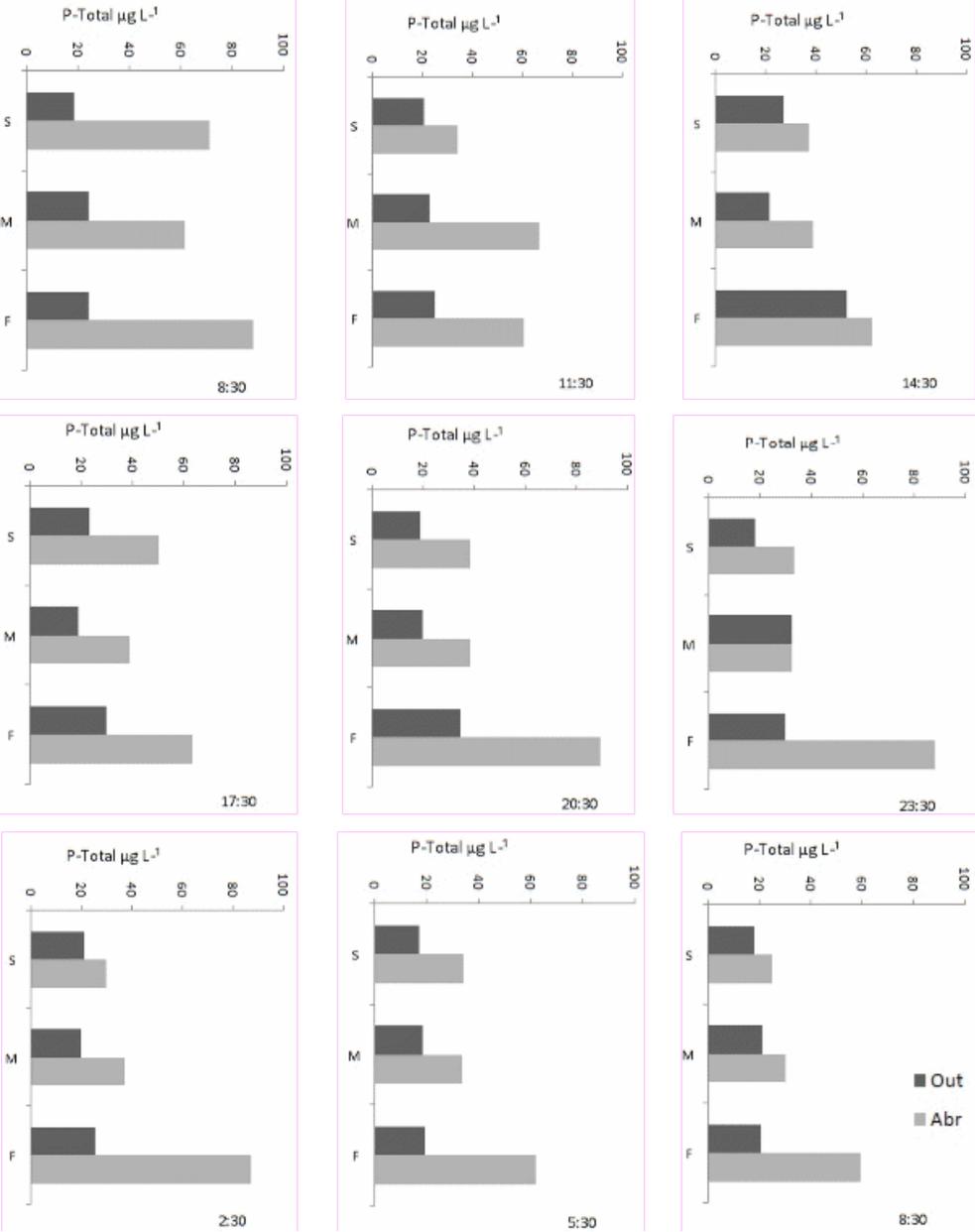


Figura 9. Perfil vertical da variação nictemeral e sazonal da variável P-total no reservatório de Umari – RN em outubro de 2013 e abril de 2014. Superfície; M: Meio; F: Fundo.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Constatamos que a dinâmica do reservatório de Umari foi alterada durante o período em que o mesmo se encontrava com volume reduzido, o que favoreceu o processo de estratificação térmica e química da coluna d'água. Percebemos também que a escala temporal sazonal (relacionada com o volume do reservatório) e a escala espacial vertical (relacionada com a profundidade do reservatório) foram mais importantes para explicar a variabilidade limnológica do sistema aquático. Em relação aos nutrientes, maiores concentrações foram encontradas no fundo da coluna d'água do reservatório, especialmente N-amoniaco, em ambos os períodos analisados, e de P-Total em abril de 2014.

Em janeiro de 2016 ocorreu uma grande mortalidade de tilápias-do-Nilo criadas em tanques-rede em Umari, que acarretou a perda de cerca de 60 toneladas de peixes. Nesse período, o açude estava com apenas 18% do seu volume total. De acordo com Henry-Silva et al. (2019), em 19/01/2016 houve uma precipitação elevada na região do reservatório que acarretou a queda da temperatura, favorecendo a quebra da estratificação térmica na região dos tanques-rede. A circulação vertical turbulenta provavelmente favoreceu a mistura de toda a coluna d'água e, por consequência, a redução das concentrações de oxigênio dissolvido, levando à morte os peixes cultivados.

Os valores elevados de compostos nitrogenados e as reduzidas concentrações de oxigênio dissolvido constatados no fundo do açude de Umari, associados ao evento de mortalidade ocorrido no início de 2016, demonstram a necessidade de se ter precaução na implantação de atividades de piscicultura em tanques-rede em reservatórios do semiárido nordestino. É importante destacar, que nesses açudes a circulação vertical turbulenta pode ser causada pela queda brusca de temperatura da água, associada a fortes ventos, principalmente nos períodos mais chuvosos. Este evento tende a distribuir por toda a coluna d'água os gases tóxicos e água anóxica acumulada no fundo do açude, podendo causar a mortalidade de peixes criados em tanques-rede.

10

DINÂMICA NICTEMERAL E VERTICAL DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS NO RESERVATÓRIO DE SANTA CRUZ, SUBMETIDO À ATIVIDADE DE PISCICULTURA EM TANQUES-REDE

Yuri Vinicius de Andrade Lopes
Gustavo Henrique Gonzaga da Silva

INTRODUÇÃO

O Brasil possui uma das maiores áreas para a atividade de aquicultura, devido à disponibilidade de águas marítimas e continentais. Atualmente, o aproveitamento dos recursos hídricos existentes, principalmente em reservatórios, tem proporcionado o desenvolvimento da criação de peixes em tanques-rede em várias regiões do Brasil, especialmente no nordeste brasileiro (FAO, 2010; OSTRENSKY et al., 2008; LOPES et al., 2017; MORAES et al., 2020). A criação de peixes em tanques-rede é uma modalidade de criação intensiva que utiliza elevada densidade de estocagem, com alta renovação de água e grande quantidade de ração. Dessa forma, essa atividade necessita ser constantemente monitorada, especialmente quando realizada em reservatórios

que são de usos múltiplos (MARENGONI, 2006; ALVEZ; BACCARIN, 2006; MOURA et al., 2016; CACHO et al., 2020).

A expansão da aquicultura intensiva pode vir acompanhada de uma degradação do ambiente natural nas imediações da área de cultivo, sendo que os resíduos presentes nos efluentes, podendo adicionar grande quantidade de carbono, nitrogênio e fósforo ao ambiente aquático (BEVERIDGE, 1996; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008; RIBEIRO et al., 2016; BESSA et al., 2021). Os efluentes do cultivo, sob a forma de água incorporando fezes dos organismos aquáticos, resíduos urinários e ração não consumida, entram nos corpos d'água, os materiais particulados sedimentam-se e se acumulam no fundo do corpo de água receptor (BACCARIN; CAMARGO, 2005; MOURA et al., 2016; CACHO et al., 2020). Na coluna d'água, essa disponibilidade de nutrientes tende a favorecer o aumento da comunidade fitoplanctônica, alterando a dinâmica do oxigênio dissolvido, com consequências ecológicas negativas para todo o ecossistema e inclusive para a própria atividade de aquicultura (MIDLEN; REDDING, 1998; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008; KAIBLINGER et al., 2009; SAUREL et al., 2014).

Além do impacto na qualidade física e química da água, a piscicultura praticada em tanques-rede pode influenciar os componentes bióticos dos reservatórios, pois, ao acrescentar fósforo oriundo da ração ou dos dejetos dos animais confinados, pode favorecer a produção primária e, conseqüentemente, aumentar a eutrofização desses corpos d'água (MALLASEN et al., 2009; BEVERIDGE, 1996; MIALHE et al., 2013; YAO, 2013; SUAREZ-ABELENDA et al., 2014; HENRY-SILVA et al., 2019). Esses efeitos podem limitar os usos múltiplos desses mesmos corpos d'água para consumo humano, irrigação, pesca e para a própria atividade de aquicultura (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2000; ANGELINI, 2002; HENRY-SILVA et al., 2015). Em regiões tropicais semiáridas, os reservatórios são ainda mais vulneráveis à eutrofização do que em regiões tropicais úmidas, em virtude da maior escassez de água, da vazão reduzida, do elevado tempo de retenção hidráulica, além de um balanço hídrico negativo durante a maior parte do ano, favorecendo o acúmulo e a concentração de sais e nutrientes e a estratificação da coluna d'água (COSTA et al., 2009; JEPPESEN et al., 2015). Na região semiárida do Rio Grande do Norte, a eutrofização dos reservatórios foi identificada como o maior problema relativo à perda de qualidade de água (COSTA et al., 2006; ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2006; MOURA et al., 2014).

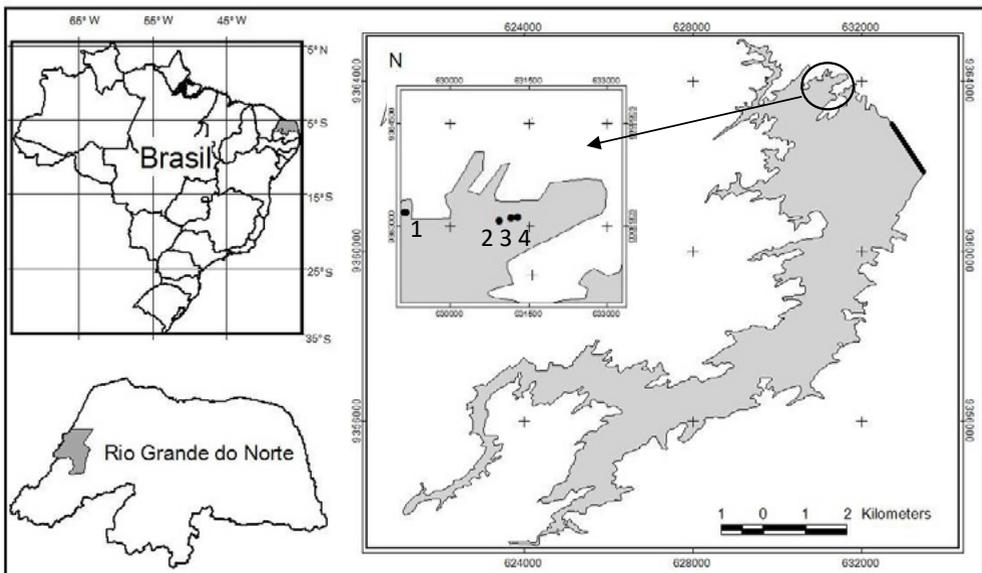
Em reservatórios tropicais, a estratificação térmica tende a ser pouco estável em consequência de eventos meteorológicos, tais como, precipitações e arrefecimento noturno (GUNKEL, 2003). Nesse contexto, os estudos sobre as características físicas e químicas da coluna d'água dos reservatórios podem demonstrar uma mudança na circulação de nutrientes e na variação das concentrações de oxigênio dissolvido durante um período de 24 horas. Essas informações podem auxiliar no entendimento do funcionamento dos reservatórios e também na compreensão

dos impactos das atividades de criação de peixes em tanques-rede. Nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivo principal verificar a variação nictemeral e vertical das características limnológicas do reservatório de Santa Cruz, submetido se criação de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no reservatório de Santa Cruz, o qual é oriundo do barramento do rio Apodi, localizado na região do médio oeste potiguar (Figura 1) no semiárido do Rio Grande do Norte. A partir de 2005 foi introduzido nesse reservatório o cultivo de peixes em tanques-rede. Atualmente existem 70 tanques-rede de pequeno volume (5 m³) com dimensões de 2,0 x 2,0 x 1,5 metros de comprimento, largura e profundidade, respectivamente, destinados à produção da espécie exótica tilápia-do-Nilo (*O. niloticus*).

Figura 1 – Localização no mapa geográfico dos pontos coletados, onde 1 (Controle), localizada nas coordenadas geográficas S–05°45′008” e W–037°48′539”, 2, localizada nas coordenadas geográficas S–05°45′122” e W–037°48′551”, 3, localizada nas coordenadas geográficas S–05°45′119” e W–037°48′537” e 4, localizada nas coordenadas geográficas S–05°45′118” e W–037°48′529”.



As coletas foram realizadas nos dias 09 e 10 de novembro de 2010, durante o período de seca na região. Para verificar a dinâmica nictemeral, foram feitas amostragens durante um período de vinte e quatro horas, com intervalos de três horas entre as coletas, totalizando nove horários

(15h00min, 18h00min, 21h00min, 00h00min, 03h00min, 06h00min, 09h00min, 12h00min e 15h00min horas). Foram feitas coletas em sete profundidades, partindo da superfície até o fundo (7 metros de profundidade) e estabelecidas quatro estações de amostragens: três localizadas próximas aos tanques-rede com tilápia-do-Nilo (P2, P3, P4) e outra estação sem influência da aquicultura (P1). Em cada amostragem foram determinados os valores de temperatura da água (TEMP), oxigênio dissolvido (OD), porcentagem de oxigênio (OD%), condutividade elétrica (COND) e potencial hidrogeniônico (pH), com um multissensor de variáveis limnológicas (HORIBA-U52). As amostras de água para análises de nutrientes (N e P) foram coletadas nos nove horários mencionados com auxílio de uma garrafa de Van Dorn, em três profundidades: superfície; meio (3m) e fundo (6m). As amostras foram armazenadas em garrafas plásticas de polietileno com capacidade de um litro cada uma. No Laboratório de Limnologia e Qualidade de Água do Semiárido (Limnoaqua-UFERSA), foram determinadas as concentrações de fósforo total (PT) pelo método utilizado por Murphy et al. (1962); nitrito (N-NO₂), nitrato (NITRA) pelo método utilizado por Strickland e Parsons (1972); amônia (NH₃), método utilizado por Ivancic e Degobbis (1984); nitrogênio total Kjeldahl por Koroleff (1976).

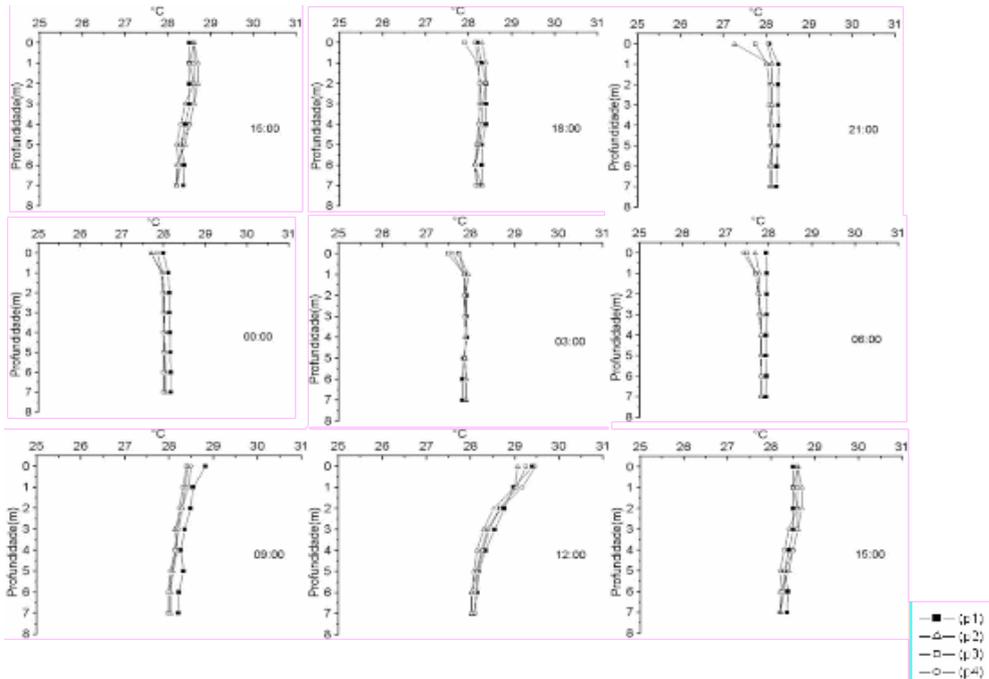
RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura da água no reservatório de Santa Cruz apresentou valores médios e desvios padrão de 28,5±1,6°C (superfície); 28,3±0,3°C (meio) e 28,2±0,2°C (fundo) nos locais com tanques-rede (TQ) e de 28,3±1,3°C (superfície); 28,3±1,2°C (meio) e 28,09±0,21°C (fundo) no local sem os tanques-rede (Controle-CT). A maior amplitude média de temperatura entre superfície e fundo (7 m) foi de 1,63°C para CT e 1,61°C para TQ no horário de 15:00 horas do segundo dia. Nos demais horários, a amplitude de variação não passou de 0,8°C para CT e 0,9°C para o TQ. Dessa forma, não foi identificado um gradiente de estratificação térmica, tanto em CT quanto em TQ, sendo que no início do período da tarde (15:00 e 18:00 h) os valores de temperatura foram mais elevados. O resfriamento da coluna d'água ocorreu no período da noite (24:00; 03:00; 06:00 h) (Figuras 2). A estratificação é considerada estável quando se constata gradiente de temperatura >0,3°C por metro (HAMBRIGHT et al., 1994).

Os valores de oxigênio dissolvido e saturação de oxigênio foram maiores durante o período da tarde (15:00 e 18:00 horas), provavelmente devido à atividade fotossintética realizada pelo fitoplâncton, e menores durante o período da noite (24:00; 03:00; 06:00 h), provavelmente em decorrência do predomínio dos processos de respiração desses organismos. Os menores valores médios encontrados em TQ na superfície, no meio e no fundo foram de 5,4; 4,0 e 3,6 mg/L, respectivamente, sendo que não foi observada situação de anoxia na coluna d'água (Figura 3).

O pH apresentou-se alcalino, mantendo-se entre 7,9 e 8,5 durante o estudo, pequenas

Figura 2 – Perfil vertical variação nictemeral da variável temperatura nos pontos de amostragem. p1 = Controle; p2 = Tanque-rede; p3 = Tanque-rede; p4 = Tanque-rede



variações foram encontradas entre a superfície, o meio e o fundo, apresentando médias de 8,42, 8,26 e 8,30 para o CT e de 8,61, 8,22 e 8,19 para o TQ, respectivamente, com uma amplitude máxima de variação entre superfície, meio e fundo (1,01) no TQ (Figura 5). A condutividade elétrica manteve-se em torno de 0,19 mS/cm, não sendo observadas diferenças entre os pontos e horários de amostragem (Figura 6). Os valores de pH e condutividade elétrica permaneceram dentro dos aceitáveis, de acordo com a legislação contida na Resolução CONAMA 357/2005, para reservatórios de classe 2. Os resultados encontrados no presente estudo foram diferentes dos constatados por Diemer et al. (2010), que ao estudarem a criação de peixes nativos em tanques-rede, no reservatório de Itaipu, por Henry (2004), na represa de Jurumirim, e por Wosiack (2005), no reservatório de Itaipu, que constataram elevados valores de condutividade nas regiões próximas às atividades de piscicultura em tanques-rede. É importante ressaltar que o número de tanques-rede no reservatório de Santa Cruz é inferior ao dos reservatórios mencionados, o que pode justificar a reduzida influência da atividade de piscicultura sobre o pH e a condutividade da água.

As concentrações médias dos compostos nitrogenados apresentaram flutuações reduzidas durante as 24 horas. Os valores médios encontrados para o N-amoniaco na superfície, no meio

Figura 3 – Perfil vertical variação nictemeral da variável oxigênio dissolvido (mg/L) nos pontos de amostragem. p1 = Controle; p2 = Tanque-rede; p3 = Tanque-rede; p4 = Tanque-rede

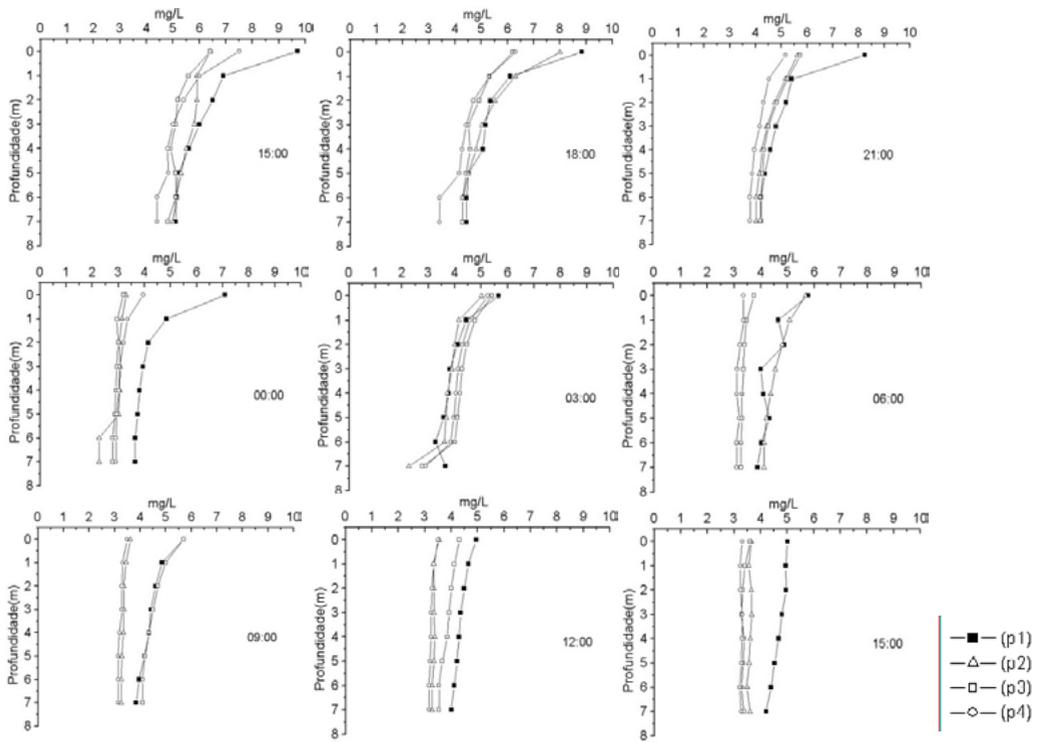
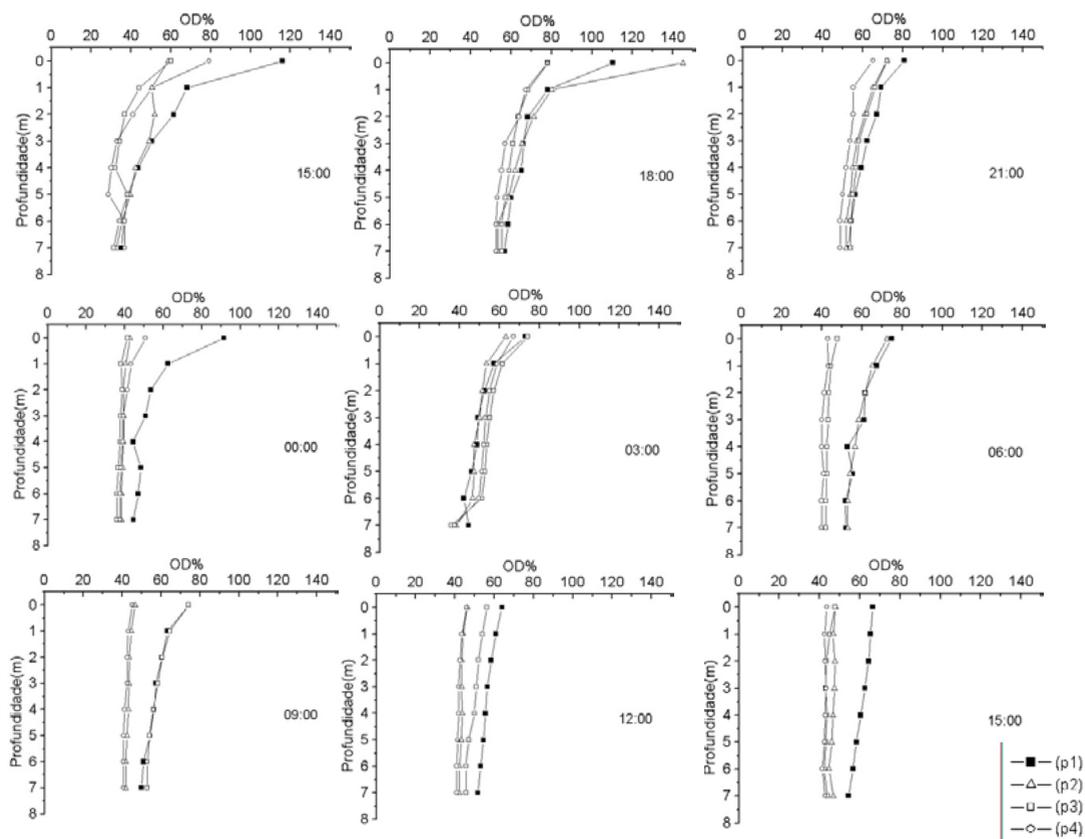
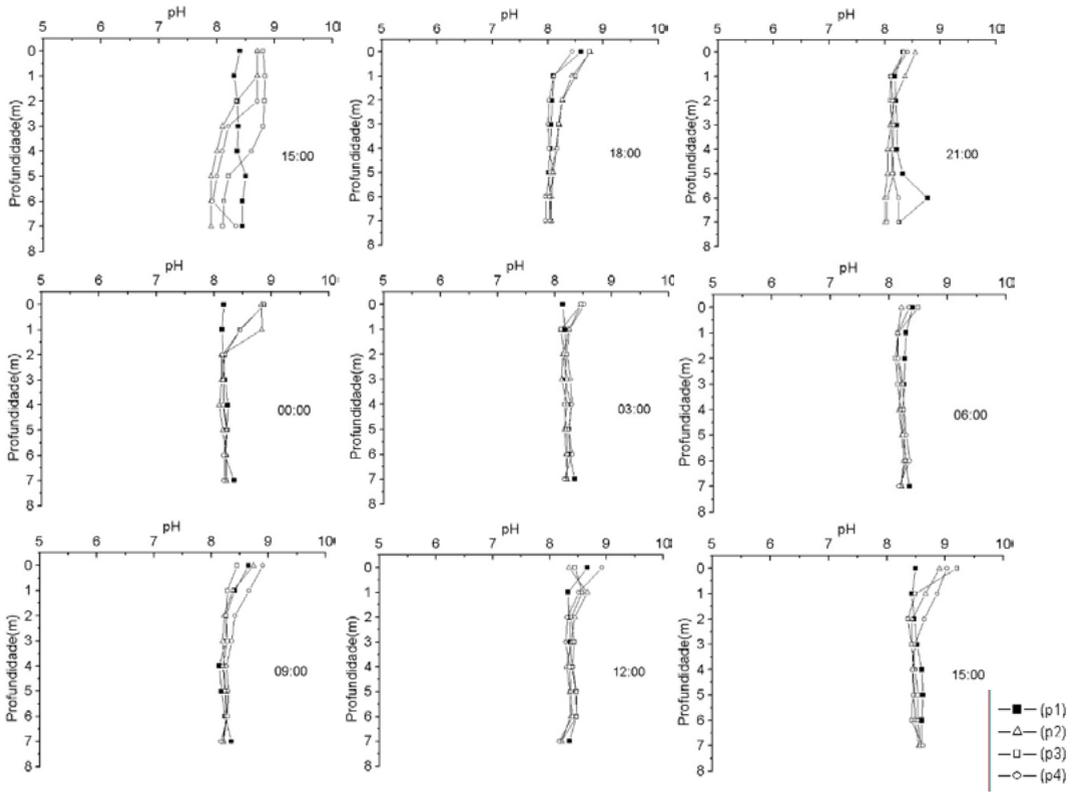


Figura 4 – Perfil vertical variação nictemeral da variável saturação de oxigênio dissolvido nos pontos de amostragem



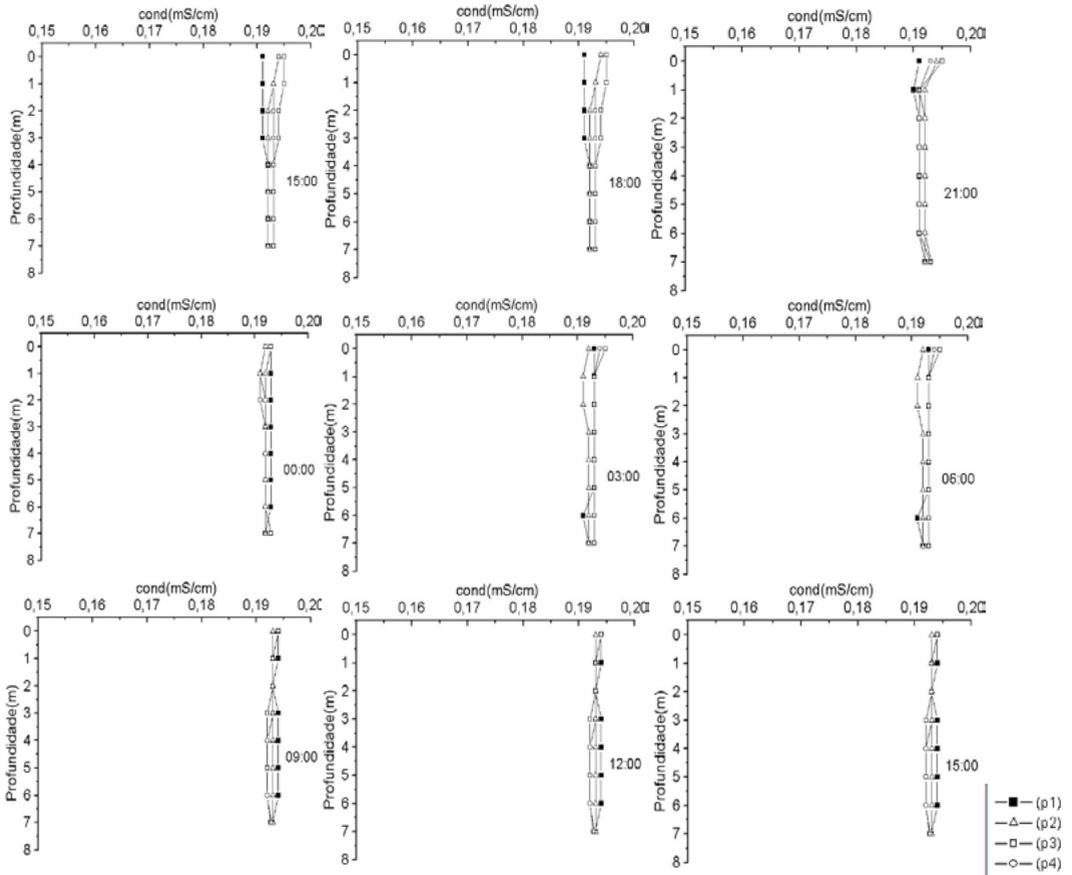
Legenda: p1 = Controle; p2 = Tanque-rede; p3 = Tanque-rede; p4 = Tanque-rede

Figura 5 – Perfil vertical variação nictemeral da variável pH nos pontos de amostragem



Legenda: p1 = Controle; p2 = Tanque-rede; p3 = Tanque-rede; p4 = Tanque-rede

Figura 6 – Perfil vertical variação nictemeral da variável condutividade elétrica nos pontos de amostragem



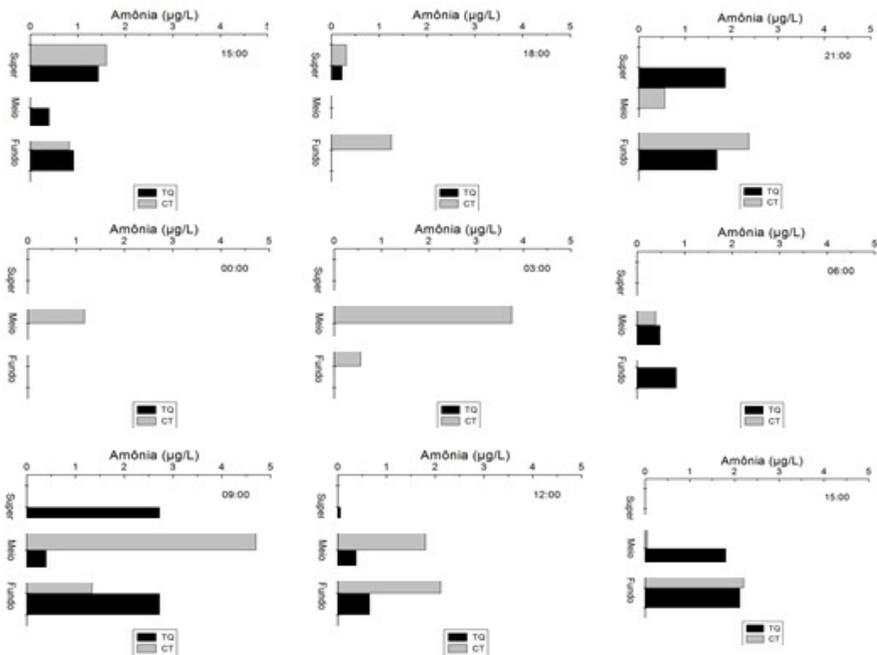
Legenda: p1 = Controle; p2 = Tanque-rede; p3 = Tanque-rede; p4 = Tanque-rede

e no fundo foram de 0,4 µg/L, 1,5 µg/L e 1,1 µg/L para o CT e de 0,4 µg/L, 1,3 µg/L e 1,0 µg/L para o TQ, respectivamente (Figura 7). As concentrações médias de N-nitrato na superfície, no meio e no fundo foram de 220,2 µg/L, 227,5 µg/L e 181,4 µg/L para o CT e de 234,0 µg/L, 261,5 µg/L e 243,6 µg/L para o TQ, respectivamente (Figura 8). Já as concentrações médias de N-nitrito na superfície, no meio e no fundo foram de 1,7 µg/L, 2,4 µg/L e 2,9 µg/L para o CT e de 1,9 µg/L, 3,1 µg/L e 3,0 µg/L para o TQ, respectivamente (Figura 9).

As concentrações médias de nitrogênio total na superfície, no meio e no fundo foram de 0,35 mg/L, 0,26 mg/L e 0,31 mg/L, para o CT e de 0,35 mg/L, 0,22 mg/L e 0,28 mg/L para o TQ, respectivamente (Figura 10). As concentrações de P-total no presente estudo apresentaram, na superfície, no meio e no fundo, médias de 38,8 µg/L, 36,1 µg/L e 49,1 µg/L, para o CT e de 54,1 µg/L, 55,5 µg/L e 45,5 µg/L para o TQ, respectivamente (Figura 11).

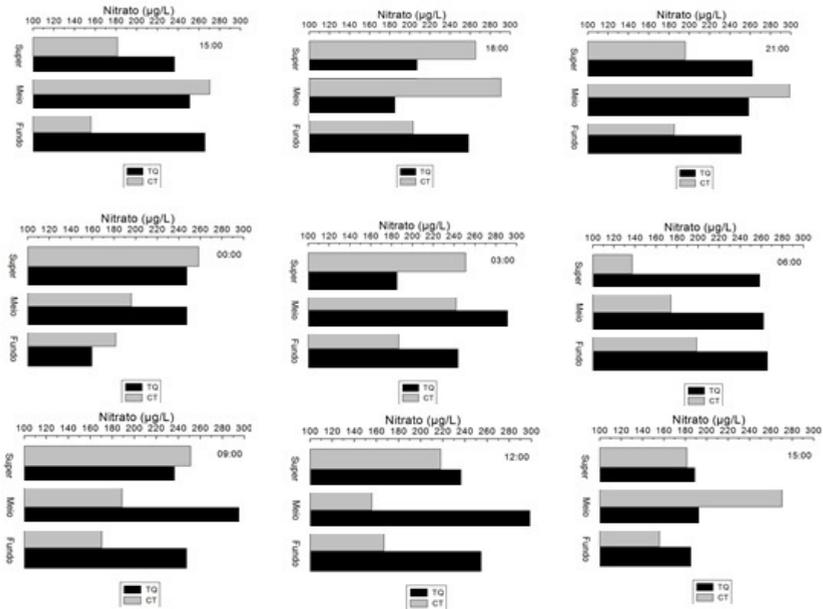
Apesar dos valores de nutrientes na coluna d'água dos locais com e sem tanques-rede terem sido semelhantes, é importante destacar que os nutrientes e a matéria orgânica provenientes das atividades de piscicultura podem ficar retidos nos sedimentos e ser disponibilizados para a coluna d'água gradativamente ou em períodos de turbulência dessa mesma coluna d'água, tendo por causas as chuvas e os ventos mais intensos, especialmente quando os reservatórios apresentam volumes reduzidos.

Figura 7 – Perfil vertical e variação nictemeral da variável N-amoniaco nos pontos de amostragem



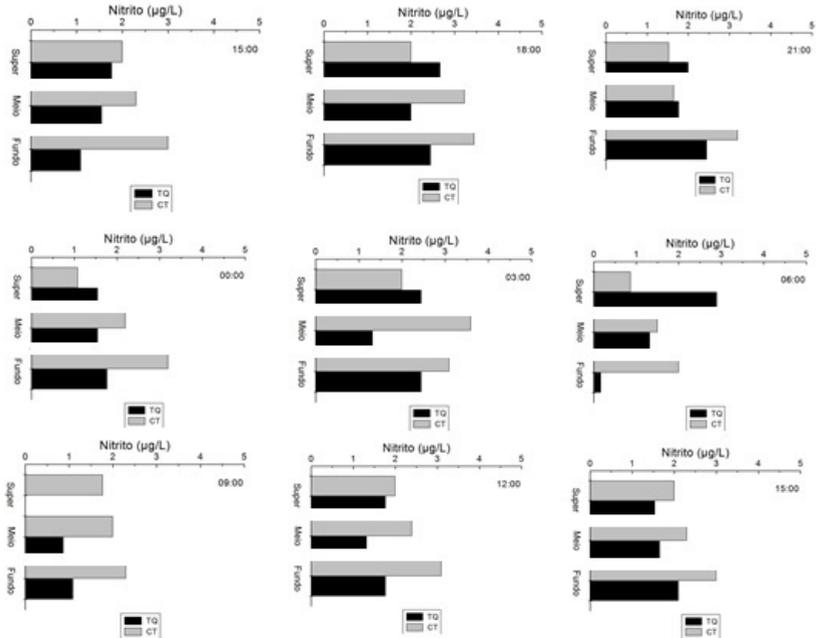
Legenda: CT = Controle; TQ = Tanques-rede

Figura 8 – Perfil vertical e variação nictemeral da variável N-nitrato nos pontos de amostragem



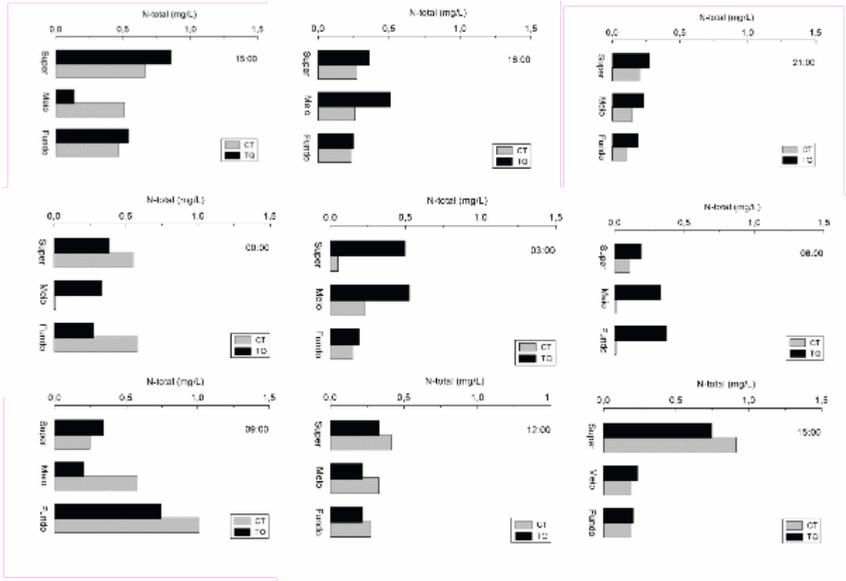
Legenda: CT = Controle; TQ = Tanques-rede

Figura 9 – Perfil vertical e variação nictemeral da variável N-nitrito nos pontos de amostragem



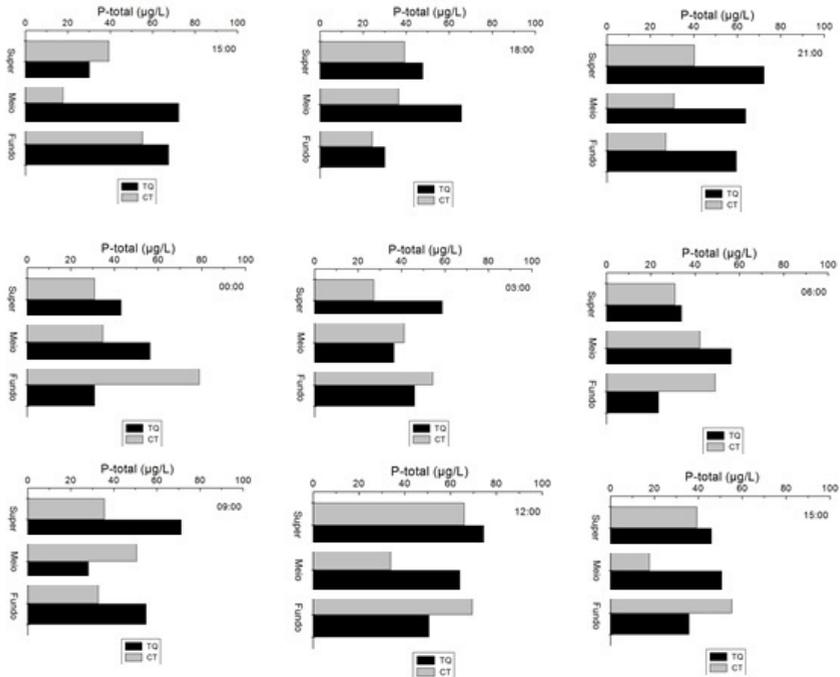
Legenda: CT = Controle; TQ = Tanques-rede

Figura 10 – Perfil vertical e variação nictemeral da variável N-total nos pontos de amostragem



Legenda: CT = Controle; TQ = Tanques-rede.

Figura 11 – Perfil vertical variação e nictemeral da variável P-total nos pontos de amostragem



Legenda: CT = Controle; TQ = Tanques-rede.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No período analisado, a atividade de criação de *O. niloticus* em tanques-rede não influenciou no perfil vertical, nem na variação nictemeral das variáveis limnológicas do reservatório de Santa Cruz, não sendo constatada estratificação térmica e química da coluna d'água. A atividade de piscicultura em tanques-rede não contribuiu no aumento das concentrações de nutrientes na coluna d'água no trecho do reservatório de Santa Cruz, onde são realizadas as atividades de criação de *O. niloticus*. No entanto, é importante destacar que Moura et al. (2014), avaliando as taxas de sedimentação de nutrientes e material particulado em Santa Cruz, constataram que a piscicultura em tanques-rede contribuiu significativamente para o aumento das taxas de sedimentação de nutrientes e de matéria orgânica no sedimento do reservatório, se comparadas com as taxas de sedimentação em uma região afastada do cultivo. Nesse contexto, é conveniente que seja realizado um monitoramento constante das variáveis limnológicas deste reservatório, no intuito de inferir sobre os impactos de um possível incremento da atividade de piscicultura, pois, como mencionado anteriormente, os nutrientes e a matéria orgânica provenientes dos tanques-rede podem ser disponibilizados gradativamente do sedimento para a coluna d'água ou em períodos de turbulência da coluna d'água, devido às chuvas e os ventos mais intensos, principalmente quando os reservatórios estiverem com seus volumes reduzidos.

11

CITOTOXICIDADE E GENOTOXICIDADE DAS ÁGUAS DOS RESERVATÓRIOS DE SANTA CRUZ E UMARI E DA LAGOA DO APODI

Marcos Antonio Nobrega de Sousa

Renata Keli da Silva

Rafaela Silveira Rodrigues Almeida

INTRODUÇÃO

As análises físico-químicas de amostras de água em alguns casos não são suficientes para aferir a heterogeneidade de efluentes de origem antrópica, podendo ser inadequadas para uma correta avaliação do potencial tóxico dos resíduos descartados, sendo recomendável uma caracterização complementar com testes biológicos (KAPANEN; ITAVAARA, 2001; ROSA et al., 2001; WILKE et al., 2008). No Brasil, existem comprovações do impacto ambiental de organismos patogênicos e poluentes inorgânicos presentes em águas, porém, poucas dizem respeito aos efeitos genotóxicos e mutagênicos desses efluentes. Estudos revelam que nas águas, muitas vezes, existem

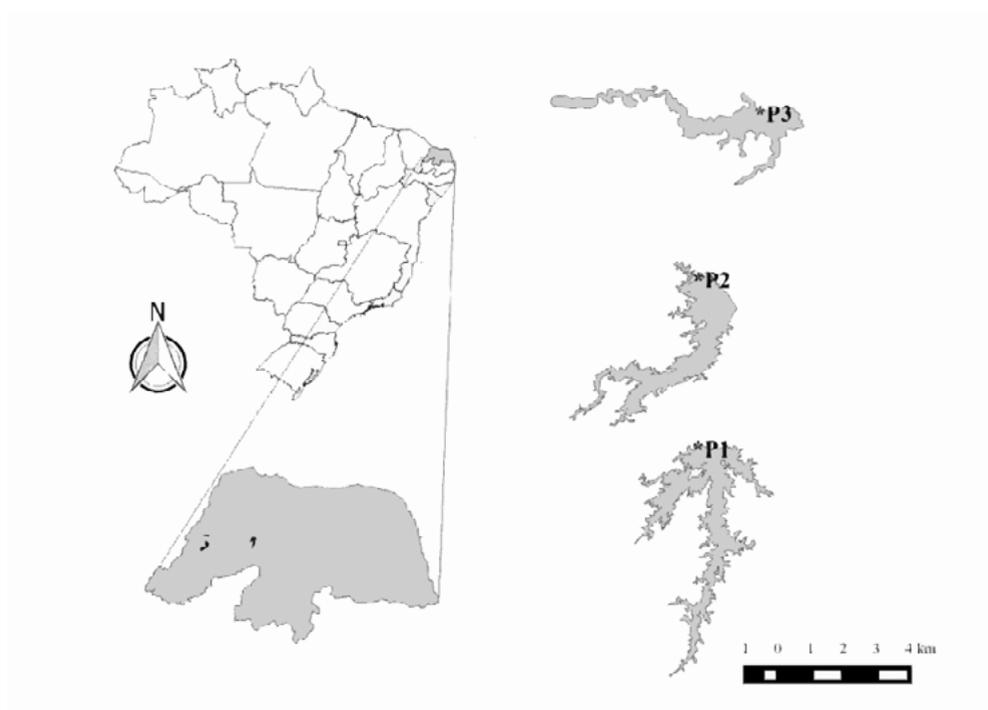
substâncias mutagênicas (substâncias genotóxicas) que não podem apenas denegrir o genoma dos organismos, mas também afetar negativamente a expressão do DNA, direta ou indiretamente, levando a um aumento no surgimento de diferentes tipos de tumores, e, posteriormente, a uma alteração na variabilidade genética das populações expostas ao longo do tempo. Esses fatos tornam imperativo avaliar e monitorar a genotoxicidade de águas (HEMACHANDRA et al., 2017). As mutações (causadas pela genotoxicidade) no DNA são de grande interesse da sociedade, pois o consumo de alimentos contaminados é uma importante via para entrada de poluentes tóxicos no corpo humano (CARTER et al., 2012; XI et al., 2015).

A alta confiabilidade e o baixo custo da técnica de micronúcleos contribuem para o sucesso mundial e para a adoção desse biomarcador para estudos de danos genéticos in vivo e in vitro (BONASSI et al., 2007). As outras vantagens dessa técnica de micronúcleos são: a) podem ser observados durante toda a interfase; b) são de fácil reconhecimento; c) não dependem de metáfase adequada para análise; d) sendo formados durante a divisão celular, persistem pelos menos até a próxima interfase; e) apresentam frequência espontânea baixa; f) os defeitos do fuso que levam à exclusão de alguns cromossomos podem ser detectados. No entanto, o teste de micronúcleo também apresenta desvantagens; a) a formação do micronúcleo requer pelo menos uma divisão celular; b) agentes que não causam atrasos cromossômicos na anáfase e nem quebras cromossômicas não são detectados; c) nem todos os fragmentos acêntricos formam micronúcleos na primeira divisão celular, porém podem sobreviver e replicar na segunda divisão celular (FENECH, 2003). O teste do micronúcleo foi utilizado para biomonitoramento ecotoxicológico nos Rios Itajaí-Açú e Itajaí-Mirim, no Estado de Santa Catarina, para verificar o grau de poluição através da exposição às águas dos rios, utilizando o peixe tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) como bioindicador (BÜCKER e CONCEIÇÃO, 2004). Nesse contexto, o presente capítulo visou avaliar a toxicidade e o potencial mutagênico da água de ambientes aquáticos da bacia do rio Apodi-Mossoró, por meio de teste de micronúcleo com *Allium cepa* (cebola) e *O.niloticus*.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram coletadas amostras de água para o teste de crescimento de raízes de *A. cepa* e 35 exemplares de *O. niloticus* para o teste de micronúcleo, entre fevereiro e agosto de 2014, em pontos de coleta nos reservatórios de Umari, Santa Cruz e na lagoa do Apodi (P1, P2 e P3, respectivamente). Os dois primeiros pontos foram os locais dos experimentos e o último ponto foi o local de controle (Figura 1).

Figura 1 – Localização geográfica dos pontos de coleta de água e exemplares de peixes: P1 (reservatório de Umari—5° 41' 52" S e 37° 14' 43" O), P2 (reservatório de Santa Cruz—5° 45' 59" S e 37° 47' 57" O) e P3 (lagoa do Apodi—5° 40' 8" S e 37° 48' 22" O)



Análises de citotoxicidade e genotoxicidade

Para a avaliação de citotoxicidade, através do crescimento de raízes, as amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dohrn vertical, nos meses de fevereiro e maio de 2014, no local exatamente abaixo dos tanques-rede, nos pontos de coleta (P1 e P2), de acordo com metodologia padronizada (CETESB, 2011; MITTEREGGER et al., 2007). Em seguida, as amostras de água foram transportadas em recipientes de poliestireno opaco, para o Laboratório de Genética e Evolução – Lagene da UFERSA, onde foram distribuídas em recipientes de vidro, com capacidade de 100 ml cada. Foi colocado um bulbo de cebola em cada recipiente, com a área radicular em contato com a água para germinar em temperatura ambiente controlada (25°C).

Os bulbos de cebolas da espécie *Allium cepa* (diâmetro: 60 a 80 mm e peso: 160 a 180 g), com catafilos externos brancos, não germinados e saudáveis, foram adquiridos comercialmente em supermercados de Mossoró-RN. Foram mantidos em local livre de umidade e ao abrigo de luz. Antes do teste, os catafilos externos secos foram removidos com bisturi, cuidando-se para que a área radicular não fosse danificada. Em seguida, os bulbos foram postos em água

de torneira por duas horas para reduzir os efeitos de inibidores do brotamento. Após 72 horas de exposição, as raízes foram medidas com o auxílio de uma régua, e, para padronização, foi extraída a maior raiz de cada bulbo. Como controle negativo (C-) foi utilizada água destilada e como controle positivo (C+), sulfato de cobre a 0,0006 mg/mL (MITTEREGGER et al., 2007; FISKESJÖ, 1985).

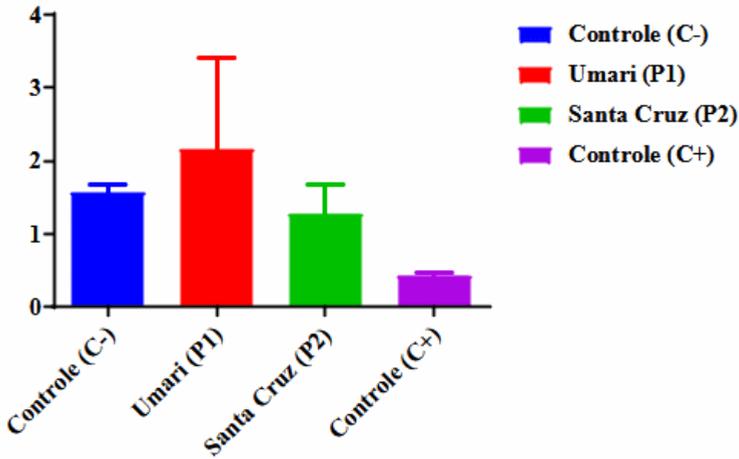
Para a análise de genotoxicidade foram realizadas coletas de exemplares de *O. niloticus* nos meses de fevereiro, maio e agosto de 2014 nos tanques-rede dos reservatórios de Umari (P1) e Santa Cruz (P2) e na lagoa do Apodi (P3), no município de Apodi-RN, utilizadas como grupo controle. Amostras de sangue foram retiradas das brânquias com o auxílio de uma seringa e foram gotejadas sobre lâminas de microscopia para confeccionar o esfregaço sanguíneo e, em seguida, após 24 horas, o material foi fixado com metanol (100%) por 10 minutos e deixado para secar por 24 horas. Posteriormente o material foi corado, por 30 minutos em solução Giemsa (1:30), seco ao ar, em temperatura ambiente (FENECH, 2000). Foram analisados 35 espécimes, sendo contados 1000 eritrócitos intactos por exemplar através dos esfregaços em lâminas de microscopia, analisados em microscópios ópticos de luz (aumentos de 400x e 1000X). Para a análise estatística do crescimento de raízes, as médias do crescimento das raízes de cada localidade foram comparadas com as médias dos controles negativo e positivo, com 100% de crescimento. Também foi realizada uma análise de variância ANOVA e testes de Dunnett ($\alpha=0,05$) e Bonferroni ($\alpha=0,05$) *a posteriori*. Para comparação entre as médias de micronúcleos foi realizada uma ANOVA e *a posteriori* o Teste de Tukey ($\alpha=0,05$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios do crescimento de raízes estudados pelo teste de crescimento de raízes em *A. Cepa*, nas coletas de fevereiro e maio de 2014 foram: controle negativo $1,49\pm 1,88$ e $1,64\pm 0,93$ cm; e controle positivo $0,46\pm 0,23$ e $0,4\pm 0,27$ cm, respectivamente. As amostras do reservatório de Santa Cruz foram $0,99\pm 0,40$ e $1,56\pm 1,52$ cm, respectivamente; e as do reservatório de Umari foram $3,04\pm 1,70$ e $1,27\pm 1,46$ cm, respectivamente. Desse modo, os valores médios finais das coletas foram: $3,13\pm 2,81$ cm para o controle negativo; $0,86\pm 0,51$ cm para o controle positivo; $2,55\pm 1,93$ cm para Santa Cruz e $4,31\pm 3,17$ cm para Umari (Figura 2).

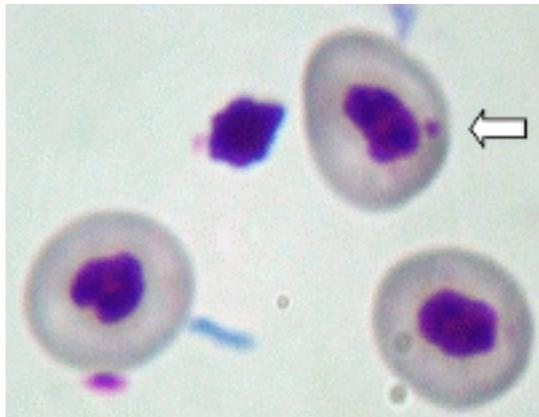
Observa-se que não houve grande variação no crescimento das raízes de *A. cepa* com as águas dos reservatórios de Santa Cruz e Umari, quando comparados ao controle negativo. Contudo, quando são comparados os valores do reservatório de Umari (P1) com o de Santa Cruz (P2), observa-se que houve maior crescimento das raízes nas águas do reservatório de Umari em relação ao de Santa Cruz. Esses dados foram confirmados pelo Teste de Bonferroni ($\alpha=0,05$, $p=0,036$). Quando comparado o controle negativo com o controle positivo, os valores foram significativos,

Figura 2 – Média do comprimento da raiz (cm) (n=10) de *A. cepa* por ponto de coleta e controles. $\alpha=0,05$ em relação ao controle negativo (C-) Anova, Dunnet



confirmado pelo Teste de Dunnet ($\alpha=0,05$, $p=0,032$), o que demonstra que a substância utilizada como controle positivo (sulfato de cobre 0,0006%) conseguiu inibir satisfatoriamente o crescimento das raízes, enquanto o controle negativo permitiu o seu crescimento, confirmando esses controles como sendo uma fonte confiável de comparação dos dados. Para o teste de micronúcleo foram identificados e classificados como micronúcleos apenas os que apresentavam diâmetro menor que um terço do núcleo; não refratário; e de coloração não mais escura que a do núcleo (Mitteregger et al., 2007) (Figura 3).

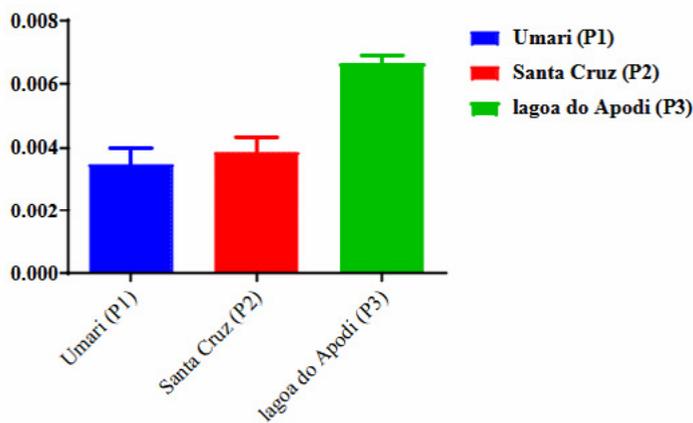
Figura 3 – Fotografia de micronúcleo (seta) em eritrócitos de *O. niloticus* (1000x)



Os valores médios da frequência de micronúcleo das três coletas foram de $0,0035 \pm 0,0005$,

0,0039±0,005 e 0,067±0,0023 para o reservatório de Umari (P1) Santa Cruz (P2), e a lagoa do Apodi (P3), respectivamente (Figura 4). Apesar das coletas terem sido realizadas no período chuvoso e no período seco, não foram observadas diferenças significativas entre as estações. No entanto, quando foram comparadas as localidades entre si, foi observado que a lagoa do Apodi apresentou o maior índice de micronúcleos, podendo ser considerada como o controle positivo, pois é um ambiente com intensa concentração de nutrientes e atividade antrópica (PINTO FILHO; SANTOS; SOUZA, 2012). No entanto, com o auxílio do teste de Tukey ($\alpha=0,05$) foi observado que essas diferenças não são estatisticamente significativas.

Figura 4 – Média do número de micronúcleos nos três ambientes analisados (P1, P2 e P3)



Considerando os parâmetros analisados, os dados de crescimento de raízes apresentaram uma inibição menor do crescimento no reservatório de Umari, em relação ao reservatório de Santa Cruz. Observa-se, desse modo, que o primeiro reservatório apresenta potencial citotóxico inferior ao segundo. Isso é evidenciado pela divergência nos dados das raízes tratadas com os controles positivos e negativos. Entretanto, não foi possível levar em consideração os valores da frequência de micronúcleo, que embora tenham sido observadas variações entre coletas e reservatórios, as diferenças não foram estatisticamente significativas, de modo que não foi possível estimar, com segurança.

O interesse em evitar ou reduzir ao máximo as transformações ambientais desenvolveu-se paralelamente ao receio de não se terem disponíveis, em um futuro próximo, os recursos necessários para as atividades antropogênicas (BEZERRA et al., 2013). Vale salientar que as atividades antrópicas atuam na redução da qualidade da água, e que a atividade de piscicultura influencia diretamente nas taxas de sedimentação, pois, na região dos tanques-rede, a sedimentação de nutrientes e matéria orgânica é maior do que em regiões afastadas do cultivo (MOURA

et al., 2014). Desse modo, tornam-se necessários conhecer, com estudos a longo prazo, os efeitos que esses compostos podem produzir no material genético dos peixes.

O teste de micronúcleo mostra-se eficaz e tem se consolidado como uma técnica preferencial para monitoramentos ambientais, devido à simplicidade e à rapidez na detecção de impactos genotóxicos em organismos, e pelo fato de que a formação espontânea de micronúcleos é baixa e quase uniforme entre as espécies. Portanto, é importante que sejam realizados outros bioensaios, como o ensaio de cometa, teste de ames, além da análise da frequência de micronúcleos, para a avaliação de genotoxicidade e mutagenicidade dos corpos d'água, que são os principais receptores de resíduos das atividades antropogênicas e para que se possam ser desenvolvidas metodologias com a finalidade de diminuir o impacto ambiental (AMARAL et al., 2007).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As águas dos reservatórios estudados apresentaram apenas efeitos citotóxicos. Não foram encontrados danos genotóxicos significativos para os períodos analisados. É necessária a realização de novas pesquisas, no intuito de realizar um monitoramento ambiental dessa bacia, para criar medidas mitigatórias e amenizar os possíveis impactos provenientes das atividades de piscicultura.

12

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DO METABOLISMO DE BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS EM DOIS RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO

Iagê Terra

Hugo Sarmento

André Megali Amado

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas de água doce têm um importante papel na biosfera, uma vez que recebem cerca de 2,9 Pg ou seja 2.900.000.000 toneladas) C ano⁻¹ advindos dos ecossistemas terrestres, processando e/ou estocando a maior parte desse material (TRANVIK et al., 2009). Desses, até 2,1 Pg C ano⁻¹ são mineralizados nesses ecossistemas (inclusive na coluna d'água) em grande parte pelas bactérias planctônicas (RAYMOND et al., 2013). Por isso, o entendimento do metabolismo bacteriano é fundamental para a compreensão do papel dos ambientes aquáticos continentais na ciclagem global do carbono.

As bactérias são os organismos mais abundantes nos ecossistemas aquáticos (COTNER

e BIDDANDA, 2002) e participam ativamente na reciclagem de nutrientes (p.ex. carbono [C], nitrogênio [N] e fósforo [P]), subsidiando os processos de produção primária. Participam, ainda, na base da cadeia trófica, através da teia trófica microbiana (WEISSE 2003), sendo portanto organismos chave para o funcionamento ecossistêmico. O metabolismo bacteriano (MB) é comumente mensurado através de estimativas das taxas metabólicas de respiração (RB) e produção bacterianas (PB). No processo metabólico, as bactérias heterotróficas assimilam moléculas de carbono orgânico dissolvido (COD) aproveitando parte desse material para incorporação em sua biomassa (produção secundária bacteriana, PB; para revisão ver (del Giorgio e Cole 1998). Outra parte é mineralizada para a obtenção de energia, apresentando a formação de dióxido de carbono (CO₂) como subproduto (processo de respiração bacteriana, RB). A relação entre esses dois parâmetros, que descreve a eficiência de uso energético, é a Eficiência de Crescimento Bacteriano ($ECB = PB \div [PB + RB]$).

O MB pode ser regulado por diversos fatores, desde características físicas dos ecossistemas até quantidade de nutrientes e interações ecológicas (FAITHFULL et al., 2011), sofrendo influência devido à heterogeneidade ambiental. Os fatores que mais frequentemente são reguladores do MB são a temperatura e a disponibilidade de nutrientes (p.ex. C, N e P). A temperatura da água é um dos fatores regulatórios mais importantes do metabolismo bacteriano em escala global (VIDUSSI et al. 2011). Por exemplo, quanto maior a temperatura, menor a eficiência energética celular, uma vez que resulta em aumento desproporcional da respiração celular (HALL e COTNER 2007). A disponibilidade de carbono é um importante regulador da RB, uma vez que, na forma de carbono orgânico dissolvido (COD), é o substrato para a obtenção de energia para as bactérias. Por outro lado, tanto a disponibilidade de C, N e P, quanto às suas proporções (razões estequiométricas), frequentemente regulam a PB pois são elementos chave para a síntese de ATP e proteínas nas células (FARJALLA et al., 2009; COTNER; BIDDANDA, 2002).

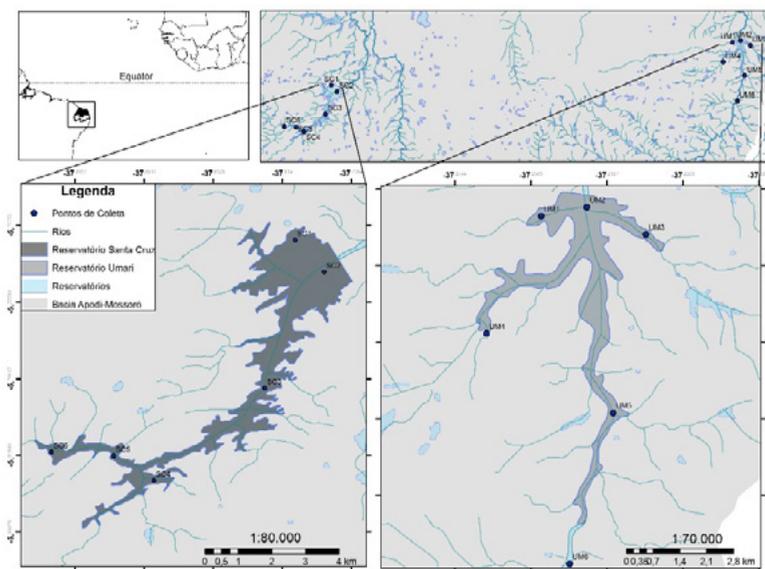
A região semiárida do nordeste brasileiro é caracterizada por altas temperaturas e incidência solar durante todo o ano, e por grande parte dos seus ecossistemas aquáticos (reservatórios ou açudes) apresentarem condições eutróficas (elevadas concentrações de nutrientes e produtividade primária). Apenas dois trabalhos estudaram o metabolismo bacteriano em alguns desses ecossistemas. Em uma abordagem espacial, foi demonstrado que o metabolismo bacteriano (PB e RB) aumenta com o tempo de residência da água nos ecossistemas, aumentando também a disponibilidade de nutrientes (THEY et al., 2017). Ainda foi demonstrada alta variabilidade espacial e temporal da RB nos ecossistemas da mesma região, com importante contribuição desse parâmetro para o aumento nas concentrações de dióxido de carbono (CO₂) no período chuvoso (JUNGER et al. 2019). Contudo, pouco se sabe sobre a regulação do metabolismo bacteriano, especialmente em ambientes oligo e mesotróficos. Diante do acima exposto, o objetivo geral deste capítulo é de avaliar o comportamento espaço-temporal do metabolismo bacteriano em dois reservatórios do semiárido tropical.

MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi realizado nos reservatórios Santa Cruz e Umari, ambos construídos em 2002, barrando o Rio Apodi e o Rio do Carmo, respectivamente. Ambos fazem parte da bacia do Apodi-Mossoró, região Agreste potiguar (SEMARH, 2013) (Figura 1). O Agreste potiguar fica inserido no bioma Caatinga, apresentando clima semi-árido, com estação chuvosa durando até 4 meses ao ano com baixa pluviosidade e grande variabilidade interanual.

O estudo foi desenvolvido numa abordagem espaço-temporal, entre os anos de 2013 e 2014. Foram realizadas oito campanhas de campo com periodicidade trimestral, iniciando-se em fevereiro de 2013 e finalizando-se em novembro de 2014, em seis pontos em cada reservatório, começando do ponto mais próximo à barragem até o ponto mais próximo dos rios tributários (para localização dos pontos de coleta, ver figura 1).

Figura 1 – Localização da área de estudo com destaque para os pontos de amostragem no reservatório Santa Cruz (à esquerda) e no reservatório Umari (à direita)



Em campo, foram determinados os valores de pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica e turbidez, através de sonda multiparâmetro *Horiba U-50*[®]. Amostras de água foram coletadas de forma integrada na coluna d'água e mantidas em garrafas de polipropileno, no escuro, sob refrigeração até a chegada em laboratório (c.a. 3 horas). Em laboratório foram determinadas as concentrações de carbono orgânico total (COT), carbono inorgânico total (CIT) e o carbono total (CT), através do Analisador de carbono *TOC Shimadzu - 5000*, fósforo total (PT), ortofosfato e nitrogênio total (NT)

(VALDERRAMA 1981) e clorofila *a* utilizando filtros de fibra de vidro (GF/C Whatman, porosidade média de 1,2 μm) com extração com etanol 95% (JESPERSEN e CHRISTOFFERSEN 1987). Com a parte filtrada das amostradas foram determinadas as concentrações de nitrato, nitrito e amônia (MULLER e WIDERMANN 1955).

As taxas de Respiração Planctônica (RP) e Respiração Bacteriana (RB) foram estimadas em experimento de consumo de oxigênio no escuro, em amostras de água total e filtradas (filtros de fibra de vidro, porosidade média de 1,2 μm), respectivamente. Foi adotado coeficiente de respiração (QR) de 1:1, referente às taxas de respiração em concentração molar, para conversão das taxas de respiração para unidade de carbono ($\mu\text{g C L/h}$). A produção bacteriana (PB) foi obtida pelo método de incorporação de Leucina (SMITH; AZAM 1992) e a densidade bacteriana (DB) por citometria de fluxo (Sarmiento et al. 2008). A partir dos dados de RB e PB e DB foram calculadas respiração e produção bacterianas específicas à Demanda Bacteriana de Carbono (DBC) e à Eficiência de Crescimento Bacteriano (ECB).

A fim de analisar se houve diferenças sazonais ou espaciais intra e entre reservatórios nas variáveis do metabolismo bacteriano, foi realizada análise de variância, considerando-a com teste *a posteriori* de Tukey, quando necessário. A fim de atender aos pressupostos da análise, todos os dados foram logaritimizados ($\log(x+1)$), com exceção da razão RB/RP. Com base em dados pluviométricos do período do estudo e em dados históricos, foram considerados período chuvoso, as coletas de fevereiro e maio, e, período seco, as coletas de agosto e novembro.

RESULTADOS

Estado trófico dos reservatórios

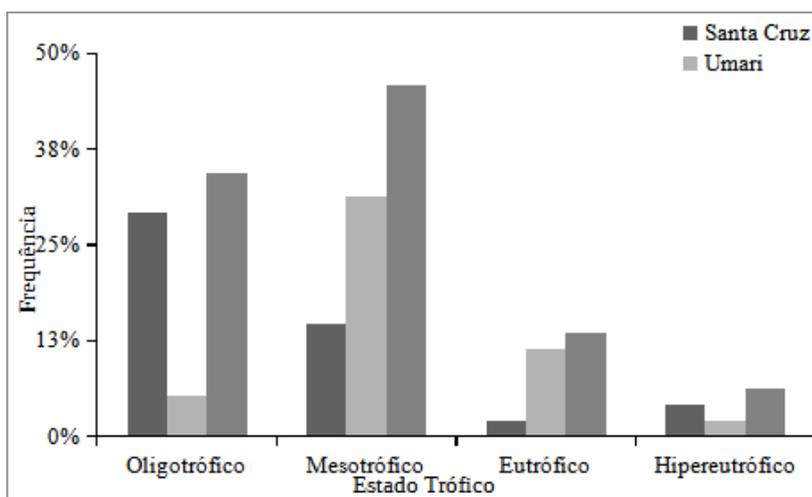
Os reservatórios estudados apresentaram pouca variação temporal na condutividade elétrica (Cond.), pH, sólidos totais (STD), oxigênio dissolvido (OD) e temperatura, além dessas variáveis terem sido semelhantes entre os dois reservatórios (ver médias e desvios na tabela 1). As concentrações de carbono orgânico total (COT), carbono inorgânico total (CIT) e carbono total (CT), íon amônio, nitrito, nitrato e ortofosfato foram bastante variáveis, sendo em geral maiores no reservatório de Umari do que no reservatório Santa Cruz (Tabela 1). Ainda, as concentrações de clorofila *a* variaram entre 0,8 $\mu\text{g/L}$ e 16,82 $\mu\text{g/L}$ no reservatório Santa Cruz e entre 2,4 $\mu\text{g/L}$ e 20,03 $\mu\text{g/L}$ no reservatório Umari, sendo em média mais altas em Umari (Tabela 1). Considerando todos os pontos amostrados, os reservatórios estudados se apresentaram predominantemente como mesotróficos (46%) e oligotróficos (34%) ao longo do estudo. O reservatório Santa Cruz apresentou maior ocorrência de oligotrofia, enquanto o reservatório Umari se caracterizou pela maior ocorrência de mesotrofia. Em apenas 14% das observações foram

classificados como eutróficos e em 6% como hipereutróficos. No reservatório Santa Cruz só houve ocorrência de eutrofia e hipereutrofia no ponto de coleta 6. O reservatório Umari apresentou mais observações de eutrofia e hipereutrofia (Figura 2).

Tabela 1 – Valores médios e desvio padrão das variáveis limnológicas dos reservatórios de Santa Cruz e Umari. *Cond: Condutividade Elétrica; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; OD: Oxigênio Dissolvido; T: Temperatura; Secchi: Disco de Secchi; COT: Carbono Orgânico Total; CIT: Carbono Inorgânico Total; CT: Carbono Total; NTotal: Nitrogênio Total; Ptotal: Fósforo Total.*

	Santa Cruz	Umari		Santa Cruz	Umari
Cond. (mS/cm)	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,1	Amônia (ug/L)	44,8 ± 35,3	59,5 ± 40,8
pH	8,2 ± 0,6	8 ± 0,6	Nitrito (ug/L)	3,9 ± 7,1	5,7 ± 8,3
STD (ppm)	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	Nitrato (ug/L)	266,9 ± 38,2	383,8 ± 67,4
OD (mg/L)	8,3 ± 1,1	8,2 ± 1,6	Ortofosfato (ug/L)	4,3 ± 6,2	1,9 ± 3,7
T (°C)	29,3 ± 1,3	29,2 ± 1,4	NTotal (mg/L)	0,5 ± 0,2	0,6 ± 0,2
Secchi (m)	3,1 ± 1,2	2 ± 0,5	PTotal (ug/L)	29,9 ± 15,9	31,5 ± 20,1
Turbidez (NTU)	8,8 ± 11,1	9,9 ± 10,5	Clorofila (ug/L)	4,6 ± 3,6	6,7 ± 3,2
COT (mg/L)	15,6 ± 6,4	18,6 ± 9,3			
CIT (mg/L)	4,2 ± 3,3	2,3 ± 2,5			
CT (mg/L)	19,8 ± 8,8	20,9 ± 11,5			

Figura 2 – Distribuição de frequência dos pontos amostrados nos reservatórios Santa Cruz e Umari em relação ao estado trófico (n=96). A barra “Geral” indica a soma das demais barras, ou seja, dos dois reservatórios



Fonte: Classificação feita com base nas concentrações de Clorofila a (THORTON; RAST, 1993).

Descrição do padrão do metabolismo

As taxas de respiração planctônica (RP) variaram em duas ordens de magnitude, entre 0,17 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ e 80,16 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ em Santa Cruz e entre 0,24 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ e 73,77 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ em Umari (Figura 3 A e B). A respiração bacteriana (RB) variou em três ordens de magnitude, entre 0,06 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ até 74,58 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ em Santa Cruz e de 0,12 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ até 72,24 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ (Figura 3 C e D). A razão RB/RP apresentou valores médios próximo de 1,0, com os menores e maiores valores ocorrendo no reservatório Santa Cruz (Figura 3 E e F).

A Densidade Bacteriana (DB) apresentou grande variação nos dois reservatórios, com o menor valor ocorrendo no reservatório Santa Cruz e o maior valor encontrado no reservatório Umari (Figura 4 A e B). A produção bacteriana (PB) variou de 0,006 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ a 9,41 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ no reservatório Santa Cruz, e de 0,003 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ a 1,42 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ em Umari, porém com valores médios abaixo de 0,6 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$ e 0,2 $\mu\text{g C/L}^*\text{h}$, para Santa Cruz e Umari respectivamente (Figura 4 C e D). A Demanda Bacteriana de Carbono (DBC) apresentou variação e média próximas às da RB, principalmente devido aos baixos valores da PB (Figura 4 E e F). As bactérias estudadas mostraram-se pouco eficientes, apresentando uma Eficiência de Crescimento Bacteriano (ECB) abaixo de 6% e 3%, em Santa Cruz e Umari, respectivamente (Figura 4 G e H).

Análise espaço-temporal

Não foram encontradas diferenças significativas entre os pontos de coleta ou entre os reservatórios para os parâmetros bacterianos. Entretanto, foram detectadas diferenças sazonais para RP e RB, bem como efeito de interação entre variação sazonal e os reservatórios, também para PB (R X S, Tabela 2). A densidade bacteriana apresentou efeito significativo da sazonalidade, dos reservatórios e da interação de ambos (Tabela 2). Já as razões RB/RP, ECB, RBE e PBE não apresentaram nenhum tipo de variação espacial ou temporal (Tabela 2). Em seguida, detalhamos a direção dos efeitos registrados na tabela 2.

Figura 3 – Variação espacial das taxas de respiração planctônica (RP) e bacteriana (RB) nos pontos de coleta dos reservatórios estudados. (A e B) Respiração Planctônica em Santa Cruz e Umari; (C e D) Respiração Bacteriana em Santa Cruz e Umari; (E e F) razão entre a respiração planctônica e bacteriana em Santa Cruz e Umari. Não foi verificada variação espacial significativa nessas taxas dentro ou entre reservatórios. O box representa a média (25-75% das observações) e as barras de erro representam os valores mínimos e máximos

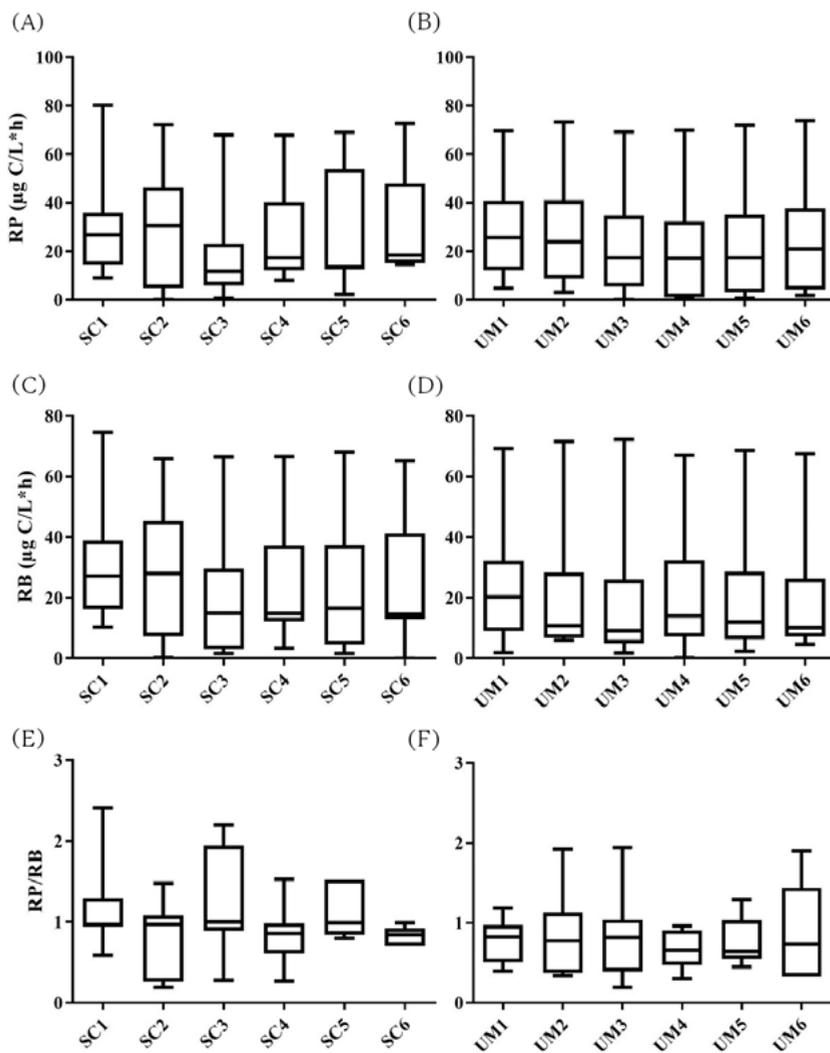


Figura 4 – Variação espacial da densidade bacteriana (DB), taxa de produção secundária bacteriana (PB), demanda bacteriana de carbono (DBC) e eficiência de crescimento bacteriano (%; ECB) nos pontos de coleta dos reservatórios estudados. (A e B) Densidade bacteriana em Santa Cruz e Umari; (C e D) Produção Bacteriana nos reservatórios Santa Cruz e Umari; (E e F) Demanda bacteriana de carbono em Santa Cruz e Umari; (G e H) Eficiência de crescimento bacteriano em Santa Cruz e Umari. Somente foi verificada variação espacial significativa na densidade bacteriana entre os pontos de coleta do reservatório Santa Cruz. As diferenças estatísticas ($P < 0,05$) estão representadas por diferentes letras. O box representa a média (25-75% das observações) e a barra os valores mínimos e máximos.

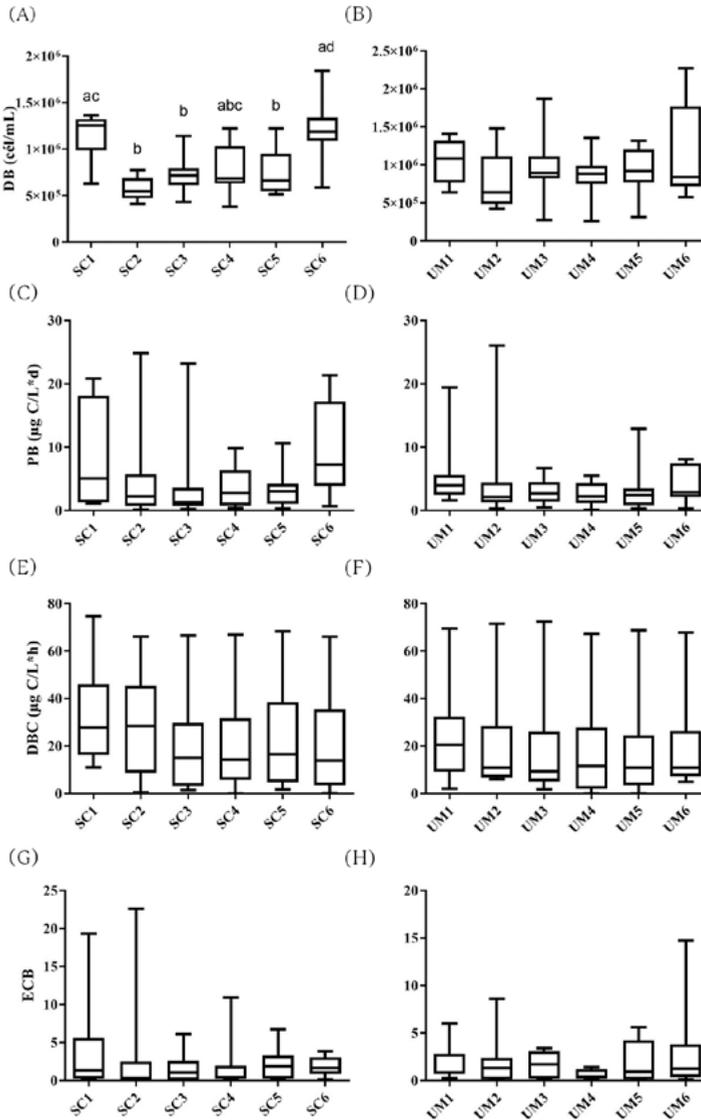


Tabela 2 – Análise espaço-temporal dos parâmetros bacterianos. São apresentadas as variáveis que apresentaram alguma relação significativa (Destacadas em negrito). RP: Respiração Planctônica; RB: Respiração Bacteriana; PB: Produção Bacteriana; DB: Densidade Bacteriana

RP	Fator	Soma dos quadrados	df	Média dos quadrados	F	p
	Reservatório (R)	0,2531	1	0,2531	0,71	0,4
	Sazonalidade (S)	1,8686	1	1,8686	5,27	0,02
	R × S	0,4276	1	0,4276	1,21	0,28
	Ponto de Coleta (PC)	2,2391	10	0,2239	0,63	0,78
	S × Ponto de Coleta (PC)	0,5408	10	0,0541	0,15	1
RB	Fator	Soma dos quadrados	df	Média dos quadrados	F	p
	Reservatório (R)	0,1611	1	0,1611	0,48	0,49
	Sazonalidade (S)	2,2357	1	2,2357	6,66	0,01
	R × S	0,0314	1	0,0314	0,09	0,76
	Ponto de Coleta (PC)	1,4239	10	0,1424	0,42	0,93
	S × Ponto de Coleta (PC)	1,3687	10	0,1369	0,41	0,94
PB	Fator	Soma dos quadrados	df	Média dos quadrados	F	p
	Reservatório (R)	0,53188	1	0,53188	1,6	0,21
	Sazonalidade (S)	0,91121	1	0,91121	2,73	0,1
	R × S	2,78787	1	2,78787	8,36	0,01
	Ponto de Coleta (PC)	3,65916	10	0,36592	1,1	0,38
	S × Ponto de Coleta (PC)	1,94122	10	0,19412	0,58	0,82
DB	Fator	Soma dos quadrados	df	Média dos quadrados	F	p
	Reservatório (R)	0,031	1	0,031	1,2	0,28
	Sazonalidade (S)	0,247	1	0,247	9,7	0
	R × S	0,251	1	0,251	9,8	0
	Ponto de Coleta (PC)*	0,769	10	0,077	3	0
	R × Ponto de Coleta (PC)	0,031	10	0,003	0,1	1

Legenda: *Foi realizado o teste *a posteriori* de Tukey com os dados de DB no fator (PC), indicando diferença significativa entre os pontos de coleta 1 e 2 e entre 2 e 6 do reservatório Santa Cruz.

As taxas de RP e RB foram significativamente maiores no período chuvoso, em relação ao período seco, considerando ambos os reservatórios em conjunto. No reservatório Santa

Cruz as taxas de PB não apresentaram diferenças significativas entre as estações seca e chuvosa. Já no reservatório Umari houve diferença significativa entre as estações, com ocorrência das maiores taxas no período chuvoso (Tabela 2). A DB apresentou variação significativa com a sazonalidade, mostrando-se mais elevada no período chuvoso (Tabela 2). A DB também apresentou interação entre os reservatórios e a sazonalidade (RxS), constatando que DB foi semelhante entre as estações seca e chuvosa em Santa Cruz, mas a DB foi significativamente maior (Tabela 2) no período seco do que no período chuvoso no reservatório Umari. Ainda, quanto à DB, foi constatada heterogeneidade espacial no reservatório Santa Cruz, sendo as médias do ponto 1 e do ponto 6 maiores do que as do ponto 2 (Tabela 2).

DISCUSSÃO

O metabolismo aquático, em geral, é fortemente influenciado pela disponibilidade de nutrientes, como nitrogênio (N) e fósforo (P) e da matéria orgânica (DODDS; COLE 2007;). Dessa forma, para o entendimento dos padrões espaço-temporais do metabolismo bacteriano, torna-se de grande relevância a compreensão da variação do estado trófico dos ecossistemas aquáticos. Observamos nos dois ecossistemas aquáticos estudados na região semiárida tropical, condições gerais de oligo-mesotrofia, sendo o reservatório de Umari ligeiramente mais fertilizado e produtivo. Contudo, ampla variabilidade espaço-temporal foi verificada no estado trófico dos dois ecossistemas, desde oligotrófico até hipereutrófico.

A exemplo do grau de produtividade e do estado trófico, o metabolismo bacteriano de forma geral apresenta uma grande variabilidade espaço-temporal e sua regulação deve estar relacionada à elevada variabilidade na disponibilidade de nutrientes e matéria orgânica (FARJALLA et al. 2009). Ainda, a dominância de condições oligotróficas e mesotróficas nos ecossistemas estudados sugere uma maior importância relativa das bactérias em relação ao plâncton total para o metabolismo ecossistêmico, tal como a grande contribuição da respiração bacteriana para a respiração planctônica total (BIDDANDA et al. 2001; CONTER e BIDDANDA 2002). De fato, as comunidades bacterianas dos reservatórios aqui estudados apresentaram baixa eficiência de crescimento, alta respiração relativa à produção de biomassa, ou seja, elevado gasto energético para baixa produção de biomassa. Esse padrão é esperado para regiões quentes como a região semiárida brasileira (AMADO et al., 2013).

Foi demonstrado recentemente que os ambientes aquáticos em regiões tropicais apresentam elevadas taxas de RB em relação aos ambientes de regiões das demais faixas latitudinais do globo, provavelmente devido às elevadas temperaturas anuais (AMADO et al., 2013). Os dois reservatórios do presente estudo apresentaram altas taxas médias de RB, comparáveis ao descrito na literatura (Tabela 3), e alta variabilidade. Mesmo sendo os dois ecossistemas

predominantemente oligotrófico e mesotrófico, as taxas médias de RB em comparação às encontradas na literatura são altas (Tabela 3), equiparando-se muitas vezes aos valores obtidos em sistemas eutróficos (BERGGREN et al., 2010; POLLARD; DUCKLOW, 2011). Ao se comparar também as maiores taxas de RB obtidas no presente estudo com as de RB máximas observadas na literatura, vê-se que, em sua maioria, as obtidas são superiores, enquanto as taxas mínimas de BR são no geral menores que as mínimas da literatura (Tabela 3). No estudo meta-analítico de Amado et al. (2013), os ecossistemas da região semiárida são sub-representados, uma vez que esses ambientes são pouco conhecidos.

Considerando a faixa latitudinal tropical, as taxas de PB são em geral elevadas (AMADO et al. 2013). Entretanto, estudo recente realizado em 100 lagos de baixa latitude, incluindo o semiárido tropical (entre 5° e 7°S, no estado do RN), registraram-se taxas de PB extremamente baixas, independente do estado trófico dos ecossistemas (Dantas 2014). As taxas de PB do presente estudo são comparáveis às taxas de PB do estudo de Dantas (2014) e condizem com as taxas frequentemente registradas na literatura para sistemas oligotróficos e mesotróficos. Entretanto, observamos que os valores mínimos encontrados ficaram bem abaixo dos valores da literatura, sendo em média menores, em torno de 200% (Tabela 3). Ao longo do período estudado, a PB não apresentou grande amplitude de variação, com os maiores valores e maiores médias ocorrendo no reservatório Santa Cruz. É possível que isso se deva ao estado trófico dos reservatórios estudados, em que Santa Cruz apresentou quase 30% de oligotrofia e 15% de mesotrofia, enquanto o reservatório Umari apresentou 5% de oligotrofia e 30% de mesotrofia (Figura 3). É possível que esse padrão de baixa variabilidade decorra das altas temperaturas ao longo de todo o ano na região estudada, uma vez que no estudo de Dantas (2014) haviam inúmeros ecossistemas considerados eutróficos e hipereutróficos, no qual também foram registradas baixas taxas de PB. Com isso, a temperatura alta deve ter direcionado o metabolismo bacteriano para a respiração, em detrimento da produção de biomassa. Em geral a ECB média nos reservatórios estudados foi inferior às encontradas na literatura. Os valores mínimos na literatura são todos maiores do que os valores mínimos obtidos no estudo, entretanto, todos os valores máximos na literatura são menores do que os valores máximos obtidos (Tabela 5). Isso corrobora que as bactérias estudadas são pouco eficientes devido às altas taxas de RB.

Tabela 3 – Descrição dos dados do metabolismo bacteriano encontrados neste estudo e comparação com os encontrados na literatura recente nos trópicos e regiões temperadas, considerando valores mínimos e máximos para cada uma das variáveis. RB: Respiração Bacteriana; PB: Produção Bacteriana; ECB: Eficiência de Crescimento Bacteriano

Referência	Região	Respiração Bacteriana (RB) ($\mu\text{g C/L.h}$)		Produção Bacteriana (PB) ($\mu\text{g C/L.h}$)		Eficiência de Crescimento Bacteriano (ECB) (%)	
		Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Esse estudo	Tropical	0,060	74,576	0,003	9,418	0,03	78,79
Amado et al. 2006	Tropical	0,696	7,476	0,120	0,372	3,16	35,10
Amon e Benner 1996	Tropical	4,320	84,960	0,178	2,307	8,00	39,00
Dantas 2014	Tropical	3,420	119,590	0,002	2,750	0,10	19,88
Farjalla 2014	Tropical	ND	ND	0,120	1,680	ND	ND
Farjalla et al. 2009a	Tropical	0,650	2,490	0,014	1,418	10,00	14,00
Gocke et al. 2003	Tropical	1,000	37,300	2,696	37,740	ND	ND
Abbouidi et al. 2008	Temperada	0,813	2,5920	0,113	0,950	9,90	36,60
Alonso-Sáez et al. 2008	Temperada	0,167	2,000	0,208	36,576	3,00	42,00
Biddanda et al. 2001	Temperada	0,980	3,660	0,240	0,816	4,80	38,90
Carrillo et al. 2014	Temperada	0,140	12,380	5,460	32,980	0,15	46,13
Dorado-García et al. 2014	Temperada	0,890	6,020	0,070	1,130	ND	ND
Räsänen et al. 2014	Temperada	15,600	75,600	0,480	11,52	3,50	8,00
von Scheibner et al. 2014	Temperada	0,375	0,917	0,333	0,375	ND	ND
Vidal et al. 2011	Temperada	0,900	10,000	0,100	0,300	4,00	28,40

O fósforo (P) é reconhecido como o principal nutriente limitante ao bacterioplâncton em ecossistemas aquáticos continentais e marinhos (ELSER et al., 1995; RIVKIN e ANDERSON 1997). Da mesma forma, esse nutriente foi reconhecido como o principal nutriente limitante

ao crescimento do bacterioplâncton em ecossistemas tropicais amazônicos (FARJALLA et al., 2002a) e costeiros húmicos (FARJALLA et al., 2002b). Nesses ecossistemas, a qualidade do carbono foi identificada como fator secundário de limitação do crescimento bacteriano e, a PB e a ECB, foram identificadas como baixas e no limite inferior da PB registrada numa revisão anterior sobre ECB (DEL GIORGIO; COLE 1998; FARJALLA et al., 2009b). Considerando que no presente estudo as condições tróficas foram, em sua predominância, de baixa produtividade, com alguns eventos de alta produtividade, refletidas pela alta variabilidade na disponibilidade de nutrientes na água (Tabela 1), a baixa produtividade de biomassa bacteriana pode ser decorrente também da limitação por disponibilidade de nutrientes. A RB é um processo metabólico de obtenção de energia, a partir da degradação de moléculas orgânicas que resultam na liberação de CO² (DEL GIORGIO; COLE, 1998). Esse processo pode ser afetado também pela disponibilidade de nutrientes, mas não é uma regra. De maneira geral, em ambientes pouco produtivos, o metabolismo bacteriano tende a maiores taxas de respiração para manutenção celular, refletindo em baixa eficiência energética (baixa ECB), conforme demonstrado nesse estudo.

A diferença encontrada nas taxas de respiração obtidas na estação chuvosa e na estação seca, com média maior na estação chuvosa, mostra que foi significativa a influência da MOD alóctone nos reservatórios estudados na época chuvosa. A entrada de MOD pode causar a redução do pH, favorecendo maiores taxas de respiração bacteriana, por tornar o carbono mais biodisponível e também por melhorar as condições para desenvolvimento bacteriano (TANK et al., 2009). A PB apresentou-se maior na estação seca no reservatório Santa Cruz e maior na estação chuvosa no reservatório Umari. Com a entrada de MOD alóctone na estação chuvosa, há um subsídio principalmente de carbono, que em conjunto com os nutrientes presentes, estimulam o crescimento bacteriano de forma mais eficiente (KRITZBERG et al., 2006), uma vez que esse reservatório mostrou-se mais frequentemente mesotrófico, com mais pontos se apresentando como eutróficos e hipereutróficos. No reservatório Santa Cruz ocorre uma maior produção na estação seca, porque, na chuvosa, mesmo com aporte de MOD alóctone, há uma limitação do crescimento por deficiência de nitrogênio e fósforo. Esse mesmo padrão se repete com a DB. A diferença entre a DB dos pontos de coleta 1 e 2 e dos pontos 2 e 6 em Santa Cruz ocorre devido às características de maior produtividade (p.ex. mais nutrientes e clorofila *a*) dos pontos 1 e 6.

Nesse estudo, o metabolismo bacteriano apresentou-se variável no espaço e no tempo e com baixa previsibilidade. As variações ocorridas nos parâmetros metabólicos, entre reservatórios e sazonalidade, apresentaram respostas dependentes da densidade bacteriana. Os parâmetros metabólicos específicos (RBE e PBE) não apresentaram variação espaço-temporal. Assim, evidencia-se que a ação dos fatores regulatórios controla a densidade de bactérias, mostrando que o processo de respiração aumenta em magnitude, devido ao aumento do número de células.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Concluimos que o metabolismo bacteriano nos reservatórios estudados apresenta baixa previsibilidade de regulação. Isso ocorre devido à constância das altas temperaturas na região, fazendo com que esse não seja mais um fator limitante e permitindo que outros fatores aumentem sua importância sobre o Metabolismo Bacteriano. Isso faz com que haja um controle difuso do metabolismo bacteriano, no espaço e no tempo. Assim, em diferentes momentos, o metabolismo é regulado por fatores diversos, não apresentando um padrão único e geral. Concluimos, ainda, que independente do estado trófico, o metabolismo bacteriano nos reservatórios estudados é pouco eficiente, sendo mais favorável a respiração e a produção de CO₂, em detrimento da produção de biomassa e incorporação de matéria orgânica pela via heterotrófica da cadeia trófica microbiana. De modo geral, nos ecossistemas estudados, o metabolismo bacteriano sofre pouca influência direta dos fatores regulatórios. A maior influência é observada sobre a densidade bacteriana. Assim, os processos metabólicos não variam de acordo com os fatores regulatórios, mas sim de acordo com a densidade bacteriana.

13

VARIAÇÃO VERTICAL E NICTEMERAL DA ASSEMBLEIA FITOPLANCTÔNICA EM UM RESERVATÓRIO TROPICAL SEMIÁRIDO DURANTE ESTIAGEM PROLONGADA

Ana Paula Cardoso Silva Eugênio

Adjuto Rangel Junior

Ivaneide Alves Soares da Costa

INTRODUÇÃO

Lagos e reservatórios, no semiárido brasileiro, estão sujeitos a períodos de escassez de água. Nessa região, os reservatórios apresentam baixa vazão, elevado tempo de residência da água, associado a um balanço hídrico negativo e altas temperaturas durante a maior parte do ciclo hidrológico (BARBOSA et al., 2012). Através da diminuição do nível da água, eventos de seca afetam as características limnológicas dos reservatórios, promovendo variações no oxigênio dissolvido e no pH, aumento da condutividade e alcalinidade, aumento da concentração de nutrientes, diminuição da zona eufótica e aumento da biomassa algal (BRASIL et al., 2016;

FIGUEIREDO; BECKER, 2018). Nesse contexto, estudos sobre o fitoplâncton são importantes, porque, a partir do conhecimento de sua composição e de sua distribuição, pode-se prever cenários futuros para prevenir e mitigar problemas relacionados à qualidade de água e também a sua conservação, para que assim se possa garantir seu uso para o homem e seres vivos aquáticos (REGO; RANGEL-JUNIOR; COSTA, 2019). O conhecimento da estrutura e do funcionamento dessas comunidades biológicas, bem como sua interação com o meio físico, tornam-se imprescindíveis para a compreensão do comportamento desses ambientes (SILVA et al., 2013). A composição, distribuição vertical e produtividade primária das populações de algas são diretamente afetadas pela interação de vários fatores que modulam as estruturas térmica e química da coluna d'água, bem como a distribuição de espécies desta comunidade (CANTIN et al., 2011; LIRA et al., 2014).

De acordo com Funari et al. (2017), as cianobactérias são organismos procarióticos aquáticos que podem alcançar densidade e biomassa elevadas, além de produzirem metabólitos tóxicos secundários denominados cianotoxinas. Suas florações aumentam, em tamanho e frequência, provavelmente devido à eutrofização e à mudança climática em longo prazo (aquecimento, estratificação da água, concentração de nutrientes). Visando dar suporte à análise fitoplanctônica, Reynolds et al. (2002) propuseram um sistema de organização do fitoplâncton em grupos funcionais, compostos por espécies de origem polifilética que podem dominar ou co-dominar em reservatórios, tendo em vista partilharem as adaptações e tolerâncias semelhantes.

O presente capítulo analisa as variações nictemeral e mensal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em um reservatório raso e eutrófico, localizado na região semiárida do nordeste do Brasil durante um período de estiagem prolongada, para o entendimento das mudanças ocorridas em função das condições limnológicas locais. Nossas hipóteses foram: (a) a distribuição do fitoplâncton responde às mudanças sazonais e nictemerais, embora sejam detectadas estratégias de sobrevivências diferenciadas, de acordo com a disponibilidade de recursos ao longo do perfil vertical da coluna d'água e, (b) florações de cianobactérias são permanentes durante os períodos de estiagem, quando as condições hidrológicas dos reservatórios são mais estáveis, sendo verificados baixa transparência e elevado tempo de residência da água.

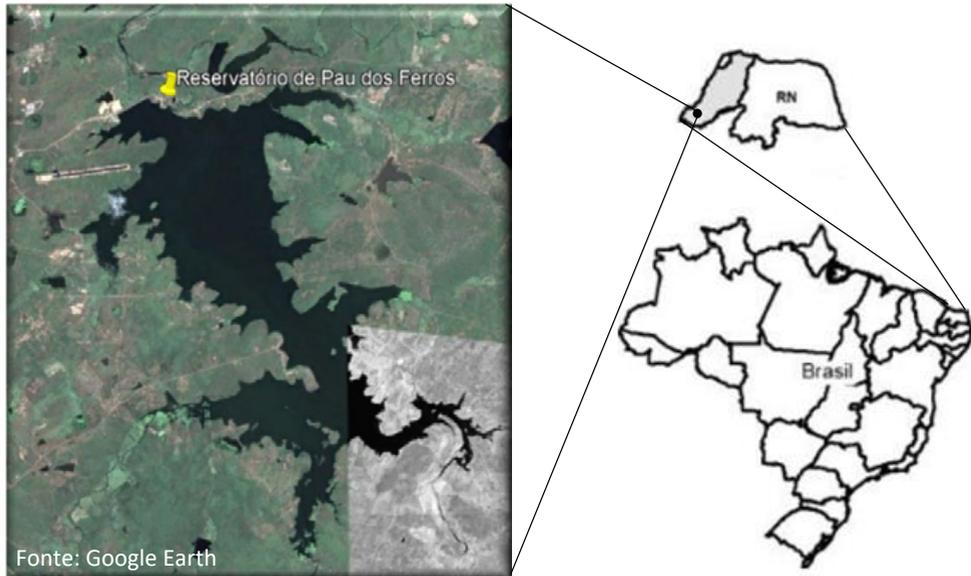
MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no reservatório Pau dos Ferros, situado no estado do Rio Grande do Norte, na região semiárida do Nordeste do Brasil, onde predomina clima quente e seco, com altas taxas de evaporação, temperatura média anual do ar de aproximadamente 27° C (± 5). As precipitações

são irregulares e escassas com médias anuais geralmente abaixo de 800 mm (± 250); também ocorrem solos rasos e susceptíveis à erosão. O reservatório de Pau dos Ferros é raso (profundidade média = 3,4 m; profundidade máxima = 19,9 m), com área de superfície de 11.653.600 m², comprimento máximo de 500 m, tempo médio de residência de um ano e volume histórico médio anual de 38.080.000 m³ (figura 1).

Figura 1 – Reservatório de Pau dos Ferros - RN



Amostragem e análise dos dados

Coletas mensais foram realizadas entre os meses de outubro de 2011 e maio de 2012 no reservatório Pau dos Ferros, em um ponto próximo ao talude principal da barragem. No mês de janeiro de 2012, foi realizado um perfil nictemeral de 24 horas, com coletas a cada três horas enquadradas nesse intervalo, na superfície, na profundidade intermediária e a um metro antes da profundidade máxima do reservatório. Mensalmente, as amostras foram coletadas em três pontos da zona fótica: (i) subsuperfície (100% de incidência luminosa), (ii) profundidade do disco de Secchi (10% de incidência luminosa) e (iii) três vezes Secchi (1% de incidência luminosa). Na zona afótica, a água foi coletada na região intermediária do reservatório, um metro antes de atingir a profundidade máxima e em um ponto intermediário entre estes dois últimos pontos. A água coletada nesses pontos foi posteriormente integrada para compor uma amostra representativa de cada zona (COLE, 1994).

A temperatura da água, o oxigênio dissolvido, o pH e a condutividade elétrica foram obtidos com auxílio de uma sonda multiparamétrica YSI 6820 V2, a cada 0,5 m desde a superfície

até a profundidade máxima do reservatório (Z_{max}). A transparência (m) foi mensurada utilizando-se o disco de Secchi. A zona eufótica foi estimada como sendo equivalente a três vezes a profundidade de extinção do disco de Sechii (Z_{eu}) de acordo com (ISHII, 1987). As concentrações de nitrogênio e fósforo total foram obtidas por espectrofotometria, segundo as recomendações da APHA (2000). O fósforo total foi determinado após digestão da amostra com persulfato de potássio, pelo método do ácido ascórbico e o nitrogênio total pela oxidação dos compostos nitrogenados a nitrato, segundo Valderrama (1981). Para a determinação da clorofila-a, as amostras foram filtradas em filtro 934-AH da WHATMAN com 47 mm de diâmetro e a extração realizada com 10 mL de etanol a 95% *over night* (LORENZEN, 1967). As concentrações foram determinadas por espectrofotometria (650 nm), de acordo com a metodologia de Jeppersen e Christoffersen (1987).

A análise qualitativa do fitoplâncton foi realizada em amostras coletadas por meio de arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton (20 μ m), as quais foram fixadas com formol 4%. Amostras do fitoplâncton vivo também foram coletadas. Os sistemas de classificação adotados para as Cianobactérias foram: Komárek e Anagnostidis (1999) para a Chroococcales, Anagnostidis e Komárek (2005) para as Oscillatoriales e Komárek e Anagnostidis (1989) para as Nostocales. Para as demais classes do fitoplâncton, foram utilizadas as obras de Round (1971) para as Clorofíceas, Simonsen (1979) para as Diatomáceas e Bourrely (1981, 1985) para outros grupos. Para análise quantitativa do fitoplâncton, amostras de água foram coletadas com auxílio da garrafa de Van Dorn em diferentes profundidades e posteriormente integradas para comporem uma única amostra representativa de cada zona. Em seguida, uma alíquota foi preservada com lugol a 1%. A quantificação do fitoplâncton seguiu o método de Utermöhl (1958), usando microscópio invertido de marca Olympus, modelo IX70. As amostras foram contadas após cerca de três horas de sedimentação para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983), cujo volume foi de 2 ml para o reservatório Pau dos Ferros. A contagem dos indivíduos (células, colônias e filamentos) ocorreu em campos aleatórios, sendo o erro menor que 20%, a um coeficiente de confiança de 95%, segundo o critério de Lund et al. (1958). O número de campos variou de uma amostra para outra e a finalização da contagem foi feita tomando-se como critério a contagem de, no mínimo, 400 indivíduos para o referido reservatório (CHORUS; BARTRAM, 1999).

O Biovolume do fitoplâncton foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma de cada espécie, utilizando-se, para o cálculo, as medidas de 30 indivíduos ou células de cada espécie, multiplicadas por sua densidade (HILLEBRAND, et al., 1999); além disso, a unidade de peso fresco foi expressa em massa, em que $1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} = 1 \text{ mg L}^{-1}$ de acordo com Wetzel e Likens (2000). As espécies que contribuíram em 5% ou mais para a biomassa total do fitoplâncton foram agrupadas em grupos funcionais, utilizando-se os critérios de Reynolds et al.

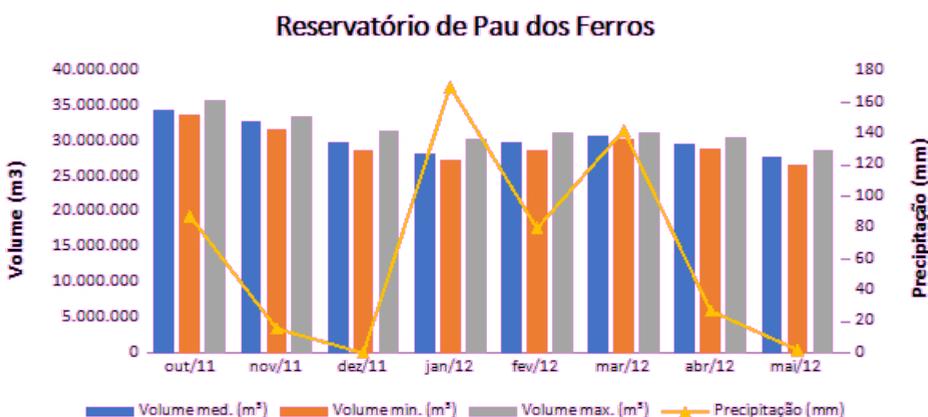
(2002) e Pádisak et al. (2009). Microcistinas e saxitoxinas foram quantificadas segundo a técnica imunológica ELISA (Enzyme-Linked Immunosorbent Assay), a qual é altamente sensível e baseada na especificidade de anticorpos às toxinas com posterior reação colorimétrica anticorpo/antígeno (CHU et al., 1989).

Análises multivariadas, baseadas nos componentes principais, foram realizadas para determinarem associações entre as variáveis ambientais e bióticas. A ordenação das unidades amostrais no tempo e no espaço foi feita pela análise de componentes principais (ACP) utilizando matriz de covariância no Programa PC-ORD versão 3.1 para Windows (MCCUNE; MEFFORD, 2011). Os dados foram previamente padronizados pela amplitude de variação, utilizando-se transformação “ranging” para variáveis abióticas e “log (x+ 1)” para variáveis biológicas. Análise de Correspondência Canônica foi realizada para ordenar dados do fitoplâncton nos diferentes períodos, com as variáveis biológicas e ambientais visando analisar a relação entre as associações de algas e variáveis ambientais, tendo por finalidade conhecer o padrão de distribuição do fitoplâncton.

RESULTADOS

As precipitações pluviométricas (524 mm) foram insuficientes para aumentarem o nível de água do reservatório durante o período amostral. Em virtude disso, o reservatório apresentou volumes médios mensais decrescentes, quando comparados ao valor registrado em outubro de 2011 (34.530.000 m³), sendo o menor valor registrado no mês de maio de 2012 (26.794.865 m³) (Figura 2).

Figura 2 – Dados morfométricos (volume em m³) e da precipitação verificada no reservatório Pau dos Ferros durante o período amostral



A transparência da água variou entre 0,3 e 0,5 m, apresentando maiores valores nos períodos nos quais o reservatório apresentou maior volume. A reduzida extensão da zona eufótica (1,2 a 1,5 m), não apresentou variação significativa ($P > 0.05$) entre os meses. Na amostragem nictemeral, não houve variação da transparência ou extensão da zona eufótica, as quais foram de 0,4 e 1,2 m, respectivamente. Altos valores de turbidez, condutividade, pH, nitrogênio total, fósforo total e clorofila *a* foram registrados tanto na amostragem mensal, quanto na nictemeral. Mensalmente, as variáveis nitrogênio e fósforo total apresentaram maiores valores na zona afótica, próxima à Z_{max} do reservatório. Houve decréscimos nas variáveis turbidez, condutividade, pH e clorofila *a* da zona fótica para a zona afótica (Tabela 1 e 2).

Tabela 1 – Valores médios das variáveis transparência (Disco de Secchi), temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade, pH, fósforo total, nitrogênio total, clorofila-a e biovolume total de fitoplâncton registrados ao longo do período amostral

RESERVATÓRIO DE PAU DOS FERROS																
	out-2011		nov-2011		dez-2011		jan-2012		fev-2012		mar-2012		abr-2012		mai-2012	
	Fótica	Afótica														
Transparência (metros)	0,5		0,4		0,4		0,4		0,5		0,3		0,4		0,4	
Turbidez (NTU)	28,2	27,5	19,3	28,9	19,1	19,9	20,2	19,6	22,6	22,2	20,1	22,2	34,3	44,6	20,6	20,7
Condutividade (mS/cm)	455	455	467	465	483	483	500	506	560	480	465	480	476	479	498	499
pH	8,60	7,9	9,16	8,9	9,18	8,94	9,24	8,3	9,4	8,4	9,17	8,4	9,1	8,6	9,3	8,9
Temperatura da água (°C)	28,2	27,3	31,4	29,9	30,8	29,3	32,5	28,6	31,5	28,9	31,8	28,9	31,9	30,6	30,9	29,7
Nitrogênio Total (µg/L)	230	258	262	376	40	210	240	260	110	210	90	230	60	260	240	250
Fósforo Total (µg/L)	67,2	82,0	78,8	81,0	75,5	69,7	52,2	88,0	76,3	101,3	88,0	89,7	70,5	88,0	49,7	99,7
Clorofila a (µg/L)	147	138	139	136	149	112	156	139	143	156	105	92	55	115	154	147
Biovolume (mm ³ /L)	71,1	42,5	55,9	42,5	32,3	34,2	23,5	34,0	54,5	33,0	38,8	18,3	66,9	33,6	45,7	45,3

Tabela 2 – Valores médios e desvios padrão (entre parênteses) das variáveis transparência (Disco de Secchi), temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade, pH, fósforo total, nitrogênio total, clorofila-a e biovolume total do fitoplâncton registrados ao longo do ciclo nictemeral

	05/01/2012			06/01/2012				
	16 horas	19 horas	22 horas	01 hora	04 horas	07 horas	10 horas	13 horas
Transparência (metros)	0,4					0,4	0,4	0,4
Temperatura da água (°C)	29,5 (1,7)	28,7 (1,2)	28,6 (1,1)	28,2 (0,7)	28,3 (0,4)	28,3 (0,4)	28,6 (0,5)	29,1 (0,7)
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	3,9 (1,8)	3,7 (2,8)	3,8 (2,7)	2,9 (1,8)	2,6 (1,7)	2,6 (1,5)	3,2 (1,2)	5,3 (1,05)
Turbidez (NTU)	19,7 (0,6)	19,7 (0,6)	19,6 (0,7)	20,6 (2,7)	19,8 (2,2)	19,3 (0,84)	19,1 (0,6)	19,9 (0,6)
Condutividade (μS.cm ³)	504 (2)	506 (2)	506 (2,3)	506 (1,8)	506 (1,8)	506 (2)	505 (2)	503 (1)
pH	8,6 (0,5)	8,6 (0,5)	8,3 (0,5)	8,3 (0,4)	8,2 (0,3)	8,3 (0,3)	8,5 (0,4)	8,7 (0,2)
Fósforo Total (μg.L ⁻¹)	75 (9)	69 (18)	71 (11)	56 (13,61)	78 (13)	68 (9)	64 (14)	80 (7)
Nitrogênio Total (μg.L ⁻¹)	258 (1)	255 (7)	251 (4)	249 (11)	265 (61)	260 (9)	244 (3)	251 (13)
Clorofila aa (μg.L ⁻¹)	130 (32)	117 (19)	110 (20)	118 (15)	95 (38)	85 (25)	121 (14)	118 (26)
Biovolume (mm ³ .L ⁻¹)	29,2 (5)	34,6 (1)	47,8 (26)	36,8 (7)	29,1 (10)	35,7 (2)	29,7 (3)	39,1 (5)

Altos valores de temperatura foram registrados ao longo dos meses (Max= 32,64 °C, Med= 30,2 °C, Min= 27,74 °C). No período de dezembro a maio de 2012, elevadas temperaturas nas águas foram registradas, embora tenha sido detectada a não existência de termoclina, tendo em vista a variação térmica entre superfície e fundo ter atingido em média 2,5° C e o máximo de 4,63°

C, durante o mês de janeiro de 2012, quando foi realizado o perfil nictermeral. As elevadas temperaturas registradas contribuíram para a ocorrência de microestratificações, condição em que pequenas diferenças na temperatura ($< 0,5^{\circ}\text{C}$) proporcionam variações importantes na densidade da água (Payne, 1986). O reservatório mostrou-se estratificado quimicamente em relação ao parâmetro oxigênio dissolvido, que apresentou perfil clinogrado e anoxia próximo à profundidade máxima (Zmax) (Figura 3). Em relação ao perfil nictermeral, pôde-se notar a predominância de temperaturas menores em toda a zona afótica do reservatório, o que demonstra a existência de uma microcirculação interna (Figura 4).

Figura 3 – Variações mensais nos perfis da temperatura e oxigênio dissolvido no reservatório

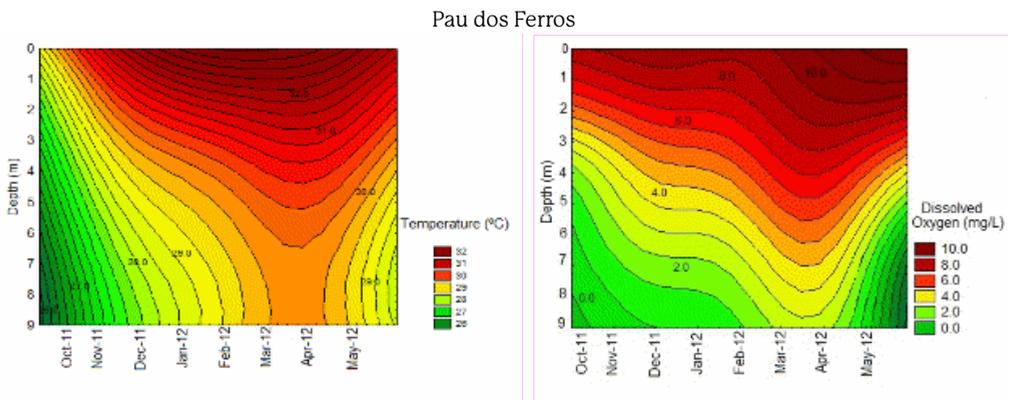
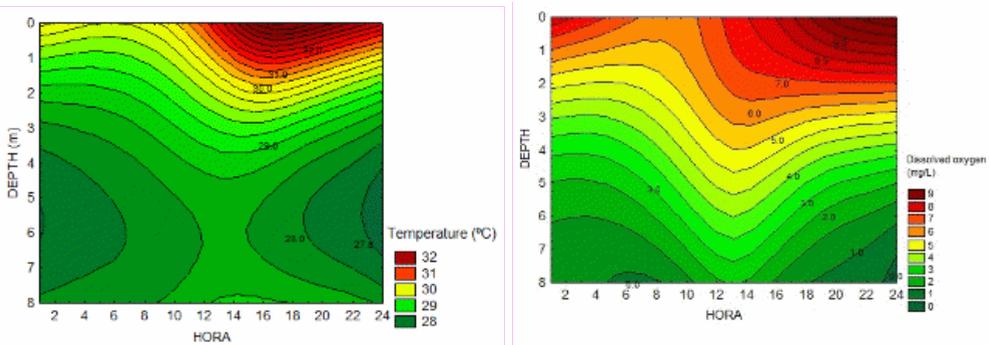


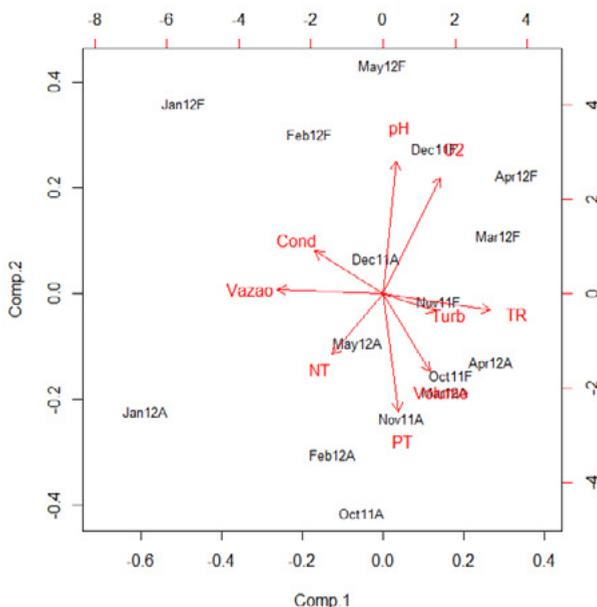
Figura 4 – Perfis de oxigênio e temperatura registrados durante amostragem nictermeral



A ACP, usando 9 variáveis abióticas das zonas fóticas e afóticas, explicou 60% da variação dos dados nos dois primeiros eixos de ordenação. As amostragens que mais contribuíram com a ordenação do eixo 1, foram: vazão ($r = -0,91$), tempo de residência ($r = -0,93$), condutividade ($r = -0,59$) e oxigênio dissolvido ($r = 0,59$). Em relação ao eixo 2, o volume ($r = -0,51$), pH ($r = 0,87$) e o fósforo total ($r = -0,40$) mostraram-se altamente correlacionados (Figura 5).

Figura 5 – ACP mostrando variáveis predictoras no reservatório Pau dos Ferros. Estão representadas no Eixo 1- Vazão, Tempo de Residência (TR), Condutividade (Cond) e Oxigênio Dissolvido (OD), enquanto no Eixo 2- Volume, Potencial Hidrogeniônico (PH), Fósforo (PT) e Nitrogênio (NT) totais.

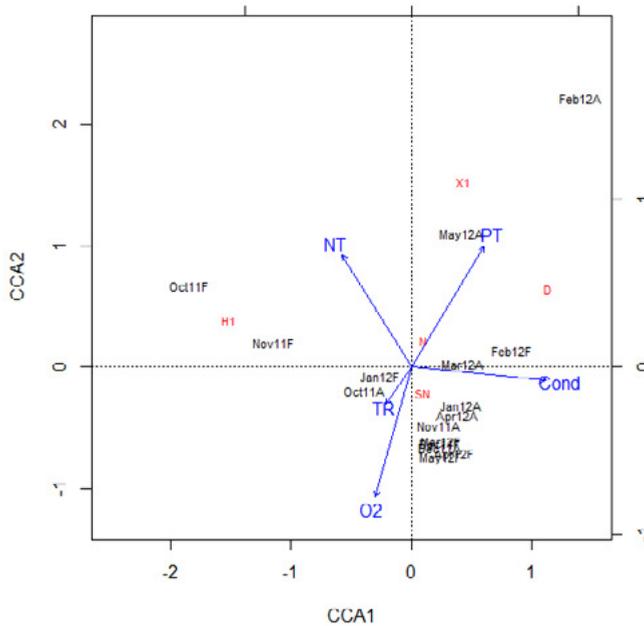
F=Zona Fótica; A=Zona Afótica



A análise revelou que as variáveis vazão, tempo de residência, condutividade e o oxigênio são consideradas predictoras, uma vez que mostraram-se mais representativas no eixo 1, o qual explica 32,2% da variância nos dados. A biomassa do fitoplâncton nas amostragens mensais e nictemerais variou de 18,08 a 75,5 mm³.L⁻¹. As cianobactérias perfizeram densidade superior a 50% deste total e dominaram durante todo o período amostral. Durante o estudo, 39 táxons foram identificados, estes foram subdivididos entre as classes: Chlorophyceae (44%), Cyanobacteria (39%), Bacillariophyceae (7%), Chryptophyceae (5%) e Euglenophyceae (2%). Desse total, as 9 espécies descritoras foram classificadas em 8 grupos funcionais.

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) realizada explicou 97,2% da variância dos dados. As variáveis mais representativas, no primeiro eixo, foram: a condutividade, o fósforo e o nitrogênio total, enquanto no segundo eixo, foram: o oxigênio dissolvido, o fósforo e o nitrogênio total. O grupo funcional H1 esteve relacionado positivamente com o nitrogênio total e negativamente com o fósforo total e a condutividade no eixo 1. Os grupos funcionais X1, D e N apresentaram resposta oposta. O grupo X1 apresentou relações fortes com o segundo eixo. Os grupos funcionais SN e N tiveram baixa relação nos eixos (Figura 6).

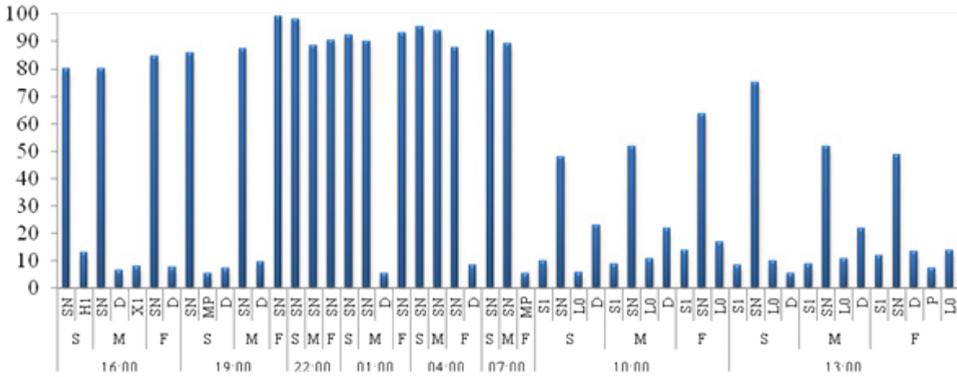
Figura 6 – Análise de Correspondência Canônica relacionando as variáveis predictoras com os principais grupos funcionais durante as amostragens mensais. Estão representados: Eixo 1- Condutividade, Fósforo (PT) e Nitrogênio (NT) totais. No Eixo 2 - Oxigênio Dissolvido e Tempo de Residência (TR). F=Zona Fótica; A=Zona Afótica



O reservatório Pau dos Ferros (Figura 7) apresentou dominância do grupo funcional SN cuja representante *Cylindrospermopsis raciborskii* mostrou uma contribuição relativa situada entre 40 a 90% do fitoplâncton total. Nesse reservatório, foram registrados altos valores de biovolume total do fitoplâncton (20 a 70 mm³. l⁻¹) e clorofila *a* (Max 150,48 µg.L⁻¹). O grupo H1, representado por *Aphanizomenon gracile* esteve presente contribuindo com até 40% da biomassa entre os meses de outubro de 2011 e fevereiro de 2012. Espécies de clorófitas J e diatomáceas P, tolerantes à turbidez e a altos níveis de nutrientes, embora não apresentassem alta biomassa, estiveram associadas às populações de cianobactérias.

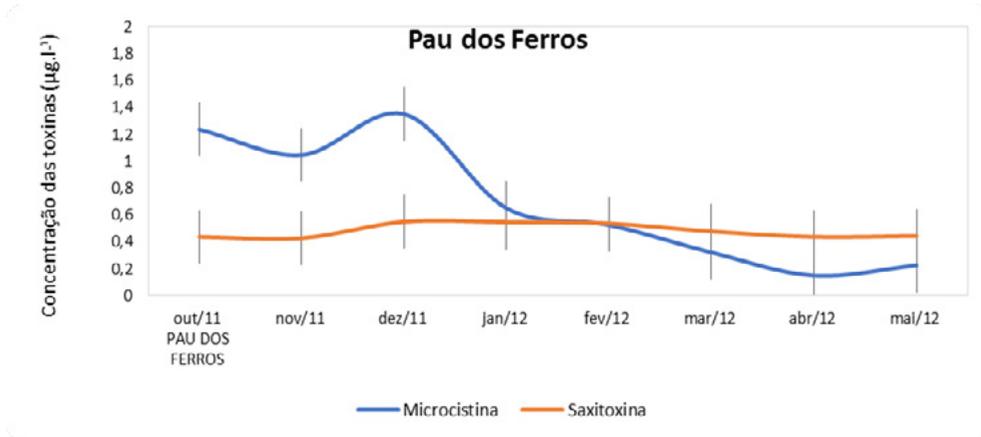
Padrões distintos de distribuição fitoplanctônica também foram observados durante o perfil nictemeral. O grupo funcional SN, representado por *Cylindrospermopsis raciborskii*, foi considerado dominante durante todo o período (>50% do fitoplâncton total). Mudança na composição dos grupos funcionais coincidiu com o período de maior Zmix, havendo aumento na contribuição relativa dos grupos D e X1, representado por diatomáceas e clorófitas, respectivamente, durante o mês de fevereiro de 2012. Nesse período foram registrados aumentos na transparência, na turbidez, na zona fótica, na condutividade nas zonas fótica e afótica e no fósforo total na zona fótica.

Figura 7 – Variação da abundância dos grupos funcionais descritores em função da profundidade e da hora de coleta. S=superfície; M=Meio; F=Fundo



Entre as cianobactérias, foi constatada a presença de cepas produtoras de microcistina e saxitoxina no reservatório Pau dos Ferros durante o período amostral (Figura 8). Todos os valores de saxitoxina registrados estão abaixo do estabelecido como limite ($3 \mu\text{g.L}^{-1}$) pela portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde para água destinada ao abastecimento humano. Já em relação aos valores registrados para microcistina pôde-se observar a ocorrência de valores superiores ao máximo ($1 \mu\text{g.L}^{-1}$) estabelecido pela referida portaria entre os meses de outubro e dezembro de 2011.

Figura 8 – Concentração das toxinas ($\mu\text{g.L}^{-1}$) Microcistina e Saxitoxina registradas no reservatório Pau dos Ferros durante o período amostral



DISCUSSÃO

Os reservatórios rasos são ecossistemas dinâmicos em termos de estrutura e função, caracterizados por períodos de mistura pouco contínua e irregular, dependendo das condições climáticas e morfometria do reservatório. Na região tropical, esses reservatórios estão submetidos à estratificação diária, tendo em vista o aquecimento da camada superficial (ESTEVES, 2011). Nesses ambientes, frequentemente, os nutrientes armazenados no sedimento são disponibilizados para os organismos, devido à difusão ou ressuspensão, contribuindo para acentuar o problema da eutrofização (RIO, 2003). O Nordeste do Brasil tem áreas marcadas por uma estação de estiagem bem definida, muitas vezes com a seca prolongada e uma estação chuvosa. Essas estações são influenciadas por eventos climáticos que, por sua vez, afetam as comunidades biológicas em reservatórios, especialmente a comunidade fitoplanctônica (MOURA et al., 2011). Alterações importantes também ocorrem na estrutura térmica e no regime de luz, as quais passam a atuar como fatores limitantes para a comunidade fitoplanctônica (PINTO; BECKER; 2014). A redução do volume, da área superficial, altas taxas de evaporação da água e alta quantidade de nutrientes atuam conjuntamente para promover o crescimento excessivo da biomassa fitoplanctônica, com destaque as cianobactérias, que dominam o fitoplâncton em reservatórios rasos do semiárido brasileiro.

O aumento da biomassa fitoplanctônica é registrado em períodos nos quais ocorre maior estabilidade da coluna d'água. De acordo com Rego; Rangel-Junior e Costa (2019), condições de seca extrema e redução do volume dos reservatórios influenciam a composição, o biovolume de fitoplâncton e a qualidade da água, contribuindo para a ocorrência de baixa diversidade de grupos funcionais e predominância de espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, como *Planktothrix agardhii* (S1), *Microcystis aeruginosa* (M), *Anabaena planktonica* e *Anabaena* spp. (H1), *Cylindrospermopsis raciborskii* (Sn).

No reservatório Pau dos Ferros, grupo funcional SN foi dominante, representado unicamente por *C. raciborskii*, a qual contribuiu com mais de 80% da biomassa total. Esse grupo mostrou estar adaptado as condições morfométricas e hidrológicas do reservatório, como o alto pH, temperatura e estabilidade térmica da coluna d'água. Souza et al. (2008) apontam que *C. raciborskii* é tolerante à baixa luminosidade e consegue se dispersar por toda a coluna d'água durante os períodos de isoterminia. O grupo S_N também é frequentemente encontrado em reservatórios rasos com águas quentes em circulação contínua. A coexistência das associações S_N-S1- H1- MP-L₀ foi observada durante o estudo. As mudanças ambientais agiram selecionando certas características ou certos atributos das algas (REYNOLDS et al., 2000). Associações de diatomáceas D e clorofíceas X1 sucederam as populações de cianobactérias, em períodos de maior instabilidade no sistema, causados pelo vento ou pela chuva (NABOUT et al. 2006).

As concentrações de microcistina e saxitoxina registradas podem ser atribuídas à dominância dos grupos funcionais H1 e SN, respectivamente. Problemas de saúde pública têm sido atribuídos à presença de cianobactérias na água para abastecimento humano (MOURA et al., 2017), sendo que na maioria dos casos de doenças humanas associadas às cianobactérias, a ingestão de água aparece como a principal via de contaminação (WHO, 2003). Fatores ambientais como o longo tempo de residência da água durante os anos secos estão relacionados com o aumento da biomassa de cianobactérias e a existências de cepas produtoras de toxinas (ROMO et al., 2012; BARROS et al., 2019).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não houve variação vertical ou nictemeral no reservatório para as variáveis estudadas. O regime hidrológico e climático teve influência sobre a distribuição dos grupos funcionais fitoplancônicos, tanto na variação vertical, quanto na nictemeral; o grupo funcional SN esteve distribuído em toda a coluna d'água, corroborando a hipótese de que florações de cianobactérias são permanentes durante períodos de estiagem, quando as condições hidrológicas dos reservatórios são mais estáveis, sendo verificados baixa transparência e elevado tempo de residência da água. Maior representatividade dos outros grupos funcionais foi registrada durante o período diurno e em períodos marcados por maior Z_{mix} .

14

ASSEMBLEIAS ZOOPLANCTÔNICAS DOS RESERVATÓRIOS DE SANTA CRUZ E UMARI

Ana Claudia Araujo da Silva
Aline Fernanda Campagna Fernandes
Gustavo Henrique Gonzaga da Silva

INTRODUÇÃO

A comunidade zooplancônica é um dos pilares para integridade ecológica, porque faz a transferência da matéria e da energia dos produtores primários para os consumidores no ambiente aquático (TUNDISI; MATSUMURA, 2008). Esses organismos são considerados bioindicadores e podem ser utilizados no monitoramento da qualidade de água, devido a sua sensibilidade às mudanças no ambiente e por responderem rapidamente a elas (SOUSA et al., 2008), sendo que comumente algumas espécies dominam ou desaparecem, dependendo da qualidade da água. E, por isso, o estudo dessa comunidade zooplancônica pode revelar o grau de trofia e a qualidade do recurso hídrico (DANTAS-SILVA e DANTAS, 2013). Além do uso como bioindicador, o conhecimento sobre esses organismos pode ser aplicado em várias outras áreas,

que vão desde a ecotoxicologia, como organismo-teste (SILVA, 2017) até sua utilização na aquicultura (PERBICHE-NEVES et al., 2012).

Apesar de ser uma comunidade notadamente importante, anda são escassos os estudos sobre esses organismos em reservatórios do semiárido do Rio Grande do Norte (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2013; SOUSA et al., 2008). Alguns trabalhos consideram os reservatórios como uma ameaça à biodiversidade, já que perenizam rios naturalmente intermitentes (Barbosa et al., 2012; MALTCHIK; MEDEIROS, 2006). Em contrapartida, há estudo que mostra que eles são importantes para manutenção de algumas espécies adaptadas e exclusivas desses locais (CABRAL, 2019), assim como para os humanos, uma vez que reduções da biodiversidade zooplânctônica poderia ocasionar um aumento na quantidade de microalgas tóxicas para o homem (CRISPIM; MARINHO, 2018). Nesse contexto, o objetivo deste capítulo foi identificar as principais espécies de zooplâncton nos reservatórios de Santa Cruz e Umari, localizados no semiárido brasileiro.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostras de água para identificação do zooplâncton foram coletadas em maio de 2019 em dois pontos em cada um dos reservatórios de Santa Cruz e Umari. A amostragem foi realizada a 2m de profundidade no período diurno, utilizando-se de uma garrafa de Van Dorn. O conteúdo coletado (50 litros) em cada ponto de amostragem dos reservatórios foi filtrado em rede de zooplâncton com malha de 60 μ m de abertura (ANA; CETESB, 2011). Os organismos retidos na malha foram fixados em álcool etílico a 95%. A identificação e a quantificação das amostras foram realizadas de duas formas: 1) para cladóceros, as amostras foram analisadas integralmente em estereomicroscópio (Carl Zeiss, modelo Stemi 508) e, eventualmente, levadas ao microscópio para verificação de elementos particulares da espécie; 2) para copépodos e rotíferos, uma subamostra de 1mL foi colocada em câmara de Sedgewick-Rafter e analisada em microscópio (Nikon, modelo Eclipse E100). A identificação do zooplâncton foi realizada por meio de bibliografia especializada até ao nível de espécie (EL-MOOR LOUREIRO, 1997; SANTOS-SILVA; ROCHA; BOXSHALL, 2015; KOSTE, 1978).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificadas em ambos os reservatórios oito espécies, sendo cinco cladóceros (*Bosmina hagdmani*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Daphnia gessneri*, *Diaphanosoma spinulosum*, *Ephemeroporus hybridus*), dois copépodos (*Notodiaptomus cearensis* e *Notodiaptomus iheringi*) e um rotífero (*Keratella americana*) (Figura 1 e Tabela 1). As espécies *C. cornuta* e *D. spinulosum* foram

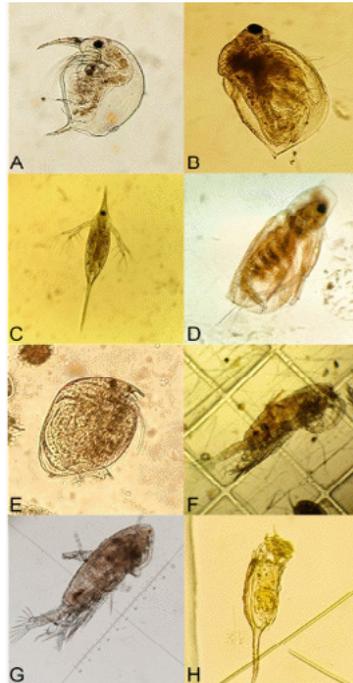
as mais abundantes, sendo a primeira mais presente em Umari e, a segunda, em Santa Cruz. Essas espécies possuem estratégias específicas para enfrentarem condições semiáridas, como a diapausa (CRISPIM e PAZ; WATANABE, 2014) e, por isso, são abundantes em toda a região. Os dois reservatórios compartilharam as mesmas espécies, com exceção de *D. gessneri*, encontrada apenas em Umari e *E. hybridus* identificada somente em Santa Cruz. As espécies identificadas em ambos os reservatórios são amplamente encontradas em outros reservatórios do semiárido (ROCHA, 2017; ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2013; SOUZA, 2008; ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2007).

A ordem Cladocera apresentou um número maior de espécies quando comparada aos demais grupos. Esse dado difere do encontrado por outros trabalhos do semiárido nordestino, onde a maioria das espécies pertencia ao grupo Rotifera e Copepoda e os ambientes amostrados eram considerados eutróficos (CABRAL, 2019; ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2013; SOUSA et al., 2008). Tal resultado pode ter sido influenciado pelas condições mesotróficas e oligotróficas dos locais estudados, que difere dos estudos citados acima (HENRY-SILVA et al., 2013). Em geral, ambientes com poucos nutrientes geralmente possuem mais cladóceros do que filtradores menores, como rotíferos (Crispim e Marinho, 2018). Também é comum que em ambientes ricos em nutrientes, os rotíferos sejam mais abundantes em relação aos demais grupos, devido à sua característica oportunista (DE-CARLI et al., 2018; GALVÃO, 2014; DANTAS-SILVA; DANTAS, 2013) e, por isso, podem ter sido pouco encontrados nos reservatórios amostrados. Além disso, a ausência da espécie *Moina micrura* nas amostras também pode confirmar um cenário de ambiente oligotrófico, pois há estudo que mostra seu predomínio em condições eutróficas, enquanto *C. cornuta* e *D. spinulosum* declinavam em condições semelhantes (VIEIRA et al., 2011).

Tabela 5 – Densidades médias das espécies zooplantônicas (indivíduos/Litro) nos reservatórios de Santa Cruz e Umari. NE: não encontrado

	Santa Cruz Densidade média (indivíduos/Litro)	Umari Densidade média (indivíduos/ Litro)
CLADOCERA		
<i>Bosmina hagdmani</i> (Stingelin, 1904)	1	2
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1885)	3,4	5,5
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	NE	0,3
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> (Herbst, 1975)	14,5	4,3
<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905)	0,5	NE
COPEPODA		
<i>Notodiaptomus cearensis</i> (Wright, 1935)	5,1	5,7
<i>Notodiaptomus iheringi</i> (Wright, 1935)	5,1	2,8
Copepodito	1,8	2,8
ROTIFERA		
<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)	1,4	1,4

Figura 8 – Espécies zooplanctônicas identificadas nos reservatórios de Santa Cruz e Umari, Rio Grande do Norte, Brasil. Legenda: A (*B. hagmanni*), B (*C. cornuta*), C (*D. gessneri*), D (*D. spinulosum*), E (*E. hybridus*), F (*Notodiaptomus cearenses*), G (*Notodiaptomus iheringi*) e H (*K. americana*)



Fotos: Ana Claudia Araújo da Silva (2019).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foram identificadas oito espécies zooplanctônicas, sendo cinco cladóceros, dois copépodos e um rotífero, sendo que os dois reservatórios compartilharam praticamente as mesmas espécies. Os cladóceros foram os mais abundantes dentre os grupos amostrados e as espécies *C. cornuta* e *D. spinulosum* foram as mais frequentes.

15

RIQUEZA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO APODI-MOSSORÓ

Cyntia Rafaela Ferreira de Moraes
Gustavo Henrique Gonzaga da Silva

INTRODUÇÃO

As macrófitas aquáticas possuem um papel importante na estruturação e no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, pois apresentam taxas elevadas de produção primária; são capazes de reter nutrientes, poluentes e matéria orgânica; fornecem abrigo para peixes, zooplâncton, insetos aquáticos e moluscos; servem de alimento para diversos organismos; propiciam local de desova para espécies de peixes e aumentam a heterogeneidade dos ecossistemas aquáticos, podendo favorecer o incremento da diversidade biológica (AGOSTINHO et al., 2003; LANSAC-TÔHA et al., 2003; POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003; THOMAZ et al., 2003; PELICICE et al., 2005; HENRY, 2009; OHTAKA et al., 2011; MEDEIROS; HENRY-SILVA, 2018).

Os levantamentos florísticos geram subsídios para avaliar a biodiversidade das macrófitas aquáticas e para compreender a importância destes vegetais na estruturação dos ambientes aquáticos (CAMARGO et al., 2003; HENRY-SILVA et al., 2010; NUNES et al., 2019). Os estudos sobre a comunidade de macrófitas aquáticas têm se intensificado, não somente pela sua importância ecológica, mas devido à possibilidade de sua utilização como indicadores biológicos e em decorrência da proliferação indesejada de algumas espécies em bacias hidrográficas submetidas a impactos antrópicos, tais como, poluição orgânica, construção de barragens e transposição de água (PIETERSE; MURPHY, 1990; MACKAY et al., 2003; THOMAZ et al., 2003; CAMARGO et al., 2003; MARTINS et al., 2008; MOURA; HENRY-SILVA, 2018; HUANG et al., 2019). As macrófitas aquáticas submersas também vêm sendo estudadas no intuito de se avaliar seus efeitos sobre recuperação de ambientes aquáticos submetidos ao processo de eutrofização (GAO et al., 2017) e na modificação de grupos funcionais de fitoplânctons dominantes em lagos eutrofizados (DONG et al., 2014).

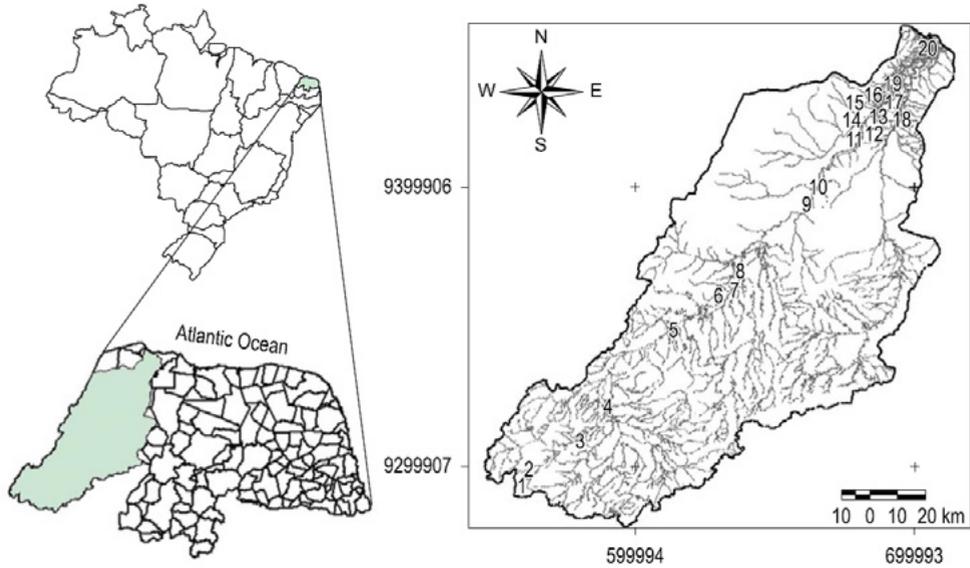
Outros estudos têm considerado as características singulares de regiões semiáridas e demonstrado que os ecossistemas aquáticos dessas regiões apresentam complexa riqueza e diversidade de macrófitas aquáticas, evidenciando que os padrões de biodiversidade estão relacionados com as características hidrológicas, especialmente com os extremos hidrológicos de inundação e seca (*e.g.*, MEDEIROS; MALTCHIK 1999; SILVA-FILHO; MALTCHIK 2000; MEDEIROS; MALTCHIK, 2001; PEDRO et al., 2006; HENRY-SILVA et al., 2010; MEDEIROS, 2017; TONIZZA-PEREIRA, 2017). Em reservatórios do semiárido brasileiro, a variação do nível de água foi considerada um fator importante na redução da biomassa de macrófitas aquáticas flutuantes e favorecendo a coexistência desses vegetais (MOURA JÚNIOR, et al., 2018). Neste contexto, o objetivo do presente capítulo foi realizar um levantamento florístico para avaliar a riqueza de espécies de macrófitas aquáticas na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró.

MATERIAL E MÉTODOS

A amostragem em campo consistiu em coleta de amostras entre os anos de 2010 e 2018, em 20 locais de amostragem, em diferentes pontos da bacia hidrográfica (Figura 1). Nesses locais foram realizadas caminhadas próximas às margens por 30 minutos e, em algumas estações, realizamos o percurso utilizando um bote navegando vagarosamente próximos as margens. As espécies foram fotografadas, coletadas para a confecção de exsicatas, para posterior depósito e catalogação no herbário Dárdano de Andrade Lima da Universidade Federal Rural do Semi-Árido.

Figura 1 – Localização dos 20 pontos de amostragem na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró.

Fonte: Henry-Silva et al (2010).



Legenda: Coordenadas Geográficas: Ponto 1: 06°22'10"S e 038°27'39"W; Ponto 2: 06°22'08"S e 038°27'27"W; Ponto 3: 06°14'05"S e 038°14'54"W; Ponto 4: 06°08'05"S e 038°11'35"W; Ponto 5: 06°16'88"S e 038°15'70"W; Ponto 6: 05°45'68"S e 037°48'15"W; Ponto 7: 05°45'08"S e 037°47'41"W; Ponto 8: 05°40'09"S e 037°47'59"W; Ponto 9: 05°28'09"S e 037°31'29"W; Ponto 10: 05°26'43"S e 037°31'09"W; Ponto 11: 05°13'09"S e 037°21'46"W; Ponto 12: 05°12'22"S e 037°21'10"W; Ponto 13: 05°12'22"S e 037°20'25"W; Ponto 14: 05°12'13"S e 037°20'44"W; Ponto 15: 05°12'17"S e 037°20'13"W; Ponto 16: 05°11'00"S e 037°20'15"W; Ponto 17: 05°09'33"S e 037°17'02"W; Ponto 18: 05°10'04"S e 037°14'32"W; Ponto 19: 05°12'30"S e 037°11'01"W; Ponto 20: 04°57'15"S e 037°08'11"W.

Além da amostragem em campo, também foi realizado um levantamento no herbário Dárdano de Andrade Lima da Universidade Federal Rural do Semi-Árido e foram elaboradas pesquisas nos dados disponibilizados nas plataformas dos herbários (SpeciesLink e Flora do Brasil). Para elaboração da lista de espécies, foram realizados levantamentos de campo e em artigos científicos, assim como nas pesquisas realizadas em herbários. Para a identificação das espécies, utilizamos a seguinte bibliografia: Hoehne, 1979; Joly, 1987; Cook, 1996; Velásquez, 1994; Irgang e Gastal, 1996; Lorenzi, 2000; Pott e Pott, 2000; Henry-Silva et al., (2010, 2013, 2014) Moura Júnior et al.,(2015), e, em alguns casos, consultamos especialistas. Os nomes científicos seguiram o sistema de classificação APGII (2003) e os mesmos foram confirmados pelo Missouri Botanical Garden (2010). Para a classificação em formas de vida das macrófitas aquáticas, utilizamos as definições de Cook (1996) e Irgang e Gastal (1996). As espécies foram classificadas como: Anfíbias (A); Emergentes (E); Flutuantes Livres (FL); Flutuantes Fixas (FF); Submersas Fixas (SF) e Submersas Livres (SL).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró foram identificadas 127 espécies de macrófitas aquáticas, distribuídas em 40 famílias e 84 gêneros (Tabela 1). Henry-Silva et al. (2010) realizaram o levantamento da composição florística das macrófitas aquáticas nesta mesma bacia e identificaram 40 espécies, que foram distribuídas em 22 famílias e 33 gêneros. O maior número de espécies catalogadas no presente capítulo deve-se ao método utilizado, pois não somente dados de campo foram obtidos, mas também foram realizados levantamentos em herbários e em artigos científicos, o que ampliou as escalas, temporal e espacial, quando comparadas com o trabalho de Henry-Silva et al. (2010).

Tabela 1 – Macrófitas aquáticas na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró. Forma de vida: A = anfíbia, E = emergente, FF = folhas flutuantes, FL = flutuantes livres, SL = submersa livre, SF = submersa fixa, SL = submersa livre

Família/Espécie	Forma Biológica	Distribuição	Fonte
Acanthaceae			
<i>Ruellia paniculata</i> L.	A	Americana	1,2,3,5
Aizoaceae			
<i>Sesuvium portulacastrum</i> (L.) L.	A	Ampla	1,2,3,5
Alismataceae			
<i>Echinodorus grandiflorus</i> (Cham. & Schltr.) Micheli	E	Americana	2,3,5
<i>Echinodorus macrophyllus</i> (Kunth) Micheli	E	Americana	2,5
<i>Echinodorus subalatus</i> (Mart.) Griseb.	E	Americana	1,2,5
<i>Hydrocleys martii</i> Seub.	FF	Americana	1,2,5
<i>Hydrocleys parviflora</i> Seub.	FF	Americana	1,2,3,5
Amaranthaceae			
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	A	Ampla	2,3,5
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	A	Americana	1,2,5
<i>Blutaparon portulacoides</i> (A.St.-Hil.) Mears	A	Restrita	2,3,5
<i>Sarcocornia fruticosa</i> (L.) A.J.Scott	A	Americana	3,5
Araceae			
<i>Lemna minuta</i> Kunth	FL	Americana	1
<i>Lemna valdiviana</i> Phil.	FL	Americana	1,3,5
<i>Pistia stratiotes</i> L.	FL	Ampla	1,2,3
<i>Wolffia brasiliensis</i> Wedd.	FL	Americana	1,3,5
Asteraceae			
<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	A	Ampla	2,5
<i>Acmella uliginosa</i> (Sw.) Cass.	A	Ampla	1,2,5

Família/Espécie	Forma Biológica	Distribuição	Fonte
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	A	Ampla	2,5
<i>Centratherum punctatum</i> Cass.	A	Ampla	2,5
<i>Delilia biflora</i> (L.) Kuntze	A	Americana	1,2,5
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	A	Ampla	1,2,3,5
<i>Spilanthes urens</i> Jacq.	A	Americana	1,2
Boraginaceae			
<i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger	A	Americana	1,2,5
<i>Heliotropium angiospermum</i> Murray	A	Americana	1,2,5
<i>Heliotropium indicum</i> L.	A	Ampla	1,2,5
Cabombaceae			
<i>Cabomba aquatica</i> Aubl.	SF	Americana	1,5
Capparaceae			
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	A	Americana	2
Characeae			
<i>Chara indica</i> Bertero ex Spreng.	SF	Ampla	8
<i>Chara zeylanica</i> Klein ex Willd.	SF	Ampla	8
Ceratophyllaceae			
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	SF*	Ampla	2,3,5
<i>Ceratophyllum submersum</i> L.	SF*	Ampla	2,3,5
Cleomaceae			
<i>Physostemon guianense</i> (Aubl.) Malme	A	Americana	1,5
<i>Tarenaya spinosa</i> (Jacq.) Raf.	A	Americana	1,2,5
Commelinaceae			
<i>Commelina erecta</i> L.	A	Americana	1,2,5
Convolvulaceae			
<i>Evolvulus glomeratus</i> Nees & Mart.	A	Americana	1
<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	A	Ampla	2,5
<i>Ipomoea carnea</i> subsp. <i>fistulosa</i> (Mart. ex Choisy) D.F.Austin	A	Ampla	3*
<i>Ipomoea wrightii</i> A.Gray	A	Americana	5, 6
<i>Merremia aegyptia</i> (L.) Urb.	A	Americana	1,2,5
Cyperaceae			
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	A	Americana	1,2,4,5
<i>Cyperus amabilis</i> Vahl	A	Americana	1,2,5
<i>Cyperus articulatus</i> L.	E	Americana	1,2,4,5
<i>Cyperus compressus</i> L.	A	Ampla	1,2,4,5
<i>Cyperus cuspidatus</i> Kunth	A	Ampla	1,2,4,5
<i>Cyperus distans</i> L.	A	Ampla	1,2,4
<i>Cyperus entrerianus</i> Boeckeler	A	Americana	1,2,4

Família/Espécie	Forma Biológica	Distribuição	Fonte
<i>Cyperus esculentus</i> L.	A	Ampla	1,2,3,4,5
<i>Cyperus gardneri</i> Nees	E	Americana	3,5
<i>Cyperus iria</i> L.	E	Ampla	1,2,4,5
<i>Cyperus ligularis</i> L.	A	Americana	1,2,3,4,5
<i>Cyperus odoratus</i> L.	A	Ampla	1,2,4,5
<i>Cyperus rotundus</i> L.	A	Ampla	1,2,4
<i>Cyperus squarrosus</i> L.	A	Ampla	1,2,4
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	A	Ampla	1,2,3,4,5
<i>Eleocharis acutangula</i> (Roxb.) Schult.	E	Ampla	1,2,3,5
<i>Eleocharis geniculata</i> (L.) Roem. & Schult.	E	Ampla	1,2,3,4,5
<i>Eleocharis minima</i> Kunth	E	Americana	1,2,4,5
<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	E	Americana	1,2,4,5
<i>Fimbristylis cymosa</i> R.Br.	A	Ampla	1,2,4,5
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	A	Ampla	1,2,4
<i>Lipocarpa micrantha</i> (Vahl) G.C.Tucker	A	Ampla	1,2,4,5
<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth) Lye	E	Americana	1,2,4,5
<i>Pycreus macrostachyos</i> (Lam.) J.Raynal	A	Americana	1,2,4,5
<i>Pycreus polystachyos</i> (Rottb.) P.Beauv.	A	Ampla	1,2,4,5
<i>Rhynchospora contracta</i> (Nees) J.Raynal	A	Americana	1,2,4,5
<i>Scleria reticularis</i> Michx. ex Willd.	A	Americana	1,2,4
Euphorbiaceae			
<i>Croton hirtus</i> L'Hér.	A	Americana	1,2
Fabaceae			
<i>Centrosema brasilianum</i> (L.) Benth.	A	Americana	1,2,5
<i>Dioclea grandiflora</i> Mart. ex Benth.	E	Americana	1,2,5
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC.	A	Americana	1,2,5
<i>Macroptilium lathyroides</i> (L.) Urb.	A	Ampla	1,2,5
<i>Rhynchosia minima</i> (L.) DC.	A	Ampla	1,2,5
Gentianaceae			
<i>Schultesia guianensis</i> (Aubl.) Malme	A	Americana	5*
Hydrocharitaceae			
<i>Apalanthe granatensis</i> (Bonpl.) Planch.	SF	Americana	1,2,5
<i>Egeria densa</i> Planch.	SF	Americana	1
Hydroleaceae			
<i>Hydrolea spinosa</i> L.	A	Americana	1,2,3,5
Lamiaceae			
<i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze	A	Americana	1,2,5
Lentibulariaceae			
<i>Utricularia foliosa</i> L.	SL	Ampla	1,2,5

Família/Espécie	Forma Biológica	Distribuição	Fonte
Lythraceae			
<i>Cuphea campestris</i> Koehne	E	Americana	1,2,5
<i>Pleurophora anomala</i> (A. St.-Hil.) Koehne	A	Americana	2,5
Malvaceae			
<i>Pavonia cancellata</i> (L.) Cav.	A	Americana	1,2,5
<i>Sida anomala</i> A.St.-Hil.	A	Americana	2,5
<i>Sida galheirensis</i> Ulbr.	A	Endêmica	5*
Marantaceae			
<i>Thalia geniculata</i> L.	A	Americana	1,2,5
Molluginaceae			
<i>Mollugo verticillata</i> L.	A	Ampla	1,2,5
Nymphaeaceae			
<i>Nymphaea alba</i> L.	FF	Ampla	2,3,5
<i>Nymphaea gardneriana</i> Planch.	FF	Americana	1,2
<i>Nymphaea pulchella</i> DC.	FF	Americana	1
Onagraceae			
<i>Ludwigia helminthorrhiza</i> (Mart.) H.Hara	FF	Americana	1,2,3,5
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	A	Ampla	1,2,5
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Raven	A	Ampla	2,3,5
Plantaginaceae			
<i>Stemodia pratensis</i> (Aubl.) C.P.Cowan	A	Americana	5,6
Poaceae			
<i>Antheophora hermaphrodita</i> (L.) Kuntze	A	Americana	1,2,5,7
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	A	Ampla	2,3,5
<i>Chloris barbata</i> Sw.	A	Ampla	1,2,3,5,7
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	A	Ampla	2,5,7
<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	A	Ampla	1,2,5,7
<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc.	A	Americana	1,2,3,5,7
<i>Eragrostis cilianensis</i> (All.) Vignolo ex Janch.	A	Ampla	1,2,7
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P.Beauv.	A	Ampla	2,5,7
<i>Eriochloa punctata</i> (L.) Desv. ex Ham.	A	Ampla	2,5,7
<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees	A	Ampla	1,2,5,7
<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs	A	Ampla	2,5,7
<i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx.	A	Ampla	1,2,5,7
<i>Paspalidium geminatum</i> (Forssk.) Stapf	A	Ampla	1,2,3,5
<i>Paspalum scutatum</i> Nees ex Trin.	A	Endêmica	1,2,7
<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	A	Ampla	1,2,3,5
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	A	Ampla	2,5,7

Família/Espécie	Forma Biológica	Distribuição	Fonte
<i>Urochloa mollis</i> (Sw.) Morrone & Zuloaga	A	Americana	2,7
<i>Urochloa mutica</i> (Forssk.) T.Q.Nguyen	E	Ampla	1,2,7
<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) R.D.Webster	A	Americana	2,7
Polygonaceae			
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	A	Americana	1,2,5
Pontederiaceae			
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	FL	Ampla	1,3,5
<i>Heteranthera oblongifolia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	E	Americana	1,2,5
Potamogetonaceae			
<i>Potamogeton pusillus</i> L.	SF	Americana	6
Pteridaceae			
<i>Ceratopteris thalictroides</i> (L.) Brongn.	E	Ampla	1
<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	A	Ampla	1,2
Ruppiaceae			
<i>Ruppia maritima</i> L.	SF	Ampla	3
Rubiaceae			
<i>Borreria alata</i> (Aulb.) DC.	A	Ampla	3,5*
<i>Borreria scabiosoides</i> Cham. & Schltldl.	A	Americana	1,2
<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	A	Ampla	1,2
Salviniaceae			
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	FL	Americana	1,3,5
Solanaceae			
<i>Solanum asperum</i> Rich.	A	Americana	1
<i>Solanum paniculatum</i> L.	A	Americana	1,5
<i>Solanum rhytidoandrum</i> Sendtn.	A	Americana	1
Typhaceae			
<i>Typha domingensis</i> Pers.	E	Americana	1,2
Verbenaceae			
<i>Lantana camara</i> L.	A	Ampla	1,2

Legenda: **Ceratophyllum demersum* e *Ceratophyllum submersum* por não possuírem raízes podem ser classificadas como submersas livres, no entanto, estas espécies podem se ancorar ao substrato por rizóides, portanto, no presente trabalho, as consideramos com submersas fixas.

Fonte: 1 = herbáreo UFRN, 2 = herbário UFERSA, 3 = Henry-Silva et al. (2010), 4 = Ribeiro et al. (2013), 5 = Moura Júnior et al (2013), 6 = ocorrência em outros herbários, 7 = Ferreira et al. (2009). 8 = Henry-Silva et al, 2013.

Moura Júnior et al. (2013), ao avaliarem a riqueza, a distribuição e as formas de vida de macrófitas aquáticas do Nordeste do Brasil, verificaram que as famílias com maior número

de espécies foram: *Cyperaceae*, com 70 espécies, *Poaceae* (36), *Fabaceae* (27), *Alismataceae* (23) e *Asteraceae* (20). Machado Filho et al., (2021), ao elaborarem uma lista de espécies de plantas aquáticas de áreas úmidas do estado da Paraíba, com base nas coleções depositadas em herbários nacionais e internacionais, identificaram 290 espécies pertencentes a 61 famílias, sendo que a maioria das espécies pertenciam as famílias *Cyperaceae* (48) e *Poaceae* (45) *Fabaceae* (26) e *Asteraceae* (22). No presente estudo, das 40 famílias identificadas na bacia do Rio Apodi-Mossoró, as famílias *Cyperaceae* (27 espécies, 21,3%), *Poaceae* (19 espécies, 15%), *Asteraceae* (7 espécies, 5,5%), *Fabaceae* (5 espécies, 3,9%), *Alismataceae* (5 espécies, 3,9%) e *Convolvulaceae* (5 espécies, 3,9%) foram as que apresentaram o maior número de espécies.

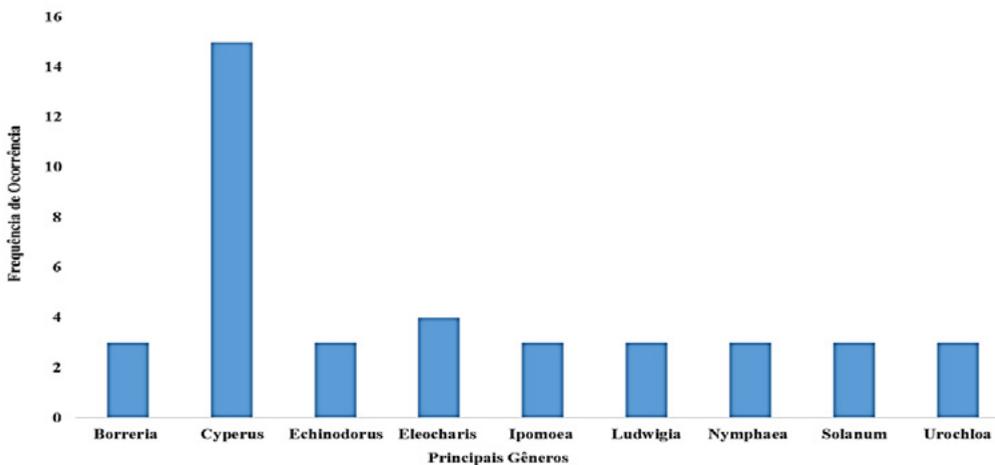
Outros estudos realizados em ambientes aquáticos brasileiros também constataram que ambas as famílias, *Cyperaceae* e *Poaceae*, apresentam quantidade elevada de táxons de macrófitas aquáticas (FRANÇA et al., 2003; MATIAS et al., 2003; ROCHA et al., 2007; PIVARI et al., 2008a; 2008b; HENRY-SILVA et al., 2010; MOURA JÚNIOR et al. 2013; NUNES et al., 2019; MACHADO FILHO, 2021). Essas famílias possuem espécies com capacidade para colonizarem ampla variedade de ambientes aquáticos e habitarem áreas ecotonais (COOK, 1996). Estima-se atualmente que existam 10035 espécies de *Poaceae* e 5000 espécies de *Cyperaceae* (GOETGHEBEUR, 1998; GOVAERTS et al., 2007). Pott e Pott (2000), em estudo de distribuição de macrófitas aquáticas do Pantanal, constataram que de 273 espécies identificadas, 26 eram *Poaceae* e 22 *Cyperaceae*, sendo que ambas as famílias contiveram 17,6% do total de espécies encontradas. A alta representatividade dessas famílias em ambientes aquáticos deve-se à presença de rizomas, tubérculos e estolões, que proporcionam condições favoráveis para a propagação vegetativa (POTT et al., 1989; BOVE et al., 2003; FRANÇA et al., 2003; MATIAS et al., 2003).

Pesquisa sobre a ocorrência de espécies da família *Cyperaceae* no rio Apodi-Mossoró, encontrou maior diversidade nos lagos formados pelos diques marginais (17 espécies). Nesses ambientes prevalecem populações de *Eleocharis mutata*, que por vezes chegaram a encobrir todo o espelho d'água do lago. Destacaram-se também populações de *Cyperus articulatus*, *Eleocharis geniculata* e *Fimbristylis cymosa* (RIBEIRO et al., 2014). Ainda de acordo com esses autores, essas quatro espécies permanecem durante todo o ano, mesmo na época mais seca, e são tolerantes aos ambientes salinos das planícies fluviomarinhas do rio Apodi-Mossoró.

Dentre os 84 gêneros identificados no presente trabalho, os mais representativos em número de espécies foram: *Borreria* (3 espécies; 2,4%), *Echinodorus* (3 espécies; 2,4%), *Ipomoea* (3 espécies; 2,4%), *Ludwigia* (3 espécies; 2,4%), *Nymphaea* (3 espécies; 2,4%), *Solanum* (3 espécies; 4%), *Urochloa* (3 espécies; 2,4%), *Eleocharis* (4 espécies; 3,1%) e *Cyperus* (15 espécies; 11,8%) (Figura 2). Foi identificada a ocorrência da espécie submersa livre *U. foliosa* no reservatório de Umari. Essa macrófita aquática faz uso da fotossíntese para produção de alimento, mas também pode capturar diferentes organismos aquáticos por meio de utriculos (armadilhas).

O plâncton e o perifíton capturados por essas estruturas, que possuem de 1 a 5 milímetros, são utilizados como uma fonte extra de nutrientes. Eskinazi-Sant'Anna et al (2002), ao analisarem conteúdo alimentar de *Utricularia foliosa* e *U. hydrocarpa* em lagoas de Minas Gerais, constataram que ambas utilizaram predominantemente o perifíton associado, sugerindo que essas macrófitas tendem a exercer influência reduzida sobre as populações fitoplanctônicas limnéticas. Em relação ao zooplâncton, foram encontradas apenas algumas espécies (menor que 5%), tais como protozoários (*Diffugia* sp.), rotíferos (*Euchlanis* sp., *Keratella* sp., *Lecane* sp e *Ptygura* sp) e crustáceos (*Chydoridae*, *Macrothricidae* e *Copepoda Cyclopoida* e *Calanoida*).

Figura 2 – Número de ocorrência de espécies identificadas entre 2010-2018, por gênero, em 20 estações de amostragem na bacia do rio Apodi/Mossoró



As formas biológicas mais frequentes entre as espécies identificadas na bacia do Rio Apodi-Mossoró foram: anfíbia (69,2%), com 88 espécies; emergente (13,4%) com 17 espécies; submersa fixa (7,1%) com nove espécies, flutuantes fixas (4,7%) com seis espécies, flutuantes livres (4,7%) com seis espécies e submersa livre (0,8%) com uma espécie (Figura 3). As formas biológicas anfíbias e emergentes foram as formas de vida mais evidentes entre as espécies catalogadas na bacia do Rio Apodi-Mossoró. Isso é resultado das adaptações anatômicas e fisiológicas apresentadas por ambas as formas biológicas, o que possibilitou uma ampla colonização de diferentes ambientes aquáticos da bacia. Na tabela 2 é apresentado a riqueza de macrófitas aquáticas constatadas na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró em comparação com outros trabalhos de pesquisa desenvolvidos no Brasil.

Figura 3 – Frequência de ocorrência (%) das formas biológicas das espécies de macrófitas aquáticas que ocorrem na Bacia do Rio Apodi-Mossoró, RN

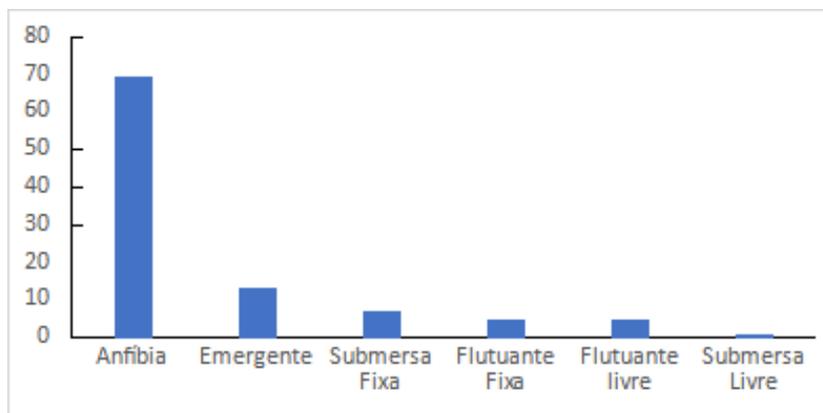


Tabela 2 – Espécies, gêneros e famílias de macrófitas aquáticas registradas na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró comparados com outros trabalhos de pesquisa desenvolvidos no Brasil

Espécie	Gênero	Família	Local	Autor
45	33	18	Lagoa de Jijoca de Jericoacoara – CE	Matias et al. (2003)
113	69	40	Ecossistemas aquáticos temporários – RJ	Bove et al. (2003)
42	38	27	Lagoa de Carapebus – RJ	Paz e Bove (2007)
121	92	46	Lagoas semiáridas – BA	França et al. (2003)
89	61	35	Lagos Pantanosos– MS	Rocha et al. (2007)
29	24	19	Lagoas de planície de inundação no Rio Paraná–PR/MS	Santos e Thomaz (2007)
66	48	27	Ilhas flutuantes do pantanal – MS	Pivari et al. (2008b)
82	62	34	Lagos Porto Limão Cárceres – MT	Silva and Carniello, (2007)
242	106	54	Pantanal Mato-grossense – MT	Pott and Pott (2000, 2003)
35	27	22	Bacia Hidrográfica do Itanhaém – SP	Pereira (2002)
31	24	15	Bacia Hidrográfica do Monjolinho – SP	Viana (2005)
53	25	23	Lagos do Vale do Rio Doce – MG	Tavares (2003)
15	13	11	Reservatório Salto Grande – SP	Tavares et al. (2004)
126	95	53	Banhado do Taim – RS	Irgang et al. 1984
189	104	54	Estado de Pernambuco	Sobral-Leite et al. (2010)
39	31	21	18 Reservatórios do estado de São Paulo	Martins et al. (2008)
56	46	35	Lagoa Silvana – MG	Pivari et al. (2008a)
50	29	18	Reservatório Luís Eduardo Magalhães – TO	Lolis (2008)

Espécie	Gênero	Família	Local	Autor
21	33	41	Reservatório de Santana – RJ	Pitelli et al.(2008)
64	42	26	Reservatório do Lobo (Broa) – SP	Delello (2008)
35	28	20	Reservatório de Rosana (SP/PR)	Boschilia (2007)
52	42	25	Mananciais nas áreas do Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF): Açude Atalho (CE); Reservatório Engenheiro Ávidos (PB); Lago Itaparica (PE) e Açude Porções (PB).	Araújo et al., (2012)
412	217	72	Região Nordeste do Brasil (nove estados: Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe).	Moura Júnior et al., (2013)
539	—	—	Região Norte do Brasil (sete estados: Acre (AC), Amapá (AP), Amazonas (AM), Pará (PA), Rondônia (RO) e Roraima (RR)).	Moura Júnior et al., (2015)
316	206	71	Bacia do Recôncavo – BA	Aona et al., (2015)
67	41	30	APA Bonfim-Guaráira—RN	Leroy (2015)
66	48	31	Parque Estadual de Itaúnas—ES	Souza et al., 2017
45	—	24	Rios das regiões costeiras do estado de São Paulo. Norte (Ubatimirim, Puruba e Itamambuca), central (Una, Guaratuba e Itapanhaú) e sul (Itanhaém e Guaraú)	Nunes et al., (2019)
290	—	61	Áreas úmidas do estado da Paraíba.	Machado Filho et al., 2021
127	84	40	Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró (RN)	Presente estudo

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A riqueza de espécies de macrófitas aquáticas nos ambientes aquáticos da bacia do rio Apodi-Mossoró ainda é relativamente baixa se comparada com outros estudos realizados, por exemplo, no Pantanal mato-grossense. Contudo, concluímos que o atual levantamento revela que apesar de ser uma bacia localizada no semiárido brasileiro, a riqueza de espécies de macrófitas foi semelhante ou até mesmo superior à observada em outras regiões do país.

16

ADAPTAÇÕES MORFOANATÔMICAS DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO RIO APODI-MOSSORÓ

Marcicleide Lima da Silva

INTRODUÇÃO

As macrófitas são classificadas como anfíbias: emersas (emergentes), submersas fixas, submersas livres, submersas fixas com folhas flutuantes, flutuantes e epífitas (IRGANG et al., 1984). Para sobreviverem parcial ou totalmente submersas nos ambientes aquáticos, essas plantas possuem adaptações como modificações estruturais a nível morfológico e/ou anatômico. A capacidade de se modificarem, em resposta às condições ambientais, deve-se a sua plasticidade fenotípica (SULTAN, 2003; VALLADARES et al., 2006). Essa plasticidade pode ser observada a nível celular, quando as mudanças ambientais ocorrem em curto prazo, ou a nível morfológico, quando as mudanças no ambiente são a longo prazo (MAZUTANI; KANAOKA, 2018).

Dentre os fatores ambientais que influenciam diretamente na adaptação dessas plantas, a luminosidade subaquática e a concentração de nutrientes inorgânicos são os principais

(PIERINI; THOMAZ, 2004). Considerando as modificações estruturais que as plantas sofrem para se adaptarem aos diferentes habitats aquáticos, observa-se que as principais mudanças são observadas principalmente nos órgãos vegetativos, isto é, nas raízes, nos caules e nas folhas (LEITE et al., 2009; ROCHA; MARTINS, 2011; SILVEIRA et al, 2016; LIMA et al., 2017). As plantas aquáticas podem habitar rios, lagoas permanentes ou temporárias em diferentes regiões do planeta. No presente capítulo são apresentadas as características adaptativas de algumas espécies de macrófitas aquáticas encontradas mais frequentemente nos ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, considerando a anatomia e a morfologia desses vegetais.

MATERIAL E MÉTODOS

As plantas foram coletadas nos trechos do rio que cortam os municípios de Governador Dixsept Rosado-RN e Mossoró-RN, armazenadas em FAA70 e posteriormente conservadas em álcool 70%. A caracterização morfológica foi feita com auxílio de Estereomicroscópio (lupa) e a caracterização anatômica por meio de cortes a mão livre das raízes, caules e folhas das plantas coletadas, coradas com azul de toluidina a 1% ou observadas com a coloração natural, montadas em lâminas com glicerina a 70%. As imagens das plantas foram obtidas com câmera digital do LG H8G: no ambiente natural; quando necessário, usou-se zoom digital de 1,5X; e no estereomicroscópio Olympus SZ61, aos diferentes zooms ópticos usados, também foi adicionado o zoom digital de 1,5X como padrão. Os cortes anatômicos foram obtidos no microscópio óptico Leica, que além das diferentes objetivas usadas, conforme o tamanho do tecido, também foi utilizado como padrão o zoom digital de 1,5X. Na tabela 1 abaixo segue a lista das espécies estudadas quanto às adaptações morfoanatômicas ao ambiente aquático.

Adaptações Morfoanatômicas do Caule

Na morfologia do caule das plantas aquáticas foram consideradas as formas biológicas citadas por Ferreira et al. (2014). No rio Apodi-Mossoró, a espécie *Heteranthera seubertiana* Solms (Potentillaceae) é encontrada em três formas biológicas. Nos trechos translúcidos e mais profundos do rio, as plantas submersas possuem caules longos e flexíveis como ramos florais emersos (Fig. 1A), também observados por Horn (1985). Os ramos florais possuem caule herbáceo fino e resistente (Fig. 1A). Nas plantas emergentes, o caule é menor, limitado ao ramo floral e apresenta as folhas em forma de roseta (Fig. 1B). Nas plantas anfíbias, encontradas em solos secos, o caule é limitado aos pequenos ramos florais (Fig. 1C). A ocorrência de plantas anfíbias em lagoas temporárias desse rio também foi observada por Medeiros (2017).

Tabela 1 – Plantas aquáticas estudadas do Rio Apodi-Mossoró

Família	Espécie	Forma Biológica
Araceae	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Flutuante
Araceae	<i>Lemna valdiviana</i> Phil.	Flutuante
Araceae	<i>Wolffia columbiana</i> H. Karsten	Flutuante
Araceae	<i>Wolffiella welwitschii</i> (Hegelm.) Monod.	Flutuante
Ceratophyllaceae	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Submersa livre
Cyperaceae	<i>Eleocharis acutangula</i> (Roxb.) Steud.	Emersa
Fabaceae	<i>Neptunia plena</i> (L.) Benth.	Fixa com caule e folhas flutuantes
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea pulchella</i> Wiersema	Submersa fixa com folhas flutuantes
Onagraceae	<i>Ludwigia helminthorrhiza</i> (Mart.) Hara	Fixa com caule e folhas flutuantes
Poaceae	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	Emersa
Potenderiaceae	<i>Heteranthera seubertiana</i> Solms.	Submersa fixa
Potenderiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.	Flutuante
Potenderiaceae	<i>Hydrothrix gardneri</i> Hook.	Submersa fixa
Salviniaceae	<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	Flutuante
Typhaceae	<i>Typha latifolia</i> L.	Emersa

As plantas aquáticas podem formar mais de um tipo de caule, dependendo do ciclo de vida em que se encontram (ALMEIDA; ALMEIDA, 2014). O caule estolão é emitido para a formação de novos brotos, característica observada nas espécies flutuantes livres *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. (Potenderiaceae) e *Pistia stratiotes* L. (Araceae) (Fig. 1D). As plantas emersas, flutuantes fixas e flutuantes livres formam, a partir do rizoma, o caule escapo para sustentarem uma flor ou para inflorescência (ALMEIDA; ALMEIDA, 2014), característica comum nas espécies encontradas no rio Apodi-Mossoró, tais como: *N. pulchella* Wiersema (Nymphaeaceae) (Fig. 1E), *E. acutangula* (Roxb.) Steud. (Cyperaceae) e *E. crassipes*. Em *E. crassipes*, o caule se contorce e mergulha a inflorescência na água (Fig. 1F). Em *Typha latifolia* L. (Typhaceae), o escapo é formado a partir do corno (Fig. 1G)–caule perene de forma elíptica a esférica, de consistência rígida e localizado entre os rizomas (SANTOS et al., 2012). Caules do tipo rizoma flutuante podem ser observados nas espécies flutuantes fixas *N. plena* (L.) Benth. (Fabaceae) (Fig. 1H) e *L. helminthorrhiza* (Mart.) Hara (Onagraceae) (Fig. 1I); esse tipo de caule é fixo na margem do rio, cresce em direção ao espelho d'água e fica flutuando pouco abaixo da superfície da água (DERMACHI et al., 2018). Em *N. plena*, observou-se, como característica adaptativa do caule, o revestimento externo (periderme) esponjoso e hidrofóbico (Fig. 1H), que permite a flutuação na água.

Figura 1 – Formas biológicas de *Heteranthera seubertiana* – A. submersa, B. emergente, C. anfíbia; D. Caule estolão em *Pistia stratiotes*; E. Caule escapo de *Nymphaea pulchella*; F. Caule escapo contorcido de *Eichhornia crassipes*; G. Caule aéreo escapo e subterrâneo cormo (Co) de *Typha latifolia*; H. Caule rizoma flutuante fixo de *Neptunia plena*; I. Caule rizoma de *Ludwigia helminthorrhiza* fixa na margem e crescendo flutuante em direção ao espelho d’água de uma lagoa



A maioria das adaptações do caule é anatômica; dentre elas, podem ser observadas a redução do sistema de sustentação (xilema), a redução da lignificação das células do sistema vascular, bem como a formação de aerênquima (parênquima de reserva) (SCREMIN-DIAS, 1999; APEZZATO-DA-GLORIA; CARMELLO-GUERREIRO, 2003). O tamanho do sistema vascular em plantas aquáticas é menor que no sistema vascular em plantas terrestres, tornando as macrófitas mais delicadas, que é o caso das submersas sem sustentação própria, como em *Heteranthera seubertiana* (Fig. 2A). O caule escapo, de plantas emergentes ou flutuantes fixas, apresenta maior sustentação e resistência, como em *P. vaginatum* Sw. (*Poaceae*), por apresentar agrupamentos vasculares associados a um anel esclerenquimático próximo à periferia do caule (Fig. 2B). Em *Nymphaea pulchella* e *Eleocharis acutangula*, essa resistência é conferida por células colenquimáticas (Fig. 2C) e células esclerenquimáticas (Fig. 2D), respectivamente, associadas às células da epiderme caulinar. Além da redução no número de células esclerenquimáticas do xilema de plantas aquáticas, também existe uma menor

deposição de lignina na parede celular dessas células. A lignina é uma substância que torna a parede celular mais rígida e resistente (APEZZATO DA GLORIA; CARMELLOGUERREIRO, 2003). Essa característica é bastante evidente nas células do sistema vascular de *Heteranthera seubertiana* (Fig. 2A) e *E. crassipes*.

Uma característica importante na adaptação do caule ao ambiente aquático é a presença do parênquima de reserva aerífero, que delimita espaços intercelulares ou lacunas, onde pode ser armazenado ar, conhecido como aerênquima (TAKAHASHI et al., 2014). Considerando a classificação de tipos de aerênquimas proposta por Seago Jr. et al. (2005) para raízes, sugeriu-se uma associação, por similaridade aos caules das plantas estudadas. Os aerênquimas do caule de *H. seubertiana* (Fig. 2A), *N. pulchella* e *E. crassipes* são similares ao tipo expansigênico ou em favos de mel. Segundo Seago Jr et al. (2005) esse aerênquima é formado pela expansão dos espaços intercelulares em lacunas ou câmaras, a partir da divisão celular e sem que haja colapso ou morte celular.

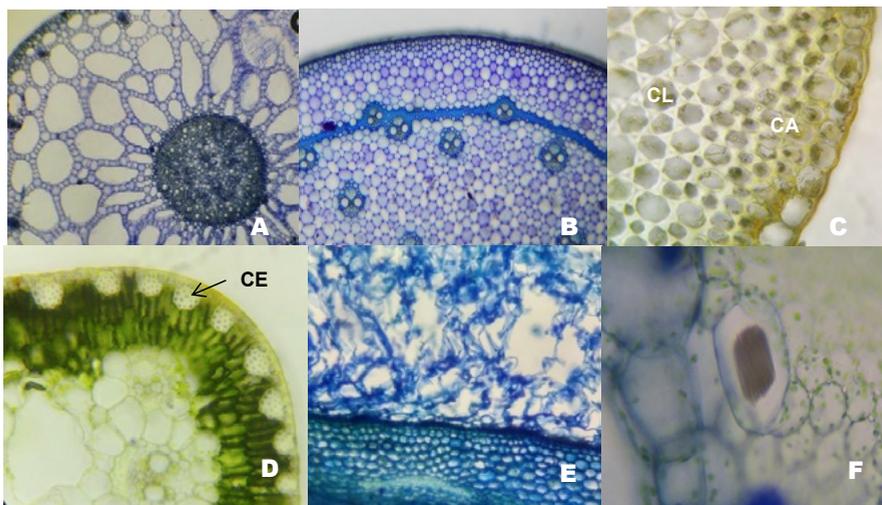
A periderme, comum em caules em crescimento secundário, em *N. plena*, é formada por células hidrofóbicas que delimitam o aerênquima do tipo esquisogênico (SEAGO JR et al., 2005), conferindo aspecto esponjoso ao caule e permitindo sua flutuação (Fig. 2E). Dentro das lacunas do aerênquima podem ser encontrados septos chamados de diafragma, com função de manter os espaços de ar abertos, que podem variar quanto ao número de camadas e aos formatos das células (poligonais a estrelados, com braços curtos ou longos) (SNOW, 1914; ADAMOWICZ; SCREMIN-DIAS, 2007). Em *H. seubertiana* e *E. crassipes*, as células do diafragma são arredondadas; na primeira notou-se a presença de idioblastos (células secretoras) e, na segunda, células contendo ráfides (Fig. 2F). Em *Eleocharis acutangula*, o diafragma é formado pelas típicas células braciiformes de formato estrelado, também observado por Rocha e Martins (2011).

Adaptações Morfoanatômicas das Folhas

A folha é a estrutura das plantas aquáticas com maior número de adaptações ao ambiente aquático. Uma adaptação presente na espécie flutuante fixa *Nymphaea pulchella* diz respeito a diferenças na coloração foliar (Fig. 3A); na superfície adaxial (superior) a cor é verde devido à presença de clorofila, enquanto a superfície abaxial é rosada por estar voltada para a água, não recebendo raios solares, importantes para a síntese de clorofila.

Em *L. helminthorrhiza* também foi observada variação na coloração das folhas. As plantas ocorrentes, em trechos de água corrente do rio Apodi-Mossoró, apresentam folhas verdes, e, em lagoas formadas dentro do leito do rio, apresentam folhas rosadas (Fig. II). As folhas com o limbo (*P. stratiotes*) ou pecíolo (*E. crassipes*) (Fig. 3B) esponjoso tornam-as mais leves, permitindo melhor flutuação na superfície da água. Contudo, as folhas de *P. stratiotes* ocorrentes no rio

Figura 2 – A. Sistema vascular reduzido e pouco lignificado, com aerênquima expansigênico do caule submerso de *Heteranthera seubertiana*; B. Sistema vascular e anel de células esclerenquimáticas do caule escapo de *Paspalum vaginatum* Sw; C. Colênquima angular (CA) e lacunar (CL) abaixo da epiderme no caule escapo de *Nymphaea pulchella*; D. Células esclerenquimáticas (CE) associadas à epiderme do caule escapo de *Eleocharis acutangula*; F. Periderme aerênquimatosa e hidrofóbica de *Neptunia plena*. H. Diafragma do caule escapo de *E. crassipes* contendo idioblasto com ráfides. Aumento: 4X = Fig. A e B; 10X = Fig. E; 40X = Fig. C, D e F.



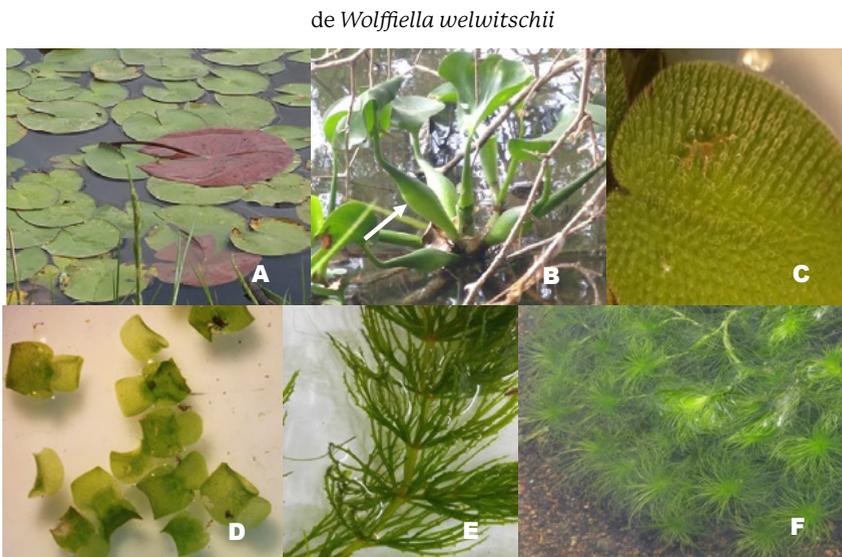
Apodi-Mossoró apresentam folhas com 5 cm de comprimento (Fig. 1B), tamanho bastante reduzido quando comparadas com indivíduos ocorrentes no rio Solimões (Amazonas), cujas folhas podem medir 21,5 cm de comprimento (SILVA, 1981). Hall e Okali (1974) sugerem que a variação no tamanho de *P. stratiotes* está relacionada às condições nutricionais na água, também observado por Henry-Silva et al. (2008), enquanto Cancian et al. (2009) indicam a temperatura e o fotoperíodo como fatores que interferem no crescimento da espécie.

As diferenças no formato de folhas emersas, submersas ou flutuantes de uma mesma planta é chamado de heterofilia (SCREMIN-DIAS, 1999). Dentre as espécies estudadas, foi observado, em *Heteranthera seubertiana*, heterofilia entre as folhas submersas maiores do que entre as folhas emergentes. Essa característica também foi observada por Horn (1988). As folhas submersas e sem sustentação, de *H. seubertiana*, possuem uma grande área foliar que permite uma maior captação de luz solar nas águas rasas e translúcidas do trecho do rio Apodi-Mossoró em Poço Feio (Gov. Dixsept Rosado-RN) (Fig. 1A). Características foliares, que auxiliam na manutenção da planta acima do espelho d'água, podem ser observadas na espécie *Salvinia auriculata* Aubl. (Salviniaceae), que apresenta pelos hidrofóbicos em ambas as superfícies das folhas, tornando-a impermeável (Fig 3C). Em *L. valdiviana* Phil. (Araceae) e a *W. welwitschii* (Hegelm.)

Monod. (Araceae) (Fig. 3F), utilizam o tamanho reduzido e o formato da folha como adaptação para flutuação na superfície da água. Em *W. welwitschii*, observa-se a presença de folhas côncavas e, em *Wolffia columbiana* H. Karsten (Araceae), frondes de formatos globular a ovoide, com saliência na face adaxial que direciona a posição da flutuação (LANDOLT, 2000).

Outra característica de adaptação é a redução do limbo foliar, que confere a algumas plantas redução do impacto das correntes aquáticas e evitam a destruição das folhas. Em *C. demersum* L. (Ceratophyllaceae) (Fig. 3E) e *H. gardneri* Hook f. (Potenderiaceae) (Fig. 3F), são observadas folhas submersas reduzidas e ramificadas. No caso de *C. demersum*, por se tratar de uma espécie submersa livre, observa-se a presença de acúleos e a resistência das folhas permite a fixação em outras plantas para que os indivíduos não sejam levados pelas correntes.

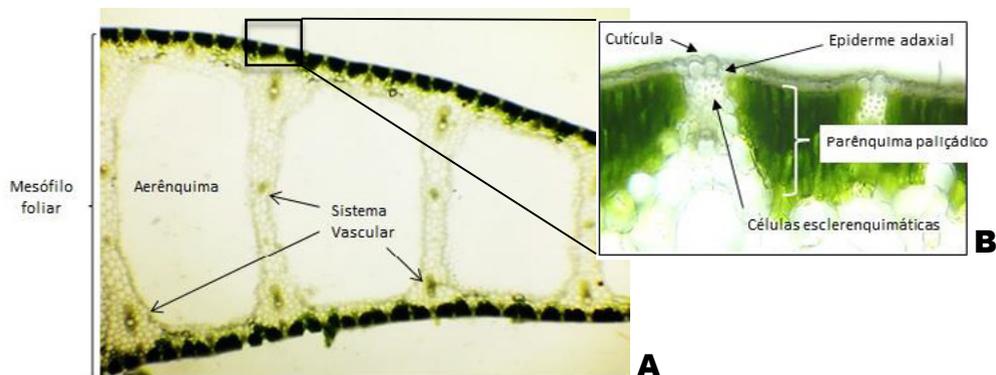
Figura 3 – Adaptações morfológicas em folhas de plantas aquáticas. A. *Nymphaea* sp. com folhas verdes apenas na face adaxial e rosada na face abaxial; B. Pecíolos esponjosos de *Eichhornia crassipes*; C. Pelos hidrofóbicos em folhas de *Salvinia auriculata*; D. Folhas reduzidas em *Ceratophyllum demersum*. E. Folhas reduzidas de *Hydrothrix gardneri*; F. Folhas diminutas e de formato côncavo de *Wolffia welwitschii*



Para se compreender a anatomia foliar, foi feito um corte transversal de folha de *T. latifolia*, na qual podem ser observados os seguintes tecidos: uma epiderme adaxial (superior) com uma camada de lipídio chamada de cutícula (em outras espécies podem ser observados tricomas e/ou estômatos associados a epiderme); logo abaixo, e compondo o meio da folha (mesófilo foliar), encontra-se o parênquima clorofiliano do tipo paliádico e o parênquima de reserva de ar – aerênquima (em outras espécies também podem ser encontrados parênquima lacunoso e/ou braciforme); associado a esse tecido clorofiliano pode se observar o sistema vascular

(xilema e floema); e por fim a epiderme abaxial (inferior) da folha, que pode ou não conter tricomas, estômatos e/ou cutículas (Fig. 4).

Figura 4 – Corte transversal de folha de *Typha latifolia*. A. Aspecto geral do mesófilo foliar evidenciando o aerênquima, o sistema vascular reduzido e parênquima clorofiliano associado às superfícies adaxial e abaxial da folha. B. Detalhe da epiderme adaxial com cutícula, seguida por um aglomerado de células esclerenquimáticas e camadas de parênquima paliádico próximos das superfícies adaxial. Aumento 10X = Fig. A; 40X = Fig. B.

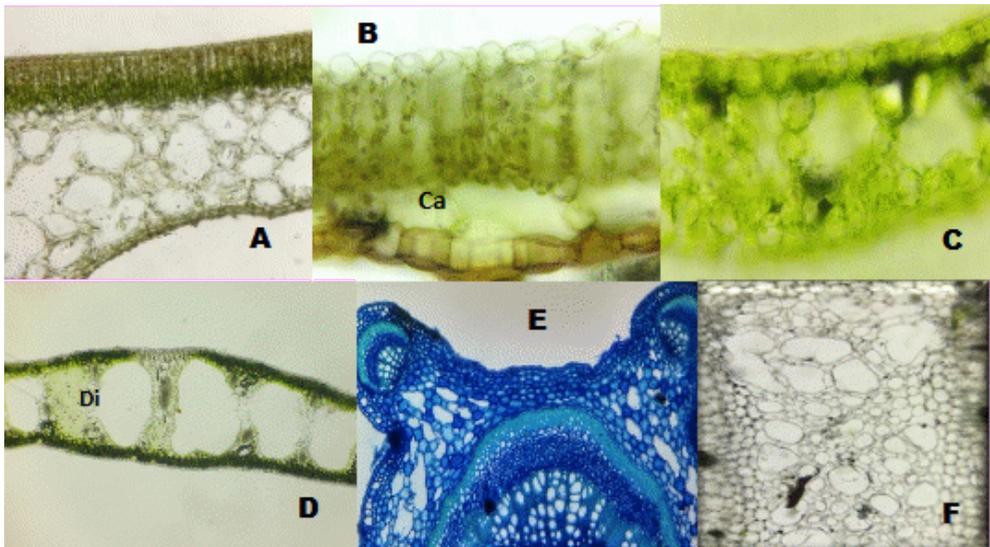


Dentre as adaptações anatômicas das folhas podem ser citadas: a presença de parênquima clorofiliano exclusivamente abaixo da epiderme adaxial (superior); aerênquima ocupando parcial ou totalmente o mesófilo foliar; presença de diafragma associado ao aerênquima foliar; hidropóti; e presença de tricomas hidrofóbicos (COELHO et al., 2000). O tecido clorofiliano concentrado apenas na porção superior da folha (adaxial) para captar a luz solar e realizar a fotossíntese (SUNDEEP KUMAR et al., 2015; HANIF et al., 2016), pode ser observado nas folhas de *N. pulchella* (flutuantes fixas) (Fig. 5A), *P. stratiotes* (flutuantes livres) e *S. auriculata* (flutuantes livres) (Fig. 5B). Associado à epiderme abaxial (inferior) das folhas de *N. pulchella* (Fig. 5A), *P. stratiotes* e *S. auriculata* (Fig. 5B), observa-se o aerênquima, espaço para armazenamento de ar, importante para o processo de fotossíntese e para flutuação. Na epiderme abaxial de *N. pulchella* observam-se hidropóti. *S. auriculata* também apresenta tricomas tectores estrelados e hidrofóbicos (COELHO et al., 2000).

Em *T. latifolia* (Fig. 4), *W. welwitschii* (Fig. 5C) e *H. seubertiana* (Fig. 5D), o aerênquima preenche a parte central interna da folha, compondo o mesófilo foliar, enquanto em *N. plena* (Fig. 5E) e *L. helminthorrhiza*, o aerênquima é observado apenas no pecíolo. Considerando a classificação de Seago Jr. et al. (2005), o tipo aerênquima observado no limbo foliar de *N. pulchella* e no pecíolo de *N. plena*, é expansigênico, enquanto no limbo de *P. stratiotes*, *T. latifolia*, *W. welwitschii* e *H. seubertiana* é esquisogênico. Nas folhas também são observadas a formação de diafragma

preenchendo o aerênquima em *H. seubertiana* (Fig. 5D), com as células em formato arredondado, e em *T. latifolia* (Fig. 5E), com células apresentando longos braços de tamanhos variados.

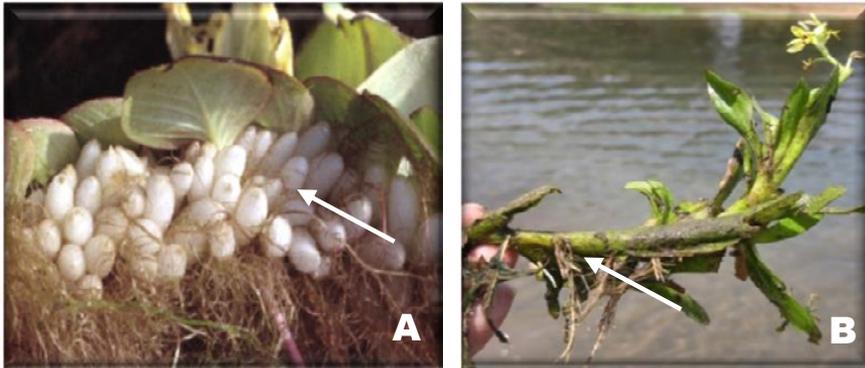
Figura 5—Cortes transversais de folhas de plantas aquáticas. A. Parênquima clorofiliano na superfície adaxial e aerênquima na abaxial de *Nymphaea pulchella*; B. Cavidade aerenquimática (Ca) de *Salvinia auriculata*; C. Aerênquima ocupando o mesófilo foliar de *Wolffiella welwitschii*; D. Mesófilo foliar aerênquimatoso de *Heteranthera seubertiana* com diafragma (Di); E. Aerênquima no pecíolo de folhas de *Neptunia plena*; F. Diafragma em folhas de *Typha latifolia*. Aumento: 4X = Fig. A e D; 10X = Fig. E; 40X = Fig. B, C, e F.



Adaptações Morfoanatômicas da Raiz

Anatomicamente, as raízes de plantas aquáticas apresentam as mesmas adaptações observadas nos caules: formação de aerênquima, redução do sistema de sustentação e redução da lignificação das células do sistema vascular (SCREMIN-DIAS, 1999; APEZZATO DA GLORIA; CARMELLO GUERREIRO, 2003). Na flutuante fixa, *L. helminthorrhiza*, são perceptíveis dois tipos de raízes, uma fasciculada e outra esponjosa (pneumatóforas) que armazenam ar permitindo a flutuação da planta na água (Fig. 6A). Na espécie *N. pulchella*, as raízes subterrâneas adventícias são longas e esponjosas. Em *H. seubertiana*, além das raízes subterrâneas fasciculadas, existem raízes adventícias com pelos absorventes (Fig. 6B), que permitem a fixação em solos encharcados de ramos florais que se desprendem das plantas submersas, conferindo nova planta de forma biológica emergente.

Figura 6 – A. Aspectos das raízes fasciculadas e pneumatóforas (seta) de *Ludwigia helminthorrhiza*; B. Aspecto das raízes adventícias (seta) de ramos flutuantes de *Heteranthera seubertiana*



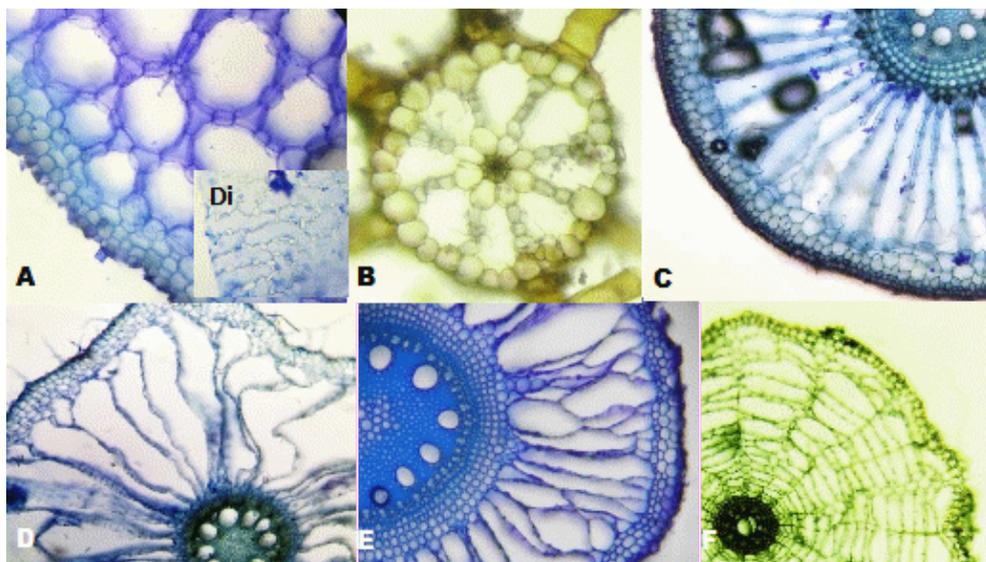
Em relação aos tipos de aerênquimas observados nas plantas aquáticas, será seguida a classificação proposta por Seago Jr. et al. (2005) e também observada por Marques e Moscheta (2010). A espécie *N. pulchella* apresenta aerênquima do tipo expansigênico ou em forma de favo de mel (Fig. 7A). Em *S. auriculata* é observado aerênquima do tipo radial expansigênico (Fig. 7B), caracterizado por espaços intercelulares em lacunas ou câmaras de ar formados pela divisão celular e ampliação celular, não havendo, neste caso, morte celular (SEAGO JR. et al., 2005).

O aerênquima do tipo esquizo-lisógeno é observado em *T. lalifolia* (Fig. 7C), onde a separação das células, ao longo das paredes radiais, é seguida pela morte de células que produzem cristais e depois sofrem lise (SEAGO JR. et al., 2005). Em *H. seubertiana* (Fig. 7D) e *P. vaginatum* Sw. (Poaceae) (Fig. 7E), é observado aerênquima do tipo lisógeno radial e na espécie *E. acutangula* (Fig. 7F), o tipo lisógeno tangencial. O aerênquima do tipo lisogênico é formado pelo colapso e a morte de células para criar lacunas, acopladas com separações celulares que geralmente precedem o colapso celular. Existem três padrões distintos de aerênquima lisogênico: radial, tangencial e pacote (SEAGO JR et al., 2005). Nas raízes das espécies estudadas no rio Apodi-Mossoró, apenas uma espécie apresentou diafragma associado ao aerênquima. A espécie *N. pulchella* apresenta diafragma com células alongadas, (Fig. 7A) diferindo do ocorrente na espécie de *N. amazonum* L., formado por células braciiformes (ADAMOWICZ; SCREMIN-DIAS, 2007).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As principais adaptações morfológicas e anatômicas das estruturas das macrófitas aquáticas estudadas foram: CAULE: (i) sistema vascular reduzido (*H. seubertiana* e *P. vaginatum* Sw.), (ii) sustentação do caule escapo pela presença de células esclerenquimáticas (*E. acutangula*),

Figura 7 – Visão em corte transversal de raízes de plantas aquáticas; A. *Nymphaea pulchella* com aerênquima expansigênico, no detalhe células do diafragma (Di); B. *Salvinia auriculata* com aerênquima expansivo radial; C. *Eichhornia crassipes* com aerênquima esquisogênico radial; D. *Typha latifolia* com aerênquima lisógeno radial; E. *Paspalum vaginatum* aerênquima lisógeno radial; F. *Eleocharis acutangula* com aerênquima lisógeno tangencial. Aumento 4X = Fig. D e F; 10X = Fig. C e E; 40X=Fig.A e B; Zoom digital de 2X em 40X=Fig. A Di.



(iii) presença de aerênquima em caules do tipo escapo e estolão (*E. crassipes*, *P. stratiotes* e *E. acutangula*) e na periderme (*N. plena*), (iv) diafragma do aerênquima com idioblasto e ráfides (*H. seubertiana* e *E. crassipes*) e células braciiformes (*E. acutangula*). FOLHA: (i) diferenças de coloração das faces abaxial e adaxial (*N. pulchella*), (ii) limbo e pecíolo esponjosos (*E. crassipes* e *P. stratiotes*), (iii) folhas com limbo reduzido (*C. demersum* e *H. gardneri*), (iv) aerênquima associada à superfície abaxial do limbo (*N. pulchella*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*), preenchendo todo o mesófilo foliar (*Wolffiella welwitschii*, *Typha latifolia* e *H. seubertiana*) ou apenas no pecíolo (*N. plena*; *G* e *L. helmithorrhiza*). RAÍZ: (i) raízes pneumatóforas em *L. helmintorrhiza*, (ii) raízes adventícias aquáticas de ramos flutuantes de *H. Seubertiana*, (iii) sistema vascular reduzido em todas as espécies, com variação apenas para o tipo de aerênquima presente: expansigênico (*N. pulchella*), expansivo radial (*S. auriculata*), esquisogênico radial (*E. crassipes*), lisógeno radial (*T. latifolia* e *P. vaginatum*) e lisógeno tangencial (*E. acutangula*).

17

INFLUÊNCIA DO REGIME HIDROLÓGICO SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS DE AMBIENTES AQUÁTICOS TEMPORÁRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Luiza Morais de Medeiros

Gustavo Henrique Gonzaga da Silva

INTRODUÇÃO

Em regiões semiáridas, os rios possuem períodos com fluxos e volumes reduzidos, que favorecem o surgimento de poças temporárias ao longo de seus canais e influenciam na composição e distribuição das espécies aquáticas (LARNED et al., 2010; ARTHINGTON et al., 2014; DATRY et al., 2014; GALLARD et al., 2017). As poças fluviais isoladas, que se formam nos canais dos rios temporários, são consideradas habitats transitórios de importância ecológica, pois servem de refúgio para a biota e auxiliam na manutenção da biodiversidade local e regional, durante os períodos sem fluxo de água (BONADA et al., 2020). As poças fluviais podem se formar tanto no canal principal, quando nos canais secundários dos rios, apresentando conexão sazonal

ou mensal com o fluxo superficial do ambiente lótico (HAMILTON et al., 2005; FELLMAN et al., 2011; BOURKE et al., 2020).

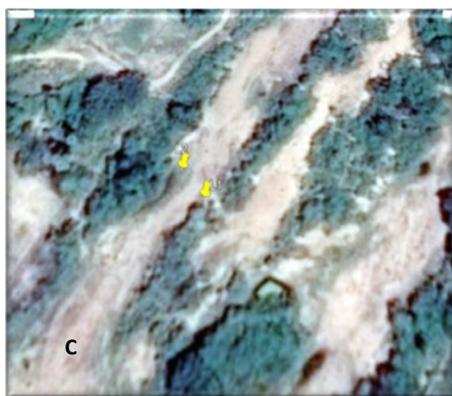
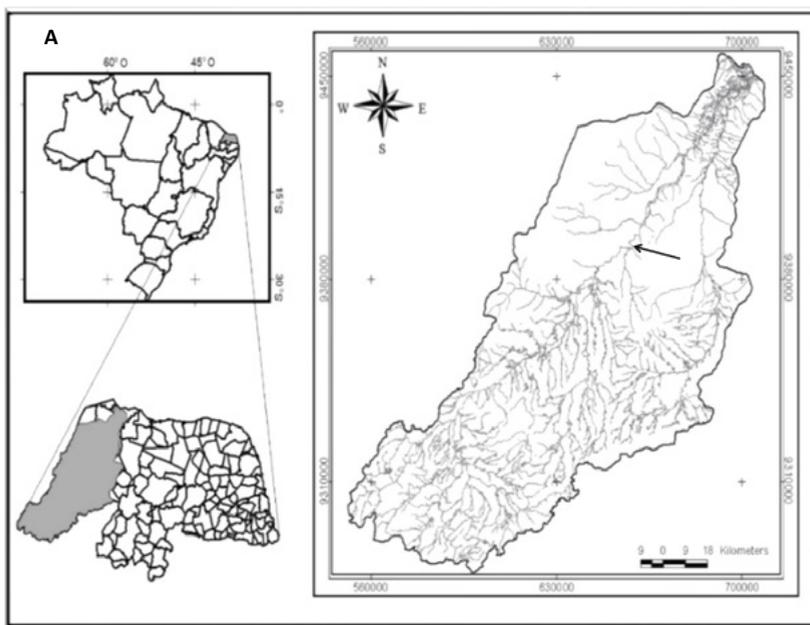
Na região semiárida do Brasil, a maioria dos rios possui regimes hidrológicos intermitentes, com períodos de inundações repentinas e secas prolongadas, que podem atuar como agentes de perturbação hidrológica e influenciar na dinâmica fluvial e na estruturação das comunidades aquáticas (PEDRO et al., 2006; BORNETTE; PUJALON, 2010; PINTO-CRUZ et al., 2011; JONES et al., 2012; ARAÚJO, 2012; TABOSA et al., 2012; AGUIAR et al., 2014). As inundações podem gerar novas áreas para formar um mosaico de habitats que contribuem para o aumento da densidade e da frequência de ocorrência dos organismos vivos, como por exemplo, as macrófitas aquáticas. Esses vegetais são afetados por uma série de fatores, que incluem as características químicas do ambiente (STEFFEN et al., 2014, AZZELLA et al., 2014), as interações ecológicas, (HENRY-SILVA, CAMARGO, 2015), além das características morfométricas e hidrológicas dos ecossistemas aquáticos (SCHNEIDER et al., 2015; BOLPAGNI et al., 2016; FERNÁNDEZ-ALÁEZ et al., 2018). As espécies submersas enraizadas, por exemplo, em períodos de cheia são desfavorecidas, devido ao aumento da turbidez da água, enquanto durante o período seco há a substituição de plantas estritamente aquáticas por espécies emergentes ou aquáticas com ciclo de vida curto (HANDLEY; DAVY, 2002; BORNETTE; PUJALON, 2009).

Diversos estudos têm avaliado a diversidade regional de macrófitas em ambientes aquáticos perenes, analisando principalmente como às variáveis ambientais atuam sobre estes vegetais (SANTOS et al., 2009; AKASAKA et al., 2010; VARANDAS MARTINS, et al., 2013.; AGUIAR et al., 2014; CUNHA-SANTINO et al., 2016; ALAHUHTA et al., 2017; HUANG et al., 2019, FERNÁNDEZ-ALÁEZ et al., 2020). No entanto, ainda pouco se sabe a respeito da diversidade das macrófitas aquáticas em ambientes aquáticos temporários tropicais e como o regime hidrológico influencia na dinâmica e na estrutura dessa comunidade vegetal (SANTOS et al., 2009; FERREIRA et al., 2010; TABOSA et al., 2012). Nesse contexto, objetivamos com este capítulo verificar a variação temporal das assembleias de macrófitas aquáticas em poças fluviais temporárias.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em duas poças fluviais temporárias em um trecho intermitente do rio Apodi-Mossoró, localizado no semiárido do Rio Grande do Norte (Figura 1). A Poça 1 estava situada na margem direita do rio (X UTM- 659536.789049; Y UTM- 9393083.76765) com uma área média de 4,5m² e máxima de 7m². Enquanto a Poça 2, estava localizada na margem esquerda do rio (X UTM- 659529.738768; Y UTM- 9393095.76364), com uma área média de 6,5m² e máxima de 10m² (Figuras 1 e 2).

Figura 1 – A: Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró – RN. Setas indica a área de estudo. B: Fase com Fluxo de Base (sem poças fluviais). C: Fase Com Poças Fluviais (Poças 1 e 2)



Fonte: Google Earth

Figura 2 – Poças fluviais no Rio Apodi-Mossoró com a ocorrência de macrófitas aquáticas

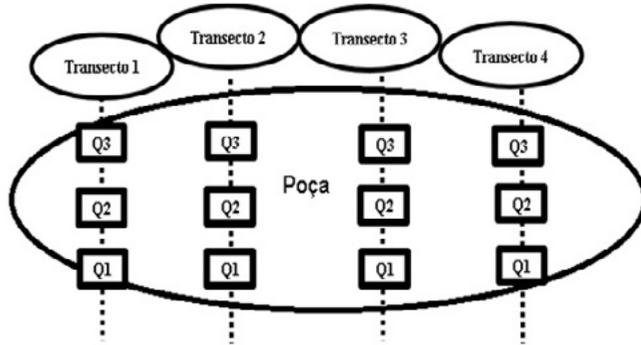


Fotos: Gustavo H. G. Silva (2013)

As coletas ocorreram mensalmente, entre os meses de julho de 2012 e junho de 2014, compreendendo os períodos de seca e de chuva na região. Foram estabelecidos transectos nas poças fluviais temporárias, com comprimento variável. Para cada transecto foram delimitadas parcelas de 0,25m² para identificação das espécies de macrófitas, totalizando durante todo o estudo 192 parcelas (Figura 3).

Figura 3 – Esquema de coleta nas poças fluviais, com os transectos sentido margem-margem.

Para cada transecto foram delimitadas parcelas de 0,25m²



As variáveis limnológicas medidas diretamente nas poças fluviais foram temperatura, oxigênio dissolvido, pH e turbidez, sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica, por meio de um multissensor de parâmetros limnológicos U-52G Horiba®. Também foram coletadas amostras de água em ambas as poças para determinação das concentrações de nutrientes. Em laboratório, foram determinadas as concentrações de fósforo total (PT), nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃), amônia (NH₃), nitrogênio total Kjeldahl (NT). Aplicou-se a Análise dos Componentes Principais (ACP), no intuito de ordenar os pontos de amostragem, a partir da matriz de correlação das variáveis limnológicas.

Na análise das formas biológicas, adotou-se a definição proposta por Irgang e Gastal (1996). As espécies foram classificadas como: Anfíbias (A); Emergentes (E); Flutuantes Livres (FL); Submersas Fixas (SF); Flutuantes Livres (FL) e Flutuantes Fixas (FF). Foi determinada a frequência de cada espécie amostrada por área, ao longo do período estudado, sendo classificadas como: Constante = $F > 50\%$, comum = $10\% < F \leq 50\%$, ou rara = $F \leq 10\%$ (Lobo e Leighton, 1986). A medida de riqueza foi avaliada através da riqueza numérica com a contagem de espécies. Os dados de presença-ausência das formas biológicas nas poças temporárias foram convertidos em dados de frequência, dividindo o número de vezes que as formas biológicas foram registradas pelo total de registros de todas as formas biológicas, referidos como abundância relativa (p_i), que foi medida como:

$$p_i = \frac{ni}{\sum_{i=1}^S ni}$$

Onde, ni é o número de pontos onde a forma biológica i foi registrada. Os valores de abundância relativa (p_i) foram baseados na frequência de ocorrência (incidência baseada em conjunto de dados).

As fases hidrológicas estabelecidas no presente estudo foram as seguintes: “FASE COM FLUXO DE ÁGUA”, subdividida em: “Fluxo Alto (Inundações)” ; “Fluxo de Base” e “Fluxo Baixo”. “FASE COM POÇAS FLUVIAIS” e “FASE SECA,” subdividida em “Com Água Subsuperficial” e “Sem Água (Seco)”. Esta última caracterizando uma fase terrestre (GALLARD et al., 2012; DATRY et al., 2013; GALLARD et al., 2017) (Figura 4).

Figura 4 – Fases hidrológicas de rios temporários de acordo com Gallard et al., 2012; Datry et al., 2016; Gallard et al., 2017. Adaptado de Bonada et al. (2020)



RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas poças fluviais foram identificadas oito espécies de macrófitas aquáticas pertencentes a oito gêneros e a sete famílias. A família com maior número de espécies foi Pontederiaceae, compreendendo 25% do total de espécies (*Heteranthera seubertiana* e *Hydrothrix gardneri*) (Tabela 1).

Tabela 1 – Espécies de macrófitas aquáticas observadas em duas poças temporárias (Poça 1 e 2) no rio Apodi-Mossoró, RN no período de julho de 2012 a junho de 2014.

Família	Espécies	Formas Biológicas	Poças
Pontederiaceae	<i>Heteranthera seubertiana</i>	Anfíbia	1,2
Pontederiaceae	<i>Hydrothrix gardneri</i>	Submersa Fixa	1,2
Salvinaceae	<i>Salvinia auriculata</i>	Flutuante Livre	1,2
Onagraceae	<i>Ludwigia peploides</i>	Anfíbia	1,2
Characeae	<i>Chara indica</i>	Submersa Fixa	1,2
Convolvulaceae	<i>Ipomea fistulosa</i>	Anfíbia	1,2
Cyperaceae	<i>Eleocharis sp</i>	Emergente	1,2
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea alba</i>	Flutuante Fixa	2

A forma biológica anfíbia foi mais comum na Poça 1 (três espécies), seguida pela submersa fixa (duas espécies), flutuante livre e emergente (uma espécie cada) (Figura 5). Na Poça 2, a forma biológica mais comum também foi a anfíbia (três espécies), seguida pela submersa enraizada (duas espécies) e flutuante livre, emergente e folhas flutuantes (uma espécie de cada). Em ambos os ambientes aquáticos não foi observada espécie submersa livre (Figura 6).

Figura 5 – Formas biológicas observadas na Poça 1. Anfíbia (A); Submersa Fixa (SF); Flutuante Livre (FL) e Emergente (E)

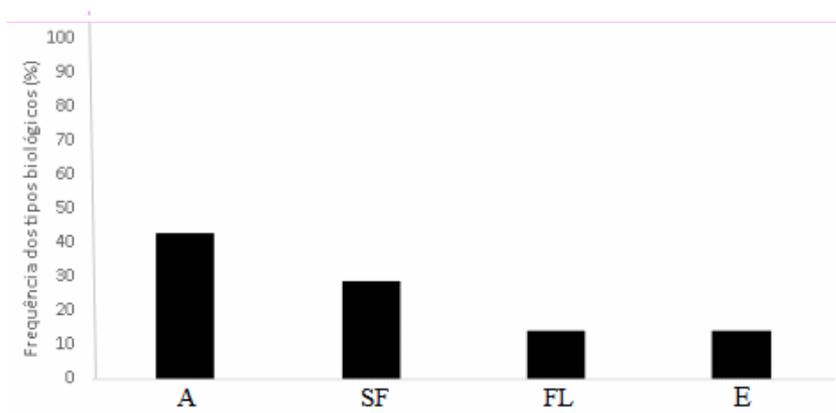
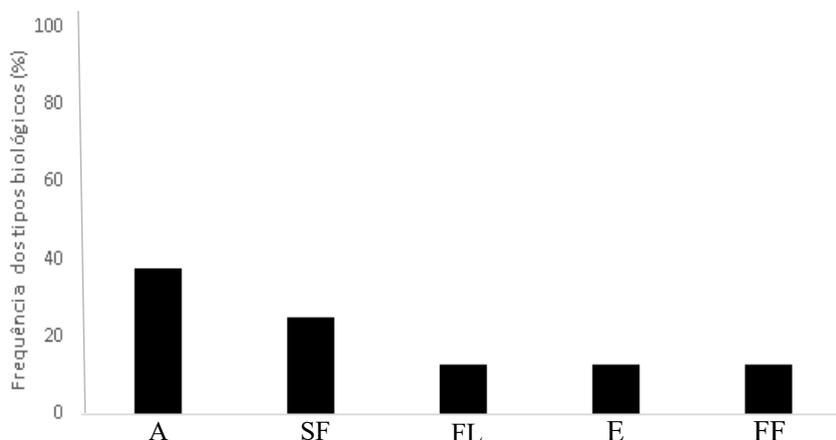


Figura 6 – Formas biológicas observadas na Poça 2. Anfíbia (A); Submersa Fixa (SF); Flutuante Livre (FL); Emergente (E) e Flutuante Fixa (FF)



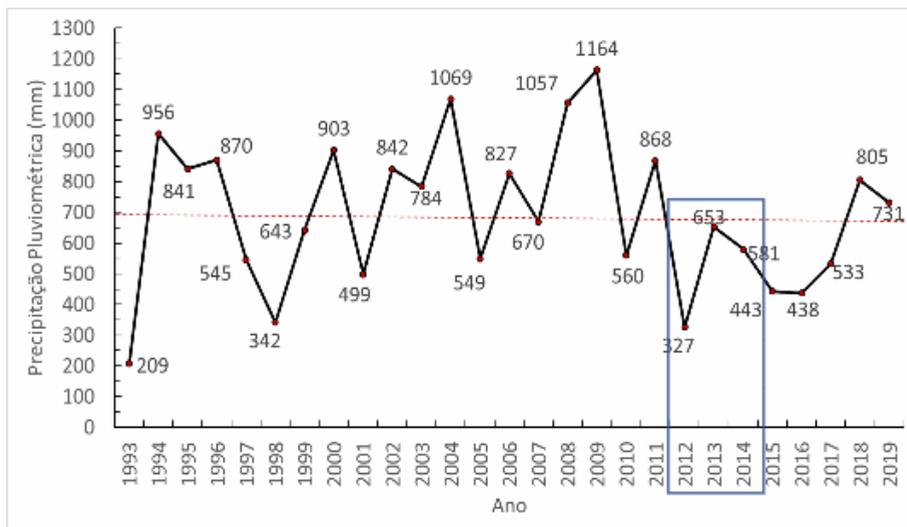
As espécies comuns na Poça 1 corresponderam a 57,1% do total das macrófitas aquáticas. Espécies constantes e raras representaram 28,6% e 14,3%, respectivamente. Na Poça 2, as espécies comuns foram 75% do total de macrófitas aquáticas e as espécies constantes 25%, sendo que não houve a ocorrência de espécies raras. Entre as espécies comuns, a anfíbia foi a mais frequente apenas para a Poça 2 (Tabela 2).

Tabela 2 – Classificação de acordo com a frequência de ocorrência de macrófitas aquáticas nas Poças Fluviais 1 e 2 no Rio Apodi / Mossoró, RN

Espécies	Poça 1	Poça 2
<i>Heteranthera seubertiana</i>	Constante	Constante
<i>Hydrothrix gardneri</i>	Constante	Constante
<i>Salvinia auriculata</i>	Comum	Comum
<i>Ludwigia peploides</i>	Comum	Comum
<i>Chara indica</i>	Comum	Comum
<i>Ipomea fistulosa</i>	Comum	Comum
<i>Eleocharis sp</i>	Rara	Comum
<i>Nymphaea alba</i>	-	Comum

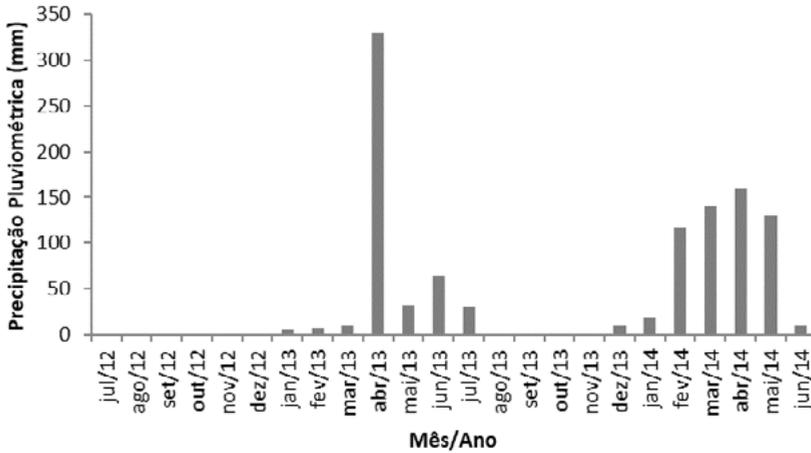
A Figura 7 apresenta uma série temporal (1993 a 2019) de precipitação pluviométrica na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, revelando que durante o período do estudo, a precipitação na bacia ficou abaixo da média histórica (693 mm), ou seja, 327 mm em 2012, 653 mm em 2013 e 443 mm em 2014.

Figura 7 – Série temporal (1993 a 2019) de precipitação pluviométrica na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró. Linha vermelha indica o valor médio de precipitação entre os anos de 1993 e 2019 (693 mm). No detalhe os anos de coleta (2012 a 2014). Fonte: Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte – EMPARN



Durante o período de estudo, as poças fluviais estiveram submetidas a períodos hidrológicos distintos. O primeiro período foi caracterizado por um nível de água relativamente constante (20 a 30 cm), compreendendo os meses de julho/2012 a março/2013 (Fase Com Poças Fluviais I). O segundo período, compreendeu apenas o mês de abril/2013, onde as chuvas concentradas (323 mm) proporcionaram, no trecho estudado, um aumento repentino da correnteza no mês de abril/2013 de 0 para 0,6 m/s e da profundidade média de 23 para 58 cm. Com isso, as duas poças se conectaram com o canal principal do rio (Fase com Fluxo de Base). O terceiro período (maio a dezembro/2013) foi caracterizado pela redução gradativa da profundidade, sendo que a Poça 1 variou de 26 a 2 cm e a Poça 2 variou de 14 a 6 cm de profundidade. Neste período houve a desconexão de ambas as poças com canal fluvial (Fase Com Poças Fluviais II). Em janeiro/2014 as poças secaram, sendo que a Poça 1 continuou nesta condição até fevereiro/2014 (Fase Seca). A partir de fevereiro/2014 ocorreram chuvas melhor distribuídas na região e as poças voltaram a se encher novamente até o mês de junho/2014, chegando a atingir cerca de 10 cm de profundidade (Fase Com Poças Fluviais III) (Figuras 8 a 10).

Figura 8 – Precipitação pluviométrica dos anos de 2012 a 2014 na região dos locais de coleta



Em ambas as poças, o período de maior riqueza de espécies ocorreu durante a Fase com Poças Fluviais I (julho/2012 a março de 2013), com seis espécies de macrófitas aquáticas. As menores riquezas de espécies foram observadas no mês de abril de 2013 (Fase Fluxo de Base), quando as duas poças se conectaram com o canal principal do rio e durante a Fase Seca (janeiro a fevereiro/2014), quando as poças ficaram sem água superficial (Figuras 9 e 10).

Em ambas as poças, a espécie anfíbia *H. seubertiana* foi mais frequente, o que demonstra sua maior capacidade de estabelecer populações viáveis em ambientes temporariamente úmidos. É importante destacar, que quando a coluna d'água é reduzida, aumenta a concorrência por recursos e espaço, prejudicando o estabelecimento e a permanência de espécies flutuantes livres e enraizadas submersas. Por outro lado, essa condição pode favorecer o estabelecimento de espécies anfíbias e emergentes, levando a uma mudança na composição dos grupos funcionais existentes na comunidade de macrófitas aquáticas (EVANGELISTA et al., 2012; MORMUL et al., 2015). De fato, as espécies *S. auriculata* (flutuante livre) e *N. alba* (flutuante fixa), não foram mais encontradas após a Fase de Fluxo de Base (cheia). Esse fato provavelmente ocorreu devido ao transporte dos indivíduos pela correnteza. Já a macroalga submersa fixa *C. indica*, não foi encontrada na Poça 1 após a Fase de Seca.

Figura 9 – Riqueza das espécies (linha tracejada) e profundidade média (linha contínua) na Poça 1 (24 meses). Legenda: 1-Jul/2012, 2- Ago/2012, 3- Set/2012, 4-Out/2012, 5-Nov/2012, 6-Dez/2012, 7- Jan/2013, 8- Fev/2013, 9-Mar/2013, 10-Abr/2013, 11- Maio/2013, 12-Jun/2013, 13-Jul/2013, 14- Ago/2013, 15- Set/2013, 16-Out/2013, 17-Nov/2013, 18-Dez/2013, 19-Jan/2014, 20-fev/2014, 21-Mar/2014, 22-Abr/2014, 23- Maio/2014, 24-Jun/2014

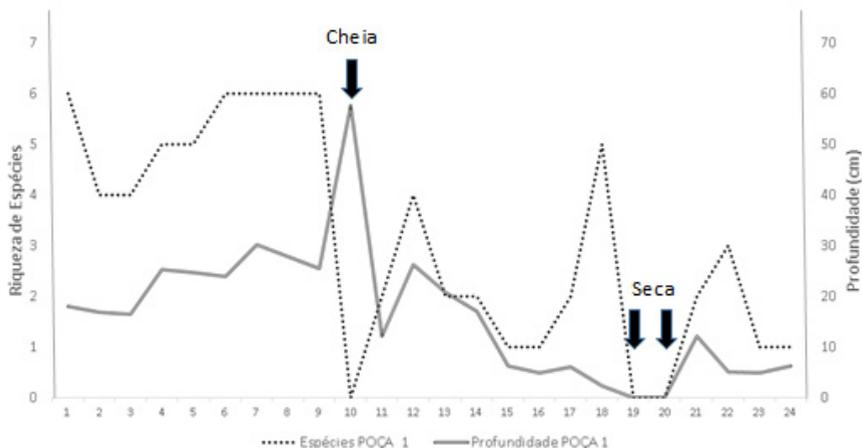
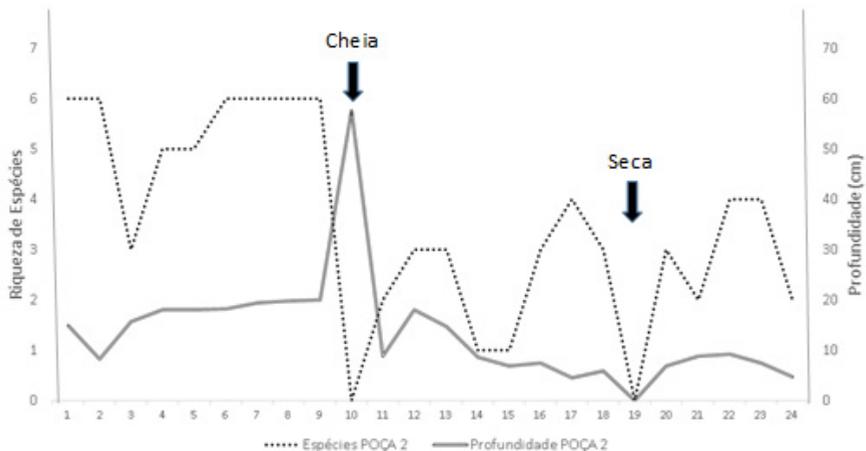


Figura 10 – Riqueza das espécies (linha tracejada) e profundidade média (linha contínua) na Poça 2 (24 meses). Legenda: 1-Jul/2012, 2- Ago/2012, 3- Set/2012, 4-Out/2012, 5-Nov/2012, 6-Dez/2012, 7- Jan/2013, 8- Fev/2013, 9-Mar/2013, 10-Abr/2013, 11- Maio/2013, 12-Jun/2013, 13-Jul/2013, 14- Ago/2013, 15- Set/2013, 16-Out/2013, 17-Nov/2013, 18-Dez/2013, 19-Jan/2014, 20-Fev/2014, 21-Mar/2014, 22-Abr/2014, 23- Maio/2014, 24-Jun/2014



A análise dos componentes principais (ACP), com as variáveis limnológicas da Poça 1, resumiu 59,36 % da variabilidade total dos dados físico-químicos em seus dois primeiros eixos, sendo que o primeiro eixo explicou 35,91% da variância total encontrada e, o segundo eixo, explicou 23,45% (Figura 10). As variáveis que apresentaram maior importância no eixo 1 foram: amônia, nitrito, nitrato, ortofosfato e fósforo total. Para o eixo 2 da ACP, as variáveis mais importantes foram: oxigênio, turbidez e profundidade. A temperatura, o pH e o nitrogênio total não estiveram correlacionados com nenhum dos dois eixos componentes, pelo valor estabelecido de $|0,6|$.

Já a ACP com as variáveis limnológicas da Poça 2 resumiu 57,79 % da variabilidade total dos dados físico-químicos em seus dois primeiros eixos, sendo que o primeiro eixo explicou 39,70% e o segundo eixo explicou 18,09% (Figura 11). As variáveis que apresentaram maior importância no eixo 1 foram: pH, oxigênio dissolvido, nitrato, fósforo total e nitrogênio total. Para o eixo 2 da ACP, as variáveis mais importantes foram: turbidez e profundidade. As variáveis, temperatura, amônia, nitrito e o ortofosfato não estiveram correlacionadas com nenhum dos dois eixos componentes pelo valor estabelecido de $|0,6|$.

Pode-se constatar uma diferença nos valores das variáveis limnológicas nas diferentes fases hidrológicas. De uma forma geral, os meses seguintes a Fase Seca, apresentaram valores mais elevados de compostos nitrogenados e fósforo total. No mês de abril de 2013 (Fase Fluxo de Base) foram constatados os maiores valores dos compostos nitrogenados, fósforo, profundidade, turbidez e oxigênio dissolvido, especialmente na Poça 1.

Embora Manolaki e Papastergiadou (2012) mencionem que as diferentes formas de nitrogênio são importantes na ocorrência de macrófitas e Rolon et al. (2008) tenham observado que as concentrações de nitrato e fósforo foram preditores importantes da composição desta comunidade, pôde-se observar que os aspectos hidrológicos foram mais relevantes na estruturação das assembleias de macrófitas aquáticas nas poças temporárias estudadas, com as variáveis químicas da água desempenhando um papel secundário.

Nos últimos meses do estudo foram constatados os maiores valores de nutrientes na água, mas também os menores valores de riqueza de espécies. Steffen et al (2014), estudando as relações entre as macrófitas aquáticas e as condições físicas e químicas de ambientes lóticos do noroeste da Alemanha, constataram que a correnteza foi a principal força estruturante das assembleias desses vegetais em rios e riachos, enquanto a influência das características químicas da água foi menos perceptível sobre a estruturação das assembleias de macrófitas aquáticas. Bourke (2020) salienta que a hidrologia é o principal fator que controla a diversidade biológica e as interações ecológicas em poças temporárias, tanto em escala anual (sazonal) quanto em escala temporal de décadas. Na escala temporal mais curta (sazonal) os períodos de seca e chuva durante o ano tendem a controlar a duração das diferentes fases dos ambientes temporários.

Figura 10—Análise dos Componentes Principais com as variáveis limnológicas da Poça Fluvial 1. A) Representação dos dois primeiros eixos componentes da ACP; B) Valores de correlação das variáveis. Legenda: 1-Jul/2012, 2- Ago/2012, 3- Set/2012, 4-Out/2012, 5-Nov/2012, 6-Dez/2012, 7-Jan/2013, 8- Fev/2013, 9-Mar/2013, 10-Abr/2013, 11- Maio/2013, 12-Jun/2013, 13-Jul/2013, 14-Ago/2013, 15- Set/2013, 16-Out/2013, 17-Nov/2013, 18-Dez/2013, 21-Mar/2014, 22-Abr/2014, 23- Maio/2014, 24-Jun/2014

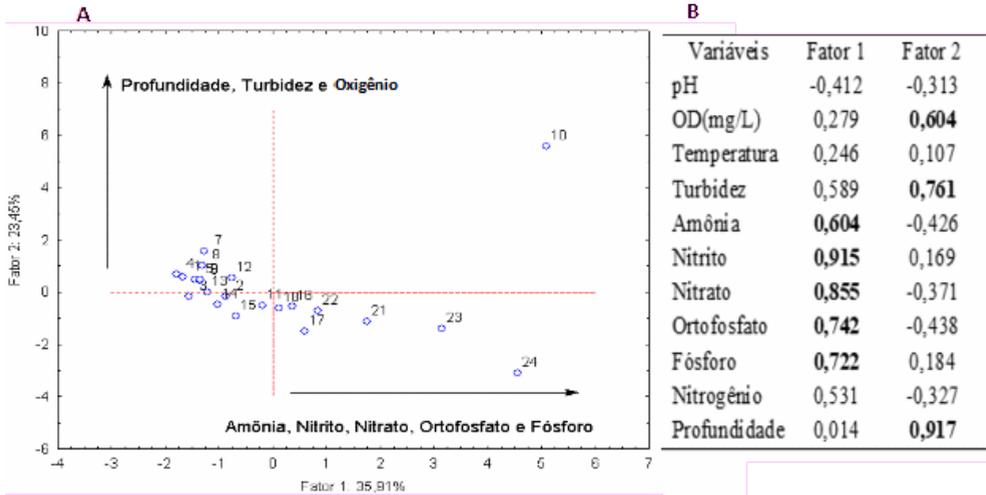
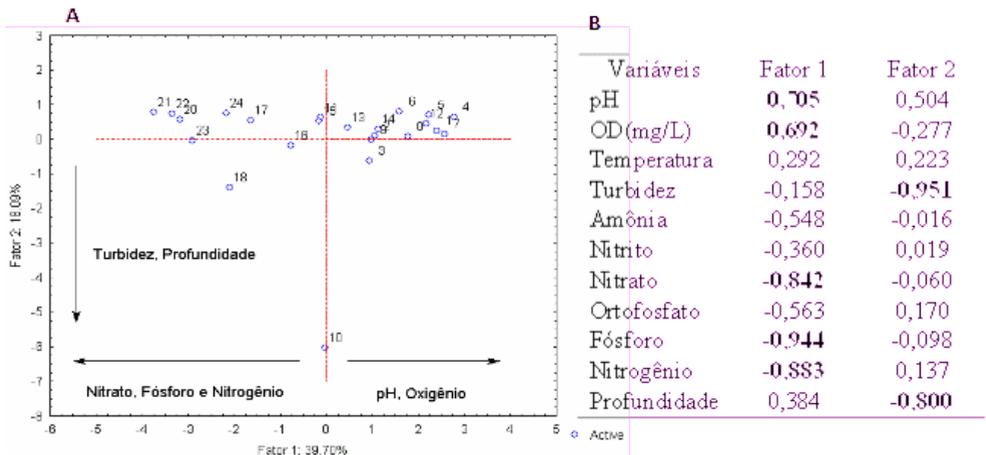


Figura 11 – Análise dos Componentes Principais com as variáveis limnológicas da Poça Fluvial 2. A) Representação dos dois primeiros eixos componentes da ACP; B) Valores de correlação das variáveis. Legenda: 1-Jul/2012, 2- Ago/2012, 3- Set/2012, 4-Out/2012, 5-Nov/2012, 6-Dez/2012, 7- Jan/2013, 8- Fev/2013, 9-Mar/2013, 10-Abr/2013, 11- Maio/2013, 12-Jun/2013, 13-Jul/2013, 14- Ago/2013, 15- Set/2013, 16-Out/2013, 17-Nov/2013, 18-Dez/2013, 21-Mar/2014, 22-Abr/2014, 23- Maio/2014, 24-Jun/2014



CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo revelou o predomínio de espécies anfíbias, principalmente *H. seubertiana*, nas poças temporárias analisadas. Estudos desenvolvidos em ambientes perenes e temporários do semiárido também constataram o predomínio dessa forma biológica (SANTOS et al., 2009; HENRY-SILVA et al., 2010; LIMA et al., 2011; ARAÚJO et al., 2012; CAMPELO, 2013). Pode-se constatar que as variações no nível da água, especialmente os eventos de cheia e seca, foram importantes para a estruturação das assembleias de macrófitas aquáticas, sendo que as características químicas da água tiveram papel secundário.

18

DENSIDADE DO GASTRÓPODE INVASOR *Melanoides tuberculata* ASSOCIADO ÀS MACRÓFITAS AQUÁTICAS *Egeria densa* E *Chara indica* EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Eudilena Laurindo de Medeiros
Gustavo Henrique Gonzaga da Silva

INTRODUÇÃO

A invasão biológica ocorre quando espécies introduzidas em um novo ambiente, as chamadas espécies invasoras, possuem elevado potencial adaptativo e sucesso no processo de estabelecimento em novos habitats (VERMEIJ, 1996; REDDY, 2008; MARK, 2009; GALLARDO et al., 2016). As espécies invasoras podem alcançar elevadas densidades, ocasionando perturbações, tais como, a redução do número de indivíduos das populações nativas, alterações no funcionamento dos ecossistemas e perda de biodiversidade local (PHILLIPS et al., 2010, LADD; ROGOWSKI, 2012; BELLARD et al., 2016; CARVALHO et al., 2020). Além disso, as espécies invasoras aquáticas podem ocasionar danos econômicos, quando são portadoras de parasitas

que causam doenças em organismos cultivados, como peixes em tanques-rede, e no próprio ser humano (PINTO; MELO, 2010; ANDRADE et al., 2012; PATOKA et al., 2017).

Existe uma série de fatores que influenciam o aumento da densidade de espécies invasoras de moluscos, tais como, rápido desenvolvimento sexual, elevada capacidade reprodutiva e ausência de predadores e competidores (STRAYER et al., 2006; MARK, 2009). Outros fatores que afetam a densidade e a distribuição dos moluscos invasores são a disponibilidade e a quantidade de alimentos, bem como o tipo de sedimento (orgânico, areia, argila), tipo de substrato (rocha, madeira, macrófitas aquáticas) e as características físicas e químicas da água (MARK, 2009, FERNÁNDEZ; REID, 2012). A densidade desses organismos também está relacionada à complexidade de habitat, sendo que os habitats mais estruturados proporcionam refúgios para vários invertebrados. A complexidade de um habitat pode ocorrer pela presença de pedras, galhos secos de plantas, porém, o fator que mais influência é a presença de macrófitas aquáticas (THOMAZ; CUNHA, 2010; FERNÁNDEZ; REID, 2012).

Devido às altas taxas de produção de biomassa, especialmente em ambientes tropicais, as macrófitas são importantes fontes de recurso alimentar para os organismos aquáticos, fornecendo alimento, substrato e abrigo para moluscos herbívoros e detritívoros e demais macroinvertebrados (CAMARGO et al., 2003; THOMAZ; CUNHA, 2010, FERNÁNDEZ; REID, 2012). ARAKI et al, 2018; SHIMABUKURO; HENRY, 2018. Os bancos de macrófitas aquáticas, ao se expandirem pelo ambiente aquático, contribuem para o aumento da densidade e da abundância de moluscos, tais como o bivalve *M. tuberculata* (SANTOS et al., 2009; ZAABAR et al., 2017). Essa espécie é de origem afro-asiático, de água doce, partenogenético e com hábito alimentar constituído de algas perifíticas, matéria orgânica em decomposição e bactérias depositadas sobre o sedimento (DUDGEON, 1986, POINTIER, et al., 1991). Caracterizado por ser um molusco *r* estrategista, com grande longevidade, reprodução por partenogênese, altas taxas de natalidade, crescimento rápido e baixa mortalidade (SAMADI et al., 1999; SHUHAIMI-OTHMAN et al., 2012). Devido a essas características, a espécie consegue manter altas densidades populacionais por longos períodos de tempo.

Indivíduos de *M. tuberculata* podem ser hospedeiros intermediários do *C. formosanus*, popularmente conhecido como “trematoda de brânquias”, que usam os peixes como hospedeiros definitivos. Estes peixes ao serem infectados produzem respostas inflamatórias em suas brânquias, afetando diretamente a saúde do animal e, eventualmente, sua morte (ANDRADE et al., 2012.). *M. tuberculata* também pode transmitir parasitas para os seres humanos, pelo fato de ser o hospedeiro intermediário do patógeno causador da esquistossomose (FERNANDEZ et al., 2014). Recentemente, descobriu-se que uma nova espécie de parasita (*Gigantobilharzia melanoidis*) utiliza esse molusco como hospedeiro intermediário, tendo como hospedeiro definitivo as aves que, ao serem consumidas pelo ser humano, podem causar doenças (SCHUSTER, 2014).

A proliferação de *M. tuberculata* também pode afetar a fauna nativa no ambiente em que se estabelece. Pointier et al. (1991) verificaram que a invasão do *M. tuberculata* teve como consequência o desaparecimento de *Biomphalaria glabrata* e a diminuição de *Biomphalaria straminea*, espécies nativas da região onde ocorreu a invasão, configurando um problema de perda da biodiversidade. Nesse contexto, o presente capítulo teve como objetivo verificar a influência da macrófita aquática *Egeria densa* e macroalga *Chara indica* sobre a densidade do molusco invasor *M. tuberculata* e se a estrutura de habitat interfere na densidade deste molusco invasor.

MATERIAL E MÉTODOS

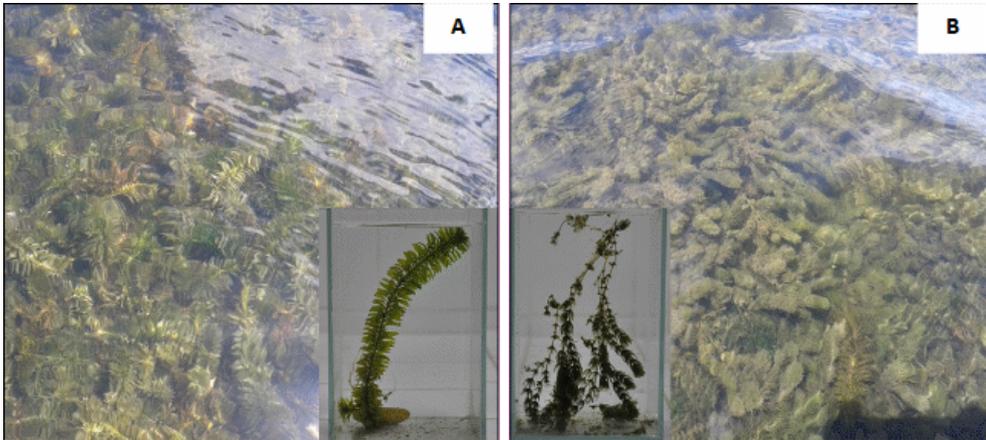
O trabalho foi realizado no reservatório de Santa Cruz, localizado da bacia do rio Apodi-Mossoró, no semiárido brasileiro (5°46'02,26"S e 37°47'53,36"W). Dados de precipitação do período avaliado foram obtidos através da ANA–Agência Nacional de Águas. Foram realizadas duas coletas, sendo uma em setembro de 2013 e outra em abril de 2014. Para avaliação dos efeitos das macrófitas sobre a densidade do molusco *M. tuberculata* (Figura 1), foram feitas coletas em quadruplicatas, em bancos das macrófitas submersas *E. densa* e *C. indica* (Figura 2), além de coletas em uma área que não possuía as espécies vegetais.

Figura 1 – Indivíduos do molusco *Melanoides tuberculata*



Foto: Eudilena L. Medeiros (2013).

Figura 2 – Bancos das macrófitas aquáticas *Egeria densa* (A) e *Chara indica* (B) no reservatório de Santa Cruz do Apodi – RN.



Fotos: Eudilena L. Medeiros (2013).

As amostragens da macrófita *E. densa* e da macroalga *C. indica* foram feitas com um coletor circular de 15,7 cm de diâmetro e 12 cm de altura. Para realizar a remoção do molusco gastrópode *M. tuberculata*, o material vegetal foi lavado em peneiras de 2 mm de malha. Após a separação dos moluscos, foi realizada a contagem dos indivíduos vivos de *M. tuberculata*. As variáveis físicas e químicas da água temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e pH foram aferidas por um multisensor de variáveis limnológicas. Amostras de água dos locais de coleta foram obtidas para determinação em laboratório do fósforo total (GOLTERMAN et al., 1978) e Nitrogênio total (KOROLEFF, 1976).

Para a determinação da complexidade de habitat, foram coletados quatro fragmentos de 20 cm de comprimento da *E. densa* e quatro fragmento de 20 cm de comprimento da *C. indica*. Em laboratório, os fragmentos foram colocados em aquários de (10x10x20 cm) preenchidos com água; em seguida foram fotografados os quatro lados do aquário, cobrindo todas as suas áreas laterais, tendo sido essas imagens transferidas para o programa Gimp e transformadas em preto e branco. Por fim, as imagens foram transferidas para Programa Fractop (JELINEK, CORNFORTH; WEYMOUTH, 2003), onde o método de contagem de caixa, grade limite Método, (SUGIHARA; MAY, 1990) foi usado para estimar a dimensão fractal (D).

Para avaliar as diferenças significativas das densidades do molusco nos bancos de *E. densa*, *C. indica* e áreas sem macrófitas ou macroalgas, utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis e, *a posteriori*, o Student-Newman-Keuls, quando encontradas diferenças significativas. Para avaliar a diferença significativa da dimensão fractal entre a *E. densa* e *C. indica*, aplicou-se o teste t, após atendidos os pressupostos de normalidade e homogeneidade da variância,

segundo os testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. A Análise dos Componentes Principais (ACP) foi aplicada no intuito de ordenar os pontos de amostragem, a partir da matriz de correlação das variáveis físicas e químicas. O teste não paramétrico de Wilcoxon foi aplicado para avaliar a diferença da densidade do *M. tuberculata* entre os meses de coleta, após não atendimento dos pressupostos de normalidade e homocedasticidade. Todos os testes estatísticos foram realizados sob uma probabilidade de 5%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise de componentes principais (ACP), para as variáveis ambientais nos dois períodos do ano analisados, resumiu 70,6% da variabilidade total dos dados limnológicos em seus dois primeiros eixos, sendo que o primeiro eixo explicou 41,7% da variância total encontrada e o segundo eixo explicou 28,9%. As variáveis mais importantes para a ordenação dos pontos de coleta no eixo um foram: temperatura, condutividade, nitrogênio total e clorofila. Para o eixo dois, as variáveis mais importantes foram, pH, oxigênio dissolvido e fósforo total. As correlações das variáveis com os eixos obedeceram ao valor de $|0,6|$

A ACP mostrou que não houve distinção entre períodos seco e chuvoso (Figura 3). Os valores de temperatura e clorofila mais elevados foram constatados na região do reservatório sem macrófitas. Já os maiores valores de condutividade elétrica e nitrogênio total foram encontrados nas regiões com a presença das macrófitas *C. indica* e *E. densa*. Com relação ao oxigênio dissolvido, os maiores valores foram observados nas regiões com a presença de *C. indica*. As maiores densidades do *M. tuberculata* no estudo, ocorreram em regiões com maiores valores de oxigênio dissolvido, provavelmente pelo fato de o molusco invasor necessitar de águas bem oxigenadas para sua respiração. De fato, estudo desenvolvido por Sá et al. (2013) mostraram que espécies de prosobrânquios dependem de águas relativamente bem oxigenadas para sobreviverem.

No mês de setembro de 2013 a maior densidade média do molusco *M. tuberculata* foi encontrada no banco de *C. indica* (9729,6 ind.m⁻²). No banco de *E. densa*, a densidade média foi de 2279 ind.m⁻². A menor densidade média foi encontrada na área sem ambas as espécies de macrófitas (456 ind.m⁻²). A densidade do *M. tuberculata* foi significativamente superior no banco de *C. indica*. Já as densidades desse bivalve no banco de *E. densa* e no local sem macrófitas foram semelhantes (Figura 4A). Já no mês de abril de 2014, a densidade do *M. tuberculata* no banco da *C. indica* (8892 ind.m⁻²), não diferiu significativamente da densidade encontrada no banco da *E. densa* (7971 ind.m⁻²), porém, ambas as densidades foram significativamente superiores à densidade no local sem macrófitas (2214 ind.m⁻²) (Figura 4B).

Figura 3 – Análise dos Componentes Principais com os valores das variáveis limnológicas nos dois períodos de coleta. Eg1: Região com *E. densa*; Ch1: Região com *C. indica*; SM1- Região sem macrófitas e macroalgas em setembro de 2013. Eg2: Região com *E. densa*; Ch2: Região com *C. indica*; SM2- Região sem macrófitas aquáticas em abril de 2014. Temp.: Temperatura da água; Cond: Condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; PT: fósforo total; NT: nitrogênio total; Clor: clorofila a.

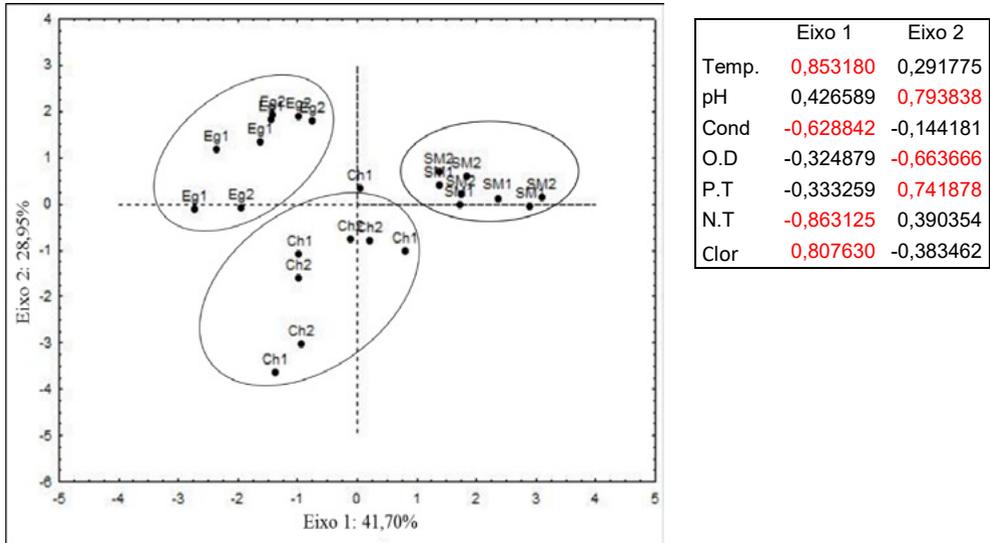
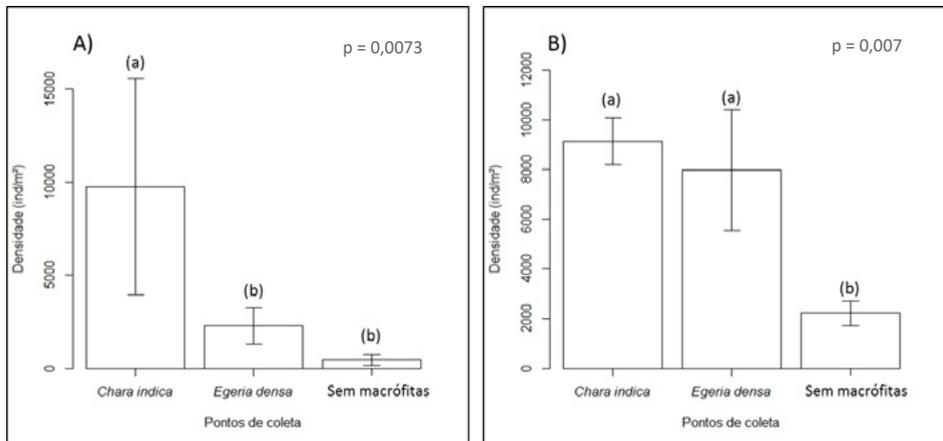
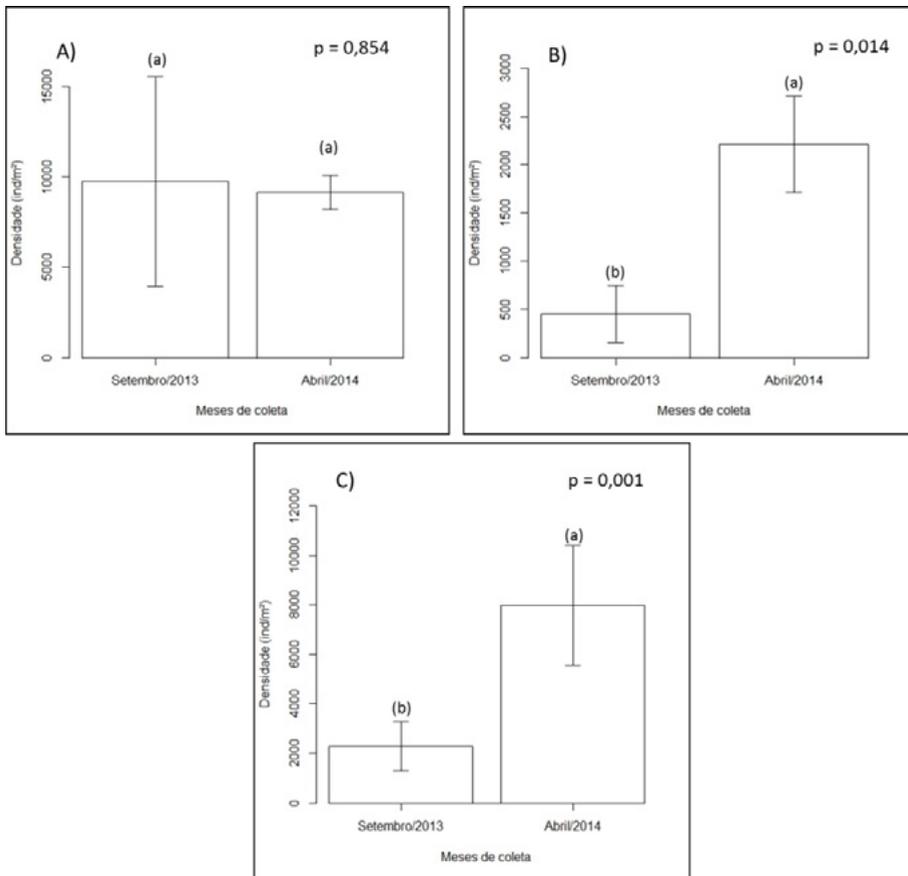


Figura 4 – Densidade média e desvio padrão de *M. tuberculata* nos bancos de *C. indica* e *E. densa* e em locais sem macrófitas aquáticas. A: setembro-2013; B: abril-2014. Letras distintas representam diferenças significativas entre os tratamentos, segundo o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis



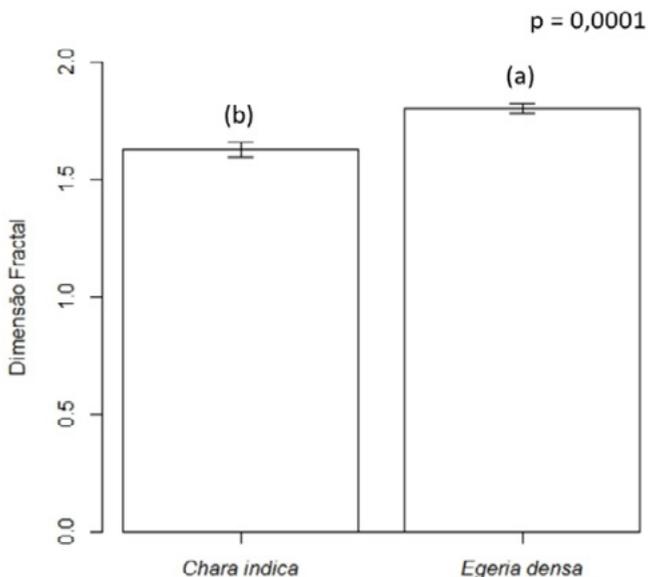
No banco de *C. indica*, não existiu diferença significativa na densidade média do molusco *M. tuberculata* nos períodos de coleta. Com relação ao banco de *E. densa*, no mês de abril de 2014, a densidade média foi significativamente superior à densidade média no mês de setembro de 2013. Na região sem macrófitas, a densidade média no mês de abril de 2014 foi significativamente superior à densidade no mês de setembro de 2013 (Figura 5).

Figura 5 – Densidade média e desvio padrão do *M. tuberculata*, nos pontos de coleta em diferentes épocas do ano. A: Banco de *C. indica*; B: Banco de *E. densa*; C: Sem macrófitas). As diferentes letras mostram as diferenças significativas através da análise não paramétrica dos tratamentos entre os dois meses estudados (setembro/2013 e abril/2014), através do teste de não paramétrico de Wilcoxon



O valor médio da dimensão fractal foi significativamente inferior para *C. indica* (1,63), mostrando que esta espécie possuiu menor complexidade de habitat quando comparada com *E. densa* (1,81) (Figura 6). Evidenciou-se que o *M. tuberculata* preferiu regiões que possuíam os vegetais aquáticos, sendo que maiores densidades ocorreram nas regiões com *C. indica*. As macrófitas aquáticas são importantes por servirem como substrato para o crescimento do perífiton, que é a principal fonte alimentar do molusco gastrópode. além disso, as macrófitas servem como abrigo contra predadores (MORMUL et al., 2010). As macrófitas tendem a aumentar a diversidade da fauna bentônica, pois, apresentam maior disponibilidade e variedade de alimentos e proporcionam uma maior gama de micro-habitats. A diferença na estrutura das espécies de macrófitas tem papel determinante na comunidade de invertebrados aquáticos associados (THOMAZ e CUNHA, 2010). O fato de *M. tuberculata* possuir maiores densidades quando associada aos bancos de *C. indica* e *E. densa*, pode ser devido a disponibilidade de alimento, visto que este molusco se alimenta de algas epífitas que ficam aderidas as estruturas destas macrófitas e também porque os bancos de ambas as espécies vegetais podem proporcionar abrigo contra predação, visto que várias espécies de peixes se alimentam de moluscos no reservatório de Santa Cruz (OLIVEIRA et al., 2018).

Figura 6. Valores médios e desvio padrão da dimensão fractal encontrado da *C. indica* e na *E. densa*, as diferentes letras mostram a diferença significativa da dimensão fractal entre a macrófita e a macroalga, através do teste t.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Concluimos que na presença dos bancos de *C. indica* e *E. densa*, as densidades do molusco invasor *M. tuberculata* foram mais elevadas se comparadas com áreas sem a ocorrência de ambas as espécies vegetais. A heterogeneidade de habitat proporcionada por essas macrófitas aquáticas submersas, a proteção contra a predação de peixes e a maior disponibilidade de alimento para esta espécie de molusco, tais como, detritos e perifiton que ficam aderidos nas estruturas vegetais, podem ter favorecido no aumento da densidade desse gastrópode no reservatório de Santa Cruz- RN.

19

COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES NOS RESERVATÓRIOS DE SANTA CRUZ E UMARI

Danielle Peretti

José Luís Costa Novaes

Darlan Dantas Alves de Araújo

Jonatta Fernandes Oliveira

Rodrigo Silva da Costa

INTRODUÇÃO

A região semiárida brasileira compreende 7% do território nacional, inclui o norte do estado de Minas Gerais e 70% do Nordeste Brasileiro (LEAL et al., 2003). O clima semiárido é caracterizado por altas temperaturas e baixa pluviosidade (250-750mm), que são distribuídas de forma irregular pela região, com instabilidade anual e interanual, que, associadas às altas taxas de evaporação superficial, provocam a intermitência dos ecossistemas lóticos dessa região

(MALTICHIK, 1999). Tais características formataram uma política nacional de segurança hídrica regional, baseada na acumulação de água nos períodos favoráveis, a partir da construção de barragens e açudes (PAIVA et al., 1994).

As construções de reservatórios resultaram em benefícios humanos, como a facilidade na obtenção de água, tanto para consumo, quanto para atividades agrícolas, a partir de processos de irrigação, instalação de pequenos empreendimentos industriais, cultivo de organismos aquáticos pela aquicultura e estabelecimento de uma atividade pesqueira continental fundamentada e direcionada à subsistência e ao comércio local/regional. Entretanto, a construção dos reservatórios resultou também em alterações ambientais. Dentre as modificações causadas estão a perda de biodiversidade, alteração na conectividade espacial (PETRY et al., 2003), degradação da qualidade da água e a modificação de processos ecológicos e biológicos, como a reprodução e o recrutamento de espécies com diferentes padrões de história de vida (AGOSTINHO et al., 2015).

Embora o semiárido tenha uma alta densidade de reservatórios para abastecimento (ANA, 2006), estudos sobre diversidade, estrutura das assembleias e biologia de peixes nesses ecossistemas ainda são fragmentados, escassos e recentes (TEXEIRA; GURGEL, 2005; MARINHO et al., 2006; MONTENEGRO et al., 2012). Essa falta de conhecimento dos reservatórios do semiárido, em especial no Nordeste, contrasta com o conhecimento sobre os reservatórios de outras regiões do Brasil, especialmente as regiões Sul e Sudeste, onde muitos estudos têm sido realizados e os padrões de diversidade, abundância e biologia da ictiofauna são bem conhecidos (CARVALHO et al., 1998; AGOSTINHO et al., 1999; ARAÚJO; SANTOS, 2001; OLIVEIRA et al., 2004; HOFFMANN, et al., 2005; BRITO; CARVALHO, 2006; SILVA et al., 2006; SMITH; PETRERE JUNIOR, 2008; TERRA et al., 2010).

Assim, considerando a escassez de estudos sobre a fauna de peixes em reservatórios do semiárido e a importância dos reservatórios de Santa Cruz e Umari, os maiores reservatórios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, para o abastecimento humano, bem como para a economia local através de atividades como pesca artesanal, tilapicultura e lazer, o presente trabalho teve os seguintes objetivos: i) conhecer a composição, abundância e alguns aspectos das estruturas da fauna de peixes; ii) verificar se a estrutura da fauna de peixes nos reservatórios estudados no semiárido apresentam semelhanças com os reservatórios de outras regiões.

MATERIAL E MÉTODOS

As coletas foram realizadas trimestralmente em dois reservatórios do semiárido potiguar, entre os anos de 2013 e 2014, sendo amostrados oito pontos no reservatório de Santa Cruz, no município de Apodi, e cinco pontos no reservatório de Umari, no município de Upanema (Tabela 1).

Tabela 1 – Coordenadas geográficas dos pontos de coleta nos reservatórios de Santa Cruz e Umari

Pontos de Coleta	Santa Cruz	Umari
Ponto 1	05°45'07,4"S/037°48'45,8"W	05°42'05,5"S/037°15'04,3"W
Ponto 2	05°45'32,9"S/037°49'51,3"W	05°42'26,3"S/037°13'29,6"W
Ponto 3	05°47'47,8"S/037°49'34,3"W	05°42'12,6"S/037°15'47,6"W
Ponto 4	05°48'28"S/037°48'32,7"W	05°44'42,5"S/037°14'25,0"W
Ponto 5	05°48'38,1"S/037°50'38,8"W	05°46'52,6"S/037°14'50,9"W
Ponto 6	05°50'32,7"S/037°52'22,6"W	
Ponto 7	05°49'12,7"S/037°52'51,0"W	
Ponto 8	05°50'29,5"S/037°54'06,3"W	

Para a captura dos peixes foram utilizadas redes de espera com malhas de 12; 15; 20; 25; 30; 35; 40; 45; 50; 60 e 70 mm (entre nós adjacentes). Os aparatos de pesca foram instalados às 17h00min e retirados às 05h00min, sendo realizadas despescas às 21h00min. Os exemplares capturados foram colocados em sacos plásticos devidamente identificados com os pontos de coletas, horário e aparato de captura e levados imediatamente para os procedimentos de identificação e biometria em laboratório. Em laboratório, o material foi triado e identificado até o nível taxonômico de espécie, por meio de literatura especializada (ROSA et al., 2003). Após identificação taxonômica, os exemplares foram submetidos à análise biométrica, obtendo-se os dados de comprimento total (Ct) e padrão (Cp), em centímetros, e peso total (Pt), em gramas.

Para a análise do conteúdo alimentar, os exemplares foram seccionados na região abdominal, eviscerados, e foi retirado o estômago. Para as espécies da família Loricariidae foi retirado o intestino. Após a remoção, as estruturas foram fixadas em formol a 10% e transferidas para conservação em álcool a 70%, e isso após 15 dias. Para análise dos dados de composição e estrutura da ictiofauna, foram considerados o número e o peso dos exemplares capturados.

Em relação à residência das espécies, foi utilizado o método de frequência de ocorrência (DAJOZ, 1973) para cada área estudada:

$$c = (ci/C) * 100$$

onde:

c – valor da frequência das espécies;

ci – número de coletas com as espécies;

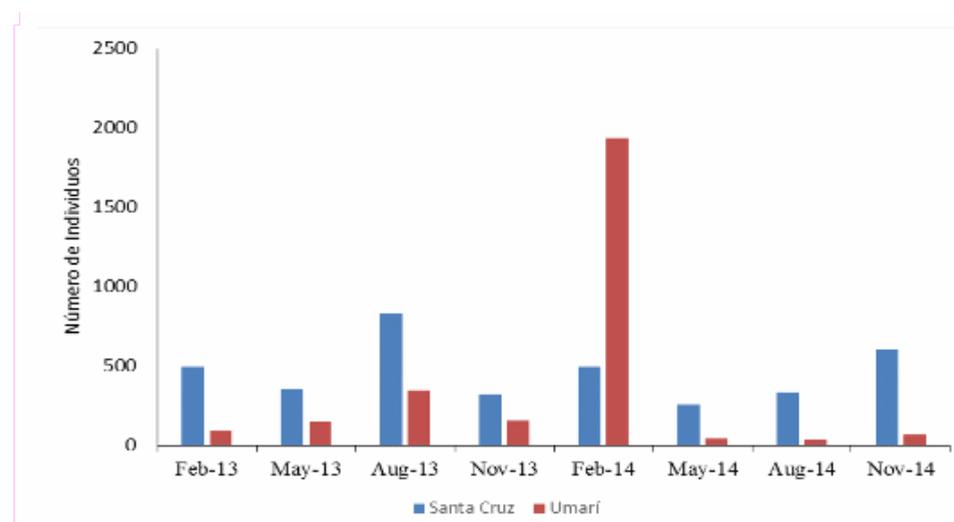
C – Número total de coletas.

As espécies que apresentaram $c \geq 50\%$ foram consideradas constantes, $25\% \leq c < 50\%$, acessórias e com $c < 25\%$ ocasionais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

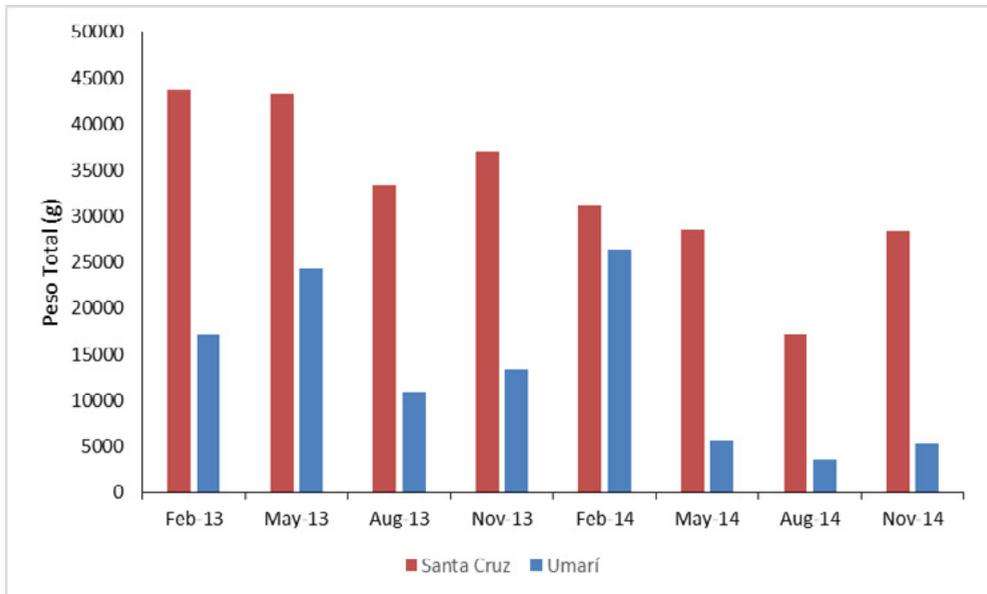
Foram amostrados 6502 peixes durante as coletas, sendo 3686 capturados no reservatório de Santa Cruz e 2816 no reservatório de Umari. No reservatório de Santa Cruz, as maiores abundâncias numéricas foram registradas em agosto de 2013 (831 indivíduos) e em novembro de 2014 (604 indivíduos). No reservatório de Umari, as maiores abundâncias de indivíduos foram registradas em fevereiro de 2014 (1935 indivíduos) e em agosto de 2013 (346 indivíduos) (Figura 1).

Figura 1 – Número de indivíduos capturados por coleta nos reservatórios de Santa Cruz (em azul) e Umari (em vermelho), Rio Grande do Norte



Nos reservatórios de Santa Cruz e Umari, o peso total dos indivíduos capturados foi de 262.619,39g e 106.408,09g, respectivamente, totalizando 369.027,48kg. No reservatório de Santa Cruz, uma tendência de redução de biomassa foi observada de 2013 para 2014, sendo a maior biomassa registrada em fevereiro de 2013 (43.794,56g) e a menor em agosto de 2014 (17.158,77g). O reservatório de Umari apresentou uma tendência de aumento da biomassa nos meses de chuva (fevereiro e maio) e uma redução nos meses de seca (agosto e novembro), sendo a maior biomassa registrada em fevereiro de 2014 (26.276,1g) e a menor biomassa registrada em agosto de 2014 (3.622,83g) (Figura 2).

Figura 2 – Peso total dos indivíduos capturados nos reservatórios de Santa Cruz (em azul) e Umari (em vermelho), Rio Grande do Norte



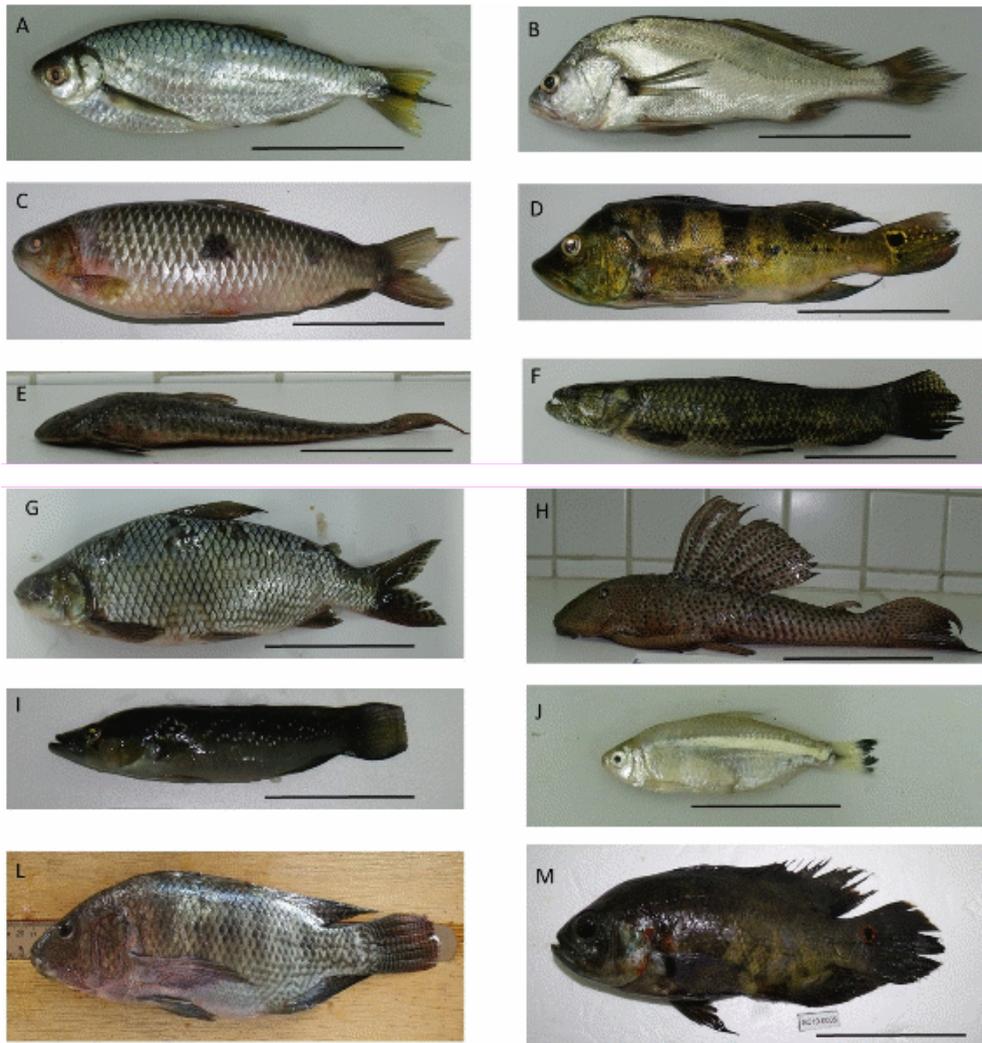
Os 6.502 indivíduos coletados estão distribuídos em três ordens: (Characiformes, Siluriformes e Perciformes), 10 famílias: (Characidae, Anostomidae, Curimatidae, Prochilodontidae, Erytrinae, Auchenipteridae, Heptapteridae, Loricariidae, Sciaenidae e Cichlidae) e em 20 espécies, sendo que, 19 espécies foram registradas no reservatório de Santa Cruz e 15 no reservatório de Umari. Quatro espécies introduzidas foram registradas nos dois reservatórios (Tabela 2 e Figura 3).

Tabela 2 – Espécies capturadas nos reservatórios de Santa Cruz e Umari, Rio Grande do Norte. S. C. n° = número de indivíduos capturados no reservatório de Santa Cruz; Um. n° = número de indivíduos capturados no reservatório de Umari. * – espécies introduzidas

Grupo taxonômico	Nome Popular	S. C. n°	Um. n°
CHARACIFORMES			
Characidae			
<i>Triporthesus signatus</i> (Garman, 1890)	Sardinha	509	74
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Piaba	384	260
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Piaba	52	0
<i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner, 1907)	Piaba	73	0
<i>Moenkhausia dichroua</i> (Kner, 1858)	Piaba	938	1915

Grupo taxonômico	Nome Popular	S. C. n°	Um. n°
Anostomidae			
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941	Piau três pintas	166	54
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	Piau	10	0
Curimatidae			
<i>Curimatella lepidura</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Saguiru	343	2
<i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda Ribeiro, 1937)	Saguiru	3	0
Prochilodontidae			
<i>Prochilodus brevis</i> Steindachner, 1875	Curimatã	55	34
Erytrinae			
<i>Hoplias gr. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra	184	41
SILURIFORMES			
Auchenipteridae			
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Cangati	209	260
Heptapteridae			
<i>Pimelodella dorseyi</i> Fowler, 1941	Mandizinho	0	1
Loricariidae			
<i>Hypostomus pusalum</i> (Starks, 1913)	Cascudo	333	23
<i>Loricariichthys derbyi</i> Fowler, 1915	Cascudo/Chinelo	12	0
PERCIFORMES			
Sciaenidae			
* <i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840).	Pescada/Corvina	343	74
Cichlidae			
* <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	Tilápia	15	9
* <i>Cichla monoculus</i> Agassiz, 1831	Tucunaré	61	57
* <i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	Apaiari/Oscar	2	1
<i>Crenicichla menezesi</i> Ploeg, 1991	Jacundá	41	11
TOTAL	18 espécies	1998	740

Figura 3 – Peixes capturados nos reservatórios de Santa Cruz e Umari, bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró: (A) *Triportheus signatus*, (B) *Plagioscion squamosissimus* (introduzida), (C) *Leporinus piau*, (D) *Cichla monoculus* (introduzida), (E) *Loricariichthys derbyi*, (F) *Hoplias gr. malabaricus*, (G) *Prochilodus brevis*, (H) *Hypostomus pusalum*, (I) *Crenicichla menezesi*, (J) *Moenkhausia dichroua*, (L) *Oreochromis niloticus* (introduzida) e (M) *Astronotus ocellatus*

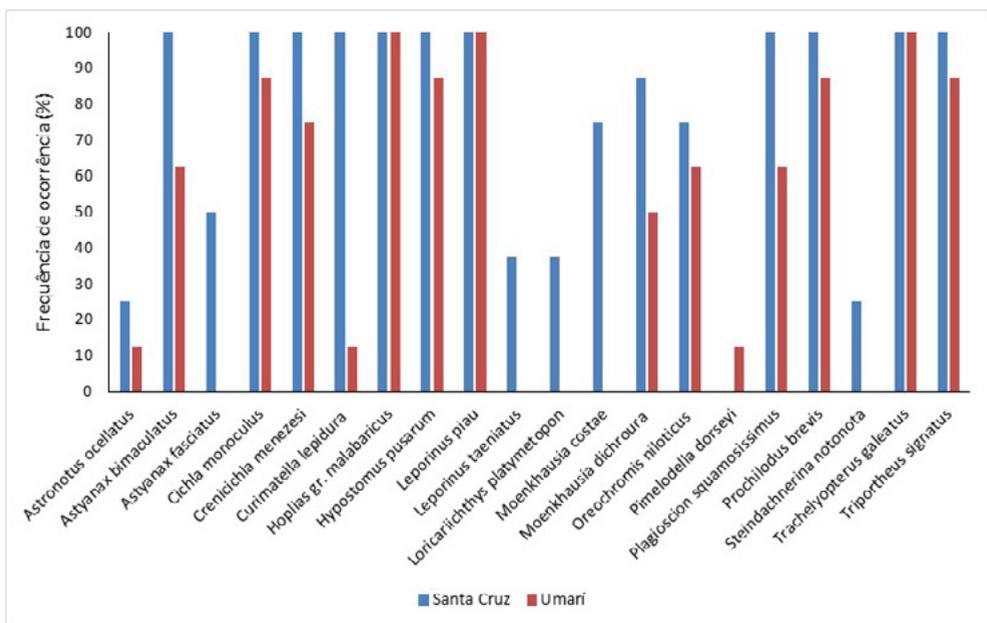


Fotos: José Luís Costa Novaes (2013).

Em relação à residência das espécies em Santa Cruz, as espécies constantes nas coletas foram: *A. bimaculatus*, *C. monoculus*, *C. menezesi*, *C. lepidura*, *H. gr. malabaricus*, *H. pusalum*, *L. piau*, *M. costae*, *O. niloticus*, *P. brevis*, *P. squamosissimus*, *T. galeatus* e *T. signatus*. Já as

espécies acessórias foram: *A. fasciatus*, *L. taeniatus*, *L. derbyi*, *O. niloticus*. Com menor ocorrência *S. notonota*, *A. ocellatus*, sendo considerada espécie ocasional (Figura 4). Para o reservatório de Umari não foram capturadas as espécies *A. fasciatus*, *L. taeniatus*, *L. derbyi* e *M. costae*. As espécies constantes foram *A. bimaculatus*, *C. monoculus*, *H. gr. malabaricus*, *H. puserum*, *L. piau*, *O. niloticus*, *P. brevis*, *P. squamosissimus*, *T. galeatus* e *T. signatus*. Já as espécies acessórias foram *C. menezesi* e *M. Dichrourea* e as espécies ocasionais foram *A. ocellatus*, *Pimelodella dorseyi* e *C. lepidura* (Figura 4).

Figura 4 – Frequência de ocorrência das espécies capturadas nos reservatórios de Santa Cruz (em azul) e Umari (em vermelho), Rio Grande do Norte



Considerando a distribuição espacial, as espécies mais capturadas distribuíram-se da seguinte forma: *A. bimaculatus* (pontos 1 e 5), *C. lepidura* (ponto 8), *H. puserum* (pontos 3, 6, 7 e 8), *M. dichrourea* (ponto 8), *T. galeatus* (pontos 2 e 4) e *T. signatus* (ponto 8), no reservatório de Santa Cruz (Tabela 03). Deve-se destacar que o ponto 8 contribuiu com a maior quantidade de indivíduos capturados (2.001), o que equivale a 54,29% dos exemplares capturados e com o maior peso total de peixes (63.044,67g), equivalente a 24% do peso total de peixes capturados no ano de 2013. Provavelmente, esses valores estejam associados à característica ambiental do ponto 8, o qual localiza-se ainda na região fluvial, sendo distinto dos demais pela velocidade da água, pelos aspectos do fundo, pela quantidade de habitat. No reservatório de Umari, as espécies com maior número de indivíduos capturados, distribuíram-se

da seguinte forma: *A. bimaculatus* (pontos 1, 3 e 5), *M. dichrourea* (ponto 5), ressaltando a participação das espécies forrageiras nesse reservatório e *T. galeatus* (pontos 1 a 5) (Tabela 04). Assim como em Santa Cruz, também houve um ponto de destaque para a captura das espécies. Em Umari, o ponto 5 contribuiu com a maior quantidade de indivíduos capturados (1.187), o que equivale a 42,15% dos exemplares capturados durante o ano, e com o maior peso total de peixes (29.801,44 g), equivalente a 28% do peso total de peixes capturados.

Tabela 3 – Número de indivíduos (N) e peso total (PT) das espécies capturadas no reservatório de Santa Cruz

	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 4		Ponto 5		Ponto 6		Ponto 7		Ponto 8	
	N	PT	N	PT	N	PT										
<i>Astronotus ocellatus</i>	77	435,72	410	215,39	2	346,33	8	53,7	72	379,3	12	56,08	42	212,36	131	916,43
<i>Astyanax bimaculatus</i>	10	64,02	11	70,01	1	5,2	3	16,22					7	48,24	21	156,5
<i>Astyanax fasciatus</i>	5	771,49	5	601,08	4	792,52	4	302,07	6	1.433,52	21	2.202,57	8	1.467,15	8	877,39
<i>Cichla monoculus</i>	7	239,41	3	174,78	6	182,99	1	60,66	3	178,42	4	151,41	14	448,41	3	273,55
<i>Crenicichla menezesi</i>	3	33,43			1	30,6	19	113,35	3	45,65	9	139,33	2	28,56	306	6.734,74
<i>Curimatella lepidura</i>	26	8.032,61	18	6.444,81	9	3.609,43	28	8.427,16	13	5.767,4	11	3.596,84	39	11.695,49	43	10.593,06
<i>Hoplias gr. malabaricus</i>	12	2.473,94	30	6.516,26	32	8.097,32	12	2.901,68	50	7.461,15	90	11.955,58	43	5.998,17	64	4.987,92
<i>Hypostomus cf. papariae</i>															7	124,06
<i>Leporinus elongatus</i>																
<i>Leporinus piau</i>	5	1.380,09	1	403,99	11	3.377,03	16	3.158,17	13	3.183,3	20	3.931,55	15	2.640,99	35	4.949,86
<i>Leporinus taeniatus</i>											1	165,33			2	192,00

	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 4		Ponto 5		Ponto 6		Ponto 7		Ponto 8	
	N	PT	N	PT	N	PT	N	PT	N	PT	N	PT	N	PT	N	PT
<i>Loricariichthys derbyi</i>	28	140,48									1	45,5			11	795,17
<i>Moenkhausia costae</i>			1	4,48			7	57,52			1	4,77			30	114,35
<i>Moenkhausia dichroua</i>					4	16,09									819	4.721,17
<i>Oreochromis niloticus</i>	10	2.583,06	1	1.561,51			1	809,77			1	243,01			1	2.288,43
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	8	1.270,76	7	1.668,29			17	4.572,48			28	6.483,23			196	7.924,06
<i>Prochilodus brevis</i>	4	79,02	3	547,24			6	1.058,12			12	3.864,8			23	3.302,86
<i>Steindachnerina notonota</i>															3	21,89
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	23	2.363,43	37	4.731,43			38	4.529,76			13	1.506,76			25	2.924,25
<i>Triportheus signatus</i>	31	1.845,17	24	1.831,65			25	1.731,20			20	1.570,53			273	11.146,98
Total	249	2.172,63	553	23.199,36	113	24.104,62	201	26.785,69	231	27.617,62	244	3.5917,29	461	39.890,45	2001	63.044,67

Tabela O4 - Número de indivíduos (N) e peso total (PT) das espécies capturadas no reservatório de Umari, de acordo com os pontos de coleta.

	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 4		Ponto 5	
	N	PT	N	PT	N	PT	N	PT	N	PT
<i>Astronotus ocellatus</i>							1	310,95		
<i>Astyanax bimaculatus</i>	57	350,82	12	42,2	38	210,98	36	283,01	117	756,2
<i>Cichla monoculus</i>	14	2109,2	6	1.179,88	10	897,62	12	1.062,15	15	2.206,27
<i>Crenicichla menesezi</i>			3	297,97	2	136,63	1	7,86	5	350,86
<i>Curimatella lepidura</i>	2	8,58								
<i>Hoplias gr. malabaricus</i>	6	2904,51	12	5.221,48	3	983,87	7	3.742,89	13	5.021,96
<i>Hypostomus cf. papariae</i>	6	1084,36	2	373,21	2	168,39	2	25,51	11	840,00
<i>Leporinus piau</i>	13	2039,98	4	893,92	10	1.552,09	16	3.977,91	11	1.838,42
<i>Moenkausia dichroura</i>	93	494,98			101	538,88	838	4.572,98	883	4.602,82
<i>Oreochromis niloticus</i>	2	121,01			5	3.195,03	2	1.351,98		
<i>Pimelodella sp.</i>							1	17,08		
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	5	603,16	5	308,90	39	597,71	4	150,64	21	1.630,71
<i>Prochilodus brevis</i>	4	1.230,61	4	1.591,96	10	1.727,03	6	2.116,34	10	3.173,01
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	41	5.533,5	64	8.263,06	33	4.899,29	53	6.251,6	69	7.591,18
<i>Triportheus signatus</i>	9	579,27	1	78,00	18	316,17	14	1084,6	32	1.790,01
Total	252	1.7059,98	113	1.8250,58	271	15.223,69	993	24.955,5	1187	29.801,44

O resultado da composição da ictiofauna dos reservatórios de Santa Cruz e Umari seguiu o padrão dos reservatórios brasileiros e de outros países, que é formado por uma combinação das espécies presentes no rio antes do represamento e por espécies introduzidas (FERNANDO; HOLČIK, 1991; AGOSTINHO et al., 2007). Das espécies nativas registradas nesse estudo, quatorze espécies possuem registro na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró (GAVILAN-LEANDRO, 2003) ou já foram registradas em outros rios da bacia hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental, onde está inserida a bacia hidrográfica do Apodi-Mossoró (ROSA et al., 2003). Dessa forma, é muito provável que essas espécies ocorressem nos rios Apodi-Mossoró e do Carmo, no trecho onde foram formados os reservatórios. Algumas espécies foram amplamente introduzidas na região Nordeste do Brasil a partir da década de 1950, em reservatórios públicos, pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), com objetivo de incrementar a produção pesqueira, bem como em pequenos açudes particulares e, entre essas espécies, estão *P. squamosissimus*, *C. monoculus* e *O. niloticus*, (FONTENELE; PEIXOTO, 1978; GURGEL; OLIVEIRA, 1987; LEÃO et al., 2011). Por se tratarem de reservatórios recentes e, pelo amplo conhecimento dos danos que espécies introduzidas causam ao ambiente, é provável que essas espécies tenham invadido os reservatórios através de escapes e ou inundações de pequenos açudes particulares durante o enchimento dos reservatórios, uma vez que não existem registros de introdução dessas espécies nesses reservatórios. A expansão da atividade de piscicultura em tanques-rede no reservatório, e os eventuais escapes de indivíduos durante todas as etapas de manejo dessa atividade, faz de *O. niloticus* um potencial invasor para esses ecossistemas, podendo causar diversos efeitos negativos nos reservatórios (ATTAYDE et al. 2007).

Estudos em reservatórios apontam que algumas espécies da família Characidae são abundantes em reservatórios, especialmente nos anos subsequentes à sua formação (AGOSTINHO et al., 1999). *M. dichrourea* foi o Characidae mais abundante, espécie de pequeno porte, de alta flexibilidade alimentar, consumindo principalmente insetos aquáticos e terrestres (HAHN; FUGI, 2007) e com capacidade de completar o seu ciclo de vida em ambientes lênticos (CASIMIRO et al. 2011), sendo essas características as que provavelmente favoreceram a elevada abundância da espécie. As outras espécies de Characidae, *M. costae*, *A. bimaculatus* e *A. fasciatus* tiveram abundância moderada.

Os reservatórios podem ser especialmente separados em três diferentes compartimentos–fluvial, transição e lacustre–que possuem diferentes características limnológicas e podem influenciar na distribuição espacial dos peixes nos reservatórios (AGOSTINHO et al., 1999). Pouco se sabe sobre a dinâmica limnológica e sobre a compartimentação espacial dos reservatórios do nordeste brasileiro, que são formados, principalmente, por rios intermitentes. Portanto, estudos nesse campo serão importantes para ajudar a entender a estrutura espacial das assembleias de peixes em reservatórios do semiárido. Os resultados desse estudo mostraram que os

pontos localizados mais a montante dos reservatórios, ponto 8 no reservatório de Santa Cruz e ponto 5 no reservatório de Umari, foram os pontos com maior riqueza de espécies, bem como de maior captura de indivíduos e foram semelhantes aos resultados observados em diversos estudos realizados em reservatórios brasileiros (BRITTO; CARVALHO, 2006; PETESSE et al., 2007; TERRA et al., 2010; SCHORK; ZANIBONI-FILHO, 2018).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Concluimos que os reservatórios de Santa Cruz e Umari apresentaram composição e estrutura da assembleia de peixes semelhantes, com presença de espécies nativas e espécies introduzidas, bem como uma maior ocorrência de espécies e indivíduos na área mais a montante dos reservatórios. Esse padrão, observado nos dois reservatórios estudados, foi similar com os resultados observados em outros reservatórios brasileiros. É importante salientar, que estudos sobre ecologia de peixes nos reservatórios do semiárido brasileiro ainda são incipientes, quando comparados com estudos de outras regiões, principalmente, Sul e Sudeste do país. Assim, é necessária a continuidade dos estudos, para construção de um conhecimento sólido, que possibilite a elaboração de planos de manejo e conservação eficientes.

20

CARACTERIZAÇÃO DO CONFLITO SOCIOAMBIENTAL ENVOLVENDO A PRODUÇÃO DE SAL NO ESTUÁRIO DO RIO APODI-MOSSORÓ

Rogério Taygra Vasconcelos Fernandes

Aruza Rayana Morais Pinto

Diógenes Félix da Silva Costa

Jônnata Fernandes de Oliveira

Gabriela Nogueira Cunha

José Luís Costa Novaes

INTRODUÇÃO

Os conflitos socioambientais são entendidos, tradicionalmente, como desentendimentos ou disputas pelo uso ou pela exploração dos recursos naturais, decorrentes do choque de interesses entre o desenvolvimento socioeconômico e a proteção ambiental. A existência desses conflitos demonstra que diferentes setores da sociedade, com visões diversificadas, estão se contrapondo

por buscarem a satisfação de suas necessidades (PINTO et al., 2014). No estuário do rio Apodi-Mossoró, litoral do estado do Rio Grande do Norte, há uma típica situação de conflito envolvendo um importante setor econômico e um dos mais produtivos ecossistemas costeiros. Embora, à primeira vista, o tema pareça uma questão local, um estudo mais detalhado do problema apresenta-nos uma situação de importância nacional, pois envolve a maior área produtora de sal do país, responsável por mais de 50% da produção brasileira, e os manguezais, ecossistemas essenciais para manutenção da biodiversidade costeira e protegidos por força de lei.

O manguezal é um ecossistema que ocorre em regiões costeiras abrigadas como estuários, baías e lagunas, e apresenta condições propícias para alimentação, proteção e reprodução para muitas espécies animais, uma vegetação única, sendo considerado importante transformador de nutrientes em matéria orgânica e gerador de bens e serviços (SILVA et al., 2005). É também reconhecido por sua relevância ecológica, socioeconômica e por participar da dinâmica geoambiental nos ambientes litorâneos, cuja evolução depende dos fluxos de matéria e energia, associados aos processos hidrodinâmicos derivados das oscilações de marés, vinculando trocas proporcionadas pela interação e interdependência entre os componentes do manguezal e de ecossistemas adjacentes (HADLICH et al., 2009).

Por sua vez, a atividade salineira possui indiscutível relevância econômica, social e cultural para a região, desde o período da colonização portuguesa, sendo responsável pela geração de milhares de empregos diretos e indiretos e pelo recolhimento de milhões de reais anuais em impostos (DINIZ et al., 2015). Nesse contexto, é importante ressaltar que o estudo de conflitos ambientais se torna uma importante ferramenta para se tentar entender a discordância entre grupos sobre um determinado ponto que lhes é comum, ou pelo qual eles são concorrentes. Dessa forma, objetivou-se abordar os principais aspectos que envolvem a produção de sal no estuário do rio Apodi-Mossoró, baseados nos fatores socioeconômicos, na legislação nacional vigente, bem como propor medidas para atenuação do conflito e para a conservação do ecossistema.

O CENÁRIO DO CONFLITO

O estuário do rio Apodi-Mossoró, localizado no litoral norte do Brasil (4°56'18.29" S 37° 9'2.24" O), estende-se desde o município de Mossoró-RN, até a sua foz, no Oceano Atlântico, entre os municípios de Grossos e Areia Branca – RN. As condições climáticas dessa região, associadas à existência de extensas planícies alagáveis com solos impermeáveis, favoreceu a formação de grandes várzeas, onde a água do mar é represada e cristaliza-se naturalmente, originando salinas naturais, exploradas na região desde o período da colonização brasileira (TRINDADE; ALBUQUERQUE, 2005; COSTA et al., 2013). Atualmente, o estuário do rio Apodi-Mossoró é uma das poucas regiões do país onde é tecnicamente possível e economicamente viável produzir

sal (DINIZ; VASCONCELOS, 2017), o que tornou a atividade salineira, e o próprio estuário, uma parte significativa da economia do Rio Grande do Norte, com produção anual de, aproximadamente, três milhões de toneladas de sal, e 45 mil empregos gerados, direta ou indiretamente (SIESAL, 2016).

OS ATORES ENVOLVIDOS

O ECOSSISTEMA DE MANGUEZAL

Manguezais são ecossistemas costeiros típicos da zona entremarés de regiões tropicais e subtropicais, caracterizados pela variação diária do nível da água, constituindo um ambiente de transição entre o ambiente aquático marinho e o continente, havendo predominância de um tipo específico de vegetação lenhosa conhecida popularmente como mangue (BARBIER, 2007; BELARMINO et al., 2014). O manguezal é um dos ambientes mais dinâmicos do planeta, já que, pela natureza de seus componentes, são encontrados todos os elos da cadeia alimentar (PEREIRA et al., 2006). Segundo Fernandes (2012), os manguezais são reconhecidos por sua alta produtividade biológica e por desempenhar funções ecológicas básicas e de grande relevância, gerando diversos benefícios, inclusive econômicos, para o homem. De acordo com a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005), essas benesses produzidas pelos ecossistemas são denominadas serviços ecológicos, ou serviços ecossistêmicos, e têm se tornado cada vez mais o centro da discussão sobre a gestão dos recursos naturais (ANDRADE; ROMEIRO, 2009; SANTOS; SILVA, 2012).

Sabe-se que os manguezais prestam inúmeros serviços ecossistêmicos, sejam diretos ou indiretos, pois suas árvores estabilizam sedimentos entre suas raízes e troncos, aprisionando poluentes, prevenindo que esses contaminem as águas costeiras adjacentes. Servem, ainda, de cortina-de-vento, atenuando os efeitos de tempestades nas áreas costeiras, como também abrandam a energia das ondas e das marés (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2012). Os manguezais atuam como importantes produtores primários do ambiente marinho, transformando nutrientes minerais em matéria orgânica vegetal (fitomassa), que além de prover sustento para a base de teias alimentares costeiras, geram bens e serviços ecossistêmicos sem custos para os usuários ribeirinhos (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2012). Adicionalmente, os manguezais são componentes chave no ciclo do carbono atmosférico, sendo considerados, dentre as florestas tropicais, como a mais rica em carbono (DONATO et al., 2011), tanto na estrutura arbórea quanto no sedimento, atuando como reservatório desse elemento.

Convém acrescentar que esses ecossistemas manguezais são à base da economia de muitas regiões tropicais costeiras, uma vez que garantem a produção de alimento e renda para populações

pesqueiras e desempenham um relevante papel econômico para a sociedade como um todo (BARBIER, 2007; NAGELKERKEN et al., 2008; WALTERS et al., 2008; ALONGI, 2014; LEE et al., 2014; DUKE; SCHMITT, 2015). Wells et al. (2006) reportaram que o quilômetro quadrado (km²) de manguezal teve seu valor anual estimado entre 200 mil e 900 mil dólares americanos. Cabe ainda destacar que os manguezais também sustentam inúmeras atividades extrativistas artesanais. Embora a importância desse ecossistema seja indiscutível, observa-se em todo o mundo uma clara tendência de degradação dos manguezais, sendo reportada uma perda de 30-50% da sua área nos últimos 50 anos, o que resulta no grande risco de extinção de aproximadamente 40% das espécies de animais restritas aos manguezais (Luther e Greenburg, 2009; Donato et al., 2011). Corroborando essa observação, Duke et al. (2007) afirmam que, nesse ritmo, em cem anos, os manguezais serão reduzidos a áreas tão pequenas que sua funcionalidade será perdida.

O Brasil possui a terceira maior área de manguezal do mundo, com aproximadamente 25.000 km²; no entanto, a forte pressão antrópica, fruto principalmente da carcinicultura, expansão imobiliária e a extração de sal marinho, propiciou uma taxa de degradação dos manguezais de até 0,3% no período compreendido entre 1980 a 2005 (FERNANDES, 2012). Por sua vez, a degradação dos manguezais no Estado do Rio Grande do Norte oscila entre moderada à intensa (IDEMA, 2014), e as causas dessa degradação incluem constantes pressões decorrentes dos despejos industriais e domésticos sem qualquer tratamento; desmatamentos para a expansão urbana; expansão da atividade de carcinicultura; e, especialmente, ocupação das áreas de mangue pelas salinas (MEDEIROS et al., 2014).

INSTRUMENTOS DE PROTEÇÃO LEGAL APLICADOS AOS MANGUEZAIS

A existência de instrumentos legais de proteção aos manguezais data do período da colonização do Brasil. Inicialmente visto como uma fonte de lenha e de tanino (VANUCCI, 1999), exportado para a Europa como matéria prima utilizada no tingimento de tecidos e para curtir o couro. A vegetação de mangue vermelho teve seu corte e queima proibidos pela Carta Régia de 1743 e o alvará com força de lei, de 1760, que punia com multa e/ou prisão qualquer pessoa que cortasse mangue, sem antes ter retirado sua casca para aproveitamento da substância (BRANDÃO, 2011).

Seguindo a linha cronológica, a Lei Nº 3.979/19, do período da chamada República Velha, tratava das condições de uso e valores de imóveis que possuíssem ou estivessem inseridos em áreas de manguezais, proibindo que fossem realizados apossamentos ou aterramentos dessas áreas. Por sua vez, o Decreto 23.793, de 1934, que instituiu o primeiro Código Florestal, teve como pano de fundo a expansão cafeeira no Sudeste do país, que, ao substituir as florestas

por plantações, dificultava o acesso e encarecia o transporte de lenha. Como solução, o decreto obrigava os donos de terras a manterem 25% da área dos seus imóveis com a cobertura de mata original (denominada quarta parte) e visava impedir os efeitos sociais e políticos causados pelo aumento do preço e/ou pela falta da lenha. Segundo a lei, não importava o tipo de vegetação, nem tampouco a localização dessas áreas preservadas. Na verdade, a retirada total das matas nativas era incentivada desde que pelo menos os 25% da reserva de lenha fossem replantados, não havendo preocupação de caráter ecológico, mas apenas a garantia de produção de madeira para lenha e carvão. Quanto ao teor preservacionista, destaca-se a criação das “florestas protetoras”, dentre elas os manguezais, que visam garantir a saúde de rios, lagos e áreas de risco e que mais tarde dariam origem ao conceito de áreas de preservação permanente (APPs).

O código florestal de 1934 só viria a ser reformulado em 1965, por meio da lei 4.771 e, trazendo reais preocupações com a conservação ambiental e seus impactos sobre o bem-estar comum. Vem desta lei 4.771/65 o reconhecimento das florestas existentes no território nacional e as demais formas de vegetação natural como bens de interesse comum a todos os habitantes, e que ainda estabelece como sendo de preservação permanente as florestas situadas nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues. Quarenta e sete anos após sancionado o Código Florestal de 1965, foi sancionada, em 25 de maio de 2012, a Lei Federal N° 12.651, mais conhecida como Novo Código Florestal, que deu aos manguezais, em toda a sua extensão, o status de Áreas de Preservação Permanente (APP). As APP's são definidas pela referida lei como área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

Embora o reconhecimento dos manguezais como APP assegure legalmente a esses ecossistemas proteção total contra atividades que possam resultar em sua degradação, na prática, os manguezais continuam sendo degradados por uma série de processos impactantes, destacando-se a especulação imobiliária, a carcinicultura e o lançamento de poluentes (Santos et al., 2016). Dessa forma, evidencia-se a necessidade de medidas que conscientizem e eduquem a população sobre a importância desse ecossistema e aplicação de medidas mais enérgicas de combate à sua degradação.

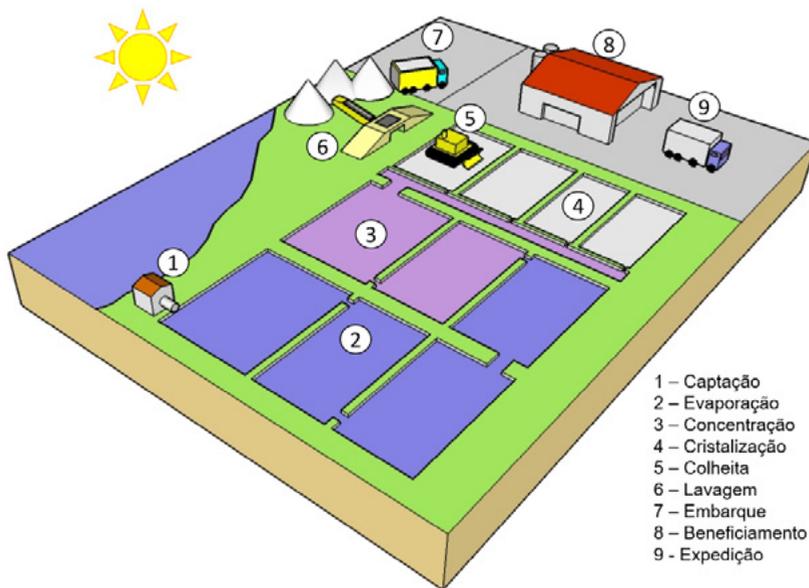
PRODUÇÃO DE SAL

A extração de sal é uma das atividades de mineração mais antigas e importantes da humanidade, sendo desenvolvida desde a pré-história até os dias atuais (KURLANSKY, 2010). No Brasil, a exploração do sal está diretamente ligada ao período da colonização portuguesa (TRINDADE; ALBUQUERQUE, 2005; VITA et al., 2007; SANTOS, 2010; COSTA et al., 2013; DINIZ et al.,

2015). Durante o levantamento cartográfico realizado no ano de 1603, o Capitão Pero Coelho de Souza reportou que a região costeira compreendida entre os atuais estados de Pernambuco e do Maranhão, prestava-se unicamente para a exploração de sal. Por sua vez, Frei Vicente de Salvador afirmou em sua obra, *História do Brasil* (publicada em 1627), que no Brasil fazia-se sal não só em salinas artificiais, mas também em salinas naturais (MOURA, 2003).

Uma salina artificial é composta por tanques escavados em terra, conectados entre si, por onde a água captada (com salinidade média de 35g/l) é gradualmente evaporada enquanto circula por ação da gravidade ou por meio de moto-bombas, até atingir o ponto de supersaturação do Cloreto de Sódio (entre 260 e 280 g/l), quando então ocorre a precipitação do sal, seguida de sua colheita e estocagem (DAVIS, 2000; DE MEDEIROS et al., 2012) (Figura 1).

Figura 1 – Etapas do processo de produção de sal em uma salina artificial



O sal é considerado uma das matérias-primas fundamentais para a indústria química nacional, que é responsável pelo consumo de 60% da produção total desse mineral. Além disso, cerca de 30% do sal é usado na alimentação (direta e indiretamente) e o restante é aplicado em atividades e setores como o tratamento de águas e a produção agropecuária (DINIZ et al., 2015). Dentro da indústria, a aplicação do sal é altamente diversificada, indo, desde a produção de artigos menos processados, como conservas, panificação, laticínios, couros e peles até a indústria química mais elaborada, como a produção têxtil, a produção de plásticos, a indústria metalúrgica e a indústria de medicamentos. Destaca-se também a exportação do sal para países de clima

temperado, como EUA, Canadá e Europa, que o utilizam para derreter o gelo que se acumula nas estradas durante o inverno (SIESAL, 2016).

Além de sua relevância como matéria-prima para a indústria, o sal cumpre uma importante função na defesa sanitária nacional. Na década de 1950, cerca de 20% da população brasileira sofria de doenças relacionadas à deficiência de iodo, também chamadas de Distúrbios por Deficiência de Iodo – DDI. Como estratégia para suprir a necessidade de iodo pelas populações, desde o ano de 1953, por meio da Lei nº 1.944/53, é obrigatória a iodação de todo o sal destinado ao consumo humano, estratégia que tem se mostrado exitosa e, segundo dados do Ministério da Saúde, depois de quase seis décadas de intervenção, observa-se uma significativa e benéfica redução na prevalência de DDI no Brasil, caindo de 20,7% em 1955 para 1,4% no ano 2000 (ANVISA, 2014).

A RAZÃO DO CONFLITO

Por usar a água do mar como matéria prima, e depender de condições climáticas específicas, as salinas são construídas, normalmente, às margens de estuários e baías de regiões áridas e semiáridas, resultando na ocupação e degradação de grandes áreas de manguezal. Em Moçambique, por exemplo, a construção de salinas ocupa o segundo lugar dentre as atividades humanas que mais contribuem para o desmatamento dos manguezais, ficando atrás somente da carcinicultura (BARBOSA, 2001).

No Brasil, embora a produção salineira seja secular e exista farta documentação sobre a ocupação da zona costeira por essa atividade, estudos que avaliem seus impactos ambientais são pouco frequentes (BEZERRA; BATISTA, 2012; FERREIRA et al., 2015), ficando muitas vezes restritos a relatórios técnicos destinados aos órgãos ambientais. Um exemplo claro da escassez desses estudos foi observado durante consulta ao Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente – IDEMA, órgão responsável pelo licenciamento e fiscalização ambiental no estado do Rio Grande do Norte, em outubro de 2017 (<http://sistemas.idema.rn.gov.br/rimas/rimas.asp>), onde apenas um estudo foi encontrado, na forma de um relatório de impactos ao meio ambiente, gerado por uma salina localizada no município de Porto do Mangue-RN. Observou-se também que o referido estudo abordou apenas superficialmente os possíveis impactos ambientais negativos gerados pelo empreendimento, dando mais ênfase aos ganhos socioeconômicos potenciais.

A problemática envolvendo os impactos ambientais da atividade salineira foi abordada pela primeira vez no ano de 1997, quando, após o rompimento de um dos tanques de uma empresa salineira, um grande volume de água com alta salinidade foi abruptamente lançado no estuário do Rio Apodi-Mossoró, na região conhecida como lagamar do Rio do Carmo, provocando

a salinização temporária da região, causando a mortandade e a fuga da fauna local, com reflexos negativos diretos sobre a atividade pesqueira. Esse evento chamou a atenção do Ministério Público Estadual do Rio Grande do Norte – MPE/RN, que por meio da Promotoria de Justiça e Defesa do Meio Ambiente, instaurou uma Ação Civil Pública, a fim de apurar o ocorrido (SERHID, 2007).

Após anos de estudos e discussão, a empresa TECNOAMBIENTE BR, contratada pelo Sindicato da Indústria Salineira–SIESAL, apresentou, em 2002, o estudo intitulado “Relatório de Controle Ambiental das Salinas do Estuário do Rio Mossoró”, dividido em dois volumes, que tinha, como objetivo básico, identificar os impactos ambientais da indústria salineira na região. O referido corpo técnico identificou, ao todo, 25 impactos ambientais, dos quais dez foram considerados impactos positivos, cinco considerados impactos indefinidos e dez considerados impactos negativos. Bezerra e Brito (2001), por sua vez, em um estudo independente para avaliar os principais impactos ambientais positivos e negativos da indústria salineira identificaram, no total, 70 impactos significativos, sendo 59 negativos, oito positivos e três indefinidos. Embora esses estudos divirjam em relação ao número e à classificação dos impactos ambientais das salinas, eles convergem para o entendimento de que essa atividade traz, como principais benefícios, o aumento da oferta de empregos e o incremento na arrecadação fiscal, impactando positivamente a economia local. Por outro lado, concordam os autores, diversos efeitos negativos são gerados por esses empreendimentos, sendo o mais notável deles, a devastação de grandes áreas de manguezais durante a fase de instalação.

Ao estudar a evolução da ocupação do solo nas margens do estuário do rio Apodi-Mossoró, Costa (2010) identificou um aumento expressivo da área de salinas entre os períodos de 1976 e 2008, que passou de 7.559,3 ha para 15.605,2 ha, período em que a área ocupada por vegetação de mangue caiu drasticamente, de 4.243,3 ha para 226,3 ha apenas. Recentemente, o Grupo Técnico de Trabalho para Regularização dos Empreendimentos Salineiros–GT-Sal – elaborou um relatório conjunto de avaliação técnica ambiental dos empreendimentos salineiros do Rio Grande do Norte, onde constatou que o estado possui 3.284,48 hectares de Áreas de Preservação Permanente (manguezais em sua maioria) ocupadas por salinas (GT-SAL, 2017).

Além dos danos ambientais causados durante a fase de instalação de uma salina, existem outros impactos negativos decorrentes do seu funcionamento. Estudos realizados na Tanzânia, por Wolchok (2006), e Liingiliee et al. (2015), demonstraram que manguezais de regiões produtoras de sal possuem área basal e número de indivíduos (caules), por hectare, muito inferiores aos manguezais de áreas não produtoras. Os autores atribuíram essa diferença a fatores como aumento regional da salinidade e da temperatura do solo, resultando em condições ambientais adversas que prejudicam o crescimento, a regeneração e o desenvolvimento do ecossistema. Ressalta-se, ainda, que o processo de produção do sal marinho gera, como subproduto,

um efluente altamente salino (285 g/kg) conhecido popularmente como água-mãe ou água-amarga, que na maioria das vezes é lançado diretamente no estuário. Esse efluente pode causar a poluição do ecossistema estuarino, com alteração na qualidade da água e consequente migração e ou morte de peixes, moluscos e crustáceos (BEZERRA e BRITO, 2001; BEZERRA e BATISTA, 2012; FERREIRA et al., 2015). A tabela 1 sintetiza os principais danos ambientais provocados pela atividade salineira, conforme a literatura consultada.

Tabela 1 – Síntese dos potenciais danos ambientais provocados por uma salina, nas diferentes fases do empreendimento

Fase	Potencial Dano ambiental
Instalação	Supressão da vegetação de mangue
	Alteração da topografia
	Aterramento de áreas alagáveis
	Fechamento de cursos d'água
	Alteração da dinâmica hidrosedimentológica
	Afugentamento da fauna (especialmente aves e pequenos mamíferos)
	Assoreamento de cursos d'água em virtude da erosão de taludes
	Impacto visual decorrente da alteração da paisagem
Operação	Poluição da água por meio do lançamento de efluentes (água-mãe)
	Mortandade e afugentamento da fauna aquática
	Redução da produtividade pesqueira local
	Redução da capacidade de regeneração do ecossistema

Fonte: Adaptado de Bezerra e Brito (2001), Wolchok (2006), Bezerra e Batista (2012), Ferreira et al. (2015) e Liingiliee et al. (2015).

O CONFLITO SOB A ÓTICA LEGAL

Conforme mencionado, os manguezais são considerados Áreas de Preservação Permanente, o que assegura proteção a esses ecossistemas contra ações que causem sua degradação. Levando em consideração que a produção de sal marinho se desenvolveu, em sua maior parte, em áreas de manguezal, e que essa produção gera danos ao ecossistema, seria natural concluir que a referida atividade é ilegal, e que, portanto, deveria ser imediatamente paralisada, seguida da desocupação e a consequente recuperação das áreas de manguezal degradadas.

Todavia, a mesma lei que reconhece os manguezais como APP's, possibilita que as atividades enquadradas como sendo de Utilidade Pública, ocupem essas áreas e realizem a supressão da vegetação nativa, o que inclui os manguezais. Ainda de acordo com o Novo Código Florestal, são consideradas atividades de Utilidade Pública: as atividades de segurança nacional e proteção sanitária; as obras de infraestrutura destinadas às concessões e aos serviços públicos de transporte, o sistema viário, inclusive aquele necessário aos parcelamentos de solo urbano aprovados pelos Municípios, o saneamento, a gestão de resíduos, a energia, as telecomunicações, a radiodifusão, as instalações necessárias à realização de competições esportivas estaduais, nacionais ou internacionais, bem como a mineração, exceto, neste último caso, a extração de areia, argila, saibro e cascalho. Dessa forma, a atividade salineira, por ser um tipo de mineração e atuar no programa de controle dos Distúrbios por Deficiência de Iodo (DDIs), de acordo com os empresários do setor salineiro, seria considerada uma atividade de Utilidade Pública, o que lhe daria a possibilidade de permanência nas áreas atualmente ocupadas e até a possibilidade de ocupar novas áreas de manguezal para ampliação da área produtiva. Este aspecto dúbio no Novo Código Florestal, que ora garante a proteção e a preservação dos manguezais, ora possibilita a realização de intervenções por determinadas atividades, torna o conflito ainda mais complexo, pois tanto quem defende a desocupação e a recuperação dos manguezais, como quem defende a permanência das áreas de produção do sal, acreditam estar agindo em conformidade legal, resultando em um cenário de insegurança jurídica.

ALTERNATIVAS PARA CONCILIAÇÃO

As informações apresentadas nos tópicos anteriores permitem a visualização de um caso claro de conflito envolvendo questões ambientais, sociais e econômicas. Se por um lado identifica-se uma atividade de mineração secular e de grande relevância socioeconômica, onde se percebe que o seu desenvolvimento provocou e ainda provoca degradação de um importante ecossistema, essencial para conservação da biodiversidade costeira, e prestador de importantes serviços ecossistêmicos, por outro lado tem-se, como pano de fundo, um cenário de insegurança jurídica. Então, como conciliar? A legislação ambiental brasileira prevê que, uma vez conhecidos os impactos ambientais negativos de um empreendimento ou de uma atividade, devem ser adotadas, obrigatoriamente, medidas com o objetivo de mitigar os danos considerados reversíveis e compensar os danos considerados irreversíveis.

As medidas mitigadoras, previstas nas Resoluções CONAMA n° 001/86 e 237/97, compreendem todas as ações que tenham como objetivo reverter ou minimizar os impactos negativos de uma atividade, além de reduzir as chances de sua ocorrência, no caso de risco de acidentes (FARIA, 2008). Dentre as alternativas para mitigação dos impactos ambientais negativos,

que poderiam ser adotadas pela atividade salineira, podemos citar as que seguem.

(i) Assoreamento de cursos d'água provocado pela erosão dos taludes: realizar a proteção dos taludes que margeiam o estuário por meio de empedramento ou aplicação de geomembrana, combinados com avaliações de rotina da estabilidade dos mesmos. (ii) Poluição da água, mortandade e afugentamento da fauna aquática em virtude do lançamento de efluentes: determinar a capacidade máxima de diluição do trecho do estuário onde a salina realiza o descarte de seus efluentes, a fim de regular a vazão de lançamento do mesmo ou, preferencialmente, implementar sistema de recirculação de efluentes na unidade de produção. (iii) Redução da produtividade pesqueira local: permitir o acesso das áreas das salinas pela população local, que subsiste da atividade pesqueira, possibilitando que as mesmas realizem suas pescarias nos tanques das salinas. (iv) Redução da capacidade de regeneração do ecossistema: promover a recuperação das áreas de manguezal não ocupadas pelas salinas, bem como das áreas passíveis de serem desocupadas pelas mesmas (APP's).

E em relação aos danos ambientais considerados irreversíveis, como a supressão da vegetação de mangue, o aterramento de áreas alagáveis e o fechamento de cursos d'água, o que pode ser feito? Para os casos onde os danos ambientais não podem ser mitigados ou reparados, devem ser adotadas medidas de compensação ambiental, que são instrumentos econômicos de remuneração (BORN e TALOCCHI, 2002) que atuam como uma “substituição” equivalente a um bem ambiental, que será perdido, alterado ou descaracterizado (SÁNCHEZ, 2008).

O instrumento da compensação ambiental prevê que o dano ambiental considerado irreversível seja compensado por meio de pagamento de uma taxa, em função do investimento do empreendimento. Esse instrumento foi criado por meio da Lei nº 9.985/2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), e que vem sendo aprimorado desde então. Atualmente, o cálculo é estimado com base no grau de impacto de um empreendimento, podendo chegar a 0,5% do valor do seu investimento.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A produção salineira é uma tradicional e importante atividade econômica, entretanto, o seu desenvolvimento pode gerar efeitos ambientais adversos. Na esfera jurídica, o conflito se mostra ainda mais complexo, uma vez que tanto a preservação do manguezal quanto a manutenção da atividade salineira, encontram respaldo na legislação vigente. Fica evidente que essa ocupação deve ser avaliada pelos órgãos ambientais competentes com bom senso e moderação, contemplando ações de mitigação e compensação dos impactos ambientais, para que seja possível a construção de caminhos onde impere o equilíbrio entre as dimensões ecológica, social e econômica, que constituem os pilares do desenvolvimento sustentável.

21

ASPECTOS AMBIENTAIS, SOCIAIS E ECONÔMICOS DA CARCINICULTURA MARINHA NO ESTUÁRIO DO RIO APODI-MOSSORÓ

Ambrosio Paula Bessa Junior

Ivanilson de Souza Maia

Jefferson Alves de Moraes

Lucas de Oliveira Soares Rebouças

INTRODUÇÃO

Mundialmente, a aquicultura está em franca expansão, devido às crescentes preocupações quanto à disponibilidade de alimento para a população humana e por apresentar potencial de aumento da resiliência do sistema alimentar global (TROELL et al., 2014; OLSEN, 2015). De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, 2016), de 1985 a 2014, o volume de produção da aquicultura mundial aumentou a uma taxa média de 8,6% ao ano. Em 2012, a pesca de captura e a aquicultura forneceram 158 milhões de toneladas

de produtos à base de organismos aquáticos para o mercado global, sendo que 136 milhões de toneladas foram para consumo humano (correspondendo a 19,2 kg per capita).

A produção de animais aquáticos da aquicultura, em 2014, ascendeu a 73,8 milhões de toneladas, com um valor estimado, de primeira venda, de US\$ 160,2 bilhões. A produção total da aquicultura divide-se em 49,8 milhões de toneladas de peixes (US\$ 99,2 bilhões), 16,1 milhões de toneladas de moluscos (US\$ 19 bilhões), 6,9 milhões de toneladas de crustáceos (US\$ 36,2 bilhões) e 7,3 milhões de toneladas de outros animais aquáticos, incluindo anfíbios (US\$ 3,7 bilhões). Os países asiáticos lideram o ranking dos maiores produtores, tendo a China como maior produtor (58.795,3 mil toneladas). Na América Latina, o Chile é o principal produtor, com 1.227,4 mil toneladas, seguido pelo Brasil com 562,5 mil toneladas (FAO, 2016). A aquicultura desempenha um papel econômico e social de grande importância, através da produção de alimento, geração de emprego e renda, reduzindo a pobreza e a fome, bem como a promoção da saúde e da igualdade social (VIEIRA et al., 2016).

Entre as atividades de aquicultura, a carcinicultura desenvolveu-se no semiárido do Brasil usando águas de poços rasos com baixa salinidade, e em áreas estuarinas. Essa região possui condições ambientais favoráveis para a criação de camarões, além de ter sido a pioneira em estudos técnicos que visaram à implantação e ao desenvolvimento da atividade no país (COSTA, 2005; RIBEIRO et al., 2014). Os camarões cultivados têm sido a “commodity” mais importante entre os produtos aquícolas em termos de valores, respondendo por 15% do valor total das negociações em exportação e importação ocorridas no comércio mundial de pescado, segundo dados da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, 2016).

O desenvolvimento da carcinicultura no país é resultado da adaptação de tecnologias, bem como da geração e difusão dessas tecnologias, que vão desde desenho e engenharia de projetos, às tecnologias de nutrição, de insumos, de equipamentos e, mais recentemente, à biotecnologia (SILVEIRA, 2017). A exemplo disso, as primeiras reproduções de pós-larvas em laboratório da América Latina ocorreram no Brasil, assim como o desenvolvimento e a adaptação de equipamentos, tais como: bandejas fixas para alimentação, caiaques de hidrodinâmica específica, marcadores de consumo, dentre outros (TAHIM, 2008).

Atualmente, a criação do camarão marinho (*Litopenaeus vannamei*) é muito difundida em regiões estuarinas do estado do Rio Grande do Norte, apesar do grande impacto de doenças virais e bacterianas, como a doença da mancha branca (WSSV) e a doença Necrozante Hepatopancreática Aguda (NHP) (LO et al., 2003; LEU et al., 2009; GUERRELHAS; TEIXEIRA, 2012; TRAN et al., 2013; NUNAN et al., 2014). Enfermidades virais têm provocado sérios impactos econômicos nos cultivos de camarões penéideos nos principais países produtores, entre as quais se destaca a doença da mancha branca, causada pelo vírus da síndrome da mancha branca (WSSV – White Spot Syndrome Virus) (Lightner, 2005). Em várias regiões

do mundo e do Brasil, esforços estão sendo feitos para prevenir e controlar essa doença, que é considerada o patógeno mais temido na criação de camarão (RUBIO-CASTRO et al., 2016).

A atividade da criação de camarão marinho surgiu como um dos setores que conseguiu se desenvolver de forma economicamente viável para o Estado do Rio Grande do Norte. Esse nicho de mercado deu seus primeiros passos na década de 1970, quando o Governo do Rio Grande do Norte, por meio do seu então governador Cortez Pereira, criou o “*Projeto Camarão*”, para estudar a viabilidade do cultivo desse crustáceo, em substituição à extração do sal, que havia sido, até então, uma forte atividade econômica na região. A carcinicultura, nesse contexto, pode vir a ter uma relevância ainda maior no desenvolvimento econômico e social do Estado do Rio Grande do Norte (SANTOS et al., 2015).

ASPECTOS AMBIENTAIS DA ATIVIDADE CARCINÍCOLA NO RIO GRANDE DO NORTE

Quando mencionamos o cultivo sustentável do camarão, a dimensão ambiental deve ser avaliada adequadamente, principalmente devido às evidências dos impactos ambientais causados pela atividade de aquicultura (MOURA et al., 2016). Apesar de sua importância no abastecimento alimentar e no seu potencial de geração de renda, a intensificação das atividades de aquicultura aumentou a dependência de insumos externos, tais como, alimento, energia e produtos químicos.

Por serem organismos aquáticos bentônicos, os camarões passam a maior parte do tempo sobre o sedimento dos viveiros de criação; esse local pode acumular grande quantidade de matéria orgânica e de nutrientes que podem reduzir consideravelmente as concentrações de oxigênio dissolvido da água, devido à intensa decomposição microbiológica da matéria orgânica. Parte desses nutrientes e material orgânico, provenientes da carcinicultura marinha, poderão ser lançados em regiões estuarinas e em áreas de mangue, nas formas particuladas ou dissolvidos na água (PEREIRA et al., 2013; AKTARUZZAMAN et al., 2013; KALANTZI et al., 2013; OTTINGER et al., 2016; RIBEIRO et al., 2016). Nesse contexto, essas atividades tendem a afetar cada vez mais a qualidade e a quantidade da água, impactando a biodiversidade aquática e os recursos naturais do planeta. Essa indústria distinta exige medidas especiais de gestão para superar as externalidades, sejam elas positivas ou negativas (BOSTOCK et al., 2010; TROELL et al., 2014; RIBEIRO et al., 2016). Dessa forma, é visível e necessária a legalização da atividade para que, de uma forma sustentável, ela possa se desenvolver na região. Assim sendo, o licenciamento ambiental é um procedimento administrativo importante, por meio do qual avaliam-se as localizações e autorizam-se a implantação e a operação de empreendimentos considerados efetiva ou potencialmente causadores de poluição ou degradação ambiental, devendo apresentar vários tipos de licenças.

Licença Prévia (LP): concedida na etapa preliminar do projeto, contém os requisitos básicos e condicionantes a serem atendidos nas suas fases de localização, instalação e operação, observando-se a viabilidade ambiental do empreendimento nas fases subsequentes ao licenciamento. Licença de Instalação (LI): autoriza o início da implantação do empreendimento, de acordo com as especificações constantes dos planos, programas e projetos aprovados, incluindo as medidas de controle ambiental e demais condicionantes. Licença de Operação (LO): concedida após as verificações necessárias, serve para facultar o início da atividade requerida e o funcionamento de seus equipamentos de controle de poluição, de acordo com o previsto nas licenças prévia e de instalação. Licença Simplificada (LS): concedida para localização, instalação, implantação e operação de empreendimentos e atividades que, na oportunidade do licenciamento, possam ser enquadrados na categoria de pequeno e médio potencial poluidor e degradador, e de micro ou pequeno porte, a critério do interessado. Essa licença poderá ser expedida em duas etapas, sendo a primeira para análise da localização do empreendimento (Licença Simplificada Prévia – LSP) e a segunda para análise da instalação, da implantação e da operação (Licença Simplificada de Instalação e Operação – LSIO). Licença de Regularização de Operação (LRO): de caráter corretivo e transitório, destinada a disciplinar, durante o processo de licenciamento ambiental, o funcionamento de empreendimentos e atividades em operação e ainda não licenciados, sem prejuízo da responsabilidade administrativa cabível. Licença de Alteração (LA): alteração, ampliação ou modificação do empreendimento ou da atividade regularmente existentes. Autorização Especial (AE): é concedida para atividades de caráter temporário ou que não impliquem em instalações permanentes. Autorização para Teste de Operação (ATO): poderá ser concedida previamente à concessão da LO, quando necessária para avaliar a eficiência das condições, restrições e medidas de controle ambiental impostas à atividade ou ao empreendimento (IDEMA, 2019) (Figura 1).

A CARCINICULTURA NA BACIA DO RIO APODI-MOSSORÓ

Os principais municípios produtores de camarão do Estado do Rio Grande do Norte são: Canguaretama, Mossoró, Pendências, Guamaré, São Gonçalo do Amarante e São Bento do Norte, e, no seu conjunto, indicam uma produtividade média de 2,73 ton/ha/ano, sendo que apenas o município de Mossoró está inserido na Bacia do Rio Apodi-Mossoró, tendo apresentado uma produção média de 1.774 toneladas em 2011, com uma área produtiva de 583 hectares e um número total de 16 fazendas produtoras de camarão (ABCC, 2013). Ao analisar a potencialidade da carcinicultura da Bacia do Rio Apodi-Mossoró, outras áreas têm capacidade de ser exploradas, tanto na região continental (áreas interioranas), quanto na região litorânea, como por exemplo, os municípios potiguares de Governador Dix-Sept Rosado e Apodi, que têm áreas

Figura 1 – Sequência de licenças a serem requeridas

Item	Situação	1ª Licença	2ª Licença	3ª Licença	4ª Licença
1	Empreendimento/Atividade de Micro ou Pequeno Porte e Pequeno ou Médio Potencial Poluidor	LS (*)	Renovação da LS	Renovação da LS	Renovação da LS
		LSP (*)	LSIO	LS	Renovação da LS
2	Empreendimento/Atividade não classificado como no item 1 acima e cuja instalação e operação não ocorram simultaneamente	LP	LI	LO	Renovação da LO
3	Empreendimento/Atividade não classificado como no item 1 acima e cuja instalação e operação ocorram simultaneamente	LP	LIO	LO (**)	Renovação da LO
4	Empreendimento/Atividade em operação e ainda não licenciado	LRO	LO ou LS, conforme o caso	Renovação da LO ou LS	Renovação da LO ou LS
5	Atividades de caráter temporário ou que não impliquem instalações permanentes	AE			

de várzea com solo ideal para a construção de viveiros escavados, além de água subterrânea (muitas vezes salobras). Na região litorânea, o município de Grossos-RN tem extensas áreas produtoras de sal, algumas inativas e que poderiam ser usadas para a produção de camarão.

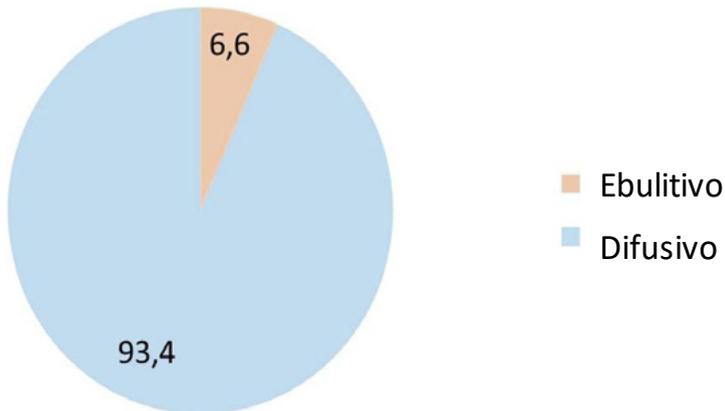
A carcinicultura moderna e ambientalmente responsável necessita reduzir o volume de troca de água, diminuindo assim os custos de bombeamento e a possibilidade de introdução de patógenos. Necessita também utilizar alimentos com maior digestibilidade, visando reduzir a produção de matéria orgânica e nutrientes que podem acarretar problemas no desenvolvimento dos próprios organismos cultivados, além de contaminar os ambientes aquáticos naturais, onde os efluentes são lançados (AZEVEDO et al. 2011, CASTILLO-SORIANO et al., 2013; SILVA et al., 2013; BRITO et al., 2014; DAVID et al., 2015; HENRY-SILVA et al., 2015). Outro fator de grande importância e inovador para a carcinicultura brasileira, em especial na região do Estuário do Rio Apodi-Mossoró, é o estudo da emissão de gases do efeito estufa (GEE). Numa área média de viveiro escavado de 14.300 m² ou 1,43 hectares, essa emissão de GEE pode corresponder a 55,7% de CO₂, 42,9% a CH₄, e, 1,4% representam o N₂O, onde a contribuição relativa do processo de difusão corresponde a uma média de 93,4% do fluxo total registrado para todos os gases produzidos; o fluxo ebulitivo contribui com 6,6% desses gases (SOARES e HENRY-SILVA, 2019).

Figura 2 – Distribuição quantitativa dos gases de efeito estufa no cultivo de camarão marinho



Fonte: Soares e Henry-Silva (2019).

Figura 3 – Contribuição percentual dos gases de efeito estufa (métodos ebulitivo e difusivo)



Fonte: Soares e Henry-Silva (2019).

A aquicultura é uma atividade econômica e, como tal, deve ser vista a partir da perspectiva de empresas que desenvolvem seus projetos para durarem, que gerem um retorno sobre o investimento para seus investidores e que também gerem mais ou menos vantagens sobre o seu desenvolvimento. Nesse sentido, a sustentabilidade econômica relaciona-se, muitas vezes, com termos como: crescimento, desenvolvimento, eficiência, investimento, planejamento, estratégia, benefícios, estabilidade e equilíbrio (FOESA, 2013). Os preços médios praticados no estado do Rio Grande do Norte, em especial na região do estuário do Rio Apodi-Mossoró, são elevados, em função da baixa oferta do camarão e da reduzida produtividade das carciniculturas

localizadas nessa região no ano de 2016, provavelmente pelo surto da mancha branca. Os valores médios (kg), em reais-R\$, comercializados foram de R\$ 21,00 a R\$ 25,00 para os camarões de tamanhos pequenos e de R\$ 25,50 a R\$ 30,00 para os camarões de tamanhos médios (Tabela 1).

Tabela 1 – Preços médio de comercialização dos camarões praticados no Estuário do Rio Apodi-Mossoró

Classificação (g)	6,5-8,5	8,6-10,5	10,6-12,5	12,6-14,5	14,6-16,5
Preço (R\$)	21,00 a 25,00	25,50 a 30,00	30,50 a 34,00	34,50 a 36,00	36,50 a 38,00

PRINCIPAIS DIFICULDADES PARA A PRODUÇÃO DE CAMARÃO

Essa atividade, apesar de consolidada no setor aquícola brasileiro, apresenta problemas que afetam o seu progresso. Entre eles, os que estão relacionados às enfermidades são citados como principal desafio a ser superado (ROCHA et al., 2011). Nas criações de camarões marinhos no Brasil, já foram detectadas ocorrências de sete agentes etiológicos virais, onde quatro são de notificação obrigatória. A mais recente, o Vírus da Síndrome da Mancha Branca (WSSV), afetou de maneira catastrófica as atividades de cultivos do país (NEGREIROS; SANTOS, 2015). O surgimento de enfermidades como IMNV (Mionecrose Infecciosa Viral) e WSSV (Síndrome do Vírus da Mancha Branca), como também outros adventos negativos, afetaram o desempenho setorial, tanto em termos de produção (de 90.190 t em 2003 para 76.000 t em 2015), como de produtividade (de 6.083 kg/ha/2003 para 3.040 kg/ha/2015), que praticamente retirou o camarão do Brasil do mercado internacional e da posição privilegiada que ocupava no âmbito mundial desse estratégico setor (ROCHA et al., 2016).

A síndrome do vírus da mancha branca (WSSV) é responsável por mortalidades que podem chegar a 100%, de 2 a 7 dias, depois de detectados os primeiros sinais clínicos. Esse WSSV é um agente patogênico que se reproduz rapidamente e é extremamente virulento; hoje em dia é o agente de doença mais grave na produção de camarão em todo o mundo (SEIBERT; PINTO, 2012). O Vírus da Síndrome da Mancha Branca foi detectado pela primeira vez no Norte da Ásia, na China e no Japão em 1992, de onde se espalhou rapidamente para a maioria dos países produtores de camarões (FEIJÓ, 2009). Essas características de gravidade da doença e do risco de disseminação transfronteira fizeram com que fosse incluída na lista de doenças notificáveis da OIE — Office Internacional d'Épizooties – Organização Mundial de Saúde Animal (OIDTMANN; STENTIFORD, 2011).

NOVAS TECNOLOGIAS UTILIZADAS NA CARCINICULTURA

Os sistemas de cultivo de camarões em cativeiro podem ser divididos em quatro etapas principais: larvicultura, berçário, engorda e despesca, de acordo com as necessidades singulares de cada estágio de vida do camarão, sendo que, em muitas vezes, as diferentes etapas são realizadas em tanques ou em localidades diferentes. Baseada nesse aspecto, a carcinicultura pode ser classificada em mono, bi ou trifásica. Nos cultivos monofásicos, todas as etapas ocorrem no mesmo tanque e, muitas vezes, as pós-larvas são capturadas no ambiente. Já o cultivo bifásico é composto pela fase de berçário e de engorda, e as pós-larvas são compradas em empresas especializadas (RIBEIRO et al., 2014) (Tabela 2).

Tabela 2 – Etapas da cadeia produtiva do camarão

Etapas	Descrição	Alimentação
Larvicultura	Produção de larvas. Após período de adaptação é realizado uma seleção onde os mais aptos são escolhidos e os organismos selecionados são transferidos para os tanques berçários	Organismos vivos, náuplius de artemia. Na etapa de pós-larva, a alimentação é baseada em ração balanceada apresentando entre 35 e 45 % de proteína.
Berçário	Aclimação às condições ambientais da fazenda e seleção dos indivíduos mais resistentes e com tamanho homogêneo para a fase de engorda	A alimentação é similar a das pós-larvas, com diferença na quantidade de ração balanceada. Além disso, existe a contribuição da alimentação natural, auxiliada pela fertilização orgânica e inorgânica das águas dos tanques.
Engorda	Os viveiros recebem maior quantidade de ração com o intuito de que os animais cultivados alcancem tamanho e peso ideais para despesca	Durante esta etapa a quantidade de ração é proporcional à biomassa total de camarões no tanque. Desta forma, a quantidade de ração diminui, mas o percentual de proteína aumenta.
Despesca	Retirada da água dos tanques, coleta e abate dos camarões	

Fonte: Adaptado de Kungvankij et al. (1989) e Nunes (2004).

INDICADORES SOCIAIS DA CARCINICULTURA

A aquicultura pode ser uma alavanca de desenvolvimento social, mas pode gerar impactos sociais negativos se não houver harmonia com as comunidades locais, sendo que os principais são: o deslocamento ou a eliminação de área extrativista, comprometendo o trabalho de comunidades locais; o desrespeito à propriedade comum (ex. alterações nos recursos hídricos de modo a comprometer outras atividades econômicas ou de lazer) e a descaracterização da cultura das comunidades locais. Por outro lado, os recursos naturais podem ser aproveitados de forma efetiva, com a geração de renda, criação de postos de trabalho assalariado e ou auto emprego, ou seja, novos nichos econômicos são gerados, promovendo oportunidade

para a entrada de novos investimentos. Em suma, a implantação de programas de aquicultura gera riqueza, com ganhos significativos para as economias regional e nacional, criando empregos diretos e indiretos e melhorando a qualidade de vida da população local (VALENTI, 2002).

A sustentabilidade social nas carciniculturas é uma prática cada vez mais consolidada, mesmo existindo cada vez mais mecanismos de regulação legal para essa ação no setor do Agronegócio. Apesar das práticas serem cada vez mais efetivadas, existe ainda muitas fragilidades para a mensuração dessas ações, bem como o impacto real delas sobre a atividade econômica. É nessa perspectiva social trabalhista que as pesquisas apontam na direção da busca de indicadores que mensurem e avaliem essa dimensão, que podem trazer contribuições positivas, não só no atendimento às demandas legais impostas pela legislação vigente, como principalmente revelar o desenvolvimento organizacional da empresa e a satisfação dos seus funcionários (EPSTEN; ROY, 2003; ALMEIDA; CALLADO, 2017). Na conjectura da dimensão social, o bem-estar humano, entre outros indicadores, pode ser promovido pela aquicultura por meio do fornecimento de alimentos seguros para o consumo, sem contaminação para a população e para o ambiente (Costa-Pierce, 2010). Segundo Muhlert (2014), esse indicador aumenta com o maior envolvimento da família nas atividades aquícolas, ou seja, quanto maior o número de familiares que estiverem envolvidos na atividade, maior o nível de sustentabilidade social. Em tempo, a Lei 11.326 de 24 de julho de 2006, que estabelece as diretrizes para a formulação da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Familiares Rurais determina que a aquicultura familiar deve utilizar, predominantemente, mão de obra da própria família nas atividades econômicas do seu empreendimento (BRASIL, 2006). Dessa forma, torna-se necessária a aplicação de um maior número de indicadores sociais para se avaliar a contento essa dimensão.

A carcinicultura tem sido responsável pela geração de emprego e renda para as populações locais (MUHLERT, 2014). Um estudo realizado por Sampaio et al. (2008), avaliou os impactos da carcinicultura em municípios do Nordeste do Brasil, mostrando a importância substancial da atividade para a geração de empregos formais e informais, geração de renda e arrecadação dos municípios. Na verdade, o conceito de desenvolvimento sustentável está contemplado indiretamente na Constituição Brasileira, pela combinação dos artigos 170, que trata da ordem econômica (*valorização do trabalho humano e na livre iniciativa. III-função social da propriedade; VI-defesa do meio ambiente, inclusive mediante tratamento diferenciado conforme o impacto ambiental dos produtos e serviços e de seus processos de elaboração e prestação e VII-redução das desigualdades regionais e sociais*); do artigo 186, que trata do cumprimento da função social em propriedade rural (*I- aproveitamento racional e adequado; II-utilização adequada dos recursos naturais disponíveis e preservação do meio ambiente; III-observância das disposições que regulam as relações de trabalho; IV-exploração que favoreça o bem-estar dos proprietários e dos trabalhadores*) (ELER e MILLANI, 2007).

A sustentabilidade social é aumentada quando se aplicam tecnologias que favoreçam a criação de empregos e ou autoempregos. A alimentação de peixes ou camarões em viveiros, por exemplo, pode ser feita por alimentador automático ou a lanço manual. Ambas as técnicas empregam pouca mão de obra (VALENTI, 2002). No entanto, pode-se desenvolver o uso de comedouros, que seriam vistoriados e abastecidos por funcionários várias vezes ao dia. Esse manejo pode reduzir a quantidade de ração fornecida, aumentar a eficiência alimentar, reduzindo a taxa de conversão alimentar, com economia significativa de ração. Se essa economia, somada ao aumento de produtividade compensar os gastos com a mão de obra adicional, temos um sistema mais sustentável sob o ponto de vista social, sem reduzir o lucro. Recentemente, fazendas de cultivo de camarões marinhos do Brasil vêm adotando a técnica de alimentação por bandejas abastecidas várias vezes ao dia, conforme o consumo. Esse monitoramento das bandejas aumentou a relação número de funcionários/ha de viveiros, mas melhorou a rentabilidade dos cultivos (VALENTI, 2002).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A atividade de carcinicultura marinha no semiárido nordestino passa por um período crítico em função da invasão de patógenos, tais como o vírus da mancha branca, e pelo longo período de estiagem ao qual a região vem sendo submetida. Produtores vêm buscando alternativas para tornar a atividade viável economicamente, empregando diferentes estratégias de manejo. Esforços vêm sendo empregados, não somente na mitigação dos impactos e na elevação dos benefícios da atividade, mas também na avaliação global da sustentabilidade ambiental, econômica e social desses sistemas de cultivos.

22

MODELAGEM DE ECOSISTEMAS: O QUE PODEMOS TENTAR APLICAR NUMA REGIÃO SEMIÁRIDA

Ronaldo Angelini

Fernanda Jucá de Medeiros Araújo

Estephania Silva Jovino

INTRODUÇÃO

Modelos são representações simples de fenômenos complexos. Eles são abstrações e, por isso, não contêm todas as características do sistema real (SOETAERT; HERMAN, 2009). Modelos podem ser de muitos tipos: uma maquete é um modelo de uma casa, um aeromodelo é um protótipo de um avião e uma equação matemática pode ser um modelo que expressa um fenômeno da natureza. Os modelos ecossistêmicos, de que trata este capítulo, são descrições matemáticas que imitam o funcionamento de ecossistemas. Dessa forma, o estudo dos ecossistemas gera problemas complexos que a matemática, bem como a computação, podem prover caminhos e metodologias para resolvê-los. De maneira recíproca, os modelos matemáticos, com seus

programas de computador, sugerem novas linhas de investigações que podem ser testadas contra observações nos ecossistemas reais (SHONKWILER; HEROD, 2009).

A matemática é realmente fundamental, visto que um dos mais desejados objetivos dos modelos é fazer previsão numérica do fenômeno, através de simulações. Porém, modelos podem ter outros objetivos, como definir os problemas e organizar as nossas ideias. Assim, muito além da possibilidade de simular diferentes cenários de manejo e impactos ambientais, no “ecossistema de computador”, que mimetiza o ecossistema real, alguns objetivos dos modelos ecossistêmicos, são, muitas vezes, negligenciados. Porém, através deles fica mais fácil entendermos as diferentes fases na confecção de um modelo (Fig. 1).

Fases da modelagem (Exemplos)

Problema e Diagrama Conceitual

Suponhamos que o foco do pesquisador é a eutrofização de reservatórios no semiárido e que ele gostaria de entender e como as variáveis influenciam no crescimento planctônico. O ideal é dividir o diagrama em variáveis de estado, que são as que mais interessam ao modelador, no caso, fitoplâncton e zooplâncton; e variáveis forçantes (variáveis de direção), aquelas que direcionam e influenciam as relações do ecossistema (Figura 2).

A Figura 2 mostra que o fitoplâncton cresce através de uma equação de produção primária que é influenciada por temperatura, luz e nutrientes (Fósforo e Nitrato) e mostrada pela linha tracejada. A linha contínua mostra a troca de matéria/energia entre os componentes: fitoplâncton cresce através da produção primária, mas decresce pela predação por zooplâncton e por excreção e mortalidade; os dois últimos vão colaborar com o aumento dos nutrientes do sistema.

Outro ponto a se destacar é a abordagem chamada “caixa-preta”, na qual o sistema é hierarquizado em níveis. Assim, nota-se que os três compartimentos que representam três grupos fitoplanctônicos, podem estar contidos numa única “caixa” que representaria todo o fitoplâncton do lago (o mesmo para zooplâncton e nutrientes que também podem ser observados em subgrupos). Assim sendo, se o modelador tiver apenas dados totais de fitoplâncton (ou clorofila-a), ele trabalhará com uma única caixa desses componentes. No entanto, se ele separou por espécie, morfotipo ou tamanho, ele poderá usar as três caixas, mas serão necessárias três equações de produtividade primária, ou a mesma equação com valores de parâmetros específicos para cada um dos três componentes. No caso das variáveis forçantes, é importante mencionar que elas podem ser descritas por equações, ou pelo próprio valor observado da variável no reservatório. Alguns livros trazem muitas dessas equações como Jorgensen (1994). Antes de falarmos sobre possíveis modelos/software (Figura 1), que podem ser usados para o estudo de reservatórios no semiárido brasileiro, vamos descrever as outras fases da modelagem (Figura 1).

Figura 1 – Relações entre objetivos e fases da modelagem ecossistêmica, com descrição de cada uma delas

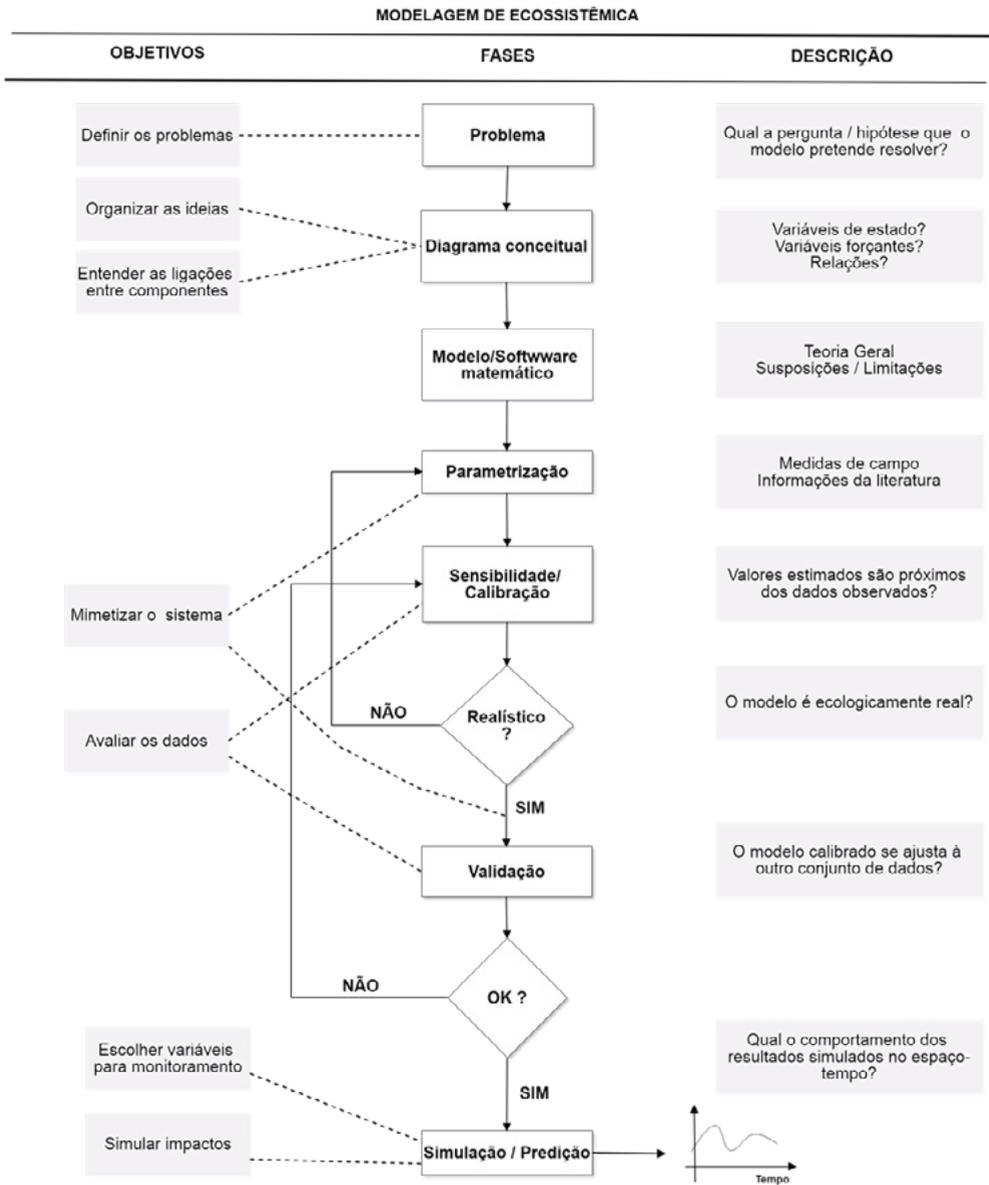
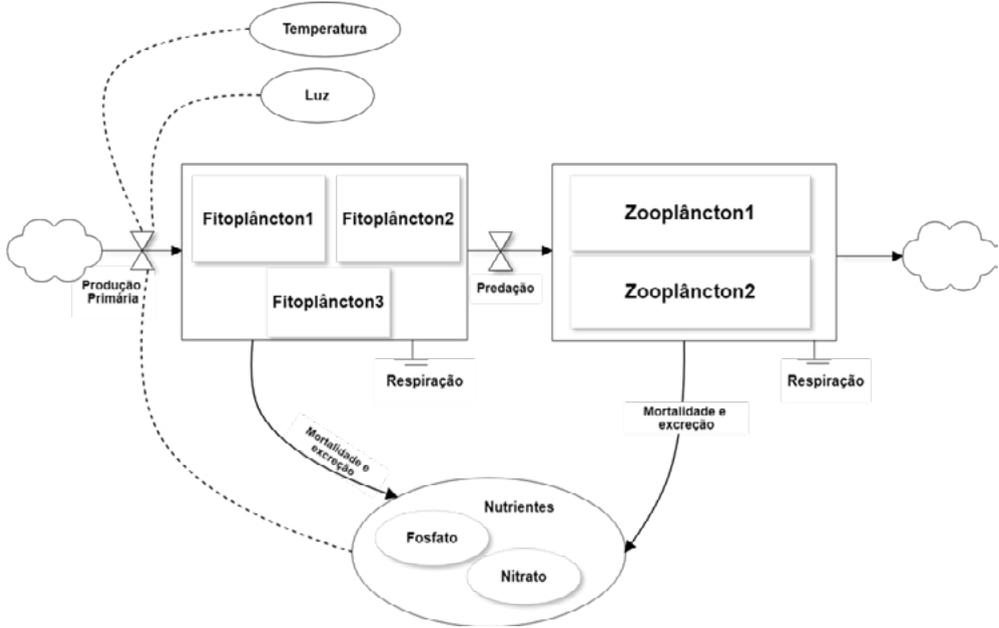


Figura 2 – Diagrama Conceitual de um modelo para analisar a eutrofização em reservatórios do semiárido. Retângulos: variáveis de estado; elipses: variáveis forçantes; linhas contínuas: troca de material ou energia; linhas tracejadas: troca de “informação”, isto é, nutrientes, luz e temperatura estão influenciando a produção primária



Parametrização

Os valores dos parâmetros das equações em um modelo ecossistêmico dependem de muitos fatores. Geralmente, para as equações mais conhecidas, há farta literatura com esses valores (JORGENSEN, 1979), mas, dependendo do software a ser usado, a equação já vem predefinida e alguns parâmetros apresentam um valor geral como “default” (sugestão inicial). Dessa forma, por exemplo, o valor da constante para respiração e excreção de nutrientes por fitoplâncton deve estar entre 0,05 e 0,15 (FRAGOSO JR. et al. 2009). Com esses valores de referência, o modelador tem ideia da ordem de magnitude para alterá-los quando for preciso. Evidentemente, o novo valor pode estar um pouco fora do intervalo mencionado, mas nunca maior que três vezes esses valores, pois isso não seria realístico biologicamente, nem ecologicamente. Mas, então, qual valor devemos usar? Isso é melhor respondido na próxima fase da modelagem ecossistêmica.

Sensibilidade e Calibração

Após entrada dos valores dos parâmetros, é necessário saber quais deles são mais sensíveis e repercutem mais nos resultados dos modelos. Suponhamos dois parâmetros (z e f): ao aumentar 10% o valor de entrada do parâmetro z , o resultado principal do modelo fica 50% maior. Porém, o mesmo aumento de 10% no parâmetro f , causa uma mudança de apenas 3% no resultado que o investigador está interessado. Então, conclui-se que o parâmetro z tem maior sensibilidade que o f . Essa informação é importante para o processo de calibração do modelo. Calibração é a fase em que o modelador ajusta os valores calculados pelo modelo, com os valores observados do objeto de estudo. Assim, por exemplo, se os valores calculados de fitoplâncton estão muito abaixo dos valores observados da (ou “na”?) série temporal de dados, talvez seja preciso aumentar a taxa de crescimento de fitoplâncton, ou reduzir as taxas de predação e/ou mortalidade.

A escolha do parâmetro a ser modificado depende da sensibilidade: alteração dos valores dos parâmetros mais sensíveis deve ser tentada quando a distância entre os valores observados e calculados for muito grande, mas quando o resíduo for baixo, deve-se utilizar os parâmetros menos sensíveis. Outra maneira de se escolher um parâmetro para calibração, é analisar a qualidade das informações. Por exemplo, se as taxas de crescimento e de mortalidade não predatória do fitoplâncton foram medidas em experimentos cuidadosos e controlados de laboratório, então é correto e coerente não se alterar seus valores, mas sim de outros parâmetros não tão bem quantificados ou que foram escolhidos com base na literatura. Mas, é bom lembrar que: o valor alterado precisa ter realidade biológica, isto é, de preferência, necessita estar dentro do intervalo dos valores máximos e mínimos da literatura científica para aquele parâmetro.

O excesso de parâmetros e variáveis dificulta enormemente o ajuste dos modelos e, por esse motivo, essa fase é um dos maiores desafios do modelador e deve ser realizada com parcimônia, bom senso, atenção e muita paciência. Alguns softwares desenvolveram algoritmos que tentam ajustar os valores estimados aos observados, otimizando a mudança dos valores dos parâmetros de entrada, de modo a alterá-los o mínimo possível. Dada a necessidade de se conhecer o ecossistema real e seus problemas ambientais, nem sempre esse procedimento (puramente matemático-computacional) é eficiente.

Apesar dos problemas, é na fase de calibração que o modelador entende como o ecossistema realmente funciona, isto é, se as relações entre componentes escolhidas fazem sentido, ou se precisam ser trocadas ou parametrizadas novamente (Fig. 1). Nessa fase, são comuns perguntas como: “A mortalidade do fitoplâncton realmente colabora com a quantidade de nutrientes no sistema?”; “A taxa de respiração de zooplâncton é biologicamente realística?”; “A predação do zooplâncton está reduzindo a biomassa de fitoplâncton?”; e assim por diante. Note-se então

que, nessa fase, o modelo ajudará o modelador a aprender sobre o ecossistema, isto é, a fazer as conexões necessárias entre componentes e entender o significado dos parâmetros das equações e de seus valores.

Porém, e se, apesar dos esforços na fase de calibração, o modelo não mimetizar as principais dinâmicas do ecossistema? Por exemplo, e se os resultados do modelo não se ajustarem aos valores observados para nenhuma variável, ou nem mesmo conseguirem seguir tendências de aumento/redução dentro da ordem de grandeza das principais variáveis de estado? Nesses casos, o modelador aprenderá que: a) o diagrama conceitual pode estar errado e precisa ser completamente reformulado; b) as equações não servem ao modelo proposto e seria necessário trocar o software/modelo; c) a série temporal é muito esparsa e, as coletas mensais, por exemplo, não conseguem captar com precisão a dinâmica do sistema, entre outras reelaborações que se fizerem necessárias.

Validação

Se o modelo foi adequadamente calibrado, ou se ao menos os valores calculados seguiram as tendências dos dados observados, ele deverá, a seguir, ser validado com um conjunto de dados independentes, de preferência no tempo posterior ao usado na fase de calibração, por exemplo, o modelador calibra o modelo usando os dados de 2017 e valida com os dados de 2018. Lembrando que, nesse período de validação, os valores das variáveis forçantes (Figura 2) serão diferentes e, por isso, os resultados do modelo serão diferentes do período anterior. Se a validação não for bem sucedida, o melhor é tentar retornar à fase de calibração/sensibilidade, mas o modelador poderá aprender ainda mais com o sistema.

Suponhamos que no período de tempo escolhido para a validação tenha ocorrido uma seca severa, que tenha aumentado muito a temperatura da água e que tenha reduzido a luminosidade à 10% do período usado na calibração. É provável então que os valores dos parâmetros do primeiro período não sirvam para o segundo, pois, provavelmente, o sistema tenha se adaptado a um dos possíveis estados alternativos. Assim, o modelador, realizando um nova calibração para o período, poderá comparar valores de alguns parâmetros entre os períodos e discutir suas diferenças. A validação é a fase da modelagem menos realizada, as vezes por falta de dados, mas também porque os modeladores preferem calibrar o modelo com a maior série temporal possível, o que pode aumentar a confiança no modelo, algo ainda controverso e sem uma solução correta.

Simulação/Predição

Após a calibração do modelo, podemos fazer previsões respondendo a algumas perguntas clássicas do tipo “e se?”. Assim: “e se aumentarmos em 10% o aporte de fósforo e nitrogênio?”; “e se reduzirmos em 100% esse mesmo aporte?”; “e se aumentarmos a biomassa de zooplâncton?”. É importante que essas perguntas sejam realísticas, tais como: a) é previsto um aumento de 10% na população da cidade, cujo esgoto é lançado no reservatório modelado e, conseqüentemente, seria correto simular 10% de aumento no aporte de nutrientes?; b) é possível ter um tratamento terciário 100% eficiente, porém, o que aconteceria com a produção primária, nesse caso?; c) é possível criar zooplâncton em laboratório, liberá-lo no reservatório para aumentar a sua predação e, seria isso eficiente?

A preocupação com mudanças climáticas globais e as previsões de aumento da temperatura, podem levar o modelador a fazer previsões sobre seu ecossistema de estudo. Podemos procurar as previsões de aumento de temperatura para a região de interesse, publicadas pelo PIMC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas), e usá-las como forçantes do modelo calibrado, para entender como essas mudanças afetariam o modelo (ecossistema).

A seguir, descreveremos dois modelos/softwarees que sugerimos sejam usados no semiárido brasileiro: Ecopath (teia trófica aquática) e Swat (Chuva – Uso do solo na Bacia Hidrográfica – Erosão – Ecossistema Aquático). Breve apresentação de dois Modelos/Softwares para modelagem de ecossistemas.

Modelo ECOPATH

O software e modelo Ecopath foi originalmente elaborado por Polovina (1984) e tem a suposição de que os componentes da teia trófica devem estar em condições de equilíbrio, isto é, os valores somados de todas as entradas ao componente devem sair em forma de predação, mortalidade não predatória, exportação (captura ou emigração do sistema) ou, ainda, fluxos para detrito e respiração.

Após a publicação do trabalho seminal de Polovina (1984), o Ecopath foi aperfeiçoado e formalmente descrito em Christensen e Pauly (1992):

$$B_i * P/B_i * EE_i - \sum (B_j * Q/B_j * DC_{ji}) - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad (1)$$

Onde:

B_i = Biomassa da presa (i); em $gr * m^{-2}$ ou o equivalente $ton * km^{-2}$. Esse valor pode ser coletado e observado em campo com redes de arrasto ou outro aparelho que permita a conversão para peso por área de ambiente;

P/B_i = Produção / Biomassa de (i); em $gr \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$. Para peixes, usa-se o valor da Mortalidade Natural (PAULY 1986), ou Mortalidade Total (Mortalidade por Pesca + Mort. Natural). Para outros componentes, usam-se fórmulas empíricas de produção, como as compiladas em Brey (1999), para organismos bentônicos;

$E E_i$ = Eficiência ecotrófica de (i); valor entre 0 a 1. Pode ser descrita como a proporção da produção que é utilizada no sistema, sendo que se constitui no parâmetro normalmente calculado pelo Ecopath e que, sendo maior que 1, mostrará que o sistema não está em equilíbrio e tem que ser balanceado (valores de entrada têm que ser mudados);

B_j = Biomassa do predador (j); em $gr \cdot m^2$ e estimada como na biomassa da presa i (ver acima);

Q/B_j = Consumo / Biomassa do predador (j); em $gr \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$. Refere-se a quanto um compartimento consome em relação ao próprio peso no ano (animais menores consomem mais que os maiores em relação ao próprio peso). Para peixes, usa-se a fórmula empírica de Palomares e Pauly (1998). Para outros grupos, pode-se adaptar taxas de filtração (zooplâncton ou bentos) ou, ainda, dados de metabolismo (aves, mamíferos);

DC_{ji} = Fração da presa (i) na Composição da dieta do predador (j): %; depende de informações de conteúdo estomacal ou ainda de isótopos estáveis;

Y_i = Captura de (i): $gr \cdot m^{-2}$; dados de desembarque ou informações dadas por pescadores;

E_i = Export de (i): $gr \cdot m^{-2}$; refere-se a espécies que migram saindo do sistema. Normalmente considerado zero para simplificação do modelo;

BA_i = Biomassa acumulada de (i): $gr \cdot m^2$; se naquele ano em que o modelo foi elaborado, sabe-se que algum compartimento teve um aumento de biomassa, então, esse valor de aumento entra neste parâmetro.

Mais detalhes de como estimar essas taxas para o modelo Ecopath podem ser encontradas, em língua portuguesa, em Angelini e Gomes (2008), Angelini et al. (2017) e Angelini e Tubino (2018). O Ecopath é um software livre e pode ser acessado em <http://ecopath.org/>.

Calibração de modelos Ecopath

O processo de validação de um modelo Ecopath, com um conjunto de dados que varia temporalmente, é perfeitamente exequível, mas se o modelador não tem os dados temporais, é ainda possível certificar-se de que os resultados sejam compatíveis, dos pontos de vista termodinâmico e fisiológico. Assim, recentemente, o Ecopath incorporou o Prebal (Diagnóstico Pré-balanço), sugerido por Link (2010), que objetiva conferir se as estimativas dos parâmetros de entrada dos modelos seguem restrições fisiológicas básicas, e isso é verificado a partir dos valores de algumas taxas.

Também Heymans et al. (2016) colaboraram na definição e na interpretação dessas taxas,

que nos auxiliam a encontrar incongruências nos tipos de modelos. Aqui destacaremos apenas duas dessas taxas: a) Eficiência Bruta (GE), estimada pela razão PB/QB, cujos valores devem estar entre 0,1 e 0,35, exceto para grupos de crescimento rápido, que podem ser maiores e predadores de topo, podendo ter menores valores; b) Respiração/Assimilação (R/A) < 1,0, pois a proporção de biomassa perdida com a Respiração não pode exceder a biomassa assimilada. R/A é próxima a 1 para organismos maiores e predadores de topo (k-estrategistas) e R/A é bem menor que 1 para r-estrategistas.

O Ecopath calcula muitos atributos ecossistêmicos e, com isso, é possível dizer se esse ecossistema é resiliente ou estável (ODUM, 1969), quais são as espécies-chave para o sistema que afetariam mais as outras, além de mostrar a eficiência de transferência entre os níveis tróficos. Esse modelo/software está sempre se modernizando e novos módulos foram incorporados a ele: Ecosim, que estima a dinâmica da variação da Biomassa em relação ao tempo (dB/dt), com o objetivo de analisar a dinâmica temporal dos componentes de um ecossistema (WALTERS et al., 1997). Com ele, é possível elaborar as perguntas “e se” mencionadas anteriormente, do tipo: “e se aumentarmos a captura de tucunarés, o que acontecerá com as tilápias e com as aves aquáticas?”. Desde que se tenha dados em séries temporais de captura pesqueira, ou biomassa, é possível realizar o procedimento de calibração mencionado anteriormente. Mais recentemente, o Ecopath incorporou o Ecospace, que distribui espacialmente a teia trófica no ecossistema (WALTERS et al., 1999) e o módulo Value Chain (CHRISTENSEN et al., 2011) que permite com que dados econômicos da pesca sejam incorporados ao ecossistema, como em Bevilacqua et al., (2019).

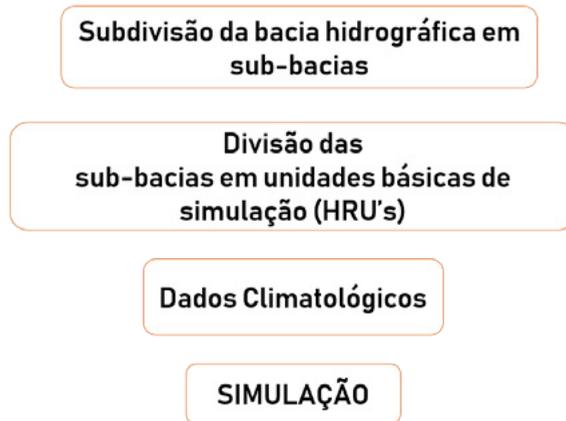
Uma aplicação do Ecopath na região semiárida brasileira é o trabalho de BEZERRA et al., (2018), elaborado para o açude de Sítios Novos, no Ceará. O modelo tem 34 grupos, sendo 12 espécies de peixes, nove de invertebrados e seis de aves, entre outros. Os autores puderam perceber que as espécies invasoras (de invertebrados e peixes) têm papel crucial na ciclagem de nutrientes, levando inclusive o ecossistema a um processo de homogeneização da fauna (algumas muito dominantes) e “bentificação” com um grande aumento na detritivoria, o que reflete diretamente na qualidade da água e na pesca do reservatório.

Modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool)

A bacia hidrográfica proporciona uma visão abrangente e sistemática, que analisa e considera, tanto as imposições climáticas naturais, como o resultado das alterações da paisagem causadas pelo homem (Porto e Porto, 2008). Nas regiões áridas e semiáridas, a erosão do solo é um grave problema, atingindo negativamente não apenas o ecossistema terrestre, como também o aquático e, por conseguinte, a sociedade.

O modelo computacional Soil and Water Assessment Tool (SWAT) foi desenvolvido pelo Dr. Jeff Arnold para o Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS e NEITSCH, 2009). O software é disponibilizado gratuitamente através do endereço: <https://swat.tamu.edu>. O SWAT é capaz de diagnosticar o impacto das alterações do uso, do tipo e do manejo do solo no escoamento, erosão e produção de sedimentos, transporte de poluentes e qualidade da água em bacias hidrográficas (LELIS, 2011). As etapas mais importantes para utilização do modelo estão simplificadas na Figura 3.

Figura 3 – Etapas do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool)



Para realizar a delimitação da bacia hidrográfica é preciso inserir o Modelo Digital de Elevação (MDE), que, em seguida, realizará a subdivisão da bacia em sub-bacias. Os mapas de uso, tipo e ocupação do solo são utilizados para divisão das sub-bacias em Unidades de Respostas Hidrológicas HRU's, unidades homogêneas quanto à cobertura do solo e às combinações de gestão. Depois disso, inserem-se os dados climatológicos (precipitação, temperatura, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa) e, em seguida, é realizada a simulação. Independente do tipo de problema que se pretende diagnosticar, o equilíbrio hídrico precisa estar de acordo com a bacia hidrográfica em estudo. Com isso, o modelo baseia-se na equação do balanço hídrico:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_i + Q_{sup} + E_i + P_i + Q_{ret}) \quad (3)$$

onde:

SW_t: volume final de água no solo (mm);

SW₀: volume inicial de água no solo (mm);

R_i: precipitação (mm);

Q_{sup}: escoamento superficial (mm);

E_i : evapotranspiração (mm);

P_i : percolação (mm) é a infiltração de água no perfil do solo;

Q_{ret} : fluxo de retorno (mm) é a ascensão capilar no solo;

A Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) é utilizada para simular a erosão dos solos no modelo, usando o volume de escoamento e o pico de vazão para prever a produção de sedimentos (NEITSCH, 2009). As equações utilizadas no modelo, para descreverem o ciclo hidrológico, estão descritas no manual disponibilizado gratuitamente, com as respectivas funções de cada parâmetro, de acordo com o objetivo da modelagem a ser aplicada na bacia. Nos últimos anos, o modelo SWAT vem sendo bastante utilizado, por possibilitar a geração de informações e estudos de vários cenários, alterando as características climatológicas e de uso e ocupação do solo, contribuindo para a gestão das bacias hidrográficas (NETO, 2017). Por exemplo, Dantas et al. (2015) usou o modelo SWAT para simular a vazão e a sedimentação na bacia do Rio Taperoá, na região semiárida do Estado da Paraíba. As maiores taxas de produção de sedimentos foram obtidas na parte da bacia que possui solos com baixos teores de matéria orgânica e alta declividade, intensificando o processo de erosão (DANTAS et al., 2015). No período de calibração, o modelo mostrou-se satisfatório, mesmo a bacia apresentando regime hidrológico típico do semiárido.

Na região semiárida do Rio Cobres, em Portugal, Silva et al. (2013), usando o SWAT, avaliaram cenários de uso do solo, mostrando que o cenário de pastagem foi o que apresentou maior taxa de produção de sedimentos, e o cenário de mata produziu o menor valor dessa taxa. Neste caso, o uso e o tipo do solo estão refletindo diretamente no regime hidrológico da bacia, o que acarreta prejuízos mesmo no curto prazo (Silva et al., 2016). Na região semiárida do Quênia (África), o modelo SWAT foi aplicado para investigar o impacto do uso do solo sobre os recursos hídricos e quantificou um aumento no escoamento superficial e uma diminuição na recarga do lençol freático, devido às mudanças no uso do solo (BAKER; MILLER, 2013). O uso desse tipo de modelo no semiárido brasileiro, demandaria basicamente os seguintes conjuntos de dados: mapas de uso do solo, mapas pedológicos, mapas geológicos, imagens de satélite, hidrografia, precipitação, temperatura, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de um dos dois softwares descritos resumidamente acima, demanda um número enorme de parâmetros. Isso nos lembra dois problemas: a) que não temos estimados os valores da grande maioria de parâmetros para as espécies e para os ecossistemas do semiárido; b) mesmo que tivéssemos os valores estimados em laboratório e em campo, teríamos que lembrar que cada

valor de parâmetro tem um erro associado (variância) e essa somatória (ou “multiplicatória”) de erros poderia nos dar resultados enganosos. Isso nos leva a considerar as seguintes perguntas: Será que é realmente vantagem perder tempo e recursos financeiros na confecção de um modelo que usa valores “default” de espécies e ambientes, onde esses modelos foram criados pela primeira vez, mas que podem ser completamente diferentes daqueles que encontramos no semiárido? Será que, mesmo com valores de parâmetros confiáveis (medidos localmente), é possível ter um modelo que reflete o “mundo real”? Essas perguntas só reforçam a importância de duas fases da modelagem que vimos anteriormente: calibração, isto é, a alteração dos valores de parâmetros para que os resultados do modelo reflitam o “mundo real”, ou seja, os dados observados; e, validação, com os mesmos valores de parâmetros (ou ao menos dentro de um intervalo aceitável para cada um deles), para certificar-se de que o modelo reflete um conjunto de dados para outro período do mesmo ambiente ou, ainda, para ambientes similares.

Para podermos cumprir, então, todas as fases da modelagem, faz-se imprescindível o monitoramento contínuo do ambiente e de suas variáveis, ou, ao menos, das variáveis que alimentam um dos modelos. Isso pode ser feito com projetos interdisciplinares de monitoramento e pesquisa, orientados pelo modelo, evitando monitoramento de apenas parte das variáveis ambientais, que podem não responder a todos os nossos problemas. O monitoramento e o posterior uso de múltiplas variáveis em modelos como os aqui descritos, possibilita-nos analisar, de maneira abrangente, o funcionamento dos ecossistemas com suas diferentes respostas (diretas e indiretas) a dinâmicas naturais e/ou a impactos humanos. Apesar de apenas mimetizar o ecossistema, lembremo-nos do dito do médico Howard Skipper, “um modelo é uma mentira que nos ajuda a ver a verdade”.

Referências

CAPÍTULO 1

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Caderno de Recursos Hídricos 2009. Brasília: MMA, 2009.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2011. Brasília: MMA, 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). O Comitê de Bacia Hidrográfica: prática e procedimento. Brasília: SAG, 2011. 81 p. (Cadernos de capacitação em recursos hídricos, v. 2).

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe. Brasília: ANA, 2012.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água. Brasília: ANA, 2013. 68 p. (Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos, v. 5).

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Cobrança pelo uso de recursos hídricos. Brasília: ANA, 2014. 80 p. (Capacitação em Gestão de Recursos Hídricos, v.7).

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu. Brasília: ANA, 2016. 160 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). 20 propostas para aperfeiçoamento dos marcos constitucional, legal e infralegal da gestão de águas no Brasil. Brasília: ANA, 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno. Brasília: ANA, 2017. 169 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019: informe anual. Brasília: ANA, 2019a. 100 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Recursos Progestão transferidos para o Rio Grande do Norte. Brasília: ANA, 2019b. Disponível em: <http://progestao.ana.gov.br/portal/progestao/mapa/rn/recursos-progestao-transferidos-para-o-rio-grande-do-norte>. Acesso em: 06 set. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Plano Nacional de Segurança Hídrica. Brasília: ANA, 2019b, IIIp. Disponível em <https://arquivos.ana.gov.br/pnsh/pnsh.pdf>.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020: relatório pleno. Brasília: ANA, 2020a. 118 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Enquadramento dos corpos d'água em classes. Brasília: ANA, 2020b. 57p.

BETTENCOURT, P.; FULGÊNCIO, C.; GRADE, M.; WASSERMAN, J. C. A Comparison between the European and the Brazilian models for management and diagnosis of river basins. *Water Policy*, 2021.

BIRK, W. *et al.* Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, p. 31-41, 2012.

BORJA, A.; ELLIOTT, M. What does “good ecological potential” mean, within the European Water Framework Directive? *Marine Pollution Bulletin*, v. 54, n. 10, p. 1559–1564, 2007.

BORJA, Á. *et al.* The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Coastal and Shelf Science*, v. 66, n. 1-2, p. 84-96, 2006.

BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. *Poluição, Proteção e Usos Múltiplos de Represas*. São Paulo: Edgard Blucher, 1977. 184 p.

BRASIL. Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 1997.

BRASIL. Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Resolução CNRH nº 91, de 5 de novembro de 2008. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2008.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Plano Nacional de Saneamento Básico: Mais Saúde com Qualidade de Vida e Cidadania. Brasília, 2017, 153 p. Relatório de Avaliação Anual 2015.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. Plano Nacional de Saneamento Básico. Brasília, 2020a, 131 p. Relatório de Avaliação Anual 2018.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos 2019. Brasília: SNS/MDR, 2020b. 183 p.

CAMARGO, P. R. *et al.* The influence of the geology on the limnological characteristics of some lotic ecosystems of the Itanhaém River Basin, SP-Brazil. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*. Stuttgart, v. 26, i. 2, 1997. Disponível em: <https://bit.ly/3bGhpcz>. Acesso em: 21 maio 2021.

CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, T.; POMPEO, M. L. M. Diretiva Quadro D'Água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil. *Ambiente & Sociedade*, v. 16, n. 1, 2013.

CARVALHO, L. *et al.* Protecting and restoring Europe's waters: an analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of The Total Environment*, v. 658, p. 1228-1238, 2019.

COMISSÃO EUROPEIA. Diretiva 2000/60 CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L327, 1.22.12.2000.

ELLIOTT, M. The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. *Marine Pollution Bulletin* 44, 2002.

ELLIOTT, M.; O'HIGGINS, T. G. From the DPSIR, the D(A)PSI(W)R(M) emerges... a butterfly - 'protecting the natural stuff and delivering the human stuff'. *In*: O'HIGGINS, T. G.; LAGO, M.; DEWITT, T. H. (Ed.). *Ecosystem-based management, ecosystem services and aquatic biodiversity: theory, tools and applications*. Amsterdam: Springer, 2020. p. 61-86.

GARI, S. R. *et al.* A DPSIR-analysis of water uses and related water quality issues in the Colombian Alto and Medio Dagua Community Council, *Water Science*, v. 32, p. 318-337, 2018.

GARJULLI, R. Os Recursos hídricos no semiárido. *Ciência. Cultura*, v. 55, n. 4, 2003.

GEBREMEDHIN, S. *et al.* A Drivers-pressure-state-impact-responses framework to support the sustainability of fish and fisheries in Lake Tana, Ethiopia. *Sustainability*, v. 10, n. 8, 2018.

GIBBS, R. J. The geochemistry of the Amazon River System: 2 Part. I. The Factors that Control the Salinity and Composition and Concentrations of Suspended Solids. *Geol. Soc. of America Bul.*, v. 78, p. 1202-1232.

- GIBBS, R. J. Water chemistry of the Amazon River. *Geoch. Et. Cosmoch. Acta*, v. 36, p. 1061-1066, 1972.
- HEISKANEN, A. S. *et al.* Towards good ecological status of surface water in Europe – interpretation and harmonisation of the concept. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 7, p. 169-177, 2004.
- HENRIQUES, A. G.; WEST, C. A.; PIO, S. DQA – Um instrumento integrador da política da água na União Europeia. *In: CONGRESSO DA ÁGUA*, 5., 2002. *Anais [...]*. Lisboa: [s.n.], 2002.
- KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, n. 6, p. 21-27, 1981.
- MOURA, R. S. T.; VALENTE, W. C.; HENRY-SILVA, G. G. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. *Ecological indicators*, v. 66, p. 574-582, 2016.
- MOUSTAKA-GOUNI, M. *et al.* Implementation of the Water Framework Directive: lessons learned and future perspectives for an ecologically meaningful Classification Based on Phytoplankton of the Status of Greek Lakes. *Mediterranean Region. Environmental Management*. 2019.
- O'HAGAN, A. M. Ecosystem-based management (EBM) and ecosystem services in EU law, policy and governance. *In: O'HIGGINS, T.; LAGO, M.; DEWITT, T. H. (ed.). Ecosystem-based management and ecosystem services: theory, tools and practice*. Amsterdam: 2020. p. 353-372.
- PIRES, A. *et al.* Sustainability assessment of indicators for integrated water resources management. *Science of the Total Environment*, v. 578, p. 139-147, 2017.
- PIRRONE, N. *et al.* The Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) approach for integrated catchment-coastal zone management: preliminary application to the Po catchment-Adriatic Sea coastal zone system. *Regional Environmental Change*, v. 5, n. 2/3, p. 111-137, 2005.
- SCHMIDT, G. W. Seasonal changes in water chemistry of a tropical lake (Lago do Castanho, Amazonia, South America). *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*. v. 18, n. 2, p. 613-621, 1972.
- SILVA, M. S. R. *et al.* Bacia hidrográfica do rio amazonas: tipologia voltada para a gestão destes recursos. *SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS*, 23., 2019, Foz do Iguaçu. *Anais [...]*. Foz do Iguaçu: [s.n.], 2019.
- SIOLI, H. *The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. [S.L.:s.n.], 1984. 800 p.
- SIQUEIRA, T.; ROQUE, F. O. O Desafio da normatização de informações de biodiversidade para gestão de águas: aproximando Cientistas e Gestores. *Natureza & Conservação*, v. 8, n. 2, p. 190-193.
- VOULVOULIS, N.; ARPON, K. D.; GIAKOURIS, T. The EU Water framework directive: from great expectations to problems with implementation. *Science Total Environment*, v. 575, p. 358-366, 2017.

CAPÍTULO 2

AB'SÁBER, A. N. Sertões e sertanejos: uma geografia humana sofrida. *Revista Estudos Avançados*, v. 13, n. 35, p. 60-68, 1999. Dossiê Nordeste Seco.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). *Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis 2020*. Rio de Janeiro: ANP, 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/dados-abertos/anuario-estatistico-2020-dados-abertos>.

ANTONGIOVANNI, M., VENTICINQUE, E. M., TAMBOSI, L. R., MATSUMOTO, M., METZGER, J. P., & FONSECA, C. R. *Journal of Applied Ecology*. Restoration priorities for Caatinga dry forests: Landscape resilience, connectivity and biodiversity value, p.1-12, 2022.

BENTO, D. M.; CRUZ, J. B.; FREITAS, J. I. M.; CAMPOS, U. P. Área de proteção ambiental pedra de abelha: proposta para a conservação da maior concentração de cavernas do Rio Grande do Norte. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ESPELEOLOGIA*, 33., 2015, Eldorado, SP. *Anais [...]*. Eldorado, SP: [s.n.], 2015.

BENTO, D. M. *et al.* Parque Nacional da Furna Feia: o parque nacional com a maior quantidade de cavernas do brasil. *CONGRESSO BRASILEIRO DE ESPELEOLOGIA*, 32., 2013, Barreiras, BA. *Anais [...]*. Barreiras, BA: [s.n.], 2013.

BÉTARD, F.; PEULVAST, J. P.; CLAUDINO-SALES, V. *Caracterização morfoedológica de uma serra úmida no Semiárido do Nordeste brasileiro: o caso do maciço de Baturité-CE*. Mercator, Fortaleza, v. 6, p. 107-126, 2007.

BRASIL. Decreto de 5 de junho de 2012. Dispõe sobre a criação do Parque Nacional da Furna Feia, nos municípios de Baraúna e Mossoró, Estado do Rio Grande do Norte. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 06 jun. 2012. Disponível em: <https://bit.ly/3u67cwr>.

BRASIL. Lei nº 13.568, de 21 de dezembro de 2017. Confere o título de Capital do Semiárido à cidade de Mossoró, no Estado do Rio Grande do Norte. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2017. Disponível em: <https://bit.ly/3oGWHyD>.

BRASIL. Lei nº 107. RESOLUÇÃO Nº 107, DE 27 DE JULHO DE 2017. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2017. Disponível em: https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/19287874/dol-2017-09-13-resolucao-n-107-de-27-de-julho-de-2017-19287788.

BAGNOLI, E. O Lajedo de Soledade, Apodi (RN): um exemplo de preservação do patrimônio cultural brasileiro. *Revista de Arqueologia*, v. 8, n. 1, p. 239-253, 1994.

CACHO, J. C. S. O Cultivo de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede em reservatório do semiárido brasileiro é sustentável economicamente, socialmente e ambientalmente? 2017. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2017.

CACHO, J. C. S.; MOURA, R. S. T.; HENRY-SILVA, Gustavo Gonzaga. Influence of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fish farming in net cages on the nutrient and particulate matter sedimentation rates in Umari reservoir, Brazilian semi-arid. *Aquaculture Reports*, v. 17, p. 100358, 2020.

CARVALHO, R. C.; KELTING, F. M. S, SILVA E. V. Indicadores socioeconômicos e gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. *Sociedade & Natureza*, v. 23, n. 1, p. 143-159, 2011.

COSTA FILHO, A.; BARBOSA, M. P.; PETTA, R. A. Avaliação dos Riscos e vulnerabilidades na infraestrutura exploratória no Campo Petrolífero Canto do Amaro, Município de Mossoró, RN. *Engenharia Ambiental*, v. 7, p. 141-158, 2010.

CSA - CASE SOLUÇÕES AMBIENTAIS. Relatório de Impacto Ambiental (RIMA): Central Eólica Santa Terezinha; Central Eólica Santa Fé I: município de Grossos e Tibau-RN, [S.L.]: CSA, 2019.

DINIZ, M. T. M.; VASCONCELOS, F. P. Natural conditions for the sea salt production in Brazil. *Mercator*, v. 16, p. 1-19, 2017.

DUARTE, R. S. Um tipo singular de desemprego massivo e episódico: o caso dos flagelados das secas no Semiárido Nordeste. *Cadernos ADENAUER*, v. 3, n.5, p. 23-50, 2002.

DUARTE, R. S. As secas no Nordeste: recorrência climática e descontinuidade na ação pública. *Caderno CRH*, v. 32, p. 233-256, 2000.

DUARTE, R. S. A Seca nordestina de 1998-1999: da crise econômica à calamidade social. Recife: SUDENE, 1999.

HENRY-SILVA, G. G.; ATTAYDE, J. L.; MELO-JUNIOR, H. N. Extreme drought events and the sustainability of fish farming in net cages in reservoirs of the semi-arid northeastern region in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 31, p. e112, 2019.

IGARN - INSTITUTO DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO RIO GRANDE DO NORTE. Bacia Apodi-Mossoró. [S.L.]: IGARN, [2020?]. Disponível em: <http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/IGARN/doc/DOC00000000028892.PDF>.

KOTTEK, M. *et al.* World Map of Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

LIMA, J. R.; MAGALHÃES, A. R. Secas no Nordeste: registros históricos das catástrofes econômicas e humanas do século 16 ao século 21. *Parcerias Estratégicas*, v. 23, n. 46, p. 191-212, 2018.

MAIA, R. P.; BEZERRA, H. R. Geomorfologia e Mapeamento Temático da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, Nordeste do Brasil. *Revista GeoNorte*, v. 2, n. 4, p. 510-519, 2012.

MATTOS, L. C.; MAY, P. Duas secas climaticamente análogas no semiárido nordestino com impactos sociais distintos. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 55, p. 28-53, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v55i0.73796>.

MEDEIROS, J. F. Da análise sistêmica à Serra de Martins: contribuição teórico-metodológica aos Brejos de Altitude. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

SUDENE - SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Mapa com nova delimitação do semiárido. [S.l.]: Sudene, [2017]. Disponível em: <http://sudene.gov.br/images/arquivos/semiario/arquivos/mapa-semiario-1262municipios-Sudene.pdf>.

MOURA, R. S. T. *et al.* Parâmetros morfométricos dos reservatórios Santa Cruz e Umari, semiárido do Rio Grande do Norte, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 41, p. 355-363, 2015.

MOURA, R. S. T.; VALENTI, W. C.; HENRY-SILVA, G. G. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. *Ecological Indicators*, v. 66, p. 574-582, jul. 2016.

PORPINO, K. O; SANTOS, M. F. C. F.; BERGQVIST, L. P. Registros de mamíferos fósseis no Lajedo de Soledade, Apodi, Rio Grande do Norte, Brasil. *Revista Brasileira de Paleontologia*, v. 7, n. 3, p. 349-358, 2004.

PORPINO, K. O; SANTOS JUNIOR, V.; SANTOS, M. F. C. F. Lajedo de Soledade, Apodi, RN Ocorrência peculiar de megafauna fóssil quaternária no nordeste do Brasil. *In: BERGQVIST, L. P. et al.* (Org.). *Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil*. Brasília: SIGEP; CPRM, 2009. v. 2. p. 403-412.

SALES, M. C. L. Evolução dos estudos de desertificação no nordeste brasileiro. *Espaço e Tempo*, n. 11, p. 115-126, 2002.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE (SEMARH). *Bacias hidrográficas: Apodi-Mossoró (RN)*. Disponível em: <http://www.semarh.rn.gov.br>.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS DO RIO GRANDE DO NORTE (SEMARH). *Situação volumétrica - Bacia Apodi-Mossoró*. Disponível em: http://servicos.semarh.rn.gov.br/semarh/sistemadeinformacoes/consulta/cBaciaSitVolumetrica_detalle.asp?CodigoEstadual=01.

SECRETARIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (SERHID). Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Norte. Natal: HIDROSERVICE, 1998.

SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE (SUDENE). Resolução N^o 107/2017, estabelece critérios técnicos e científicos para delimitação do Semiárido Brasileiro e procedimentos para revisão de sua abrangência. [S.L.]: Sudene, 2020. Disponível em: http://sudene.gov.br/images/2017/arquivos/Resolu%C3%A7%C3%A3o107-2020-Delimita%C3%A7%C3%A3o_do_semi%C3%A1rido_brasileiro.pdf.

SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE (SUDENE). Resolução Condel/Sudene N^o 150, de 13 de dezembro de 2021, aprova a Proposição n. 151/2021, que trata do Relatório Técnico que apresenta os resultados da revisão da delimitação do Semiárido 2021. [S.L.]: Sudene, 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/resolucao-condel/sudene-n-150-de-13-de-dezembro-de-2021-370970623>.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE (SUDENE). Nova delimitação do Semiárido brasileiro. [S.L.]: Sudene, Disponível em: http://www.mi.gov.br/c/document_library/get_file?uuid=0aa2b9b5-aa4d-4b55-a6e1-82fa0762763%20&groupId=24915.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE (SUDENE). Resolução 115 de 2017. [S.L.]: Sudene, 2017. Disponível em: <http://sudene.gov.br/images/arquivos/conselhodeliberativo/resolucoes/resolucao115-23112017-delimitacaodosemiarido.pdf>.

VASCONCELOS-SOBRINHO, J. As regiões naturais do Nordeste, o meio e a civilização. Recife: Conselho do Desenvolvimento de Pernambuco, 1971. 441 p.

CAPÍTULO 3

ALVES, T. L.; AZEVEDO, P. V.; SILVA, M. T. Análise morfométrica da microbacia hidrográfica riacho Namorado, São João do Cariri – PB: uma ferramenta ao diagnóstico físico. *Revista de Geografia*, v. 31, n. 4, 2014.

ANDRADE, N. L. R. *et al.* Caracterização Morfométrica e Pluviométrica da Bacia do Rio Manso-MT. *Geociência*, v. 27, n. 2, p. 237-248, 2008.

ANTONELI, V.; THOMAZ, E. L. Caracterização do meio físico da bacia do Arroio Boa Vista - Guaramiranga-PR. *Caminhos de Geografia*, v. 8, n. 21, p. 46-58, jun. 2007.

BARBOSA, G. V. *et al.* Evolução da metodologia para mapeamento geomorfológico do projeto RADAMBRASIL. *Geociências*, v. 2, n. 1, p. 7-20, 1983.

CASTRO, S. B.; CARVALHO, T. M. Análise morfométrica e geomorfologia da bacia hidrográfica do rio Turvo-GO, através de técnica de sensoriamento remoto e geoprocessamento. *Scientia Plena*, v. 5, n. 2, 2009.

- CHIEN, P. Endeavour maps the world in three dimensions. *Geoword*, v. 37, p. 32-38, 2000.
- CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia fluvial. *In: CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia*. São Paulo: EdUSP, 1974. p. 52-78.
- COUTINHO, L. M. *et al.* Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio da Prata, Castelo-ES. *IRRIGA: Brazilian Journal of Irrigation and Drainege*, v. 16, n. 4, p. 369-381, out./dez. 2011.
- FREITAS, R. O. D. Textura de drenagem e sua aplicação geomorfológica. *Boletim Paulista de Geografia*, 1952.
- GERBER, D. *et al.* Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí–Santa Catarina. *Acta Biológica Catarinense*, v. 5, n. 1, p. 72-83, 2018.
- MACHADO, G.; SOUZA, J. O. P. D. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Chôco - Ibaiti-PR. *In: ENCONTRO DE GEÓGRAFOS DA AMÉRICA LATINA*, 10., 2005, São Paulo. *Anais [...]*. São Paulo: USP, 2005. Disponível em: <http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal10/Procesosambientales/Geomorfologia/03.pdf>.
- MAIA, R. P.; BEZERRA, F. H. R. Geomorfologia e mapeamento temático da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, Nordeste do Brasil. *Revista Geonorte*, v. 2, p. 510-519, 2012. Número especial.
- MULLER, C. V. A Quantitative geomorphic study of drainage dasins characteristic in the Clinch Mountain area. [S.l.]: Columbia University, 1983. Technical Repor.
- PEREIRA-NETO, M. C. Análise areal como sunsidio aos estudos integrados da Bacia Hidrográfica do rio Seridó (RN/PB). *Revista Equador*, v. 5, n. 4, p. 250-261, 2016.
- REDOLFI, M. *et al.* Analysis of reach-scale elevation distribution in braided rivers: definition of a new morphologic indicator and estimation of mean quantities. *Water Resources Research*, v. 52, n. 8, 2016.
- SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at perth amboy, New Jersey. *The Geological Society of America: GSA Bulletin*, v. 67, n. 5, p. 571-596, may 1956.
- SILVA, J. E. B.; SANTOS, P. R. A. A Utilização dos modelos SRTM na interpretação geomorfológica: técnicas e tecnologias. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 13., 2007, Florianópolis. *Anais [...]*. Florianópolis: [S.l.], 2007. p. 4261-4266.
- TEODORO, V. L. L. *et al.* O Conceito de bacia hidrográfica, a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. *Revista Uniar*, v. 20, p. 137-156, 2007.
- TONELLO, K. C. *et al.* Diagnóstico hidroambiental da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, município de Guanhões, MG, Brasil. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 4, n. 1, p. 156-168, 2009.

TRAJANO, S. R. R. D. S. *et al.* Análise morfométrica de Bacia Hidrográfica – subsídio à gestão territorial estudo de caso no Alto e Médio Mamanguape. *Embrapa Gestão Territorial*. 2012.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. Hidrologia aplicada. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245 p.

CAPÍTULO 4

ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari Ilha do Marajó. *Acta Amazônica*, v. 42, 2012.

LENORE, S. C.; GREENBERG, A. E; EATON, A. D. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th. ed. Washington, EUA: American Public Health Association (APHA), 1998.

ARAR, E. J. Determination of Chlorophyll a, b, c1 and c2, and Pheophytin a in marine and freshwater phytoplankton by spectrophotometry: EPA metod 446.0. [*S.L.:s.n.*], 1997.

BOLETIM de monitoramento dos reservatórios do nordeste do Brasil. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2007.

BOUROCHE, J. M.; SAPORTA, G. Análise de dados. Rio de Janeiro: Zahar, 1982. 116 p.

CLUETT L. The role of flooding in morphological changes in the regulated Lower Ord River in tropical northwestern Australia. *River Research and Applications*, v. 21, p. 215–227, 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2. ed. Brasília: Lex, 2008. Resoluções do CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resoluções vigentes publicadas entre julho de 1984 e novembro de 2008.

DIAMANTINI, E. *et al.* Driver detection of water quality trends in three large European river basins. *Science of The Total Environment*, v. 612, p. 49-62, jan. 2018.

DODDS, W.K. *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. San Diego, EUA: Academic Press, 2002.

DÖLL, P; SCHMIED, H. M. How is the impact of climate change on river flow regimes related to the impact on mean annual runoff? A global-scale analysis. *Environmental Research Letters*, v. 7, 2012.

ELMI, A. A. Water and fertilizer nitrogen management to minimize nitrate pollution from a cropped soil in southwestern. Quebec, Canada. *Water Air & Soil Pollution*, v. 151, p. 117-134, 2004.

FAN, X. *et al.* Construction of river channel-wetland networks for controlling water pollution in the Pearl River Delta, China. *Water Air & Soil Pollution*, v. 40, p. 1027-1035, 2012.

- GOLTERMAN, H. L.; CLIMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. 2. ed. Oxford: IBP, 1978. 213 p.
- GREATHOUSE, E.; PRINGLE, C. M. Does the river continuum concept apply on a tropical island? longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 63, p. 134-152, 2006.
- HELLWIG, J.; STAHL, K.; LANGE, J. Patterns in the linkage of water quantity and quality during low-flows. *Hydrological Processes*, v. 31, n. 23, p. 4195–4205, 15 nov. 2017.
- HRDINKA, T. *et al.* Possible impacts of floods and droughts on water quality. *Journal of Hydro-environment Research*, v. 6, n. 2, p. 145-150, maio 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades e Estados. Produto Interno Bruto dos Municípios*. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html?view=municipio>.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades e Estados: população estimada*. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html?view=municipio>.
- IVANCIC, I.; DEGOBBIS, D. The optimal manual procedure for ammonia analysis in natural Waters by the indophenol blue method. *Water Research*, v. 18, n. 9, p. 1143-1147, 1984.
- JAJI, M. O. *et al.* Water quality assessment of Ogun river, South West Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 133, n. 1-3, p. 473-482, out. 2007.
- JONES, E.; VAN VLIET, M. T. H. Drought impacts on river salinity in the southern US: implications for water scarcity. *Science of The Total Environment*, v. 644, p. 844-853, dez. 2018.
- KUO, Y.-M. *et al.* Water quality variability in the middle and down streams of Han River under the influence of the Middle Route of South-North Water diversion project, China. *Journal of Hydrology*, v. 569, p. 218-229, fev. 2019.
- LABBE T. R, FAUSCH K. D. Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of a threatened fish at multiple scales. *Ecological Applications*, v. 10, p. 1774–1791, 2000.
- LAMPARELLI, M. C. *Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LARNED, S.T. *et al.* Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology*, p. 717-738, 2010.
- LIKENS, G. E. Biogeochemistry, the watershed approach: some uses and limitations. *Marine and Freshwater Research*, v. 52, n. 1, p. 5-12, 2001.

- 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. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 2002.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologists. London: Freshwater Biological Association, 121 p., 1978.
- MELLO, C. R. *et al.* Krigagem e inverso do quadrado da distância para interpolação da equação de chuvas intensas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 925-933, 2003.
- MURPHY, J.; RILLEY, J. P. A Modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, v. 27, p. 31-36, 1962.
- NGUYEN, T. T. N. *et al.* Nutrient dynamics and eutrophication assessment in the tropical river system of Saigon – Dongnai (southern Vietnam). *Science of The Total Environment*, v. 653, p. 370-383, fev. 2019.
- NAS, S. S.; NAS, E. Water quality modeling and dissolved oxygen balance in streams: a point source streeter-phelps application in the case of the harsit stream. *CLEAN - Soil Air Water*, v. 37, n.1, p.67-74, 2009.
- PRATHUMRATANA, S.; STHIANNOPKAO, K. W. Relationship of Climatic and hydrological parameters to surface water quality in the Lower Mekong River. *Environ. Int.*, v. 34, p. 860-866, 2008.
- REICH, P. Examining the ecological consequences of restoring flow intermittency to artificially perennial lowland streams: patterns and predictions from the Broken – Boosey creek system in northern Victoria, Australia. *River Research and Applications*, v. 26p. 529-545, 2010.
- ROCHA, P. C.; SANTOS, A. A. Hydrological analysis in water basins. *Mercator*, v. 17, p. 1-18, 2018.
- SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. *Conceitos de Bacias Hidrográficas: teorias e aplicações*. Ilhéus, BA, 293 p.
- SMITH, S. W.; PETRERE JR., M. Caracterização limnológica da bacia de drenagem do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil. *Acta Limnológica Brasiliensia*, v. 12, n. 2, p.15-27, 2000..
- SEITZINGER, S. P. Global river nutrient export: a scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 23, 2010.
- SILVA, R. O. B.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SOUZA, W. M. Tendências de mudanças climáticas na precipitação pluviométrica nas bacias hidrográficas do estado de Pernambuco. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, p. 579-589, 2017.
- SINDILARIU, P.D.; BRINKER, A.; REITER, R. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 711-722, 2009.

- SINGH, K. P. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques-a case study. *Analytica Chimica Acta*, v. 515, p. 143-149, 2005.
- DATRY, T. D.; SCOTT T. L.; KLEMENT, T. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience*, v. 64, n. 3, p. 229-235, 2014.
- THORP, J. H.; THOMS, M. C.; DELONG, M. D. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications*, v. 22, p. 123-147, 2006.
- TUNDISI, J. G.; SCHIEL, D. A Bacia hidrográfica como laboratório experimental para o ensino de Ciências, Geografia e Educação Ambiental. *In: SCHIEL, D. et al. (org.). O Estudo de bacias hidrográficas: uma estratégia para educação ambiental*. São Carlos: Rima, 2003. p. 12-17.
- TUNDISI, J. G. *Água no século XXI: enfrentando a escassez*. São Carlos. Rima, 2003. 248 p.
- VANNOTE, R.L. The River continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37, p. 130-137, 1980.
- VOLLENWEIDER, R. A.; MARCHETTI, R.; VIVIANI, R. *Marine coastal eutrophication*. Amsterdam: Elsevier, 1992.
- ZHANG, Q. L. *et al.* Surface water quality of factory-based and vegetable based peri-urban areas in the yangtze River Delta Region, China. *Catena*, v. 69, p. 57-64, 2007.
- WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept in lotic ecosystems. *Ann Arbor Scien. Publ.*, p. 347-356, 1983.
- WAZIRI, M.; AKINNIYI, J.; OGBODO, O. U. Assessment of the physicochemical characteristics of rain and runoff water in University of Maiduguri - Nigeria staff quarters. *American Journal of Scientific and Industrial Research*, v. 3, n. 2, p. 99-102, abr. 2012.

CAPÍTULO 5

- ABBASI, T.; ABBASI, S. A. *Water quality indices*. Amsterdam: Elsevier, 2012. 384p.
- ABBOTT, B. W. *et al.* Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. *Nat. Geosci.*, v. 12, 2019, p. 533-540.
- BARBOUR, M. T. *et al.* *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. 2nd ed. Washington: 1999.
- BERNHARDT, E. S. *et al.* River restoration efforts. *Science*, v. 308, p. 636-637, 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.

- BEZERRA, J. M. *et al.* Water quality indexes in the urban stretch of the River Apodi Mossoró in Mossoró RN Brazil. *Semina: Ciências Agrárias*. v. 34, n. 6, p. 3443-3454, 2013.
- BRITO, D. C. B. Aplicação do sistema de modelagem da qualidade da água QUAL2KW em grandes rios: o caso do alto e médio rio Araguari-AP. 2008. 152 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2008.
- CALLISTO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limn. Bras.*, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.
- CALLISTO, M.; MORENO P. Bioindicadores como ferramenta para o manejo, gestão e conservação ambiental. *In: SIMPÓSIO SUL DE GESTÃO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL*, 2., 2006, [S.l.]. Anais [...]. [S.l.:s.n], 2006.
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Rev. Bras. Biol.*, v. 61, p. 259-266, 2001.
- CARVALHO, R. G.; KELTING, F. M. S.; SILVA, E. V. Indicadores socioeconômicos e gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. *Revista Sociedade e Natureza*, v. 23, n. 1, p. 143-159, 2011.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Variáveis de qualidade de água. São Paulo: CETESB, 2005.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2009.
- CUNHA, E. D. S. *et al.* Phytoplankton of two rivers in the eastern Amazon: characterization of biodiversity and new occurrences. *Acta Botanica Brasilica*, v. 27, p. 364-377, 2013.
- DIAMANTINI, E. *et al.* Driver detection of water quality trends in three large European river basins. *Science of The Total Environment*, v. 612, p. 49-62, jan. 2018.
- FERREIRA, M. D. D.; BEAUMORD, A. C. Avaliação rápida de integridade ambiental das subbacias do rio Itajaí-Mirim no Município de Brusque, SC. *Rev. Saúde Amb.*, v. 5, n. 2, 21-27. 2004.
- FIRMINO, P. F.; MALAFAIA, G.; RODRIGUES, A. S. L. Diagnóstico da integridade ambiental de trechos de rios localizados no município de Ipameri, sudeste do estado de Goiás, através de um protocolo de avaliação rápida. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, v. 15, n. 2, p. 1-12, 2011.
- GITAU, M. W.; CHEN, J.; M. A. Z. Water quality indices as tools for decision making and management. *Water Resources Management*, v. 30, n. 8, p. 2591-2610, 2016.
- GUPTA, A. K.; GUPTA, S. K.; PATIL, R. S. A Comparison of water quality indices for coastal water. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 38, n. 11, p. 2711-2725, 2003.

- HENRY-SILVA, G. G.; ATTAYDE, J. L.; MELO-JUNIOR, H. N. Extreme drought events and the sustainability of fish farming in net cages in reservoirs of the semi-arid northeastern region in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 31, p. e112, 2019.
- JENKINS, D. The use of manometric methods in the study of sewage and trade wastes. *In*: ISSAC, P. C. G. (ed.). *Wastewater treatment*. [S.l.]: Pergamon Press, 1960. p. 99-125.
- LIMA, R. S.; ALVES, J. P. H., Avaliação da qualidade da água dos reservatórios localizados nas bacias hidrográficas dos rios Piauí – Real, utilizando o índice de qualidade da água IQA. *Scientia Plena*, v. 13, n. 10, p. 1-9, 2017.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. [S.l.]: Freshwater Biological Association; Scientific Publication, 1978. p. 36-121.
- MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L.; CARVALHO, F. T. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 4, p. 613-622, 2015.
- MEDEIROS, E. L. *Análise da sustentabilidade da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró - RN (Semiárido Brasileiro) por Meio de Indicadores Ambientais, Sociais e Econômicos*. 2019. Tese (Doutorado em Ciência Animal) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2019.
- OLIVEIRA, L. M.; MAILLARD, P.; PINTO, E. J. A. Application of a land cover pollution index to model non-point pollution sources in a Brazilian watershed. *Catena*, v. 150, p. 124-132, 2017.
- PANDEY, L. K. *et al.* River water quality assessment based on a multi-descriptor approach including chemistry, diatom assemblage structure, and non-taxonomical diatom metrics. *Ecological Indicators*, v. 84, p. 140-151, 2018.
- POONAM, T.; TANUSHREE B.; SUKALYAN C. Water quality indices - important tools for water quality assessment: a review. *International Journal of Advances in Chemistry*, v. 1, n. 1, p. 15-28, 2013.
- RIGOTTI, J. A.; POMPÊO, C. A.; FONSECA A. L. O. F. Aplicação e análise comparativa de três protocolos de avaliação rápida para caracterização da paisagem fluvial. *Rev. Ambient. Água*, v. 11, n. 1, p. 85-97, 2016.
- RODRIGUES, A. S. L.; CASTRO, P. T. A. Adaptation of a rapid assessment protocol for rivers on rocky meadows. *Acta Limnol. Bras.*, v. 20, n. 4, p. 291-303, 2008.
- RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G.; CASTRO, P. T. A. Avaliação ambiental de trechos de rios na região de Ouro Preto-MG através de um protocolo de avaliação rápida. *Rev. Est. Amb.*, v. 10, n. 1, p. 74-83, 2008.

SANTOS, E.; CUNHA, E. D. S.; CUNHA, A. C. Análise espaço-sazonal da qualidade da água na zona flúvio-marinha do Rio Araguari Amazônia Oriental-Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, n. 3, p. 81-95, 2014.

SANTOS, R. C. L. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. *Eng. Sanit. Ambient.*, v. 23, n. 1, p. 33-46, 2018.

SIMEONOV, V. *et al.* Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Res.*, v. 37, p. 4119-4124, 2003.

SOUZA, E.D. *et al.* Soil aggregation in a crop-livestock integration system under no-tillage. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 34, p. 1365-1374, 2010.

VASCONCELOS, V. M. M.; SOUZA, C. F. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil. *Ambiáguas*, v. 6, n. 2, p. 305-324, 2011.

VIALLE, C. *et al.* Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis. *Water research*, v. 45, n. 12, p. 3765-3775, 2011.

ZENG, Y. *et al.* Impact of intensive land use on heavy metal concentrations and ecological risks in an urbanized river network of Shanghai. *Ecological Indicators*, v. 116, 2020.

CAPÍTULO 6

ADAMIEC, E.; JAROSZ-KRZEMIŃSKA, E.; WIESZALA, R. Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 188, n. 6, p. 369, 2016.

ALI, M. M. Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, v. 5, p. 27-35, 2016.

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals - concepts and applications. *Chemosphere*, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013.

ANTONIADIS, V. *et al.* Trace elements in the soil-plant interface: phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. *Earth-Science Reviews*, v. 171, p. 621-645, 2017.

BABY, J. Toxic effect of heavy metals on aquatic environment. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, v. 4, n. 4, 2010.

BELKHIRI, L. *et al.* Evaluation of potential health risk of heavy metals in groundwater using the integration of indicator kriging and multivariate statistical methods. *Groundwater for Sustainable Development*, v. 4, p. 12-22, 2017.

- BILAL, M. et al. Biosorption: an interplay between marine algae and potentially toxic elements - a review. *Marine drugs*, v. 16, n. 2, p. 65, 2018.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18 mar. de 2005.
- CHEN, B. *et al.* The changes in trace metal contamination over the last decade in surface sediments of the Pearl River Estuary, South China. *Science of the Total Environment*, v. 439, p. 141-149, 2012.
- CHEN, M. *et al.* An investigation of the effects of elevated phosphorus in water on the release of heavy metals in sediments at a high resolution. *Science of the Total Environment*, v. 575, p. 330-337, 2017.
- CHETTY, S.; PILLAY, L. Assessing the influence of human activities on river health: a case for two South African rivers with differing pollutant sources. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, n. 3, p. 168, 2019.
- CHOWDHURY, S. *et al.* Heavy metals in drinking water: occurrences, implications, and future needs in developing countries. *Science of the Total Environment*, v. 569, p. 476-488, 2016.
- DENKHAUS, E.; SALNIKOW, K. Nickel essentiality, toxicity, and carcinogenicity. *Critical reviews in oncology/hematology*, v. 42, n. 1, p. 35-56, 2002.
- DE VITRE, R.R.; DAVISON, W. Manganese Particles in Freshwaters. *In*: BUFFLE, J.; LEEUWEN, V. H. *Revival: Environmental particles*. Boca Raton: CRC Press, 1993. p. 438.
- DURUIBE, J. O.; OGWUEGBU, M. O. C.; EGWURUGWU, J. N. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*, v. 2, n. 5, p. 112-118, 2007.
- DRAPEAU, C. *et al.* Spatial and temporal stability of major and trace element leaching in urban stormwater sediments. *Open Journal of Soil Science*, v. 7, n. 11, p. 347, 2017.
- ELEMENT, C. A. S. Method 3015a: microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts. [*S.L.:s.n.*], 2007. p. 1-25.
- EZEMONYE, L. I. Potential health risk consequences of heavy metal concentrations in surface water, shrimp (*Macrobrachium macrobrachion*) and fish (*Brycinus longipinnis*) from Benin River, Nigeria. *Toxicology reports*, v. 6, p. 1-9, 2019.
- FATHALLAH, S.; MEDHIOUB, M. N.; KRAIEM, M. M. Combined toxicity of lead and cadmium on embryogenesis and early larval stages of the European clam *Ruditapes decussatus*. *Environmental Engineering Science*, v. 30, n. 7, p. 357-364, 2013.

- FAZIO, F. *et al.* Bioaccumulation of heavy metals in blood and tissue of striped mullet in two Italian lakes. *Journal of Aquatic Animal Health*, v. 26, n. 4, p. 278-284, 2014.
- GAMAIN, P. *et al.* Combined effects of pollutants and salinity on embryo-larval development of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Marine Environmental Research*, v. 113, p. 31-38, 2016.
- GARNIER, J. M.; CIFFROY, P.; BENYAHYA, L. Implications of short and long term (30 days) sorption on the desorption kinetic of trace metals (Cd, Zn, Co, Mn, Fe, Ag, Cs) associated with river suspended matter. *Science of the Total Environment*, v. 366, n. 1, p. 350-360, 2006.
- GAUTAM, B.; ADHIKARI, R. Association of Antibiotic and Heavy Metal Resistant Bacteria Screened from Wastewater. *International Journal of Environment*, v. 7, n. 1, p. 28-40, 2018.
- HUANG, F. *et al.* Assessment of pollutions and identification of sources of heavy metals in sediments from west coast of Shenzhen, China. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 4, p. 3647-3656, 2018.
- ISLAM, M. S. *et al.* Assessment of heavy metal pollution, distribution and source apportionment in the sediment from Feni River estuary, Bangladesh. *Chemosphere*, v. 202, p. 25-32, 2018.
- JAISHANKAR, M. *et al.* Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, v. 7, n. 2, p. 60-72, 2014.
- JIANG, H. *et al.* Heavy metal levels in fish from Heilongjiang River and potential health risk assessment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 97, n. 4, p. 536-542, 2016.
- JUSTO, A.; SANTOS, W. L. A.; SOUZA, F. C. S. A Bacia do Rio Apodi Mossoró (RN) como objeto de pesquisa em programas de pós-graduação. *Revista Principia*, n. 31, p. 97-105, 2016.
- KARRI, V. Comparative in vitro toxicity evaluation of heavy metals (lead, cadmium, arsenic, and methylmercury) on HT-22 hippocampal cell line. *Biological Trace Element Research*, v. 184, n. 1, p. 226-239, 2018.
- KHAN, J.; SAIFULLAH; Z. A. Biodiversity of dragonflies and their life threatening factors in Tehsil Chamla and Daggar of District Buner, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Pakistan Journal of Zoology*, v. 48, n. 4, 2016.
- KRISHNAMURTI, G. S. *et al.* Assessment of bioavailability of heavy metal pollutants using soil isolates of *Chlorella* sp. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 12, p. 8826-8832, 2015.
- LACERDA, L. D.; CAMPOS, R. C.; SANTELLI, R. E. Metals in water, sediments, and biota of an offshore oil exploration area in the Potiguar Basin, Northeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 185, n. 5, p. 4427-4447, 2013.

- LONGHINI, C. M.; SÁ, F.; RODRIGUES-NETO, R. Review and synthesis: iron input, biogeochemistry, and ecological approaches in seawater. *Environmental Reviews*, n. 999, p. 1-13, 2018.
- LU, H. A Cloud model based multi-attribute decision making approach for selection and evaluation of groundwater management schemes. *Journal of Hydrology*, v. 555, p. 881-893, 2017.
- MACHADO, A. A. S. *et al.* Metal fate and effects in estuaries: a review and conceptual model for better understanding of toxicity. *Science of the Total Environment*, v. 541, p. 268-281, 2016.
- MANCUSO, F. *et al.* Acute effects of lead on porcine neonatal Sertoli cells in vitro. *Toxicology in Vitro*, v. 48, p. 45-52, 2018.
- PANT, N. *et al.* Reproductive toxicity of lead, cadmium, and phthalate exposure in men. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 21, n. 18, p. 11066-11074, 2014.
- PENG, J. F. *et al.* The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*, v. 161, n. 2-3, p. 633-640, 2009.
- REZA, R.; SINGH, G. Heavy metal contamination and its indexing approach for river water. *International Journal of Environmental Science & Technology*, v. 7, n. 4, p. 785-792, 2010.
- SARKAR, B. *Heavy Metals in the Environment*. Florida: CRC, 2009.
- SOUZA, A. M. *et al.* Seasonal study of concentration of heavy metals in waters from lower São Francisco River basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 76, n. 4, p. 967-974, 2016.
- SREEKANTH, A. *et al.* Trace metal enrichment and organic matter sources in the surface sediments of Arabian Sea along southwest India (Kerala coast). *Marine Pollution Bulletin*, v. 101, n. 2, p. 938-946, 2015.
- TCHOUNWOU, P. B. *et al.* Heavy metal toxicity and the environment. *In: MOLECULAR, clinical and environmental toxicology*. Basel: Springer, 2012. p. 133-164.
- TIWARI, A. K.; MAIO, M.; SINGH, P. K.; MAHATO, M. K. Evaluation of surface water quality by using GIS and a heavy metal pollution index (HPI) model in a coal mining area, India. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 95, n. 3, p. 304-310, 2015.
- TIWARI, A. K. *et al.* Estimation of heavy metal contamination in groundwater and development of a heavy metal pollution index by using GIS technique. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 96, n. 4, p. 508-515, 2016.
- YIN, S. *et al.* Contribution of the upper river, the estuarine region, and the adjacent sea to the heavy metal pollution in the Yangtze Estuary. *Chemosphere*, v. 155, p. 564-572, 2016.
- XU, Y. *et al.* The Current status of heavy metal in lake sediments from China: pollution and ecological risk assessment. *Ecology and Evolution*, v. 7, n. 14, p. 5454-5466, 2017.

ZHANG, L. *et al.* Toxic heavy metals in sediments, seawater, and molluscs in the eastern and western coastal waters of Guangdong Province, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 188, n. 5, p. 1-14, 2016.

CAPÍTULO 7

ARAÚJO, V. S.; SANTOS, J. P.; CARAÚJO, A. L. C. Monitoramento das águas do rio Mossoró-RN, no período de abril de 2005 a julho de 2006. *Holos*, ano 23, 2007.

ARIAS, A. R. L. *et al.* Use of bioindicators for assessing and monitoring pesticides contamination in streams and Rivers. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 12, n. 1, p. 61-72, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15088: ecotoxicologia aquática - toxicidade aguda - método de ensaio com peixes – referências – elaboração. Rio de Janeiro, 2011. 22p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15499: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica de curta duração - Método de ensaio com peixes – Referências – Elaboração. Rio de Janeiro, 2016. 23p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 12713: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia spp* (Crustacea, Cladocera). Rio de Janeiro: ABNT, 2016. 27p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 13373: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Crustacea, Cladocera). Rio Janeiro: ABNT, 2017. 20p.

BERNET, D. *et al.* Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. *Journal of Fish Diseases*, v. 22, p. 25-34, 1999.

BERTOLETTI, E. Determinação da ecotoxicidade crônica para *Danio rerio*. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 4, p. 1-7, 2009.

BRASIL. Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. *Diário Oficial da União*, Brasília, 18 mar. 2005.

BRASIL. Resolução Conama nº 454, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. *Diário Oficial da União*, Brasília, 08 nov. 2012.

- CHAGAS, F. B. Biomonitoramento da qualidade da água nos rios Leãozinho e Ligeirinho, Erechim, RS: Abordagem integrada através de parâmetros biológicos, físico-químicos e microbiológicos. 2015. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Fronteira do Sul, Erechim, 2015.
- CAMPAGNA, A. F. Analyses of the sediment toxicity of Monjolinho River, São Carlos, São Paulo State, Brazil, using survey, growth and gill morphology of two fish species (*Danio rerio* and *Poecilia reticulata*). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 51, n. 1, p. 193-201, 2008.
- DORNFELD, C. B. Utilização de *Chironomus* sp (Diptera, Chironomidae) para a avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação por metais. 2006. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
- ESPÍNDOLA, E. L. G.; BRIGANTE, J.; DORNFELD, C. B. Estudos Ecotoxicológicos no rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J., ESPÍNDOLA, E. L. G. (ed). *Limnologia fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: RiMa, 2003. p. 121-128.
- FARIAS-JÚNIOR, J. W. M. Avaliação ecotoxicológica da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró (Rio Grande do Norte - Brasil) utilizando espécies ícticas. 2016. 73f. Monografia (Graduação em Biotecnologia) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2016.
- FONSECA, A L; ROCHA, O. Laboratory cultures of the native species *Chironomus xanthus* Rempel, 1939 (Diptera-Chironomidae). *Acta Limnologica Brasiliensia*, p.153-161, 2004.
- FRACÁCIO, R. Estudos limnológicos e ecotoxicológicos (laboratoriais e in situ), com ênfase na avaliação da toxicidade de metais e de pesticidas organoclorados em peixes (*Danio rerio* e *Poecilia reticulata*) Sub-bacia do rio Monjolinho (São Carlos - SP). 2006. 184f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) –Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.
- KLEIN, C. B.; COSTA, M. N. *Handbook on the toxicology of metals*. 3th ed. [S.l.:s.n.], 2007.
- KSZOS, L. A., STEWART, A. J., TAYLOR, P. A. An evaluation of nickel toxicity to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna* in a contaminated stream and in a laboratory tests. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, v. 11, n. 7, p. 1001-1012, 1992.
- LARANJEIRA, D. R. A. S. Avaliação do risco ambiental da fluoxetina em sedimentos marinhos para invertebrados aquáticos. 2019. 115f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, 2019.
- LEMES, M. J. L; FIGUEIREDO FILHO, P. M.; PIRES, M. A. F. Influência da mineralogia dos sedimentos das bacias hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu e Pardo na composição química das águas de abastecimento público. *Química Nova*, v. 26, n.1, p. 13-20, jan. 2003.
- MARCATO, A. C. C. Análise morfológica de brânquias de peixes *Oreochromis niloticus* (tilápia) expostos ao níquel. 2011. 28f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2011.

NOVELLI, A. Estudo limnológico e ecotoxicológico da bacia hidrográfica do rio Monjolinho – São Carlos (SP), com ênfase nas substâncias de referência cádmio e cobre. 2005. 212 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

PIANCINI, L. D. S. Biomonitoramento do rio Iguaçú em dois pontos utilizando como bioindicador peixes do gênero *Astyanax* (Characiforme, Characidae). 2013. 46 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013. Disponível em: <http://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/30404>.

POLEKSIC, V.; MITROVIC-TUTUNDIZIC, V. Fish gills as monitor of sublethal and chronic effects of pollution. *In*: MULLER, R.; LLOYD, R. Sublethal and Chronic effects of Pollutants on freshwater fish. [S.l.]: United Nation, 1994. cap. 30, p. 339-352.

SHUHAIMI-OTHMAN, M. Comparative toxicity of eight metals on freshwater fish. *Toxicology and Industrial Health*, [S.l.], v. 31, n. 9, p. 773-782, 2015.

SILVA, A. C. A. Avaliação ecotoxicológica do sedimento da bacia do rio Apodi-Mossoró utilizando espécies planctônicas e bentônicas. 2017. 63 f. Monografia (Graduação em Ecologia) – Universidade Federal do Semi-Árido, Mossoró, 2017.

SILVA, A. G. Alterações histopatológicas de peixes como biomarcadores de contaminação aquática. 2004. 75f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2004.

SILVÉRIO, P. Bases técnico-científicas para derivação de valores-guia de qualidade de sedimentos para metais: experimentos de campo e laboratório. 2003. 145 f. Tese (Doutorado Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

TALLINI, K. *et al.* Estabelecimento de protocolo de avaliação de risco ecológico em ambiente aquático tendo o programa de monitoramento do Rio Jacuí, São Jerônimo (RS). *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v.7, n.1, p.55-63, 2012.

WANG, Y. Maternal and embryonic exposure to the water soluble fraction of crude oil or lead indices behavioral abnormalities in zebrafish (*Danio rerio*), and the mechanisms involved. *Chemosphere*, v. 191, p. 7-16, 2018.

CAPÍTULO 8

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Início. Brasília: ANA, 2013a. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/telemetria/consultardadoshidrovisualizacaogeo/inicial.jsessionid=mMcnSJj8TCqWLvTp6GKPIQvHsJdhv5kZHJlz7XQL4XITTMSPHJl!-393926459>.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Início. Brasília: ANA, 2013b.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Boletim de Acompanhamento dos Reservatórios do Nordeste do Brasil, v. 8, n. 2, fev. 2013.

ANDRADE, D. P. *et al.* Avaliação da qualidade da água dos afluentes de quinta ordem do reservatório da Usina Hidrelétrica de Marechal Mascarenhas de Moraes na bacia hidrográfica do médio rio Grande (Minas Gerais, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 24, n. 3, p. 326-337, 2012.

BARBOSA, J. E. L. *et al.* Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 24, n. 1, p. 22-31, 2012.

BECKER, B. O. S. G. *et al.* Influence of limnological zones on the spatial distribution of fish assemblages in three Brazilian reservoirs. *Jornaul of Limnology*, v. 75, n. 1, p. 156-168, 2016.

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.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology & Oceanography*, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido, *Estudos Avançados*, v. 22 n. 63, 2008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200005>.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005*

COSTA, I. A. S. *et al.* Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 1, p. 211-219, 2006.

COSTA, I. A. S. *et al.* Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, n. 2, p. 382-401, 2009.

DUARTE, A. A. L.S. ; VIEIRA, J. P. Integrated estuarial modelling for eutrophication vulnerability assessment. *Journal on Fluid Mechanics*, v. 4, 2009.

ESKINAZI-SANT'ANNA E. M. *et al.* Composição da comunidade zooplânctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 3, p. 345-356, 2007.

FERREIRA, L. V. *et al.* Impacts of hydroelectric dams on alluvial riparian plant communities in eastern brazilian amazonian. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 85, n. 3, p. 1013-1023, 2013.

FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C.; SANTAELLA, S. T. Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climatic changes. *Acta Limnologica Brasileira*, v. 21, n. 2, p. 251-262, 2009.

- FREITAS, F. R. S.; RIGHETTO, A. M.; ATTAYDE, J. L. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semiárido brasileiro. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 3, p. 655-665, 2011.
- GERALDES, A. M.; GEORGE, C. Limnological variations of a deep reservoir in periods with distinct rainfall patterns. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 24, n. 4, p. 417-426, 2012.
- GUARINO, A. W. S. *et al.* Limnological characteristics of an old tropical reservoir (Ribeirão das Lajes Reservoir, RJ, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 17, n. 2, p. 129-141, 2005.
- GOLTERMAM, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. 2. ed. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 1978.
- HENRY, R. *et al.* Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). *Revista Brasileira de Biologia*, v. 58, n. 4, p. 571-590, 1998.
- HENRY-SILVA, G. G. *et al.* Primeiro registro de *Chara indica* e *Chara zeylanica* (Charophyceae, Charales, Characeae) em reservatórios do semiárido do estado do Rio Grande do Norte, Brasil. *Biotemas*, v. 26, n. 3, p. 243-248, 2013.
- HENRY-SILVA, G. G.; ATTAYDE, J. L.; MELO-JUNIOR, H. N. Extreme drought events and the sustainability of fish farming in net cages in reservoirs of the semi-arid northeastern region in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 31, p. e112, 2019.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Indicadores Sociais Municipais: uma análise dos resultados do universo do Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.
- IVANCIC, I.; DEGOBBIS, D. Na optimal manual procedure for amônia analysis in natural 503 Waters by the indophenol blue method. *Water Research*, v. 18, n. 9, p. 1143-1147, 1984.
- MELLO, C. R. *et al.* Krigagem e inverso do quadrado da distância para interpolação da equação de chuvas intensas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 925-933, 2003.
- MURPHY, J.; RILEY, J. P. Modified single solution methods for the determination of 529 phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, v. 27, p. 31-36, 1962.
- MOURA, R. S. T.; VALENTE, W. C.; HENRY-SILVA, G. G. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. *Ecological Indicators*, v. 66, p. 574-582, 2016.
- NUSCH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment 531 determination. *Archiv für Hydrobiologie. Beiheft: Ergebnisse der Limnologie*, v. 532, n. 14, p. 14-36, 1980.
- PADIAL, P. R.; POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Heterogeneidade espacial e temporal da qualidade da água no reservatório Rio das Pedras (complexo Billings, São Paulo). *Ambi-água*, v. 4, n. 3, p. 35-53, 2009.

- RESCK, R.; BEZERRA NETO, J. F.; PINTO-COELHO, R. M. P. Nova batimetria e avaliação de parâmetros morfométricos da Pampulha (Belo Horizonte, Brasil) Geografias. *Revista Geografias*, v. 3, n. 2, p. 24-27, 2008.
- RIBEIRO FILHO, R. A. *et al.* Itaipu Reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. *Brazilian Journal of Biology*, v. 71, n. 4, p. 889-902, 2011.
- RODRIGUES, L. M.; SCHWARZBOLD, A.; OLIVEIRA, M. A. Variação temporal e espacial do reservatório Dona Francisca (rio Jacuí, Estado do Rio Grande do Sul), um reservatório subtropical. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 34, n. 3, p. 279-288, 2012.
- ROCHA JUNIOR, C. A. N. *et al.* Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 30, p. e106, 2018.
- SANTOS, M. L. P. *et al.* Efeitos dos escoamentos urbanos e rurais na qualidade das águas do córrego Verruga em Vitória da Conquista - Bahia, Brasil. *Química Nova*, v. 31, n. 8, p.1997-2003, 2008.
- SANTOS, J. A. *et al.* Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian northeast region under intense drought conditions. *Journal Limnology*, v. 76, n. 1, p. 41-51, 2016.
- SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS DO RIO GRANDE DO NORTE (SEMARH). Programa De Monitoramento e Fiscalização: monitoramento dos reservatórios Santa Cruz de Apodi e Umari em Upanema. [S.l.:s.n.], 2013.
- SHEILA, C. S. Compartmentalization and water quality: Billings reservoir case. *Bioikos*, v. 28, n. 1, p. 31-43, 2014.
- SILVA, R. D. S. Spatio-temporal variation of cyanobacteria and cyanotoxins in public supply reservoirs of the semi-arid region of Brazil. *Journal of Limnology*, v. 1, p. 1, 2019.
- STRICKLAND, J. H. D.; PARSON, T. R. A Practical handbook of seawater analysis. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, 1972. Bulletin 167.
- THORNTON, K. W. *et al.* Reservoir limnology: ecological perspective. New York: Copyright, 1990.
- TOLEDO JUNIOR, A. P. *et al.* A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA*, 12., 1983, Camboriú, SC. Anais [...]. Camboriú, SC: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária Camboriú (SC), 1983.
- TOLEDO JUNIOR, A. P. Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais (Relatório Interno Cetesb). São Paulo: CETESB, 1990.

UNESCO. Relatório mundial das nações unidas sobre desenvolvimento dos recursos hídricos água para um mundo sustentável. [S.l.], [2015?]. Disponível em: http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/images/WWDR2015ExecutiveSummary_POR_web.pdf.

VANDERLEY, R. F. Abiotic factors driving cyanobacterial biomass and composition under perennial bloom conditions in tropical latitudes. *Hydrobiologia*, v. 848, 2021.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept in lotic ecosystems. *In*: FONTAINE, T. D.; BARTHELL, S. M. (ed.). *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Michigan: Ann Arbor Scien, 1983.

WENGRAT, S.; BICUDO, D. C. Avaliação espacial da qualidade da água em reservatório urbano (Complexo Billings, sudeste do Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 23, n. 2, p. 200-216, Rio Claro, 2011.

CAPÍTULO 9

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Início*. Brasília: ANA, [2015?]. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br>.

ALCOCER, J.; BERNAL-BROOKS, F. W. Limnology in Mexico. *Hydrobiologia*, v. 644, n. 1, p. 1-54, 2010.

ANDERSEN, M. R.; KRAGH, T.; SAND-JENSEN, K. Extreme diel oxygen and carbon cycles in shallow vegetated lakes. *Proceedings of the Royal Society B*, v. 284, 2017.

ANDREOLI, C. V. *et al.* Caracterização geral da bacia. *In*: CUNHA, C. L. N. *Eutrofização em reservatórios: gestão preventiva: estudo interdisciplinar na bacia do Rio Verde*, PR. Curitiba: UFPR, 2011.

BOEHRER, B.; SCHULTZE, M. Stratification of lakes, reviews of geophysics. Washington. [S.l.], 2008. n. 46.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M.; Monitoramento de qualidade das águas. *In*: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G (org.). *Águas doces no Brasil, capital ecológico, uso e conservação: escrituras*. São Paulo, 2006.

BRANCO, C. W. C. *et al.* Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): a tropical reservoir case. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, n. 14, p. 175-191, 2009.

CANTIN, A. *et al.* Effects of thermocline deepening on lake plankton communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 68, n. 2, p. 260-276 fev. 2011.

CARVALHO, A. P. *et al.* Aspectos qualitativos da água do açude de Bodocongó-PB. *Revista Engenharia Ambiental*, v. 5, n.2, maio/ago. 2008.

COSTA, I. A. S. *et al.* Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio

Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, p. 382-401, 2009.

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*, n. 1, 2006. Suplemento especial.

ESTEVES, F. A.; BARBIERI. A Radiação solar e seus efeitos em ecossistemas aquáticos continentais. *In: ESTEVES, F. A. Fundamentos de limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

GANTZER, P. A.; BRYANT, L. D.; LITTLE, J. C.; Effect of hypolimnetic oxygenation on oxygen depletion rates in two water-supply reservoirs. *Water Res.*, v. 43, 2009.

GASSAMA, N.; COCIRTA, C.; KASPER, H. U. Use of major and selected trace elements to describe mixing processes in a water reservoir. *C R Geosci*, v. 344, p. 25-32, 2012.

HENRY, R., CARMO, C. F.; BICUDO, D. C. Trophic status of a Brazilian urban reservoir and prognosis about the recovery of water Quality. *Acta Limnol. Bras.*, v. 16, n. 3, p. 251-262, 2004.

HENRY-SILVA, G.G. Extreme drought events and the sustainability of fish farming in net cages in reservoirs of the semi-arid northeastern region in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 31, p. e112, 2019.

JEPPESEN, E. *et al.* Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, v. 750, n. 1, p. 201-227, 2015.

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 238 p. Tese (Doutorado em Biociência) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LENZI, E.; FAVERO, L. O. B.; LUCHESE, E. B. *Introdução a química da água: ciência, vida e sobrevivência*. Rio de Janeiro LTC, 2009.

LOPES, Y. V. A.; HENRY-SILVA, G. H. G. Efeito da criação de tilápia do nilo sobre variáveis limnológicas de um reservatório do semiárido do Rio Grande do Norte em um período de 24hs. *Boletim do Instituto da Pesca*, v.40, p. 17-24, 2014.

MA, J. *et al.* Effect of influent nutrient ratios and temperature on simultaneous phosphorus and nitrogen removal in a step-feed CAST [J]. *Water Science and Technology*, v. 62, 9, p. 2028-2036, 2010.

MARTINSEN K.T. Water temperature dynamics and the prevalence of daytime stratification in small temperate shallow lakes. *Hydrobiologia*, v. 826, n. 1, p. 247-262, 2019.

MISHRA, V.; CHERKAUER, K. A.; BOWLING, L. C. Changing thermal dynamics of lakes in the

- Great Lakes region: Role of ice cover feedbacks. *Global and Planetary Change*, v. 75, p. 155-172, 2011.
- NOORI, R.; ASADI, N.; DENG, Z. A Simple model for simulation of reservoir stratification. *Journal of Hydraulic Research*, v. 57, n. 4, p. 561-572, 2019.
- PAERL, H. W.; V. J. PAUL. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Res.*, v. 46, n. 5, p. 1349-1363, 2012.
- PTAK, M.; SOJKA, M.; NOWAK, B. Characteristics of daily water temperature fluctuations in lake Kierskie (West Poland), *Quaestiones Geographicae*, v. 38, n. 3, 2019.
- QIAN, P. Y. *et al.* Vertical stratification of microbial communities in the Red Sea revealed by 16S rDNA pyrosequencing. *ISME J.*, v. 5, p. 507-518, 2011.
- REICHWALDT, E. S.; GHADOUANI, A. Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Res.*, v. 46, 2012.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- VERBURG, P.; ANTENUCCI, J.P. Persistent unstable atmospheric boundary layer enhances sensible and latent heat loss in a Tropical Great Lake: Lake Tanganyika. *J. Geophys. Res.*, v. 115, 2010.
- WANG, S. *et al.* Effects of local climate and hydrological conditions on the thermal regime of a reservoir at Tropic of Cancer, in southern China. *Water Res.*, v. 46, 2012b.
- WANG, S. *et al.* Modeling turbidity intrusion processes in flooding season of a canyon-shaped reservoir, South China. *Procedia Environ Sci.*, v. 13, p. 1327-1337, 2012a.
- YU, Z.-Z.; WANG, L.-L. Factors influencing thermal structure in a tributary bay of three gorges reservoir. *Journal of Hydrodynamics*, v. 23, n. 4, p. 407-415, 2011.
- ZHANG, Y. *et al.* Thermal structure and response to long-term climatic changes in Lake Qiandaohu, a deep subtropical reservoir in China. *Association for the Sciences of Limnology and Oceanography*, v. 59, n. 4, p. 1193-1202, 2014.
- ZOHARY, T.; OSTROVSKY, I. Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. *Inland Waters*, v. 1, p. 47-59, 2011.
- WINTON, R. S.; CALAMITA, E.; WEHRLI, B. Reviews and syntheses: dams, water quality and tropical reservoir stratification. *Biogeosciences*, v. 16, p. 1657-1671, 2019.

CAPÍTULO 10

- ALVEZ, R. C. P.; BACCARIN, A. E. Efeito da produção de peixes em tanque-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no Córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, Baixo Rio Tietê, SP). *In: ECOLOGIA de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascatas*. 2. ed. São Carlos: Rima, 2006, p. 329-348.
- ANGELINI, R. Avaliação da capacidade-suporte da represa do Broa para a colocação de tanques-rede. *Revista Saúde e Ambiente*, v. 3 n. 2, p. 42-48. 2002.
- BACCARIN, A. E.; CAMARGO, A. F. M. Characterization and evaluation of the impact of feed management on the effluents of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, v. 48, n. 1, p. 81-90, 2005.
- BESSA JUNIOR, A.; FLICKINGER, D.; HENRY-SILVA, G. G. Sedimentation rates of nutrients and particulate material in pond mariculture of shrimp (*Litopenaeus vannamei*) carried out with different management strategies. *Aquaculture*, v. 3, p. 736307, 2021.
- BEVERIDGE, M. C. M. *Cage Aquaculture: fishing News Books*. 2. ed. Oxford: Blackwell Science, 1996.
- BOUROCHE, J. M.; SAPORTA, G. *Análise de dados*. Rio de Janeiro: Zahar, 1982p.
- CACHO, J. C. S.; MOURA, R. S. T.; HENRY-SILVA, G. G. Influence of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fish farming in net cages on the nutrient and particulate matter sedimentation rates in Umari reservoir, Brazilian semi-arid. *Aquaculture Reports*, v. 17, p. 100358, 2020.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF, 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>.
- COSTA I. A. S. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian Semi-arid reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, p. 29-41, 2006.
- COSTA, I. A. S. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, p. 382-401, 2009.
- DEGEFU, A. F.; MENGISTU, B. S.; SCHAGERL, M. Influence of fish cage farming on water quality and plankton in fish ponds: a case study in the Rift Valley and North Shoa reservoirs, Ethiopia. *Aquaculture*, v. 316, p. 129-135, 2011.
- DIEMER, O. *et al.* Dinâmica nictemeral e vertical das características limnológicas em ambiente de criação de peixes em tanques-rede. *Ciência Animal Brasileira*, v. 11, n. 1, p. 24-31, 2010.
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. Águas potiguares: oásis ameaçados. *Ciência Hoje*, v. 39, n. 233, p. 68-71, 2006.

- ESTEVEES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência; Finep, 1998.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). *Fishery and aquaculture statistics*. [S.l.]: 2008. Disponível em: <ftp://ftp.fao.org/fi/stat/summary/a-0a.pdf>.
- GOLTERMAM, H. Methods of chemical analysis of fresh water. *In: IBP HANDBOOK*, 8., 1969, Oxford. *Anais [...]*. Oxford: Blackwell Scientific Publication; Oxford and Edinburg, 1969.
- GUNKEL, G. Limnología de un lago tropical de Alta Montaña, em Ecuador: características de los sedimentos y tasa de sedimentación. *Revista de Biología Tropical*, v. 51, n. 2, p. 381-390, 2003.
- HAMBRIGHT, K. D.; GOPHEN, M.; SERRUYA, S. Influence of long term climatic changes on the stratification of a tropical, qarm monomictic lake. *Limnol. Oceanogr.*, v. 29 , p. 1233-1242, 1994.
- HENRY-SILVA, G. G.; ATTAYDE, J. L.; MELO-JUNIOR, H. N. Extreme drought events and the sustainability of fish farming in net cages in reservoirs of the semi-arid northeastern region in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 31, p. e112, 2019.
- HENRY-SILVA, G. G., CAMARGO, A. F. M. Impacto do lançamento de efluentes urbanos sobre alguns ecossistemas aquáticos do município de Rio Claro (SP). *Revista Ciências Biológicas e do Ambiente*, v. 2, n. 3, p. 317-330, 2000.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Treatment of shrimp effluents by free-floating aquatic macrophytes. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 37, p. 181-188, 2008.
- HENRY-SILVA, G. G. *et al.* Integrated multi-trophic culture of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and Amazon river prawn (*Macrobrachium amazonicum*) in brackish water. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.*, v. 67, p. 265-273, 2015.
- IVANCIC, I.; DEGOBBIS, D. Na optimal manual procedure for amônia analysis in natural Waters by the indophenol blue method. *Water Res.*, v. 18, n. 9, p. 1143-1147, 1984.
- JEPPESEN, E. *et al.* Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, v. 750, n. 1, p. 201-227, 2015.
- KAIBLINGER C. *et al.* Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia*, v. 633, p. 67-74, 2009.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. *In: GRASSHOFF, K. (ed.)*. *Methods of seawater analysis*. New York: Verlag Chemie Weinhein, 1976.
- LOPES, P. F. M. *et al.* Fisheries or aquaculture? unravelling key determinants of livelihoods in the Brazilian semi-arid region. *Aquaculture Research*, 2017.

- MALLASEN M.; BARROS, H. P.; YAMASHITA E. Y. Produção de peixes em tanques rede e a qualidade de água. Disponível em: www.apta.sp.gov.br. Acesso em: 15 jul. 2009.
- MARENGONI, N. G. Produção de tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus* (linhagem chitraladra), cultivada em tanques-rede, sob diferentes densidades de estocagem. *Arquivos de Zootecnia*, v. 55, n. 210, p. 127-138, 2006.
- MERCANTE, C. T. J.; SILVA, D.; COSTA, S. V. Avaliação da qualidade da água de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo por meio do uso de variáveis abióticas e clorofila. *In: ESTEVES, K. E.; SANT'ANNA, C. L. Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo*. São Carlos: Rima. 2006, p. 37-48.
- MIALHE, F.; GUNNELL, Y.; MERING, C. The impacts of shrimp farming on land use, employment and migration in Tumbes, northern Peru. *Ocean. Coast. Manag.*, v. 73, p. 1-12, 2013.
- MIDLEN, A.; REDDING, T. *Environmental Management for Aquaculture*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1998, 223 p.
- MORAES, C. R. F.; ATTAYDE, J. L.; HENRY-SILVA, G. G. Stable isotopes of C and N as dietary indicators of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) cultivated in net cages in a tropical reservoir. *Aquaculture Reports*, v. 18, p. 100458-6, 2020.
- MOURA, R. S. T.; LOPES, Y. V. A.; HENRY-SILVA, G. G. Sedimentation of nutrients and particulate matter in a reservoir supporting aquaculture activities in the semi-arid region of Rio Grande do Norte. *Química Nova*, v. 37, n. 8, p. 1283-1288, 2014.
- MOURA, R. S. T.; VALENTI, W. C.; HENRY-SILVA, G. G. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. *Ecological Indicators*, v. 66, p. 574-582, 2016.
- MURPHY J.; RILEY J.P. Modified single solution methods for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, v. 27, p. 31-36, 1962.
- OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J. R.; SOTO, D. *Aqüicultura no Brasil: o desafio é crescer*. Brasília: SEAP, 2008.
- PENCZAK, T. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *J. Appl. Ecol.*, v. 19, n. 2, p. 371-393, 1982.
- RIBEIRO, L. F. *et al.* Impacts of shrimp farming cultivation cycles on microbenthic assemblages and chemistry of sediments. *Environmental Pollution*, v. 211, p. 307-315, 2016.
- SAUREL, C. *et al.* Ecosystem goods and services from Manila clam culture in Puget Sound: a modelling analysis. *Aquat. Environ. Interactions*, 2014.

SCHAFFER, A. Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais. Porto Alegre: UFRGS, 1984.

STRICKLAND J. H. D.; PARSON T. R. A Practical handbook of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Board Can., v. 167, p. 311, 1972.

SUAREZ-ABELENDIA, M. *et al.* The effect of nutrient-rich effluents from shrimp farming on mangrove soil carbon storage and geochemistry under semi-arid climate conditions in northern Brazil. Geoderma, v. 213, p. 551-559, 2014.

VIEIRA, B. H.; PEREIRA, R. H. G.; DERBÓCIO, A. M. Análise qualitativa da comunidade fitoplancônica de um ecossistema aquático utilizado para o cultivo de peixes em tanque-rede, pantanal de Miranda – MS. B. Instituto de Pesca, v. 35, n. 4, p. 567-576, 2009.

YAO, H. Characterizing landuse changes in 1990e2010 in the coastal zone of Nantong, Jiangsu province, China. Ocean. Coast. Manag., v. 71, p. 108-115. 2013.

CAPÍTULO II

AMARAL, A. M. Avaliação preliminar da citotoxicidade e genotoxicidade, da água da bacia do rio Tapanhon (SP- Brasil) através do teste *Allium* (*Allium cepa*). Rev. Bras. Toxicol., v. 20, n. 1/2, p. 65-72, 2007.

BONASSI, S. *et al.* An increased micronucleus frequency in peripheral blood lymphocytes predicts the risk of cancer in humans. Carcinogenesis, v. 28, 3, p. 625-631, 2007.

BRASIL. Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de agosto. Estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos, definindo os requisitos a observar na utilização das águas. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 1998.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 357, de 15 de junho de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2005.

BÜCKER, A.; CONCEIÇÃO, M. B. Avaliação da genotoxicidade por frequência de Micronúcleos em eritrócitos de tilápias expostas às águas do Rio Itajaí-Açú e Itajaí-Mirim, Santa Catarina-Brasil. [S.l.:s.n.], 2004.

CARTER, S. L. *et al.* Absolute quantification of somatic DNA alterations in human cancer. Nat. Biotechnol., v. 20, p. 413-426, 2012.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>.

FENECH, M. The in vitro micronucleus technique. *Mutation Research*, n. 455, p. 81-95, 2000.

FENECH, M.; CHANG, W. P.; KIRSCH-VOLDERS, M. *et al.* HUMN project: detailed description of the scoring criteria for the cytokinesis-block micronucleus assay using isolated human lymphocyte cultures. *Mutat Res.*, v. 534, n. 1/2, p. 65-75, 2003.

FISKESJÖ, G. The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. *Hereditas*, v. 102, p. 99-112, 1985.

GARCIA, V. J. *et al.* Chemical characterization and cytotoxic, genotoxic, and mutagenic properties of *Baccharis trinervis* (Lam, Persoon) from Colombia and Brazil. *Journal of Ethnopharmacology*, v. 213, p. 210-220, 2018.

BRANDÃO, Carlos Jesus *et al.* (org.). Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

HEMACHANDRA, C. K.; PATHIRATNE, A. Cytogenotoxicity screening of source water, wastewater and treated water of drinking water treatment plants using two in vivo test systems: *Allium cepa* root based and Nile tilapia erythrocyte based tests. *Water Research*, v. 108, n. 320/329, 2017.

MITTEREGGER, H. J. *et al.* Evaluation of genotoxicity and toxicity of water and sediment samples from a Brazilian stream influenced by tannery industries. *Chemosphere*, v. 67, p. 1211-1217, 2007.

MOURA, R. S. T.; LOPES, Y. V. A.; HENRY-SILVA, G. G. Sedimentação de nutrientes e material particulado em reservatório sob influência de atividades de piscicultura no semiárido do Rio Grande do Norte. *Quím. Nova*, v. 37, n. 8, 2014.

PINTO FILHO, J. L. O.; SANTOS, E. G.; SOUZA, M. J. J. B. Proposta de índice de qualidade de água para a lagoa do Apodi, RN, Brasil. *Holos*, ano 28, v. 2, 2012.

REIS, E.M. *et al.* Assessment of the genotoxic potential of two zinc oxide sources (amorphous and nanoparticles) using the in vitro micronucleus test and the in vivo wing somatic mutation and recombination test. *Food and Chemical Toxicology*, v. 84, 2015.

RIBEIRO, L. R.; SALVADOR, I. D. M. F.; MARQUES, E. K. *Mutagênese Ambiental*. Canoas: Ulbra, 2003.

TANAKA, P. R. O Papel das tilápias (*Oreochromis niloticus*) no ciclo do fósforo no Lago Azul. 2001. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, SP, 2001.

XI, G. L.; LIU, Z. Q. Coumarin sharing the benzene ring with quinoline for quenching radicals and inhibiting DNA oxidation. *European Journal of Medicinal Chemistry*, v. 95, p. 416-423, 2015.

CAPÍTULO 12

ABBOUDI, M. *et al.* Effects of photochemical transformations of dissolved organic matter on bacterial metabolism and diversity in three contrasting coastal sites in the Northwestern Mediterranean Sea during Summer. *Microb. Ecol.*, v. 55, p. 344-357, 2008.

ALONSO-SÁEZ L. *et al.* Factors controlling the year-round variability in carbon flux through bacteria in a Coastal Marine System. *Ecosystems*, v. 11, p. 397-409, 2008.

AMADO, A. M. *et al.* Complementary pathways of dissolved organic carbon removal pathways in clear-water Amazonian ecosystems: photochemical degradation and bacterial uptake: Photochemical and bacterial mineralization in the Amazon. *FEMS Microbiol. Ecol.*, v. 56, p. 8-17, 2006.

AMADO, A. M. *et al.* Tropical freshwater ecosystems have lower bacterial growth efficiency than temperate ones. *Front. Microbiol.*, v. 4, p. 167, 2013.

AMON, R. M. W.; BENNER, R. Photochemical and microbial consumption of dissolved organic carbon and dissolved oxygen in the Amazon River system. *Geochim. Cosmochim. Acta*, v. 60, p. 1783-1792, 1996.

BERGGREN, M. Nutrient constraints on metabolism affect the temperature regulation of aquatic bacterial growth efficiency. *Microb. Ecol.*, v. 60, p. 894-902, 2010.

BIDDANDA, B.; OGD AHL, M.; COTNER, J. Dominance of bacterial metabolism in oligotrophic relative to eutrophic waters. *Limnol. Oceanogr.*, v. 46, p. 730-739, 2001.

CARRILLO, P. *et al.* Synergistic effects of UVR and simulated stratification on commensalistic algal-bacterial relationship in two optically contrasting oligotrophic Mediterranean lakes. *Biogeosciences Discuss.*, v. 11, p. 12591-12629, 2014.

CHIANG, K.-P. *et al.* The influence of nanoflagellates on the spatial variety of picoplankton and the carbon flow of the microbial food web in the oligotrophic subtropical pelagic continental shelf ecosystem. *Cont. Shelf Res.*, v. 80, p. 57-66, 2014.

COLE, J. J. *et al.* Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, v. 10, p. 172-185, 2007.

COTNER, J. B.; BIDDANDA, B. A. Small players, large role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic Aquatic Ecosystems. *Ecosystems*, v. 5, p. 105-121, 2002.

DANGER, M. *et al.* Control of phytoplankton-bacteria interactions by stoichiometric constraints. *Oikos*, v. 116, p. 1079-1086, 2007.

- DANTAS, F. C.C. Saturação em CO₂ e regulação metabólica do bacterioplâncton em ecossistemas aquáticos de baixa latitude. Natal: UFRN, 2014.
- DEL GIORGIO, P.A.; COLE, J. J. Bacterial growth efficiency in Natural Aquatic Systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, v. 29, p. 503-541, 1998.
- DODDS, W. K.; COLE, J. J. Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: it's not just the autotrophs. *Aquat. Sci.*, v. 69, n. 4, p. 427-439, 2007.
- DORADO-GARCÍA, I. *et al.* Quantification of carbon and phosphorus co-limitation in bacterioplankton: new insights on an old topic. *PLoS ONE*, v. 9, e99288, 2014.
- ELSER, J.; STABLER, L.; HASSETT, R. Nutrient limitation of bacterial growth and rates of bacterivory in lakes and oceans: a comparative study. *Aquat. Microb. Ecol.*, v. 9, p. 105-110, 1995.
- FAITHFULL, C.; BERGSTRÖM, A.-K.; VREDE, T. Effects of nutrients and physical lake characteristics on bacterial and phytoplankton production: a meta-analysis. [*S.l.:s.n.*], 2011.
- FARJALLA, V. *et al.* DOC removal paradigms in highly humic aquatic ecosystems. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, v. 16, p. 531538, 2009.
- FARJALLA, V. F. Nutrient limitation of bacterial production in clear water Amazonian ecosystems. *Hydrobiologia*, v. 489, p. 197-205, 2002a.
- FARJALLA, V. F.; FARIA, B. M.; ESTEVES, F. A. The relationship between DOC and planktonic bacteria in tropical coastal lagoons. [*S.l.:s.n.*], 2002b. Available at: <http://www.ingentaconnect.com/content/schweiz/afh/2002/00000156/00000001/art00007>.
- FARJALLA, V. F. *et al.* Synergy of fresh and accumulated organic matter to bacterial growth. *Microb. Ecol.*, v. 57, p. 657-666, 2009b.
- FOUILLAND, E.; MOSTAJIR, B. Revisited phytoplanktonic carbon dependency of heterotrophic bacteria in freshwaters, transitional, coastal and oceanic waters: Phytoplanktonic carbon dependency of heterotrophic bacteria. *FEMS Microbiol. Ecol.*, v. 73, p. 419-429, 2010.
- DEL GIORGIO, P. A.; COLE, J. J. Bacterial growth efficiency in natural aquatic systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, v. 29, p. 503-541, 1998b.
- GOCKE, K.; MANCERA PINEDA, J. E.; VALLEJO, A. Heterotrophic microbial activity and organic matter degradation in coastal lagoons of Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, v. 51, n. 85-98, 2003.
- HALL, E.; COTNER, J. Interactive effect of temperature and resources on carbon cycling by freshwater bacterioplankton communities. *Aquat. Microb. Ecol.*, v. 49, p. 35-45, 2007.
- JESPERSEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Arch. Hydrobiol.*, v. 109, p. 445-454, 1987.

KRITZBERG, E. S.; LANGENHEDER, S.; LINDSTRÖM, E. S. Influence of dissolved organic matter source on lake bacterioplankton structure and function – implications for seasonal dynamics of community composition. *FEMS Microbiology Ecology*, 56, 406-417, 2006.

LENNON, J. T. PFAFF, L. E. Source and supply of terrestrial organic matter affects aquatic microbial metabolism. *Aquat. Microb. Ecol.*, v. 39, p. 107-119, 2005.

MOURA, R.S.T. *et al.* Indicadores de sustentabilidade na avaliação do sistema de cultivo de Tilápia do Nilo em tanques-rede no reservatório de Santa Cruz, Apodi-RN. Mossoró: UFERSA, 2013.

MULLER, R.; WIDERMANN, O. Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser. *Vom Wasser*, v. 247, 1955.

POLLARD, P.C.; DUCKLOW, H. Ultrahigh bacterial production in a eutrophic subtropical Australian River: Does viral lysis short-circuit the microbial loop? *Limnol. Oceanogr.*, v. 56, p. 1115-1129, 2011.

RÄSÄNEN, N. *et al.* Short-term effects of phosphorus addition and pH rise on bacterial utilization and biodegradation of dissolved organic carbon (DOC) from boreal mires. *Aquat. Ecol.*, v. 48, p. 435-446, 2014.

RAYMOND, P.A. *et al.* Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, v. 503, p. 355-359, 2013.

RIVKIN, R.B.; ANDERSON, M. R. Inorganic nutrient limitation of oceanic bacterioplankton. *Limnol. Oceanogr.*, v. 42, p. 730-740, 1997.

SARMENTO, H. *et al.* Abundance and distribution of picoplankton in tropical, oligotrophic Lake Kivu, eastern Africa. *Freshw. Biol.*, v. 53, p. 756-771, 2008.

VON SCHEIBNER, M. *et al.* Impact of warming on phyto-bacterioplankton coupling and bacterial community composition in experimental mesocosms: temperature impact on phyto-bacterioplankton coupling. *Environ. Microbiol.*, v. 16, p. 718-733, 2014.

SMITH, D.C.; AZAM, F. A Simple, economical method for measuring bacterial protein synthesis rates in seawater using ³H-leucine. *Mar. Microb Food Webs*, v. 6, p. 107-114, 1992.

SMITH, E. M.; PRAIRIE, Y. T. Bacterial metabolism and growth efficiency in lakes: The importance of phosphorus availability. *Limnol. Oceanogr.*, v. 49, p. 137-147, 2004.

TANK, S.E. *et al.* Elevated pH regulates bacterial carbon cycling in lakes with high photosynthetic activity. *Ecology*, v. 90, p. 1910-1922, 2009.

THORNTON, J. A.; RAST, W. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. *In: STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUNCAN, A. (ed.). Comparative reservoir limnology and water quality management. Dordrecht: Springer, 1993. p. 1-24.*

TRANVIK, L. J. *et al.* Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnol. Oceanogr.*, v. 54, p. 2298-2314, 2009.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, v. 10, p. 109-122, 1981.

VIDAL, L. O. Carbon and phosphorus regulating bacterial metabolism in oligotrophic boreal lakes. *J. Plankton Res.*, v. 33, p. 1747-1756, 2011.

VIDUSSI, F. *et al.* Effects of experimental warming and increased ultraviolet B radiation on the Mediterranean plankton food web. *Limnol. Oceanogr.*, v. 56, p. 206-218, 2011.

WEISSE, T. Pelagic microbes - protozoa and the microbial food web. *In: O'SULLIVAN, P. E.; REYNOLDS, C. S. The lakes handbook* (ed.). Malden, MA, USA: Blackwell Science, 2003. p. 417-460, 2003. v. 1.

CAPÍTULO 13

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern approach to the classification system of cyanophytes 3 – Oscillatoriales. *Algalogical Studies; Archiv für Hydrobiologie*, v. 50-53, p. 327-472, 1988. Supplement.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed. Washington, DC: [s.n.], 2000.

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.

BARROS, M. U. *et al.* Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. *Harmful algae*, v. 86, p. 128-137, 2019.

BOURRELLY, P. Les algues d'eau douce: initiation à la systématique. *In: LES ALGUES jaunes et brunes, les Chrysophyceae, Phéophyceae, Xanthophycées et diatomées*. Paris: N. Boubée & Cie Paris, 1981.

BRASIL, J. *et al.* Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, v. 770, n. 1, p. 145-164, 2016.

CANTIN, A. *et al.* Effects of thermocline deepening on lake plankton communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 68, n. 2, p. 260-276, 2011.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in water: a guide to the public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon, 1999.

CHU, F. S. *et al.* Production and characterization of antibodies against microcystin. *Appl. Environ. Microbiology*, v. 55, p. 1928-1933, 1989.

- COLE, G. A. *Textbook of limnology*. 4. ed. Illinois: Waveland Press, 1994. 412 p.
- ESTEVES, F. A. (coor.). *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.
- FIGUEIREDO, A. V.; BECKER, V. Influence of extreme hydrological events in the quality of water reservoirs in the semi-arid tropical region. *RBRH*, v. 23, n. 53, 2018.
- HILLEBRAND, H. *et al.* Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, v. 35, p. 403-424, 1999.
- ISHII, I. H. *Contribuição ao estudo do ciclo do carbono na Represa de Três Marias, MG*. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1987.
- JEPPESEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv fuer Hydrobiologie*, v. 109, n. 3, p. 445-454, 1987.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4- Nostocales. *Arch. Hydrobiol.*, v. 82, p. 247-345, 1989. Supply.
- KOMÁREK, J. ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokariota, 1: Chroococcales. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, v. 19, n. 1, 1999.
- LIRA, G. A. S. T. *et al.* Vertical and temporal variation in phytoplankton assemblages correlated with environmental conditions in the Mundaú reservoir, semiarid northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 74, n. 3, p. S093-S102, 2014.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, v. 12, n. 2, p. 343-346, 1967.
- LUND, J. W. G., KIPLING, C.; CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algae number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, v. 11, p. 143-170, 1958.
- MARGALEF, R. *Limnologia*. Barcelona: Ômega, 1983.
- MOURA, A. N. *et al.* Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 71, n. 2, p. 451-459, 2011.
- NABOUT, J. C.; NOGUEIRA, I. S.; OLIVEIRA, I. G. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *J. Plankton Res.*, v. 28, 2006. p. 181-193.
- PADISÁK, J. *et al.* Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, v. 621, p. 1-19, 2009.
- PINTO, T. S.; BECKER, V. Diel dynamic of phytoplankton functional groups in a tropical water supply, Extremoz Lake, northeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 26, n. 4, p. 356-366, 2014.

- REGO, A. H. G.; RANGEL-JUNIOR, A.; COSTA, I. A. S. Phytoplankton scenario and microcystin in water during extreme drought in semiarid tropical water supplies, Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 2019.
- RIO, C. M. G. Modelagem da circulação de um reservatório tropical polimítico. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, 2003.
- ROMO, S. *et al.* Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*, v. 58, i. 3, 2012. Special Issue.
- ROUND, F. E. The taxonomy of the chlorophyta II. *British Phycological Journal*, v. 6, p. 235-264, 1971.
- REYNOLDS, C. S. *et al.* Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v. 24, p. 417-428, 2002.
- SOUZA, M. B. G. *et al.* Role of atelomixis in replacement of phytoplankton assemblages in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. *Hydrobiologia*, v. 607, 2008. p. 211-224.
- SILVA, I. G.; MOURA, A. N.; DANTAS, E. W. Phytoplankton community of Reis lake in the Brazilian Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 85, n. 2, p. 649-663, 2013.
- SIMONSEN, R. The diatom system: ideas on phylogeny *Bacillaria*, [*S.l.:s.n.*], 1979. v. 2.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt Int Ver Limnol.*, v. 9, 1958.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, v. 10, p. 109-122, 1981.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. *Limnological Analyses*. 3. ed. New York: Springer, 2000.
- WHO 2003. *Guidelines for safe recreational water environments: coastal and Freshwaters*. Geneva: [*s.n.*], 2003. WHO Document.

CAPÍTULO 14

- BRANDÃO, C. J. *et al.* **Guia nacional de coleta de preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.
- 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, 4 set. 2012.
- CABRAL, C. R. *et al.* Are the patterns of zooplankton community structure different between lakes and reservoirs? A local and regional assessment across tropical ecosystems. *Aquatic Ecology*, v. 53, n. 3, p. 335-346, 2019.

- CRISPIM, M. C.; MARINHO, F. B. Comunidades zooplanctônicas e sua importância para o homem no semiárido brasileiro. *In: ABÍLIO, F. J. P.; FLORENTINO, H. S.; RUFFO, T. M.* (org.). Biodiversidade aquática da caatinga paraibana: limnologia, conservação e educação ambiental. João Pessoa: Edepb, 2018. cap. 10.
- 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.
- DANTAS-SILVA, L. T.; DANTAS, Ê. W. Zooplâncton (rotifera, cladocera e copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. *Oecologia Australis*, v. 17, n. 2, p. 53-58, jun. 2013.
- DE-CARLI, B.P. *et al.* Comunidade zooplanctônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. *Iheringia, Sér. Zool.*, v. 108, e2018013, 2018 .
- EL-MOOR LOUREIRO, L. M. A. Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil. Brasília: Universa, 1997. 156 p.
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E. *et al.* Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. *Brazilian Journal of Biology*, v. 73, n. 1, p.37-52, fev. 2013.
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. *et al.* Composição da Comunidade Zooplanctônica em Reservatórios Eutróficos do Semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 3, p. 410-421, dez. 2007.
- HENRY-SILVA, G. H. G. *et al.* Primeiro registro de *Chara indica* e *Chara zeylanica* (Charophyceae, Charales, Characeae) em reservatórios do semiárido do estado do Rio Grande do Norte, Brasil. *Biotemas*, v. 26, n. 3, p. 243-248, 30 abr. 2013.
- KOSTE, W. Rotatoria die radertiere mitteleuropas, Übeiordnung Monogononta. Berlin: Gebriider Bernträger, 1978. 1010 p.
- PERBICHE-NEVES, G. *et al.* Zooplâncton. *Estudos de Biologia*, v. 34, n. 83, p.165-173, 27 nov. 2012.
- MALTCHIK, L.; MEDEIROS, E. S. F. Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 16, n. 7, p.665-677, 2006.
- GALVÃO, Â. M. F. A Comunidade zooplanctônica como bioindicadora do estado trófico de reservatórios em região semiárida tropical. 2014. 36 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

ROCHA, W. S. Diversidade e estrutura planctônica em ecossistemas aquáticos de uma região semiárida tropical: efeitos dos fatores ambientais e espaciais. 2017. 91 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

SANTOS-SILVA, E. N.; ROCHA, C. E. F.; BOXSHALL, G. A. Revisão das espécies do "complexo nordestinus" (Wright, 1935) de *Notodiaptomus* Kiefer, 1936 (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae): versão revista e ampliada. *Biologia Geral e Experimental*, Manaus, v. 15, n. 1, p.1-117, 2015.

SILVA, A. C. A. Avaliação ecotoxicológica do sedimento da bacia do rio Apodi-Mossoró utilizando espécies planctônicas e bentônicas. 2017. 63 f. TCC (Graduação em Ecologia) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2017.

SOUSA, 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, n. 6, p. 699-708, 28 fev. 2008.

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

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. 48-56, 2011.

CAPÍTULO 15

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; JULIO Jr., H. F. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. *In*: THOMAZ, S.; BINI, L. M. (ed.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EdUEM, p. 261-280, 2003.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Bot. J. Linnean Soc.*, v. 141, n. 141, p. 399-436, 2003.

AONA, L. Y. S. *et al.* Aquatic and marsh plants from the Recôncavo basin of Bahia state, Brazil: checklist and life forms. *Check List*, v. 11, n. 6, 2015.

ARAÚJO, E. S. Riqueza e diversidade de macrófitas aquáticas em mananciais da Caatinga. *Diálogos & Ciência*, v. 32, p. 229-234, 2012.

BOSCHILIA, S. M. Riqueza, composição e padrões de co-ocorrência da assembléia de macrófitas aquáticas no reservatório de Rosana (SP/PR). Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Maringá – UEM, Maringá, 2007.

BOVE, C. P. *et al.* Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 17, n. 1, p. 119-135, 2003.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes a produção primária de macrófitas aquáticas. *In*: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (ed.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM, 2003. p. 59-84.

COOK, C. D. K. *Water plants of the world*. Amsterdam: SPB Academic Publishing, 1996.

DELELLO, D. *Composição e distribuição (especial e temporal) de macrófitas aquáticas no reservatório do lobo (Broa), Itirapina/Brotas, SP*. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

DONG, J. *et al.* Submerged vegetation removal promotes shift of dominant phytoplankton functional groups in a eutrophic lake. *Journal of Environmental Sciences*, v. 26, n. 8, p. 1699-1707, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.06.010>. Acesso em: 13 out. 2021.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. *et al.* Conteúdo alimentar em macrófitas aquáticas carnívoras: *Utricularia foliosa* L. e *U. hydrocarpa* Vahl. (Tubiflorae, Lentibulariaceae). *Acta Scientiarum*, v. 24, n.2, p. 297-301, 2002.

FRANÇA, F. *et al.* Flora vascular de açudes de uma região do semiárido da Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, v. 17, p. 549-559, 2003.

GAO, H. *et al.* Combined effects of submerged macrophytes and aquatic animals on the restoration of a eutrophic water body—a case study of Gonghu Bay, Lake Taihu. *Ecological Engineering*, v. 102, p. 15-23, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.01.013>.

GOETGHEBEUR, P. *Cyperaceae*. *In*: KUBITZKI, K. *et al.* (ed.). *The families and genera of vascular plants*. Berlin: Spreng-Verlag, 1998. p. 141-190.

GOVAERTS, R. *et al.* *World checklist of Cyperaceae – Sedges*. Surrey: Kew Gardens, 2007. 765 p.

HENRY, R. (org.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. [S.l.]: Rima, 2009. 360 p.

HENRY-SILVA, G. G.; MOURA, R. S. T.; DANTAS, L. L. O. Richness and distribution of aquatic macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 22, n. 2, p. 147-156, 2010.

HENRY-SILVA, G. G. First record of Potamogetonaceae for the state of Rio Grande do Norte, Brazil: notes and comments. *Brazilian Journal of Biology*, v. 74, n. 4, p. 1007-1008, 2014.

HENRY-SILVA, G. G. *et al.* Primeiro registro de *Chara indica* e *Chara zeylanica* (Charophyceae, Charales, Characeae) em reservatórios do semiárido do estado do Rio Grande do Norte, Brasil. *Biotemas*, v. 26, n. 3, p. 243-248, set. 2013. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2013v26n3p243>.

- HOEHNE, F. C. Plantas aquáticas. São Paulo: Instituto de Botânica, 1979. 168 p.
- HUANG, X. *et al.* Impact of eutrophication on root morphological and topological performance in free-floating invasive and native plant species. *Hydrobiologia*, v. 836, p. 123-139, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3946-3>.
- IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G.; WAECHTER, J. L. Macrófitas aquáticas da estação ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Roessleria*, v. 6, n. 1, p. 395-405, 1984.
- IRGANG, B. E.; GASTAL Jr., C.V. S. Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS. Porto Alegre: UFRGS, 1996.
- JOLY, A. B. Botânica: introdução à taxonomia vegetal. São Paulo: Nacional, 1987.
- LANSAC-TÔHA, F. M.; VELHO, L. F. M.; BONECKER, C. C. Influencia de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplancônica. *In*: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (ed.). Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas. Maringá: Eduem, 2003.
- LEROY, J. A. S. Checklist das macrófitas aquáticas do Rio Grande do Norte com reforço amostral e florística do grupo na APA Bonfim-Guaraíra. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2015.
- LISTA de espécies da flora do Brasil. Rio de Janeiro: Jardim Botânico, 2018. Disponível em: www.floradobrasil.jbrj.gov.br. Acesso em: 12 jun. 2018.
- LOLIS, S. F. Macrófitas aquáticas do reservatório Luís Eduardo Magalhães – Lajeado – Tocantins: biomassa, composição da comunidade e riqueza de espécies. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Maringá, UEM, Maringá, 2008.
- LORENZI, H. Plantas daninhas do Brasil: aquáticas, parasitas e tóxicas. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000.
- MACHADO FILHO, H. *et al.* As Plantas associadas a ambientes aquáticos e pantanosos no estado da Paraíba, nordeste do Brasil. *Acta Brasiliensis*, v. 5, n. 1, p. 13-24, 2021.
- MACKAY, S. J. *et al.* Spatial variation in the distribution and abundance of submersed macrophytes in an Australian subtropical river. *Aquatic Botany*, v. 77, p. 169-186, 2003.
- MARTINS, D. *et al.* Caracterização da comunidade de plantas aquáticas de dezoito reservatórios pertencentes a cinco bacias hidrográficas do estado de São Paulo. *Planta Daninha*, v. 26, n. 1, p. 17-32. 2008.
- MATIAS, L. Q. *et al.* Macrófitas aquáticas da lagoa de Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 17, n. 4, p. 623-631, 2003.

- MEDEIROS, L. M. Sucessão temporal de espécies de macrófitas aquáticas em ambientes aquáticos temporários de clima semiárido. 2017. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2017.
- MEDEIROS, E. L.; HENRY-SILVA, G. G. Evaluation of the feeding preference between the aquatic macrophytes *Egeria densa* and *Chara indica* by the invasive mollusk *Melanooides tuberculata*. *Brazilian Journal of Biology*, v. 77, n. 2, p. 234-239, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.08415>.
- MEDEIROS, E. S. F.; MALTCHIK, L. The effects of hidrological disturbance on the intensity of infestation of *Lernaea cyprinacea* in an stream fish community. *Journal of Arid Environments*, v. 43, p. 351-356, 1999.
- MEDEIROS, E. S. F.; MALTCHIK, L. Fish stability and diversity in an intermittent stream from the Brazilian semiarid region. *Austral Ecology*, v. 26, p. 156-164, 2001.
- MISSOURI BOTANICAL GARDEN. Tropicos.org. Missouri: Missouri Botanical Garden, 2018. Available in: www.tropicos.org.
- MOURA JÚNIOR, E. G. Aquatic macrophytes of Northeastern Brazil: checklist, richness, distribution and life forms. *Check List – Journal of species lists and distribution*, v. 9, n. 2, p. 298-312, 2013.
- MOURA JÚNIOR, E. G. *et al.* Updated checklist of aquatic macrophytes from Northern Brazil. *Acta Amazonica*, v. 45, n. 2, p. 111-132, 2015. Available in: <https://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201402662>.
- MOURA JÚNIOR, E. G. *et al.* Response of aquatic macrophyte biomass to limnological changes under water level fluctuation in tropical reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*, v. 79, n. 1, 2018. Available in: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.179656>.
- MOURA, R.S.T.; HENRY-SILVA, G.G. Is there a zonation pattern in aquatic macrophytes communities in the aquatic environments of the Brazilian semiarid?. *Brazilian Journal of Botany*, v.42, p.1 - 11, 2018.
- NUNES, L. S. C. *et al.* Inventory of aquatic macrophyte species in coastal rivers of the São Paulo State, Brazil. *Oecologia Australis*. v. 23, n. 4, p. 829-845, 2019. Available in: <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2304.09>.
- OHTAKA, A. *et al.* Composition of aquatic invertebrates associated with macrophytes in Lake Tonle Sap, Cambodia. *Limnology*, v. 12, p. 137-144, 2011. Available in: <https://doi.org/10.1007/s10201-010-0330-4>.
- PAZ, J.; BOVE, C. P. Hidrófitas Vasculares da Lagoa de Carapebus, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 5, p. 495-497, 2007. supl. 2.

- PAZ, J.; BOVE, C. P. Hidrófitas Vasculares da Lagoa de Carapebus, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 5, p. 495-497, 2007. supl. 2.
- PEDRO, F.; MALTCHIK, L.; BIANCHINI JR, I. Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermittent Rivers of the semi-arid region of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 2b, p. 575-585, 2006.
- PELICICE, F. M.; AGOSTINHO A. A.; THOMAZ S. M. Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: Investigating the effects of plant biomass and diel period. *Acta Oecologica*, v. 27, p. 9-16, 2005.
- PEREIRA, M. C. T. **Distribuição e abundância de macrófitas aquáticas em relação as características limnológicas em cinco áreas da bacia do rio Itanhaém, litoral Sul do Estado de São Paulo.** 2002. 79 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, SP, 2002.
- PIETERSE, A. H.; MURPHY, J. K. *Aquatic weeds*. Oxford: Oxford University Press, 593 p. 1990.
- PITELLI, R. L. C. M. D. Dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana, RJ. *Planta Daninha*, v. 26, n. 3, p. 473-480, 2008.
- PIVARI, M. O.; POTT, V. J.; POTT, A. Macrófitas aquáticas de ilhas flutuantes (baceiros) nas sub-regiões do Abobral e Miranda, Pantanal, MS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 22, n. 2, p. 563-571, 2008a.
- PIVARI, M. O. D. Macrófitas Aquáticas da Lagoa Silvana, Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *IHERINGIA, Sér. Bot.*, v. 63, n. 2, p. 321-327, jul./dez. 2008b.
- POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifiton: aspectos ecológicos e metodológicos.** São Carlos: Rima, 2003.
- POTT, V. J.; POTT, A. *Plantas aquáticas do Pantanal*. Brasília: Embrapa, 2000.
- POTT, V. J.; POTT, A. Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal. *In*: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (ed.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EdUEL, 2003. p. 145-162.
- POTT, V. J. Distribuição de macrófitas aquáticas numa lagoa na fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal, MS. *Acta Botanica Brasilica*, p. 135-168, 1989. supl. 3.
- POTT, V. J.; POTT, A. Checklist das macrófitas aquáticas do Pantanal, Brasil. *Acta Bot. Bras.*, v. 11, p. 2, p. 215-227, 1997.
- RIBEIRO, A. R. O. *et al.* *Cyperaceae* do rio Apodi-Mossoró, Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. *Hoehnea*, v. 41, n. 2, p. 149-171, 2014.
- ROCHA, C. G.; RESENDE, U. M.; SOUZA LUGNANI, J. Diversidade de macrófitas em Ambientes

aquáticos do IPPAN na Fazenda Santa Emília, Aquidauana, MS. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 5, p. 456-458, 2007. supl. 2.

SANTOS, A. M.; THOMAZ, S. M. Aquatic macrophytes diversity in lagoons of a tropical floodplain: the role of connectivity and water level. *Austral Ecology*, v. 32, p. 177-190, 2007.

Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMARH). *Bacia do rio Apodi/Mossoró 2018*. [S.l.:s.n.], 2018. Disponível em: <http://www.semarh.rn.gov.br>. Acesso em: 14 out. 2018.

SILVA, R. M. M.; CARNIELLO, M. A. Ocorrência de macrófitas em lagoas intermitentes e permanentes em Porto Limão Cáceres-MT. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 5, n. 2, p. 519-521, 2007.

SILVA-FILHO, M. I.; MALTCHIK, L. Stability of macroinvertebrates to hydrological disturbance by flood and drought in a Brazilian semiarid river. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, v. 27, p. 2661-2466. 2000.

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. (ed.). Biodiversidade, potencial econômico e processos ecofisiológicos em ecossistemas nordestinos*. [S.l.:s.n.], 2010. v. 2.

SOUZA, W. O. *et al.* Macrophytes from Parque Estadual de Itaúnas, Espírito Santo, Brazil. *Rodriguésia*, v. 68, n. 5, p. 1907-1919, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201768523>. Acesso em: 14 out. 2021.

SPLINK. *Início*. São Paulo: Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA); Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp), 2018. Disponível em: www.splink.cria.org.br.

TAVARES, K. S. A Comunidade de macrófitas aquáticas em reservatórios do Médio e Baixo Tietê (SP) e em lagoas da Bacia do Médio Rio Doce (MG). Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

TAVARES, K. S. *et al.* Composição taxonômica de macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande. (Americana, SP). *In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; LEITE, M. A.; DORNFELD, C. B. Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): caracterização, impactos e propostas de manejo*. São Carlos: Rima, 2004. p. 239-252.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; PAGIORO, T. A. Macrófitas aquáticas em Itaipu: ecologia e perspectivas para o manejo. *In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (ed.). Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem, 2003. p. 319-341.

TONIZZA-PEREIRA, M. C. *Plantas aquáticas em lagoas temporárias do semiárido, Nordeste do Brasil*. 2017. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal Rural do Pernambuco, 2017.

VELÁSQUEZ, J. Plantas acuáticas vasculares de Venezuela. Caracas: Universidad Central de Venezuela; Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico, 1994.

VIANA, S. M. Riqueza e distribuição de macrófitas aquáticas no rio monjolinho e tributários (São Carlos, SP) e análise de sua relação com as variáveis físicas e químicas. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2005.

CAPÍTULO 16

ADAMOWICZ, R. A. G.; SCREMIN-DIAS, E. Aspectos estruturais e ontogenéticos dos diafragmas das raízes de *Nymphaea amanozum* L. (Nymphaeaceae). *Revista Brasileira de Biociências*, v. 5, p. 198-200, 2007. supl. 1.

ALMEIDA, M.; ALMEIDA, C.V. Morfologia do Caule de Plantas com Sementes, 155p. 2014. (Coleção Botânica 2)

APEZZATO-DA-GLORIA, B.; CARMELLO-GUERREIRO, S. M. Anatomia Vegetal. 2. ed. Viçosa, MG: EdUFV, 2003.

CANCIAN, L. F.; CAMARGO, A. F. M.; HENRI-SILVA, G. G. Crescimento de *Pistia stratiotes* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo. *Acta Bot. Bras.*, v. 23, n. 2, p. 552-557, 2009.

COELHO, F. F.; LOPES, F. S.; SPERBERB, C. F. Density-dependent morphological plasticity in *Salvinia auriculata* Aublet. *Aquatic Botany*, v. 66, n. 4, p. 273-280, 2000.

DEMARCHI, L. O. *et al.* Macrófitas Aquáticas do Lago Amazônico. [S.l.]: INPA, 2018.

FERREIRA, F. A.; POTT, V. J.; POTT, A. Métodos de Amostragem Quali e Quantitativos de Macrófitas Aquáticas. *In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE BOTÂNICA, 11; CONGRESSO NACIONAL DE BOTANICA, 65; ERBOT MG, BA, ES, 34., 2014, [S.l.]. Anais [...]. [S.l.:s.n.], 2014.*

HANIF, U. *et al.* Anatomical study of two Hydrophytes – *Pistia stratiotes* L. and *Centella asiatica* (L.) Urban. *Biologia*, v. 62, n.1. p. 151-155, 2016.

HALL, J. B.; OKALI, D. U. U. Phenology and productivity of *Pistia stratiotes* L. on the Volta Lake, Ghana. *Journal of Applied Ecology*, v.11, n. 2, p. 709-725, 1974.

HENRY-SILVA, G. G. Richness and distribution of aquatic macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 22, n. 2, p. 147-156, 2010.

HENRY-SILVA, G. G. *et al.* Growth of free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrientes. *Hydrobiologia*, v. 610, p. 153-160, 2008.

- HORN, C. N. Developmental heterophylly in the genus *Heteranthera* (Potentillaceae). *Aquatic Botany*, v. 31, p. 197-199, 1988.
- HORN, C. N. A Systematic Revision of the Genus *Heteranthera* (sensu lato; Potentillaceae). 1985. (Doctorate in Philosophy) – University Of Alabama, 1985.
- IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G.; WAECHTER, J. L. Macrófitas aquáticas da estação ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Roessléria*, v. 6, n. 1, p. 395-404, 1984.
- LANDOLT, E. Lemnaceae Gray: Duckweed Family. *In: FLORA of North America and North of Mexico*. Oxford: Oxford University Press, v. 22, p. 143-153, 2000.
- LEITE, K. R. B.; FRANÇA, F.; SCATENA, V. L. Anatomia de espécies anfíbias de *Cyperaceae* de lagoas do semi-árido, BA, Brasil. *Acta Bot. Bras.*, v. 23, n. 3, p.786-796, 2009.
- LIMA, N. R. W. L. Plasticidade fenotípica. *Rev. Ciência Elem.*, v. 5, n. 2, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.24927/rce2017.017>.
- MARQUES, A. M. M. S. M.; MOSCHETA, I. S. Anatomy of the root of eight species of emergent aquatic macrophytes from the upper Paraná river, Paraná State, Brazil floodplain. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 32, n. 3, p. 297-304, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/acta sciobiolsci.v32i3.5509>.
- MAZUTANI, M.; KANAOKA, M. M. Environmental sensing and morphological plasticity in plants. *Seminars in Cell & Developmental Biology*, v. 83, p. 69-77, 2018.
- MEDEIROS, L.M. Sucessão Temporal de Espécies de Macrófitas Aquáticas em Ambientes Temporários do Semiárido do Rio Grande do Norte – Brasil. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, 2017.
- ROCHA, D. C.; MARTINS, D. Adaptações morfoanatômicas de *Cyperaceae* ao ambiente aquático. *Planta Daninha*, v. 29, p. 7-15, 2011.
- SILVA, C. J. Observações sobre a biologia reprodutiva de *Pistia stratiotes* L. (Araceae). *Acta Amazônica*, v. 11, n. 3, p. 487-504, 1981.
- SILVEIRA, M. J. Anatomical development of roots of native and non-native submerged aquatic macrophytes in different sediment types. *Aquatic Botany*, v. 133, p. 24-27, 2016.
- SEAGO JR, J. L. *et al.* A Re-examination of the root cortex in wetland flowering plants with respect to Aerenchyma. *Annals of Botany*, v. 96, p. 565-579, 2005.
- SCREMIN-DIAS, E. Adaptação das plantas: o retorno a origem aquática. *In: Nos jardins submersos da Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região.* [S.l.:s.n.], 1999. p. 25-41.

SNOW, L. M. Contributions to the knowledge of the diaphragms of water plants. *Botanical Gazette*, p. 495-517, 1914. Available in: <https://www.journals.uchicago.edu/t-and>. Access on: 17 out. 2018.

SANTOS, P. P. Caracterização morfoanatômica dos caules de *Cyperus articulatus* L. e *C. prolixus* H.B.K. (*Cyperaceae*). *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.*, v. 7, n. 1, p. 47-55, 2012.

SULTAN, S. E. Phenotypic plasticity for plant development, function and life history. *Trends in Plant Science*, v. 5, n. 12, p. 537-542, 2003.

SUNDEEP KUMAR, H. K.; DINDA, S. C.; RAJU, M. B. V. Morpho-anatomical studies on leaf and root of *Pistia stratiotes* Linn. (Family: Araceae). *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, v. 6, n. 1, p. 361-371, 2015.

TAKAHASHI, H. Aerenchyma Formation in Plants. *In: PLANT cell monographs*. [S.L.:s.n.], 2014. p. 247-265. Available in: https://doi.org/10.1007/978-3-7091-1254-0_13.

CAPÍTULO 17

AGUIAR, F.C. *et al.* Comparability of river quality assessment using macrophytes: A multi-step procedure to overcome biogeographical differences. *Science of the Total Environment*, 2014.

AKASAKA, M. *et al.* Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. *Freshwater Biology*, v. 55, p. 909-922, 2010.

ALAHUHTA, J. *et al.* Species richness and taxonomic distinctness of lake macrophytes along environmental gradients in two continents. *Freshwater Biology*, v. 62, p. 1194-1206, 2017.

ARAÚJO, E. S. . Riqueza e diversidade de macrófitas aquáticas em mananciais da Caatinga. *Diálogos & Ciência*, v. 32, p. 229-233, 2012.

ARTHINGTON, A. H.; BERNARDO, J. M.; ILHÉU, M. Temporary rivers: linking ecohydrology, ecological quality and reconciliation ecology. *River Research and Applications*. v. 30, p. 1209-1215, 2014.

AZZELLA, M. M.; BOLPAGNI, R.; OGGIONI, A. A preliminary evaluation of lake morphometric traits influence on the maximum colonization depth of aquatic plants. *J. Limnol.*, v. 73, p. 400-406, 2014.

BOLPAGNI, R.; LAINI, A.; AZZELLA, M. M. Short-term dynamics of submerged aquatic vegetation diversity and abundance in deep lakes. *Appl. Veg. Sci.*, v. 19, 2016.

BONADA, N. *et al.* Conservation and Management of Isolated Pools in Temporary Rivers. *Water*, v. 12, 10, 2020. Available in: <https://doi.org/10.3390/w12102870>.

BORNETTE, G.; PUIJALON, S. *Macrophytes: ecology of aquatic plants*. Chichester: Encyclopedia of Life Sciences (ELS); John Wiley & Sons, 2009.

- BORNETTE, G.; PUIJALON, S. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Science*, v. 73, p. 1-14, 2010.
- BOURKE, S. A.; SHANAFIELD, M.; HEDLEY, P.; DOGRAMACI, S. A Hydrological framework for persistent river pools in semi-arid environments. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss*, 2020.
- BRAUN-BLANQUET, J. *Fitossociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: H. Blum e Ediciones, 1979.
- CAMPELO, M. J. A.; SIQUEIRA FILHO J. A.; COTARELLI, V. M. Structure community of aquatic macrophytes in springs of the semiarid, Northeast Brazil. *International Journal of Scientific Knowledge*. v. 4, p. 14-22, 2013.
- CUNHA-SANTINO, M. B. *et al.* Morphometry and retention time as forcing functions to establishment and maintenance of aquatic macrophytes in a tropical reservoir. *Braz. J. Biol.*, v. 76, n. 3, p. 673-685, jul./sep. 2016. Available in: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.24214>.
- DATRY, T.; LARNED, S.; TOCKNER, K. Intermittent rivers: a challenge for freshwater Ecology. *BioScience*, v. 64, n. 3, p. 229-235, 2014.
- DATRY, T. A Landscape approach to advance intermittent river ecology. *Freshw. Biol.*, v. 61, p. 1200-1213, 2016.
- EVANGELISTA, H. B. A.; THOMAZ, S. M.; EVANGELISTA, L. R. Comparison of diversity indices applied to macrophyte incidence-based data. *Brazilian Archives Of Biology And Technology*, v. 55, n. 2, p. 277-282, 2012.
- FELLMAN, J. B. Hydrologic control of dissolved organic matter biogeochemistry in pools of a subtropical dryland river. *Water Resour. Res.*, v. 47, 2011.
- FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C. Environmental drivers of aquatic macrophyte assemblages in ponds along an altitudinal gradient. *Hydrobiologia*, v. 812, p. 79-98, 2018.
- FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M. *et al.* Environmental heterogeneity drives macrophyte beta diversity patterns in permanent and temporary ponds in an agricultural landscape. *Aquatic Sciences*, v. 82, n. 20, 2020.
- FERREIRA, F.A. *et al.* Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Hoehnea*, v. 37, n. 1, p. 43-52, 2010.
- GALLART, F. *et al.* TREHS: an open-access software tool for investigating and evaluating temporary river regimes as a first step for their ecological status assessment. *Sci. Total Environ.*, v. 607, p. 519-540, 2017.

- GALLART, F. *et al.* A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, v. 16, p. 3165-3182, 2012.
- HAMILTON, S. K. *et al.* Persistence of aquatic refugia between flow pulses in a dryland river system (Cooper Creek, Australia). *Limnol. Oceanogr.*, v. 50, p. 743-754, 2005.
- HANDLEY, R. J.; DAVY, A. J. Seedling root establishment may limit *Najas marina* L. to sediments of low cohesive strength. *Aquatic Botany*, v. 73, p. 129-136, 2002.
- HENRY-SILVA, G. G.; MOURA, R. S. T., DANTAS, L. L. O. Richness and distribution of aquatic macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 22, n. 2, p. 147-156, 2010.
- HUANG, X. *et al.* Impact of eutrophication on root morphological and topological performance in free-floating invasive and native plant species. *Hydrobiologia*, 2019. Available in: <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3946-3>.
- IRGANG, B.E.; GASTAL Jr., C. V. S. *Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS*. Porto Alegre: UFRGS, 1996.
- JONES, J.I. *et al.* The relationship between fine sediment and macrophytes in rivers. *River Research and Applications*, v. 28, p. 1006-1008, 2012.
- LARNED, S. T. Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology*, v. 55, p. 717-738, 2010.
- LIMA, L. F. Composição florística e chave de identificação das macrófitas aquáticas ocorrentes em reservatórios do estado de Pernambuco. *Rodriguésia*, v. 62, n. 4, p. 771-783, 2011.
- LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estruturas de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de río y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marinha*, v. 22, n. 1, p. 143-170, 1986.
- MANOLAKI, P.; PAPASTERGIADOU, E. Responses of aquatic macrophyte assemblages to nutrient enrichment in a lowland river basin of western Greece. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, v. 146, n. 4, p. 1064-1077, 2012.
- MORMUL, R. P. Space and seasonality effects on the aquatic macrophyte community of temporary Neotropical upland lakes. *Aquatic Botany*, v. 126, p. 54-59, 2015.
- PEDRO, F.; MALTCHIK, L.; BIANCHINI JR., I. Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermittent rivers of the semi-arid region of Brazil. *Braz. J. Biol.*, v. 66, n. 2b, p. 575-585, 2006.

- PINTO-CRUZ, C. Biotic and abiotic parameters that distinguish types of temporary ponds in a Portuguese Mediterranean ecosystem. *Ecological Indicators*, v. 11, p. 1658-1663, 2011.
- ROLON, A. S. Influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in southern Brazilian wetlands. *Journal of Vegetation Science*, v. 19 p. 221-228, L2008.
- ROY, J. *et al.* TREHS: an open-access software tool for investigating and evaluating temporary river regimes as a first step for their ecological status assessment. *Sci. Total Environ.*, v. 607, p. 519-540, 2017.
- SABINO, J. H. F. *et al.* Riqueza, composição florística, estrutura e formas biológicas de macrófitas aquáticas em reservatórios do semiárido nordestino, Brasil. *Natureza on line*, v. 13, n. 4, p. 184-194, 2015.
- SANTOS, R. C. *et al.* Macrófitas aquáticas em lagoas temporárias no semiárido pernambucano: riqueza, frequência e parâmetros físico-químicos da água. *Centro Científico Conhecer - Enciclopédia Biosfera*, v. 5, n. 8, 2009.
- SCHNEIDER, B. *et al.* Explanatory variables associated with diversity and composition of aquatic macrophytes in a large subtropical river floodplain. *Aquatic Botany*, v. 121, p. 67-75, 2015.
- SPONCHIADO, M. Efeito da macrófita aquática *Luziola peruviana* Juss. Ex Gmel em açude e seu controle pela caroá capim (*Ctenopharyngodon idella*). Porto Alegre: Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008.
- STEFFEN, K. *et al.* Relationships between macrophyte vegetation and physical and chemical conditions in north-west German running waters. *Aquat. Bot.*, v. 113, p. 46-55, 2014.
- TABOSA, A. B.; MATIAS, L. Q.; MARTINS, F. R. Live fast and die young: The aquatic macrophyte dynamics in a temporary pool in the Brazilian semiarid region. *Aquatic Botany*, v. 2, p. 71-78, 2012.
- VAN GEEST G.J. *et al.* Succession of aquatic vegetation driven by reduced water-level fluctuations in floodplain lakes. *Journal of Applied Ecology*, v. 42, p. 251-260, 2005.
- VARANDAS MARTINS, S. *et al.* Human and natural drivers of changing macrophyte community dynamics over twelve years in a neotropical riverine floodplain system. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 23, p. 678-697, 2013.

CAPÍTULO 18

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Início. [S.l.:s.n.], 2021. Disponível em: <https://www2.ana.gov.br>. Acesso em: 18 out. 2021.

ANDRADE, P. C. *et al.* The natural infection of *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) (Mollusca: Gastropoda) by *Centrocestus formosanus* (Nishigori, 1924) (Platyhelminthes: Trematoda) in Paranoá lake, Brasília, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 72, n. 2, p. 419-420, 2012.

Bellard, C.; Genovesi, P.; Jeschke, J. M. Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. *The Royal Society*, v. 283, i. 1823, 2016.

BRÖNNMARK, C. Interactions between epiphytes, macrophytes and freshwater snails: a review. *Journal of Molluscan Studies*. v. 55, p. 299-311, 1989.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes a produção primária de macrófitas aquáticas. *In*: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (ed.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM, 2003. p. 59-84.

CARVALHO, T. L. *et al.* Comparative functional responses predict the predatory impact of the highly invasive fish *Cichla kelberi*. *Hydrobiologia*, v. 848, p. 2203-2211, 2021.

DUDGEON, D. The life cycle, population dynamics and productivity of *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda, Prosobr., Thiaridae) in Hong Kong. *Journal of zoology*, v. 208, p. 3753, 1986.

FERNÁNDEZ, H. H.; REID, B. Invertebrate distribution on a macroalgae/macrophyte mixed mat in flowing water. v. 181, n. 4, p. 289-299, 2012.

FERNÁNDEZ, M. A. *et al.* A malacological survey in the Manso Power Plant, State of Mato Grosso, Brazil: new records of freshwater snails, including transmitters of schistosomiasis and exotic species. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, v. 47, n. 4, p. 498-506, 2014.

GALLARDO, B.; CLAVERO, M.; SANCHEZ, M. I.; VILA, M. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, v. 22, p. 151-163, 2016.

GOLTERMAN, H. L.; CLIMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. 2. ed. Oxford: IBP, 1978. 213 p.

JELINEK, H.; CORNFORTH, D.; WEYMOUTH, L. *Fractopv.0.3b*. [S.l.:s.n.], 2003. Available at: <http://seal.tst.adfa.edu.au/~s3165516/Fractop>. Accessed on: apr. 2014.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. *In*: GRASSHOFF, K. (ed.). *Methods of seawater analysis*. New York: Verlag Chemie Weinheim, 1976. p. 117-181.

LADD H. L. A.; ROGOWSKI, D. L. Egg predation and parasite prevalence in the invasive freshwater snail, *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) in a west Texas spring system. *Aquatic Invasions*, v. 7, n. 2, p. 287-290, 2012.

MARK A. D. *Invasion Biology*. Oxford: Oxford Biology, 2009. 288 p.

MORMUL, R. P. *et al.* Epiphyton or macrophyte: which primary producer attracts the snail *Hebetancylus moricandi*?. *American Malacological Bulletin*, v. 28, p.127-133, 2010.

PHILLIPS C. T.; ALEXANDER M. L.; HOWARD R. Consumption of eggs of the endangered

fountain darter (*Etheostoma fonticola*) by native and nonnative snails. *The Southwestern Naturalist*, v. 55, p. 115-117, 2010.

OLIVEIRA, J. C. D. *et al.* Does the oscillation of the water volume of the reservoir influence in the same way in fish diet? *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 30, 2018.

PATOKA, J. *et al.* Aquarium molluscs as a case study in risk assessment of incidental freshwater fauna. *Biological Invasions*, v. 19, n. 7, p. 2039-2046, 2017.

PINTO, H. A.; MELO, A. L. *Melanooides tuberculata* (mollusca: thiaridae) as an intermediate host of *Centrocestus formosanus* (trematoda: heterophyidae) in Brazil. *Rev. Inst. Med. Trop.*, v. 52, n. 4, p. 207-210, 2010.

POINTIER, J. P.; TOFFART, J. L.; LÉFÉVRE, M. Life tables of freshwater snails of the genus *Biomphalaria* (*B. glabrata*, *B. alexandrina*, *B. straminea*) and one of its competitors *Melanooides tuberculata* under laboratory conditions. *Malacologia*, v. 33, p. 43-54, 1991.

REDDY, C. S. Biological invasion - global terror. *Current Science*, v. 94, p. 1235, 2008.

SÁ, R. L. *et al.* Diversity of mollusks in streams of a montane region in southern Brazil. *Biota Neotrop.*, v. 13, n. 3, 2013.

SAMADI, S. *et al.* Microsatellite and morphological analysis of population structure in the parthenogenetic freshwater snail *Melanooides tuberculata*: insights into the creation of clonal variability. *Molecular Ecology*, v. 8, n. 7, p. 1141-1153, 1999.

SANTOS, C. M.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; The introduced snail *Melanooides Tuberculatus* (Muller, 1774) (Mollusca: Thiaridae) in aquatic ecosystems of the Brazilian Semi-arid Northeast (Piranhas-Assu River basin, State of Rio Grande do Norte). *Braz. J. Biol.*, v. 70, n. 1, p. 1-7, 2010.

SCHUSTER, R. K.; JITKA, A. A.; O'DONOVAN, D. *Gigantobilharzia melanooidis* n.sp. (Trematoda: Schistosomatidae) from *Melanooides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) in the United Arab Emirates. *Parasitol Res.*, v. 113, p. 959-972, 2014.

STRAYER, D. L. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 21, p. 647-651, 2006.

SUGIHARA, G.; MAY, R.M. Applications of fractals in ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 5, p. 79-86, 1990.

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

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

VERMEIJ, G. J. An agenda for invasion biology. *Biological Conservation*, v. 78, p. 3-9, 1996.

WAHIBA ZAABAR, W. *et al.* Composition of a molluscan assemblage associated with macrophytes in Menzel Jemil (Bizerte lagoon, SW Mediterranean Sea). *African Journal of Ecology*, p. 1-11, 2017.

CAPÍTULO 19

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Atlas do Nordeste: abastecimento urbano: alternativas de ofertas de água para as sedes municipais da região Nordeste do Brasil e do norte de Minas Gerais. Brasília: Agência Nacional de Águas; Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2006.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem, 2007.

AGOSTINHO, A. A. *et al.* Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. *In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (org.). Theoretical Reservoir Ecology and its Applications.* São Carlos: Internacional Institute of Ecology, 1999. p. 227-267.

AGOSTINHO, A. A. Fish assemblages in neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, v. 173, n. 1, p. 26-36, 2015.

ARAÚJO, F. G.; SANTOS, L. N. Distribution of fish assemblages in Lajes reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 61, n. 4, p. 563-576, 2001.

ATTAYDE, J. L.; OKUNS, N.; BRASIL, J.; MENEZES, R.; MESQUITA, P. Os Impactos da introdução da Tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 3, p. 450-461, 2007.

BRITTO, S. G.; CARVALHO, E. D. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 18, n. 4, p. 377-388, 2006.

CARVALHO, E. D. Diversity of fish species in the River Paranapanema: Jurumirim reservoir transition region (São Paulo, Brazil). *Italian Journal of Zoology*, v. 65. p. 325-330, 1998. supl. 1.

CASSIMIRO, A. C. R. Reproductive aspects of *Moenkhausia intermedia* Eigenmann, 1908 (Pisces: Characidae) in the upper Paraná River basin, Brazil. *International Scholarly Research Network: Zoology*, v. 2011, n. 2011, 2011. Available in: www.isrn.com/journals/zoology/2011/802794. Access on: 18 out. 2021.

DAJOZ, R. Ecologia Geral. São Paulo: Vozes, 1973. 472 p.

- FERNANDO, C.; HOLČÍK, J., Fish in reservoirs. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, v. 76, n. 2, p. 149-167, 1991.
- FONTENELE, O.; PEIXOTO, J. T. Análise dos resultados da introdução da pescada do Piauí, *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) nos açudes do Nordeste. *Boletim técnico DNOCS*, v. 36, n. 1, p. 85-112, 1978.
- GAVILAN-LEANDRO, S. A. C. Variação temporal da frequência de captura e atividade alimentar de *Astyanax bimaculatus* Linnaeus 1758 (Characidae, Tetragonopterinae) do rio Mossoró, Mossoró, Rio Grande do Norte. 2003. 100 f. Tese (Doutorado em Psicologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2003.
- GURGEL, J. J. S.; OLIVEIRA, A. G. Efeitos da introdução de peixes e crustáceos no semi-árido do nordeste brasileiro. *Coleção Mossoroense*, v. 455, n. 1, p. 7-32, 1987.
- HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequência nos estágios iniciais do repesamento. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 4, p. 469-480, 2007.
- HOFFMANN, A. C.; ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola de 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.
- LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife: EdUFPE, 2003.
- LEÃO, T. C. C. *et al.* Espécies exóticas invasoras no Nordeste do Brasil: contextualização, manejo e políticas públicas. Recife: CEPAN-Instituto Hórus, 2011.
- MALTCHIK, L. Ecologia de rios intermitentes tropicais. *In: POMPÊO, M. L. M. (org.). Perspectivas da Limnologia no Brasil*. São Luís: União, 1999. p. 77-89.
- MARINHO, R. S. A. *et al.* Biodiversidade de peixes do semi-árido paraibano. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, no. 1, p. 112-121.
- MONTENEGRO, A. K. A. *et al.* Ichthyofauna diversity of Taperoá II reservoir, semi-arid region of Paraíba, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 72, n. 1, p. 113-120, 2012.
- OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; MINTE-VERA, C. V. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 64, n. 3A, p. 447-458, 2004.
- PAIVA, M. P. *et al.* Relationship between the number of predatory fish species and fish yield in large northeastern Brazilian reservoirs. *In: COWX, IG. (org.). Rehabilitation of freshwater fisheries*. Osney Mead: Fishing News Books, 1994.

PETESSE, M. L.; PETRERE JUNIOR, M.; SPIGOLON, R. J. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Brazilian Journal of Biology*, v. 67, n. 3, p. 433-445, 2007.

PETRY, A. C.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology*, v. 1, p. 111-119, 2003.

ROSA, R. *et al.* Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da caatinga. *In*: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. C. S. (org.). *Ecologia e conservação da caatinga*. Recife: Ed UFPE, 2003. p. 135-181.

SCHORK, G.; ZANIBONI-FILHO, E. Influence of spatial gradient caused by a large dam on fish assemblage in a subtropical reservoir – Upper Uruguay River. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 44, n. 2, 2018.

SILVA, A. R. M.; SANTOS, G. B.; RATTON, T. Fish community structure of Juramento reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 23, n. 3, p. 832-840, 2006.

SMITH, W. S.; PETRERE JUNIOR, M. Spatial and temporal patterns and their influence on fish community at Itupararanga Reservoir, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, v. 56, n. 4, p. 2005-2020, 2008.

TERRA, B. F.; SANTOS, A. B. I.; ARAÚJO, F. G. Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Neotropical Ichthyology*, v. 8, n. 3, p. 599-606, 2010.

TEXEIRA, J. L. A., GURGEL, L. C. B. Ocorrência e distribuição da ictiofauna do açude Riacho da Cruz, no Rio Grande do Norte. *Revista Ceres*, v. 52, n. 300, p. 317-324, 2005.

CAPÍTULO 20

ALONGI, D. M. *Energetics of mangroves Forests*. New York: Springer Netherlands, 2009. 216p.

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. *Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano*. Campinas: Unicamp, 2009.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). *Resultado do monitoramento do teor de iodo no sal para consumo humano: ano 2014*. Disponível em: <https://portal.anvisa.gov.br/documents/33916/395584/Relat%C3%B3rio+Pro+Iodo+2014/9fcd63e-a164-41f7-a32b-156399f30ffc>.

BARBIER, E. B. Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*, v.22, n.49, p.177-229, 2007.

- BARBOSA, F. M. A. *et al.* Status and distribution of mangroves in Mozambique. *South African Journal of Botany*, v. 67, n. 3, p. 393- 398, 2001.
- BELARMINO, P. H. P. *et al.* Resíduos sólidos em manguezal no rio Potengi (Natal, RN, Brasil): relação com a localização e usos. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, v. 14, n. 3, p. 446-457, 2014.
- BEZERRA, D.; BRITO L. Avaliação dos impactos ambientais produzidos pela indústria salineiras do Rio Grande do Norte. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 21., 2001, João Pessoa, Anais [...]. João Pessoa: UFPB, 2001.
- BEZERRA, J. M.; BATISTA, R. O. aspectos econômicos e ambientais da exploração salineira do Estado do Rio Grande do Norte. *Engenharia Ambiental*, v. 9, n. 2, p. 3-20, 2012.
- BORN, R. H.; TALOCCHI, S. Compensações por serviços ambientais: sustentabilidade ambiental com inclusão social. *In: BORN, R. H.; TALOCCHI, S. (org.). Proteção do capital social e ecológico: por meio de Compensações por Serviços Ambientais (CSA)*. São Paulo: Peirópolis, p. 27-45, 2002.
- BRANDÃO, E. J. O ecossistema manguezal: aspectos ecológicos e jurídicos. *Revista do Curso de Direito da UNIABEU*, v. 1, n. 2, p. 1-16, 2011.
- BRASIL. Decreto n° 23.793, de 23 de janeiro de 1934. Aprova código florestal que com este baixa. *Diário Oficial da União*, Brasília, 24 jan. 1934. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/D23793.htm.
- BRASIL. Lei n° 4.771, de 15 de Setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. *Diário Oficial da União*, 16 set. 1965. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771.htm.
- BRASIL. Lei n° 4.771, de 15 de Setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. *Diário Oficial da União*, 16 set. 1965. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771.htm.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental – RIMA. *Diário Oficial União*, Brasília, DF, 17 fev. 1986. Disponível em: https://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_1986_001.pdf.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 237, de 22 de dezembro de 1997. Regulamenta os aspectos de licenciamento ambiental estabelecidos na Política Nacional do Meio Ambiente. *Diário Oficial União*, Brasília, DF, 22 dez. 1997. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=237>.

BRASIL. lei nº 9.985, de 18 de Julho de 2000. Regulamenta o artigo 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 28 maio 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm.

COSTA, D. F. S. *et al.* Breve revisão sobre a evolução histórica da atividade salineira no Estado do Rio Grande do Norte (Brasil). *Sociedade & Natureza*, v. 25, n. 1, p. 21-34, 2013.

DÁVALOS, P. B. *et al.* Relatório de Impacto Ambiental – RIMA: Salina Costa Branca. 2012. 41 p. Disponível em: <https://sistemas.idema.rn.gov.br/rimas/rimas.asp>.

DAVIS, J. Structure, function, and management of the biological system for seasonal solar saltworks. *Global NEST Journal*, v. 2, n. 3, p. 217-226, 2000.

DE MEDEIROS R. R. *et al.* Brazilian solar saltworks – ancient uses and future possibilities. *Aquatic Biosystems*, v. 8, n. 8, p. 1-8, 2012.

DINIZ, M. T. M.; VASCONCELOS, F. P. Condicionantes naturais à produção de sal marinho no Brasil. *Mercator*, v. 16, e1613b, 2017.

DINIZ, M. T. M.; VASCONCELOS, F. P.; MARTINS, M. B. Inovação tecnológica na produção brasileira de sal marinho e as alterações sócioterritoriais dela decorrentes: uma análise sob a ótica da teoria do empreendedorismo de Schumpeter. *Sociedade e Natureza*, v. 27, n. 3, p. 421-438, 2015.

DONATO, D.C. *et al.* Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, v. 4, p. 293-297, 2011.

DUKE, N. C. A World without mangroves? *Science*, v. 317, n. 5834, p. 41-42, 2007.

DUKE, N. C.; SCHMITT, K. Mangroves: unusual forests at the sea edge. *Tropical Forestry Handbook*, 2015. Disponível em: <https://research.jcu.edu.au/tropwater/publications/MangrovesUnusualforestsattheseaseedge.pdf>.

FARIA, I. D. *Compensação ambiental: os fundamentos e as normas: a gestão e os conflitos*. Brasília: Conleg; Consultoria Legislativa do Senado Federal, jul. 2008. Textos para discussão, n. 43.

FERNANDES, R. T. V. *Recuperação de manguezais*. Rio de Janeiro: Interciência, 2012.

FERREIRA, S. F. M.; MIRANDA, A. C.; GOMES, H. P. Um estudo de uma comunidade de trabalhadores em salinas: o impacto ambiental e uma proposta em educação ambiental. *Revista Científica ANAP Brasil*, v. 8, n. 10, p. 65-81, 2015.

GRUPO TÉCNICO DE TRABALHO PARA REGULARIZAÇÃO DOS EMPREENDIMENTOS SALINEIROS (GT-SAL). *Relatório ambiental dos empreendimentos estado do Rio Grande do Norte*. Mossoró: GTSAL, 2017. Disponível em: <https://www.idema.rn.gov.br/Conteudo/?TRAN=ITEM&TARG=144940&ACT=8&PAGE=0&PARM=&LBL=Documentos+T%E9cnicos>.

HADLICH, G. M.; UCHA, J. M.; OLIVEIRA, T. L. Distribuição de apicuns e de manguezais na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 14., 2009, Natal. Anais [...]. Natal: INPE, 2009.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE DO RN (IDEMA). *Anuário estatístico do Rio Grande do Norte*. Natal: IDEMA, 2014. Disponível em: www.idema.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=ITEM&TARG=1357&ACT=null&PAGE=0&PARM=null&LBL=Socioeconômicos.

KURLANSKY, M. *Sal: uma história do mundo*. 2. ed. São Paulo: SENAC, 2011.

LEE, S. Y.; PRIMAVERA, J. H.; DAHDUOH-GUEBAS, F. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. *Global Ecology and Biogeography*, v. 23, n. 7, p. 726-743, 2014.

LIINGILIE, A. S. *et al.* Effects of salt making on growth and stocking of mangrove forests of south western Indian Ocean coast in Tanzania. *Mediterranean Journal of Biosciences*, v. 1, n. 1, p. 27-31, 2015.

LUTHER, D.; GREENBURG, R. Mangroves: a global perspective on the evolution and conservation of their terrestrial vertebrates. *Bioscience*, v. 59, n. 7, p. 602-612, 2009.

MEDEIROS, S. R. M.; CARVALHO, R. G.; PIMENTA, M. R. C. A proteção do ecossistema manguezal à luz da lei:12.651/2012: novos desafios para a sustentabilidade dos manguezais do Rio Grande do Norte. *Geotemas*, v. 4, n. 2, p. 59-78, 2014.

MOURA, G. *Um Rio Grande e Macau*. Natal: G Moura, 2003.

NAGELKERKEN, I. *et al.* The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic Botany*, v. 89, p. 155-185 2008.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (FAO). *Avaliação Ecológica do Milênio*. [S.l.]: FAO, 2005. Disponível em: <http://www.cdb.gov.br/CDB/cdb8>.

PEREIRA, E. M.; FARRAPEIRA, C. M. R.; PINTO, S. L. Percepção e educação ambiental sobre manguezais em escolas públicas da região metropolitana do Recife. *Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental*, v. 17, p. 244-261, 2006.

- PINTO, M. F. *et al.* Quando os conflitos socioambientais caracterizam um território? *Gaia Scientia*, p.271-288, 2014. V. esp. (Populações Tradicionais).
- RIO GRANDE DO NORTE (Estado). Secretaria de Estado dos Recursos Hídricos (SERHID). *Projeto Proágua/Semi-Árido: plano de recuperação ambiental do trecho inferior do Rio do Carmo*. Natal: SERHID, 2005. Relatório Final: tomo I, II e III. Datilografado.
- SÁNCHEZ, L. E. *Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- SANTOS, P. P. *Evolução econômica do Rio Grande do Norte (Século XVI a XXI)*. 3. ed. Natal: Departamento Estadual de Imprensa, 2010.
- SANTOS, R. C.; SILVA, I. R. Serviços ecossistêmicos oferecidos pelas praias do município de Camaçari, litoral norte do estado da Bahia, Brasil. *Cadernos de Geociências*, v. 9, n. 1, p. 47-56, 2012.
- SANTOS, H. V. S.; SANTOS, T. O.; HOLANDA, F. S. H. Indicadores para diagnóstico das alterações antrópicas no manguezal do estuário do rio São Francisco. *Tropical Oceanography*, v. 39, n. 2, p. 166-175, 2011.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y. *et al.* Alguns impactos do PL 30/2011 sobre os Manguezais brasileiros. *In*: SOUZA, G.; JUCÁ, K.; WATHELY, M. (org.). *Código Florestal e a Ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber*. 2012. Disponível em: [https:// file:///C:/Users/ferna/Downloads/revista_codigo_florestal_e_a_ciencia-wwf%20\(1\).pdf](https://file:///C:/Users/ferna/Downloads/revista_codigo_florestal_e_a_ciencia-wwf%20(1).pdf).
- SINDICATO DA INDÚSTRIA DA EXTRAÇÃO DO SAL NO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE (SIESAL). *Atas das Assembléias Ordinárias*. Mossoró: SIESAL, 2016.
- SILVA, M. A. B.; BENINE, E.; CARMO, T. M. S. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*, v. 19, n. 3, p. 465-471, 2005.
- TECNOAMBIENTE BR. *Relatório de controle ambiental das salinas do estuário do Rio Mossoró*. Mossoró: TecnoambienteBr, v. 1/2, 2002. Datilografado.
- TRINDADE, S. L. T.; ALBUQUERQUE, G. J. *Subsídios para o Estudo da história do Rio Grande do Norte*. 2. ed. Natal: Sebo Vermelho, 2005.
- VANUCCI, M. *Os Manguezais e nós: uma síntese de percepções*. São Paulo: EDUSP, 1999.
- VITA, S.; LUNA, F. J.; TEIXEIRA, S. Descrições de técnicas da química na produção de bens de acordo com os relatos dos naturalistas viajantes no Brasil colonial e imperial. *Química Nova*, v. 30, n. 5, p. 1381-1386, 2007.
- WALTERS, B. B. *et al.* Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, v. 89, n. 2, p. 220-236, 2008.

WELLS, S.; RAVILOUS, C.; CORCORAN, E. In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. Cambridge, U.K: UNEP-WCMC, 2006.

WOLCHOK, L. Impacts of salt production on Pemba. Paper 329. [S.l.:s.n.], 2006. (Independent Study Project (ISP) Collection). Disponível em: https://digitalcollections.sit.edu/isp_collection/329. Acesso em: 20 nov. 2017.

CAPÍTULO 21

ABCC. Levantamento da infraestrutura produtiva e dos aspectos tecnológicos, econômicos, sociais e ambientais da carcinicultura marinha no Brasil em 2011. Natal: Associação Brasileira de Criadores de Camarão, 2013.

AKTARUZZAMAN, M. *et al.* Water and bottom sediments quality of blackish water shrimp farms in Kaliganj Upazila, Satkhira, Bangladesh. *Soil Environ*, v. 32, p. 29-35, 2013.

ALMEIDA, K. K. N.; CALLADO, A. L. C. Indicadores de desempenho ambiental e social de empresas do setor de energia elétrico brasileiro: uma análise realizada a partir da ótica da teoria institucional. *Revista de Gestão, Finanças e Contabilidade*, v. 7, p. 222-239, 2017.

AZEVEDO-SANTOS, V. M.; RIGOLIN-SÁ, O.; PELICICE, F. M. Growing, losing or introducing? cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 9, p. 915-919, 2011.

BOSTOCK, J. *et al.* Aquaculture: global status and trends. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.*, v. 365, 2010.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Lei nº 11.326, de 24 de julho de 2006. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2006. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111326.htm. 2006.

BRITO, L. O. Water quality, phytoplankton composition and growth of *Litopenaeus vannamei* (Boone) in an integrated biofloc system with *Gracilaria birdiae* (Greville) and *Gracilaria domingensis* (Kützinger). *Aquaculture International*, v. 22, p. 1649-1664, 2014.

CASTILLO-SORIANO, F. A.; IBARRA-JUNQUERA, V.; ESCALANTEMINAKATA, P.; MENDOZA-CANO, O.; ORNELAS-PAZ, J. J.; ALMANZARAMÍREZ, J.C.; MEYER-WILLERER, A. O. Nitrogen dynamics model in zero water exchange, low salinity intensive ponds of white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, at Colima, México. *Latin American Journal Aquatic Research*, v. 41, p. 68-79, 2013.

COSTA-PIERCE, B. A. Sustainable Ecological Aquaculture Systems: the need for a new social contract for aquaculture development. *Mar. Technol. Soc.*, v. 44, p. 88-112, 2010.

- COSTA, J. E. L. A Carcinicultura na região de Mossoró. 2005. 56 f. Monografia (Especialização em Carcinicultura) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró/RN.
- DAVID, G. S. *et al.* Ecological carrying capacity for intensive tilapia (*Oreochromis niloticus*) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil. *Aquacultural Engineering*, v. 66, p. 30-40, 2015.
- ELER, M. N.; MILLANI, T. J. Métodos de estudos de sustentabilidade aplicados à aquicultura. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 36, p. 33-44, 2007.
- EPSTEIN, M. J.; ROY, M.-J. Making the business case for sustainability: linking social and environmental actions to financial performance. *Journal of Corporate Citizenship*, v. 9, p. 79-96, 2003.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). *FAO Yearbook: the state of world fisheries and aquaculture: contributing to food security and nutrition for all*. Rome, 2016.
- FEIJÓ, R. G. **Prospecção de genes relacionados à ocorrência de enfermidades no camarão *Litopenaeus vannamei* (BOONE, 1931) sob condições de cultivo**. 2009. 106f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.
- FOESA, J. R. P. *Estrategia para el desarrollo sostenible de la acuicultura española*. Madrid: FOESA, 2013.
- GUERRELHAS, A. C. B.; TEIXEIRA, A. P. G. Panorama da situação da mancha branca no Nordeste. *Panorama da Aquicultura*, v. 22, n. 129, p. 38-41, jan./fev. 2012.
- HENRY-SILVA, G. G. Integrated multi-trophic culture of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and Amazon river prawn (*Macrobrachium amazonicum*) in brackish water. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.*, v. 67, p. 265-273, 2015.
- INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE DO RN (IDEMA). *Licenciamento: tipos de licenças e autorizações*. Natal, 2019. Disponível em: <https://www.idema.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=ITEM&TARG=2115&ACT=&PAGE=0&PARM=&LBL=Licenciamento+Ambiental>. Acesso em: 21 ago. 2019.
- KALANTZI, I. *et al.* Heavy metals, trace elements and sediment geochemistry at four Mediterranean fish farms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 227, p. 125-133, 2013.
- LEU, J. H. Whispovirus. *Curr. Top. Microbiol. Immunol.*, v. 328, p. 197-227, 2009.
- LIGHTNER, D. V. Biosecurity in shrimp farming: pathogen exclusion through use of SPF stock and routine surveillance. *World Aquaculture Society*, v. 36, p. 229-242, 2005.
- LO, C. F. *et al.* Major viral diseases of *Penaeus monodon* in Taiwan. *J. Fish. Soc. Taiwan*, v. 30, p. 1-13, 2003.

- MOURA, R. S. T.; VALENTE, W. C.; HENRY-SILVA, G. G. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. *Ecological indicators*, v. 66, p. 574-582, 2016.
- MUHLERT, A. C. S. Indicadores de sustentabilidade da carcinicultura em Terras Baixas, São Cristovão, Sergipe. 97 f. 2014. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe, 2014.
- NEGREIROS, L. M. S.; SANTOS, D. B. Doenças microbianas na carcinicultura brasileira: uma revisão. *Carpe Diem: Revista Cultural e Científica do UNIFACEX*. v. 13, n. 1, 2015.
- NUNAN, L. Detection of acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND) in Mexico. *Dis. Aquat. Org.*, v. III, p. 81-86, 2014.
- OIDTMANN, B.; STENTIFORD, G. D. White Spot Syndrome Virus (WSSV) concentrations in crustacean tissues – a review of data relevant to assess the risk associated with commodity trade. *Transboundary and Emerging Diseases*, v. 58, p. 469-482, 2011.
- OLSEN, Y. How can mariculture better help feed humanity? *Front. Mar. Sci.*, v. 2, 2015.
- OTTINGER, M.; CLAUSS, K.; KUENZER, C. Aquaculture: relevance, distribution, impacts and spatial assessments - a review. *Ocean & Coastal Management*, v. 119. p. 244 -266, 2016.
- PEREIRA, L. A. Effects of shrimp *Litopenaeus Vannamei* (Boone, 1931) cage farming on sediment nutrients in a subtropical estuary. *Braz. J. Aquatic Sci. Technol.*, v. 17, n. 2, p. 5-8, 2013.
- RIBEIRO, L. F.; SOUZA, M. M.; BARROS, F.; HARTJE, V. Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos ambientais e alternativas mitigadoras. *Gestão Costeira Integrada*, v. 14, p. 365-383, 2014.
- RIBEIRO, L. F. *et al.* Impacts of shrimp farming cultivation cycles on microbenthic assemblages and chemistry of sediments. *Environmental Pollution*, v. 211, p. 307-315, 2016.
- ROCHA, I. *et al.* **Carcinicultura brasileira**: processos tecnológicos, impactos sócio-econômicos, sustentabilidade ambiental, entraves e oportunidades. *Revista da ABCC*, jan. 2011.
- ROCHA, I. *et al.* Um novo despertar da Carcinicultura Marinha Brasileira. *Revista da ABCC*, Natal, jun. 2016.
- RUBIO-CASTRO, A. *et al.* Survival and immune-related gene expression in *Litopenaeus vannamei* co-infected with WSSV and *Vibrio parahaemolyticus*. *Aquaculture*, v. 464, p. 692-698, 2016.
- SAMPAIO, Y.; COSTA, E. F.; SAMPAIO, E. A. B. R. Impactos socioeconômicos do cultivo de camarão marinho em municípios selecionados do Nordeste brasileiro. *Rev. Econ. Sociol. Rural*, v. 46, p. 1015-1042, 2008.
- SANTOS, C.S.; ARAÚJO, M.V.P.; ALMEIRA, S.T. A Carcinicultura no Rio Grande do Norte: perspectivas e desafios. *DESENVOLVE: Revista de Gestão do Unilasalle*, v. 4, n. 2, p. 131-153, 2015.

SEIBERT, C. H.; PINTO, A. R. Challenges in shrimp aquaculture due to viral diseases: distribution and biology of the five major penaeid viruses and interventions to avoid viral incidence and dispersion. *Brazilian Journal of Microbiology*, p. 857-864, 2012.

SILVEIRA, I. M. M. Licenciamento ambiental e boas práticas de manejo na carcinicultura: estudo de caso nos Estados Rio Grande do Norte e do Ceará. 2017. 78 f. Dissertação (Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, UFRN, Natal, 2017.

SILVA, K. R.; WASIELESKY, W. JR.; ABREU, P. C. Nitrogen and phosphorus dynamics in the biofloc production of the Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Journal of the World Aquaculture Society*, v. 44, p. 30-41, 2013.

SOARES, D. C. E.; HENRY-SILVA, G. G. Emission and absorption of greenhouse gases generated from marine shrimp production (*Litopenaeus vannamei*) in high salinity. *Journal of Cleaner Production*. v. 218, p. 367-376, 2019.

TAHIM, E. F. Inovação e Meio Ambiente: o desafio dos arranjos produtivos de cultivo de camarão em cativeiro no Estado do Ceará. 2008. 318 f. Tese (Doutorado em Economia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

TRAN, L. *et al.* Determination of the infectious nature of the agent of acute hepatopancreatic necrosis syndrome affecting penaeid shrimp. *Dis. Aquat. Org.*, v. 105, p. 45-55, 2013.

TROELL, M. *et al.* Does aquaculture add resilience to the global food system? *Proc. Natl. Acad. Sci.*, v. 111, p. 13257-13263, 2014.

VALENTI, W. C. Aquicultura sustentável. *In: CONGRESSO DE ZOOTECNIA, 12., 2002, Vila Real, Portugal. Anais [...].* Vila Real, Portugal: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos, 2002. p. 111-118.

VIEIRA, D. M. *et al.* Por uma aquicultura familiar sustentável: bases jurídicas e da política do setor no Brasil. *Gaia Scientia*, v. 10, n. 4, p. 557-567, 2016.

CAPÍTULO 22

ANGELINI, R.; GOMES, L. C. O Artesão dos ecossistemas: construindo modelos com dados. Maringá: EDUEM, 2008.

ANGELINI, R.; FALCÃO, A. P.; ARAÚJO, J. N. (ed.). *Modelagem ecossistêmica para integração e manejo na bacia de campos (Atlântico Sudoeste)*. [S.l.]: Elsevier-Brasil, 2017. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/book/9788535228526>.

ANGELINI, R.; TUBINO, R. A. Parametrização dos dados para construção de modelos de teia trófica. *In:*

- AMARAL, A. C. Z. *et al.* (org.). *Métodos de estudo em ecossistemas costeiros: biodiversidade e funcionamento*. Campinas: Unicamp, 2018. v. 1. p. 211-222.
- BAKER, T. J.; MILLER, S. N. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. *Journal of Hydrology*, v. 486, p. 100-111, 2013.
- BEVILACQUA, A. H. V. *et al.* Following the fish: the role of subsistence in a fish-based value chain. *Ecological Economics*, v. 159, p. 326-334, 2019.
- BEZERRA, L. A. V. *et al.* Food web changes associated with drought and invasive species in a tropical semiarid reservoir. *Hydrobiologia*, v. 804, 2017.
- BREY, T. A Collection of empirical relations for use in ecological modelling. *Naga, the ICLARM Quarterly*, v. 22, n. 3, 24-28, 1999.
- CHRISTENSEN, V., STEENBEEK, J., FAILLER, P. A Combined ecosystem and value chain modeling approach for evaluating societal cost and benefit of fishing. *Ecological Modelling*, v. 222, n. 3, p. 857-864, 2011.
- DANTAS, J. C. *et al.* Simulação vazão-erosão usando o modelo SWAT para uma grande bacia da região semiárida da Paraíba. *Geociências*, v. 34, n. 4, p. 816- 827, 2015.
- FRAGOSO-JR., R. C.; FERREIRA, T. F.; MARQUES, D. M. *Modelagem Ecológica em ecossistemas aquáticos*. [S.l.]: Oficina de Textos, 2009.
- HEYMANS, J. J. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling*, v. 331, p. 173-184, 2016.
- JORGENSEN, S. E. *Handbook of environmental data and ecological parameters*. [S.l.]: British Library, 1979.
- JORGENSEN, S. E. *Fundamentals of Ecological Modelling*. Amsterdam: Elsevier, 1994.
- LELIS, T. A. *Modelagem do escoamento superficial e perda de solo na bacia do ribeirão são bartolomeu, zona da mata de minas gerais, utilizando o simulador SWAT*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, 2011.
- LINK, J. S. Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of pre-balance diagnostics: a plea for PREBAL. *Ecological Modelling*, v. 221, p. 1580-1591, 2010.
- NEITSCH, S. L. *et al.* *Soil and water assessment tool: theoretical documentation version 2009*. Temple: Blackland Research Center, 2009.
- NETO, J. R. A. *Impacto de alterações físico-climáticas sobre a resposta hidrossedimentológica de uma bacia semiárida: uso do modelo SWAT - Soil and Water Assesment Tool*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2017.

- ODUM, E. P. The Strategy of ecosystem development. *Science*, v. 164, p. 262-270, 1969.
- PALOMARES, M. L.; PAULY, D. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine and Freshwater Research*, v. 49, n. 5, p. 447-453, 1998.
- PAULY, D. A Simple method for estimating the food consumption of fish populations from growth data and food conversion experiments. *United States Fishery Bulletin*, v. 4, n. 4, p. 827-842, 1986.
- POLOVINA, J. J. Model of a coral reef ecosystem: part I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, v. 3, p. 1-11, 1984.
- PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. *Estud. Av.* v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008. Available in: <https://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200004>.
- SHONKWILER, R. W.; HEROD, J. *Mathematical Biology. an introduction with Maple and Matlab*. 2. ed. [S.l.]: Springer, 2009.
- SILVA, R. M. *et al.* Efeitos de cenários de uso do solo na vazão e produção de sedimentos na bacia do rio Cobres, Portugal. *Geociências*, v. 35, n. 4, p. 609-622, 2016. Disponível em: <https://hdl.handle.net/10174/19852>.
- SOETAERT, K.; HERMAN, P. M. J. *A Practical guide to Ecological Modelling: using R as a simulation plataforma*. [S.l.]: Springer, 2009.
- WALTERS, Carl; PAULY, Daniel; CHRISTENSEN, Villy. Ecospace: prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of Marine Protected Areas. *Ecosystems*, v. 2, p. 539-554, 1999.

Índice remissivo

A

açude

65, 79, 166, 176, 325

aerênquima

254, 255

agricultura

24, 66, 79, 120, 125, 132

agropecuária

94, 300

água-mãe

303

águas pluviais

90, 91

águas salinas

27, 124

algas

115, 214, 217, 225, 278

Altitude máxima

86

Altitude mínima

86

ambiente aquático

45, 48, 51, 101, 142, 164, 178, 227, 246, 297

ambientes aquáticos

17, 19, 20, 23, 24, 26, 42, 43, 44, 47, 48, 51, 52, 53, 55, 91, 94, 95, 100, 104, 105, 106, 109, 112, 113, 115, 116, 117, 119, 160, 163, 164, 192, 199,

208, 234, 241, 242, 244, 245, 246, 258, 263, 311

ambientes aquáticos intermitentes

17, 94, 95

ambientes temporários

32

amônia

97, 100, 165, 170, 180, 202, 261

Amplitude altimétrica

86

análise dos componentes principais

98, 99, 100, 102

análise morfométrica

17, 83, 91

Anfíbias

235, 261

anóxica

164, 176

Apodi-Mossoró

3, 17, 18, 32, 33, 38, 58, 61, 63, 64, 65, 67, 71, 74, 76, 78, 84, 85, 87, 88, 90, 95, 96, 98, 99, 100, 101, 102, 104, 105, 106, 113, 115, 116, 117, 120, 122, 123, 126, 127, 130, 131, 139, 140, 141, 142, 201, 234, 236, 241, 242, 243, 244, 246, 254, 258, 263, 282, 287, 293, 296, 301, 302, 310, 311, 312, 313

aquicultura

63, 66, 105, 121, 127, 164, 177, 178, 180, 228, 282, 307, 308, 309, 312, 314, 315

área de captação
93

área de drenagem
58, 84, 85, 86

áreas de mangue
298, 309

área urbana
99, 126

armazenamento
35, 71, 79, 83, 97, 160

assembleias de peixes
18, 293

assoreamento
95, 115, 117, 132

atividade pesqueira
66, 282, 302, 305

atividades agrícolas
120, 125, 127, 282

atividade salineira
63, 296, 297, 301, 303, 304, 305

atividades econômicas
18, 69, 79, 314, 315

autodepuração
117

Avaliação Ecosistêmica do Milênio
297

B

bacia de drenagem
90

bacia do rio Apodi-Mossoró
26, 39, 70, 86, 116, 126, 143, 192, 244

bacia hidrográfica
18, 20, 23, 26, 32, 34, 37, 38, 51, 54, 61, 67, 71,
79, 83, 85, 88, 90, 93, 94, 95, 97, 98, 99, 100,
104, 105, 106, 109, 112, 113, 116, 117, 120, 127,
130, 234, 242, 243, 246, 282, 287, 293, 325, 326

Bacia Potiguar
78

bacias hidrográficas
19, 21, 23, 24, 26, 33, 34, 35, 38, 42, 45, 51, 53,
58, 83, 88, 94, 234, 326, 327

bactérias heterotróficas
200

bactérias planctônicas
199

Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil
84

barragem
67, 74, 160, 164, 201, 215

batimetrias
74

bioacumulação
120

biodiversidade
18, 20, 23, 42, 51, 54, 55, 77, 105, 120, 228,
234, 257, 282, 296, 299, 304, 309

bioindicadores
106, 129, 130, 227

biomassa algal
213

biomassa bacteriana
211

biota aquática

120

Brejos de Altitude

78, 79

C

Caatinga

77, 78, 81, 120, 201

cadeia trófica

127, 200, 212

cádmio

120, 121

calcáreo

78

camarão marinho

79, 308, 309, 312

Câmaras Técnicas

38

camarões

120, 308, 309, 313, 314, 316

caprinos

67, 79, 120

características morfométricas

84, 258

carbono

178, 199, 200, 201, 202, 211, 297

carbono orgânico dissolvido

200

carcinicultura

18, 33, 34, 65, 79, 298, 299, 301, 308, 309, 310,
311, 314, 315, 316

cartas hipsométricas

84

cavernas

77, 78, 81

chumbo

120, 121

cianobactérias

160, 214, 222, 223, 224, 225, 226

circulação vertical turbulenta

176

citotoxicidade

193

Cladocera

229

cladóceros

228, 229, 231

clorofila

97, 98, 99, 100, 101, 104, 159, 160, 161, 202,
211, 216, 218, 223, 318

cobre

120, 121, 194, 195

Código Florestal

298, 299, 304

Coefficiente de manutenção

90

coliformes

97, 99, 100, 104, 108, 112

coluna d'água

115, 160, 163, 164, 166, 170, 176, 178, 186, 189

coluna d'água

18, 160, 165, 166, 178, 180, 199, 201, 214, 225,
226

combustíveis fósseis
125, 126

Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró
38

Comitê de Bacia
22, 34, 117

comitês de bacias
35, 37, 38

Comitês de Bacias Hidrográficas
19, 20, 35, 38, 55, 70

compartimentalização
161

compensação ambiental
305

complexidade de habitat
278

compostos nitrogenados
170, 176, 181, 216

comprimento da bacia
85

Comprimento do canal principal
90

comunidades
18, 20, 42, 51, 54, 55, 120, 129, 208, 214, 225, 258, 314

comunidades aquáticas
18, 51, 54, 55, 258

comunidade zooplanctônica
227

condições de referências
47, 52

condições hidrológicas
214, 226

Condutividade Elétrica
97, 98, 99, 100, 102

Conselho de Recursos Hídricos
30

Conselho Estadual dos Recursos Hídricos
33

Conselho Nacional de Recursos Hídricos
22, 34, 35

Conselhos de Recursos Hídricos
34, 35

conservação
18, 20, 42, 43, 47, 55, 77, 107, 214, 283, 294, 296, 299, 304

contaminantes metálicos
120, 122, 126

Contínuo Fluvial
94

Copepoda
229, 242

copépodos
228

corpos aquáticos
94

cultivo sustentável
309

curvas de nível
84, 85, 86

D

danos ambientais

32, 302, 303, 305

déficit de oxigênio

166, 170

degradação ambiental

32, 117, 309

Demanda Bacteriana de Carbono

202

demandas hídricas

23, 35

densidade bacteriana

202, 204, 211, 212

densidade de drenagem

84, 88, 91

Densidade de drenagem

90

densidade populacional

42, 51, 117

deposição atmosférica

120, 124, 127

Depressão Sertaneja

76

descontínuo fluvial

94

desenvolvimento sustentável

305, 315

Desenvolvimento Sustentável

20, 301

desestratificação

164, 166

Dimensão Ecosistêmica

25

dimensão fractal

278

Dimensão Humana

25

Dimensão Resiliência

26

dinâmica vertical

163

dióxido de carbono

200

Diretiva Quadro da Água

45, 47, 51, 54

Diretiva Quadro da Estratégia Marinha

47

disco de Secchi

216

Distância vetorial do canal principal

90

diversidade biológica

54, 77, 233

divisores de água

85

DPSIR

51

E

Ecopath

323, 324, 325

ecossistema estuarino

303

ecossistema fluvial
115

ecossistemas
17, 20, 42, 45, 48, 51, 54, 93, 94, 95, 97, 100,
106, 120, 126, 129, 199, 200, 208, 209, 210,
212, 225, 233, 234, 258, 281, 282, 293, 296, 297,
299, 303, 317, 323, 327, 328

ecossistemas lóticos
94, 281

ecotoxicologia
228

ecotoxicológica
130

efeitos tóxicos
127, 129, 130

efeito tóxico
140

Eficiência de Crescimento Bacteriano
200, 202, 210

efluentes
27, 30, 33, 41, 94, 95, 98, 115, 124, 125, 126,
178, 191, 303, 305, 311

Eixo Norte da transposição
38

Emergentes
15, 235, 261

enchentes
88, 91

Encontro de águas
44

enquadramento dos corpos de água
20, 22, 26, 30, 32, 42

equitabilidade
51

escoamento superficial
32, 58, 90, 91, 100, 115, 326, 327

espécie zooplanctônica
140

estado ecológico
47, 48, 51, 52, 53

estiagens
69

estratificação
163, 164, 166, 170, 176, 178, 180, 189, 214, 225

estratificada
170

estuário
18, 53, 63, 65, 95, 97, 296, 301, 302, 303, 305,
312

estuário do rio Apodi-Mossoró
296

eutrófica
160, 161

eutrofização
101, 132, 163, 164, 178, 214, 225, 234, 318, 320

evento de mistura
164

eventos hidrológicos
20, 23

Extensão do percurso superficial
90

F

Fator de forma

90

fauna bentônica

278

fitoplâncton

18, 160, 164, 180, 214, 216, 217, 222, 223, 225, 318, 320, 321

Flutuantes Fixas

235, 261

Flutuantes Livres

235, 261

forma biológica

261, 263

fósforo

43, 65, 97, 98, 99, 100, 108, 112, 160, 161, 165, 166, 170, 178, 180, 200, 201, 208, 210, 211, 216, 218, 222, 223, 261, 323

frequência de ocorrência

258, 261, 264, 283

Furna Feia

77, 81

G

gases do efeito estufa

311

gastrópode

278, 279

genotoxicidade

192, 193, 194, 197

geologia

76, 87

geomorfológicos

76, 91

geoprocessamento

83, 91

gerenciamento das águas

37

governança hídrica

42

Gradiente canal principal

86

H

Hidrologia

54

hipolímnio

164, 166, 170

I

impactos antrópicos

52, 53, 100, 105, 110, 234

Índice de circularidade

90

índice de compacidade

84, 88

Índice de compacidade

90

Índice de Desenvolvimento Humano

61, 79

Índice de Estado Trófico

97, 101

Índice de Qualidade de Água

106, 108, 109, 112, 113

Índice de rugosidade

86

Índice de Sinuosidade

86

instrumento de gestão

20

integridade ambiental

51, 54, 115, 116

invertebrados

77, 278, 325

L

lacustre

161, 165, 293

lagos

43, 164, 166, 209, 234, 241, 299

Lajedo

78, 79

legislação brasileira

44, 55

Lei das Águas

20, 35, 42, 54, 55

levantamento florístico

234

ligotrófico

208

Limnologia

15, 44, 54, 108, 165, 180

limnológicos

94, 261

M

macrófitas aquáticas

18, 115, 233, 234, 235, 236, 240, 241, 242, 243, 244, 246, 254, 258, 262, 263, 264, 278, 279

macrófitas aquáticas flutuantes

115, 234

mananciais

25, 26

manguezais

296, 297, 298, 299, 301, 302, 303, 304

manguezal

296, 297, 298, 301, 303, 304, 305

mapa hipsométrico

86

mata ciliar

107, 110, 115, 131, 132

matéria orgânica

43, 115, 166, 186, 189, 196, 208, 212, 233, 296, 297, 309, 311, 327

Mesorregião

77

mesotrófica

160, 161

metabolismo bacteriano

18, 199, 200, 202, 208, 209, 210, 211, 212

metais

17, 115, 119, 120, 121, 122, 123, 124, 125, 126, 127, 142, 143

metais pesados

17, 115

microalgas

228

microcistina

97, 224

micronúcleo

143, 192, 195, 196, 197

micronúcleos

192, 194, 195, 196, 197

modelo computacional

326

modelos ecossistêmicos

18, 317, 318

molusco

18, 277, 278, 279

monitoramento

23, 51, 67, 70, 189, 197, 227, 316, 328

Mossoró

32, 58, 61, 63, 64, 77, 79, 87, 95, 98, 100, 115, 117, 132, 193, 241, 242, 246, 264, 293, 296, 302, 310

mudanças climáticas

94, 106, 323

N

N-amoniaco

172, 176, 181, 186

nictemeral

164, 166, 168, 169, 171, 172, 173, 174, 175, 179, 180, 182, 183, 184, 185, 186, 187, 188, 189, 214, 215, 218, 220, 221, 223, 226

níquel

120, 121, 125

nitrito

97, 100, 165, 170, 173, 180, 186, 187, 202, 216, 261

nitrogênio

65, 97, 98, 100, 108, 165, 166, 170, 178, 180, 186, 200, 201, 208, 211, 216, 218, 222, 261, 323

N-nitrato

170

N-nitrito

97, 170, 174, 186, 187

Novo Código Florestal

299, 304

novo marco regulatório

41, 42

nutrientes

32, 53, 65, 98, 100, 101, 104, 115, 159, 160, 161, 164, 165, 166, 176, 178, 180, 186, 189, 196, 200, 208, 211, 213, 214, 223, 225, 229, 233, 242, 245, 261, 296, 297, 309, 311, 318, 320, 321, 323, 325

O

organismos aquáticos

25, 106, 120, 130, 178, 241, 282, 308, 309

ortofosfato

97, 98, 99, 100, 201, 202

outorga

20, 22, 26, 32, 33, 34, 37, 42

outorga de direito do uso da água

32

oxigênio dissolvido

43, 53, 99, 100, 108, 112, 164, 165, 166, 168, 176, 178, 180, 182, 183, 201, 202, 213, 215, 222, 261, 309

Oxigênio Dissolvido

97, 98, 99, 100, 102

P

pandemia

24

parâmetros morfométricos

85

Parque

53, 77, 81, 244

Pau dos Ferro

99

pecuária

24, 67, 79, 120, 131, 132

peixes

18, 66, 115, 120, 137, 140, 166, 176, 177, 179,
181, 193, 197, 233, 278, 279, 282, 283, 284, 288,
293, 294, 303, 308, 316, 324, 325

perfil altimétrico

85, 87

perfis topográficos

84

perifíton

242, 278

perturbação hidrológica

258

pesca

53, 66, 105, 127, 132, 164, 178, 282, 283, 307,
325

pescadores

66, 324

petróleo

64, 65, 79, 126, 127

pH 364

43, 53, 98, 100, 108, 112, 165, 166, 169, 180,
184, 201, 202, 203, 211, 213, 215, 218, 261

piscicultura

18, 33, 34, 65, 66, 79, 176, 178, 181, 186, 189,
196, 197, 293

Plano Nacional de Recursos Hídricos

23

Plano Nacional de Saneamento Básico

40

Plano Nacional de Segurança Hídrica

19, 24, 39

Planos de Recursos Hídricos

20, 21, 22, 27, 33, 35, 55

Planos Diretores de Recursos Hídricos

19

poças fluviais

18, 257, 258, 260, 261, 262

poças temporárias

257, 261, 263

Política Nacional de Recursos Hídricos

19, 20, 21, 23, 26, 35

políticas ambientais

47

poluição

44, 94, 99, 119, 130, 131, 192, 234, 303, 309,
310

populações

25, 69, 129, 192, 214, 223, 225, 241, 242, 297,
299, 301, 315

potencial ecológico

48, 49, 50, 51

potencial ecológico máximo

48

potencial mutagênico

18, 192

precipitação

26, 67, 75, 79, 91, 94, 97, 98, 100, 125, 159,
165, 176, 217, 300, 326, 327

processo fotossintético

166

processos hidrodinâmicos

296

Procomitês

38

produção primária

24, 115, 178, 200, 233, 318, 320, 323

produção salineira

301, 305

Progestão

36

Projeto de Integração do Rio São Fran-
cisco

21, 38, 244

Projeto Legado

54

Protocolo de Avaliação Rápida

106, 109

P-total

170, 175, 186, 188

P-Total

176

Q

qualidade ambiental

18, 130, 142, 143

qualidade da água

22, 32, 44, 51, 53, 99, 100, 101, 104, 106, 129,
130, 142, 164, 196, 225, 227, 282, 303, 325, 326

R

ração

177, 178, 316

rebanhos

67, 120, 127

recursos hídricos

18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 26, 32, 33, 34, 35, 37,
38, 42, 44, 51, 54, 55, 63, 70, 83, 91, 105, 106,
115, 117, 163, 177, 299, 314, 327

recursos naturais

20, 295, 297, 309, 314, 315

refúgios florestais

78

região estuarina

18, 63, 64, 79, 95, 100

região semiárida

18, 126, 178, 200, 208, 209, 214, 258, 281, 325,
327

regimes hidrológicos intermitentes

258

Relação de relevo

86

reservatório

38, 65, 67, 71, 74, 75, 160, 161, 164, 165, 166,
168, 169, 170, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 179,
180, 181, 189, 193, 194, 196, 201, 202, 207, 208,

209, 211, 214, 215, 216, 217, 218, 223, 224, 225,
226, 241, 278, 279, 282, 284, 285, 288, 290,
292, 293, 294, 297, 318, 323, 325

reservatórios

17, 18, 26, 32, 33, 35, 65, 66, 67, 69, 70, 71, 74,
75, 79, 91, 95, 112, 159, 160, 161, 163, 164, 166,
170, 176, 177, 178, 181, 186, 189, 192, 194, 196,
197, 200, 201, 202, 204, 207, 208, 209, 211, 212,
213, 214, 225, 226, 228, 229, 231, 234, 282, 283,
284, 285, 287, 288, 293, 294, 318, 320

resíduos domésticos

124

resíduos industriais

120

Resolução CONAMA 357/2005

53, 181

Resolução CONAMA nº 357/2005

25, 27, 124, 126

respiração bacteriana

200, 208, 211

Respiração Bacteriana

202, 207, 210

respiração celular

200

Respiração Planctônica

202, 207

rio Apodi-Mossoro

104

Rio Grande do Norte

3, 15, 17, 21, 26, 32, 33, 34, 36, 58, 61, 63, 64,
65, 67, 69, 70, 72, 77, 79, 84, 106, 160, 164,
165, 178, 179, 214, 228, 244, 258, 284, 285, 288,
296, 297, 298, 301, 302, 308, 309, 310, 312

rios

26, 32, 33, 35, 38, 43, 53, 58, 84, 90, 94, 115,
116, 117, 120, 125, 126, 160, 192, 201, 228, 246,
257, 258, 293, 299

Rio São Francisco

32, 38, 126

rios intermitentes

32, 33, 94, 293

riqueza de espécies

51, 130, 234, 244, 294

riscos ambientais

25

Rotifera

229

rotíferos

228, 229, 242

S

sal

18, 63, 79, 95, 296, 297, 298, 299, 300, 301,
302, 303, 304, 309, 311

salinas

27, 63, 296, 298, 300, 301, 302, 305

salinidade

63, 100, 125, 300, 301, 302, 308

saneamento

23, 33, 34, 40, 42, 117, 304

Santa

18, 65, 66, 67, 70, 71, 74, 75, 79, 91, 95, 112,
159, 160, 161, 179, 180, 181, 189, 192, 193, 194,
196, 201, 202, 203, 207, 209, 211, 228, 229, 278,
279, 282, 283, 284, 285, 287, 288, 290, 293,
294

saturação de oxigênio

180, 183

seca

17, 26, 67, 69, 78, 79, 95, 100, 120, 160, 165,
179, 208, 211, 213, 225, 234, 241, 260, 284, 322

sedimentos

76, 87, 107, 130, 140, 164, 186, 297, 326, 327

semiáridas

94, 178, 229, 234, 257, 301, 325

semiárido

17, 18, 23, 53, 61, 67, 69, 78, 79, 88, 95, 97,
105, 117, 159, 160, 163, 164, 165, 176, 179, 200,
209, 213, 225, 228, 229, 234, 244, 258, 281, 282,
293, 294, 308, 316, 318, 320, 323, 327

semiárido brasileiro

23, 67, 78, 88, 95, 105, 159, 160, 163, 165, 213,
225, 228, 234, 244, 294, 318, 323, 327

serviços de saneamento

40, 41, 42

serviços ecossistêmicos

54, 115, 297, 304

Síndrome do Vírus da Mancha Branca

313

sistema carbônico

166

sistema de drenagem

83, 85, 88

sistema fluvial

124, 126, 127

Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

20, 34, 35, 42

Sistema Nacional de Unidades de Conservação

305

sistemas fluviais

119, 120, 125

sobrevivência

25, 140

Sólidos totais dissolvidos

97

Strahler

88

Submersas Fixas

235, 261

Submersas Livres

235

substâncias mutagênicas

192

substâncias tóxicas

129

T

tanques-rede

18, 65, 66, 166, 176, 177, 178, 179, 180, 181, 186,
189, 193, 194, 196, 293

temperatura

78, 97, 100, 108, 112, 115, 160, 165, 166, 176,
180, 193, 194, 200, 201, 202, 209, 214, 215, 220,
261, 302, 318, 320, 322, 323, 326, 327

tilápia-do-Nilo

65, 66, 79, 179, 180

tilápias

66, 176, 325

toxicidade

18, 140, 192

toxicidade aguda

140

transparência

160, 214, 216, 218, 223, 226

tributários

43, 58, 67, 160, 201

turbidez

98, 100, 108, 112, 115, 160, 201, 218, 223, 258,
261

Turbidez

97, 98, 99, 102, 108, 203

U**ultraoligotrófica**

160, 161

Umari

18, 58, 65, 66, 67, 70, 71, 74, 75, 79, 91, 95, 112,
159, 160, 164, 165, 166, 168, 169, 170, 171, 172,
173, 174, 175, 176, 192, 193, 194, 196, 201, 202,
203, 208, 209, 211, 228, 229, 241, 282, 283, 284,
285, 287, 288, 292, 293, 294

União Europeia

17, 19, 21, 44, 45, 51, 52, 54, 55

União Européia

44, 55

usos múltiplos

20, 23, 25, 33, 51, 115, 178

V**valor econômico**

20

variáveis físico-químicas

48

variáveis limnológicas

18, 97, 99, 108, 164, 165, 180, 189, 261

vegetais aquáticos

278

velocidade de escoamento

87

vírus da mancha branca

313, 316

Z**zona entremarés**

297

zona fótica

215, 223

zona urbana

98, 101, 109, 117

zooplâncton

18, 228, 233, 242, 318, 321, 323

EDUFERSA

Editora Universitária da Ufersa

Av. Francisco Mota, 572 | Compl.: Centro de
Convivência (Campus Leste) | Costa e Silva - Mossoró/RN
CEP: 59.625-900 | (84) 3317-8267

Editora: edufersa.ufersa.edu.br

Livraria: livraria.ufersa.edu.br

E-mail: edufersa@ufersa.edu.br

Formato: pdf

Números de páginas: 410

Nosso livro constitui-se de uma coletânea de 22 capítulos com estudos desenvolvidos numa das mais importantes bacias do estado do Rio Grande do Norte, a Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró (BHAM). Os capítulos do livro abordam: (i) os principais aspectos ambientais, econômicos e sociais da bacia; (ii) a análise morfométrica elaborada por modelos digitais de elevação e sistemas de informações geográficas; (iii) a caracterização limnológica dos ecossistemas aquáticos da BHAM antes e depois do período de seca prolongada, que afetou grande parte do semiárido nordestino entre os anos de 2012 e 2017; (iv) o grau de contaminação por metais pesados dos ambientes aquáticos da BHAM e a relação de suas concentrações com o uso e a ocupação da bacia; (v) as comunidades aquáticas (bacterioplâncton, fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, moluscos e peixes) e (vi) os principais aspectos relacionados à produção de sal e de camarões no estuário do rio Apodi-Mossoró. No último capítulo do livro, são descritos dois modelos ecossistêmicos com potencial de aplicação na região semiárida brasileira, no intuito de realizar simulações e previsões que possam auxiliar nas decisões de manejo e de uso sustentável dos recursos hídricos.

