

XIV Tomo da Rede BRASPOR

Editores:
Davis Pereira de Paula
Emiliano Castro de Oliveira
João Alveirinho Dias
Luís Cancela da Fonseca
Maria Antonieta C. Rodrigues†
Miguel da Guia Albuquerque
Monique Palma
Olegário Nelson Azevedo Pereira

Tecendo resiliência: desafios das mudanças ambientais nas zonas costeiras

Tecendo resiliência: desafios das mudanças ambientais nas zonas costeiras

XIV Tomo da Rede BRASPOR



Editores:

Davis Pereira de Paula
Emiliano Castro de Oliveira
Felipe Nóbrega Ferreira
João Alveirinho Dias
Luís Cancela da Fonseca
Maria Antonieta C. Rodrigues†
Miguel da Guia Albuquerque
Monique Palma
Olegário Nelson Azevedo Pereira

Tecendo resiliência: desafios das mudanças ambientais nas zonas costeiras

Tomo XIV da Rede BRASPOR



Unifesp
Santos

2025

Tecendo resiliência: desafios das mudanças ambientais nas zonas costeiras
Tomo XIV da Rede BRASPOR

Editores

Davis Pereira de Paula
Emiliano Castro de Oliveira
Felipe Nóbrega Ferreira
João Alveirinho Dias
Luís Cancela da Fonseca
Maria Antonieta C. Rodrigues†
Miguel da Guia Albuquerque
Monique Palma
Olegário Nelson Azevedo Pereira

Projeto Gráfico

Emiliano Castro de Oliveira

Imagens

Mapa: Rio de Janeiro. Carta náutica. Reprodução de manuscrito do século XVII.
Razão do Estado do Brasil. Instituto Nacional do Livro. MEC, RJ, 1968.
(capa e contra-capa)
Fotografia de separação dos capítulos: Emiliano Castro de Oliveira

Impressão e Acabamento

Rede BRASPOR e Unifesp

T255

Tecendo resiliência: desafios das mudanças ambientais nas zonas costeiras / Editores Davis Pereira de Paula, Emiliano Castro de Oliveira, Felipe Nóbrega Ferreira [et al.]. Santos: UNIFESP ; Rede BRASPOR, 2025.
137 p. : il. ; 30 cm.

Tomo XIV da Rede BRASPOR
ISBN: 978-65-01-72892-6

1. Zonas costeiras – gestão ambiental. 2. Mudanças climáticas.
3. Resiliência socioambiental. 4. Sustentabilidade. 5. Pesca. I.
Paula, Davis Pereira de. II. Oliveira, Emiliano Castro de. III.
Ferreira, Felipe Nóbrega. IV. Dias, João Alveirinho. V. Fonseca,
Luís Cancela da. VI. Rodrigues, Maria Antonieta C. VII.
Albuquerque, Miguel da Guia. VIII. Palma, Monique. IX. Pereira,
Olegário Nelson Azevedo. X. Título.

CDD 551.458

SUMÁRIO

REVISORES CIENTÍFICOS	5
AGRADECIMENTOS	7
APRESENTAÇÃO	9
PREFÁCIO	11
 CAPÍTULO I	 13
<i>Julia Hardt Gomes, Bruno da Silva Telles, Éder Leandro Bayer Maier</i>	
EVENTOS EXTREMOS DE PRECIPITAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL (2023–2024): ANÁLISE ESPACIAL COM ÊNFASE NA PLANÍCIE COSTEIRA	
 CAPÍTULO II	 27
<i>Hullysses Sabino, Sandra Baptista Cunha, Juliana Menezes</i>	
HISTÓRICO DO GERENCIAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA LAGOA COSTEIRA RODRIGO DE FREITAS (RIO DE JANEIRO, BRASIL)	
 CAPÍTULO III	 43
<i>Mariany Andrade Aranha Vaz, Jane Enisa Ribeiro Torelli de Souza, Maria Cristina Crispim, Randolpho Savio de Araújo Marinho, Sergio Costa Mello</i>	
SENSIBILIZAÇÃO DE PISCICULTORES E AGRICULTORES PARA O APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NA FORMULAÇÃO DE RAÇÃO ALTERNATIVA	
 CAPÍTULO IV	 53
<i>Alexandre Espíndola de Felipe, Miguel da Guia Albuquerque, Jean Marcel de Almeida Espinoza</i>	
CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ILHAS DE CALOR EM CIDADES COSTEIRAS: ESTUDO DE CASO DO MUNICÍPIO DE RIO GRANDE, RIO GRANDE DO SUL – BRASIL	
 CAPÍTULO V	 65
<i>André Luiz Ruiz Goulart, Christian Serpa, Ulisses Rocha De Oliveira</i>	
ASPECTOS HIDROGEOMORFOLÓGICOS DE UM CANAL SANGRADOURO AO LARGO DO BALNEÁRIO CASSINO – RS, BRASIL	
 CAPÍTULO VI	 81
<i>Minércia Job Macamo, Camila Américo dos Santos, Ruan Vargas, Fábio Ferreira Dias</i>	
TRANSFORMAÇÕES ANTRÓPICAS EM AMBIENTES COSTEIROS: UMA ANÁLISE MULTITEMPORAL DO USO E COBERTURA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO SISTEMA LAGUNAR DE PIRATININGA (NITERÓI-RJ) À LUZ DO ÍNDICE DE TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA (ITA)	
 CAPÍTULO VII	 97
<i>Mariana Vieira Turnell Suruagy, Maria Cristina Crispim</i>	
ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE NUTRIENTES FOSFATADOS E NITROGENADOS DA BACIA DO RIO GRAMAME, PARAÍBA E SUA INFLUÊNCIA NA ASSEMBLEIA DE PEIXES	
 CAPÍTULO VIII	 119
<i>Ana Elizabeth Dias da Silva, Maria Cristina Basílio Crispim da Silva, Jane Enisa Ribeiro Torelli de Souza</i>	
A PESCA ARTESANAL E CONDIÇÕES AMBIENTAIS: A PERCEPÇÃO DOS PESCADORES DO RIO MUMBABA, BACIA DO RIO GRAMAME, PB, BRASIL	

REVISORES CIENTÍFICOS

Antonio Rodrigues Ximenes Neto – Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Brasil.

Carlos Pereira da Silva – Departamento de Geografia e Planejamento, Centro Interdisciplinar de Ciências Sociais (CICS), Faculdade de Ciências Sociais e Humanas, Universidade Nova de Lisboa, Portugal.

Cristina Copstein Cuchiara - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), Campus Rio Grande, Brasil.

Danielle Sequeira Garcez - Universidade Federal do Ceará (UFC), Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), Brasil.

Davis Pereira de Paula - Universidade Estadual do Ceará (UECE), Brasil.

Deivid Cristian Leal Alves – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS), Campus Campo Grande, Brasil.

Eduardo Barros Lacerda – Universidade Estadual do Ceará (UECE), Brasil.

Francisco Andrade –MARE - Centro de Ciências do Mar e do Ambiente & Laboratório Associado ARNET - Rede de Investigação Aquática, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal.

Jean Marcel de Almeida Espinoza - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Santa Catarina (IFSC), Campus Garopaba, Brasil.

Jefferson Rodrigues dos Santos – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), Campus Rio Grande, Brasil.

João Alveirinho Dias – Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA), Universidade do Algarve, Portugal.

Jorge Gonçalves – Centro de Ciências do Mar (CCMAR), Universidade do Algarve, Portugal.

Jorge Iván Sánchez Botero – Universidade Federal do Ceará (UFC), Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), Brasil.

Jorge Ramos – CinTurs - Research Centre for Tourism, Sustainability and Well-being, Universidade do Algarve, Portugal.

Juliana Cristina Franz – Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Campus Carreiros, Brasil.

Luís Cancela da Fonseca – MARE - Centro de Ciências do Mar e do Ambiente & Laboratório Associado ARNET - Rede de Investigação Aquática, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal.

Manuel João Pinto - Departamentos de Biologia

Vegetal (DBV) e de Geologia (DG), Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal.

Maria Cristina Basílio Crispim da Silva – Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Brasil.

Maria José Caramujo - Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (cE3c) & Instituto para as Alterações Globais e Sustentabilidade (CHANGE), Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal.

Michael Barbosa Viana - Universidade Federal do Ceará (UFC), Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), Brasil.

Miguel da Guia Albuquerque - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), Campus Rio Grande, Brasil.

Orlando de Jesus Luís – Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal.

Paulo Roberto da Silva Pessoa - Universidade Estadual do Ceará (UECE), Brasil.

Paulo Victor de Araújo Brito Lisboa - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), Campus Rio Grande, Brasil.

Ulisses Miranda Azeiteiro – Departamento de Biologia e CESAM - Centre for Environmental and Marine Studies, Universidade de Aveiro, Portugal.

Vitor Campos – Núcleo de Estudos Urbanos e Territoriais (NUT), Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Portugal.

AGRADECIMENTOS

O XIV Encontro da Rede BRASPOR, realizado de 28 a 31 de outubro de 2024 na Universidade Federal Fluminense – Campus Praia Vermelha (Niterói, RJ), reuniu pesquisadores, profissionais e gestores para dialogar sobre os desafios das mudanças ambientais nas zonas costeiras sob o tema "Tecendo resiliência".

Este evento só foi viabilizado graças ao trabalho incansável da comissão organizadora, ao apoio da direção do Instituto de Geociências e à colaboração essencial de diversas instituições parceiras. Registramos com reconhecimento o apoio fundamental da Prefeitura de Niterói, da Temis Meio Ambiente e Sustentabilidade e da Nemus, que tiveram papel fundamental para o sucesso do encontro.

Manifestamos profunda gratidão a todos os participantes que, ao compartilharem seus conhecimentos e experiências, enriqueceram as investigações e fortaleceram o campo da gestão costeira sustentável.

Agradecemos ainda à Comissão Organizadora, Científica e ao Corpo Editorial, cuja comissão na avaliação e revisão dos trabalhos permitiu mais uma contribuição significativa para a literatura da área, culminando na publicação do livro do XIV Encontro da Rede BRASPOR.

A todos que direta ou indiretamente colaboraram para a realização deste encontro, nosso sincero reconhecimento e agradecimentos.

Fabio Ferreira Dias
Universidade Federal Fluminense
Coordenador geral do
XIV Encontro da Rede BRASPOR



XIV Encontro da Rede BRASPOR
Tecendo resiliência: desafios das mudanças ambientais nas zonas costeiras
De 27 a 31 de outubro de 2024
UFF – Universidade Federal Fluminense
Campus Praia Vermelha (Niterói, RJ – Brasil)

APRESENTAÇÃO

A 14ª Reunião da Rede BRASPOR ocorreu na cidade de Nitéroí, Brasil, entre os dias 28 e 31 de Outubro de 2024. O retorno ao estado do Rio de Janeiro marca um ciclo de 12 anos desde a primeira edição brasileira em 2012. Criada por pesquisadores brasileiros e portugueses de diferentes áreas de investigação, a Rede BRASPOR tem como objetivo primordial a discussão de temáticas relacionadas com a gestão de zonas costeiras dos dois lados do Oceano Atlântico.

O Tomo XIV reúne uma coletânea de 8 trabalhos selecionados, distribuídos em quatro grandes áreas temáticas da Rede: vulnerabilidade e riscos futuros na zona costeira brasileira e portuguesa; interações homem-meio nas zonas costeiras e nas bacias hidrográficas; serviços ecossistêmicos em áreas costeiras e marinhas; e evolução costeira e paleogeografia. Com uma perspectiva multidisciplinar, este livro aborda a complexidade dos desafios ambientais das regiões costeiras e as estratégias necessárias para sua mitigação e adaptação. Em nome da Comissão Organizadora do livro desejamos a todos uma ótima leitura.

Miguel da Guia Albuquerque
Instituto Federal do Rio Grande do Sul
Membro da Comissão Permanente da
Rede BRASPOR (2021-2022)



PREFÁCIO

Com a temática "Tecendo resiliência: desafios das mudanças ambientais nas zonas costeiras", a décima quarta edição do encontro da Rede BRASPOR, em 2024, ocorreu na cidade de Niterói, Rio de Janeiro. Conectando a comunidade de investigadores costeiros através do Atlântico, esse novo tomo reflete duas premissas fundamentais dessa rede: a diversidade de olhares científicos, e a construção de um cenário propositivo, capaz de dialogar com a sociedade em suas diferentes esferas frente às mudanças do clima em territórios litorâneos.

O tema escolhido alcança uma dimensão importante quando traz consigo a importância de uma pactuação coletiva. Frente a um cenário que exige cuidados de toda ordem, o fortalecimento através de redes científicas contribui ao atual debate sobre o manejo das áreas litorâneas, e transforma-se em mais uma oportunidade de qualificar ambientalmente os ecossistemas costeiros.

É nesse sentido que a comunidade de investigadores lusófonos que integram a Rede BRASPOR reúne nesse novo tomo pesquisas que abrangem desde a identificação de tensionamentos entre natureza e cultura, consequências da crise climática global e suas alternativas de adaptação, compreensão de eventos extremos em territórios costeiros, pesca artesanal, até boas práticas socioambientais.

O intuito em fazer com que essas ideias somem forças através da Ciência praticada em seu perfil inter e multidisciplinar, é o que identifica essa rede formada por portugueses e brasileiros ao longo das últimas duas décadas. E que todos possam, também, perceber que cada capítulo é mais uma forma de continuarmos olhando para o mar.

Felipe Nóbrega Ferreira
Universidade Federal do Rio Grande – FURG,
Brasil
Vice - Coordenador da Rede BRASPOR
(Gestão 2024-2026)



Capítulo I

EVENTOS EXTREMOS DE PRECIPITAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL (2023–2024): ANÁLISE ESPACIAL COM ÊNFASE NA PLANÍCIE COSTEIRA





EVENTOS EXTREMOS DE PRECIPITAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL (2023–2024): ANÁLISE ESPACIAL COM ÊNFASE NA PLANÍCIE COSTEIRA

Julia Hardt Gomes¹, Bruno da Silva Telles², Éder Leandro Bayer Maier³

¹Universidade Federal do Rio Grande, Laboratório de Climatologia e Cartografia, liahardtl6@gmail.com (autora correspondente), brunodasilvatelles@gmail.com, edermaier@gmail.com.

RESUMO

Os eventos climáticos extremos que ocorreram entre setembro de 2023 e maio de 2024, no RS, evidenciam alguns dos resultados da variabilidade climática responsável por impactar a sociedade, atingindo 478 municípios, dos 497 existentes no estado do Rio Grande do Sul, os deixando em SE ou ECP. A Planície Costeira do Rio Grande do Sul (PCRS) possui uma morfologia que difere do restante do estado, com relevo baixo e plano, o que lhe conferiu um comportamento diferente durante as cheias no RS. Em municípios onde a Laguna dos Patos está presente, o comportamento das cheias foi de elevação lenta, porém contundente. Contudo, essa elevação das cotas d'água, gradualmente, acabou por prejudicar quase a totalidade dos municípios da PCRS, seja em suas sedes ou em zona rural. Estudos, como o do Pluviômetro Automático, possibilitaram a coleta e a comparação de dados pluviométricos que apresentaram uma grande amplitude de variação frente à ocorrência de um *El Niño* forte, e dados como os disponibilizados pelo INMET mostram uma variação das chuvas entre 0 e 773 mm. Os dados brutos, como os volumes mensais coletados, criaram uma espacialidade dos fenômenos ocorridos e apontam para compreensão da eficiência ou deficiência das formas de monitoramento da chuva. Adicionalmente, à análise realizada, dá ênfase aos impactos da inundação na PCRS, e das condições ambientais da relação homem-natureza, que tornam mais complexas o monitoramento e a interpretação de dados climáticos frente à ocorrência de eventos extremos.

Palavras-chave: Eventos extremos; Variabilidade climática; Climatologia; Cartografia

ABSTRACT

The extreme weather events between September 2023 and May 2024 in Rio Grande do Sul present some results of climate variability and its impacts on society. The total number of municipalities affected was 478 of the 497 municipalities in the State of Rio Grande do Sul - Emergency State or Public Calamity State. The Coastal Plain of Rio Grande do Sul (CPRS, in Portuguese, Planície Costeira do Rio Grande do Sul - PCRS) has a totally different morphology from the rest of the state since it has low and flat relief; therefore, its behavior will be totally different during

floods in RS. In municipalities where the Laguna dos Patos is present, the behavior of the floods was one of slow but forceful rise. This caused a very slow worsening of the flooding in almost all the municipalities in the PCRS because it affected the capital cities and the other municipals. Studies like the Automatic Rain Gauge allowed data to be collected and compared. Rainfall data proved very dynamic during the study period, presenting considerable extremes of variability with a very severe *El Niño* event. Data from INMET (National Meteorology Institute) basically spelled out rainfall variability between zero and 773 mm, mean rainfall. Raw data includes monthly accumulated volumes that can generate spatial analysis of the events and help in understanding how effective or weak current means of monitoring precipitation are. In addition, the analysis focuses on the damage caused by floods in the PCRS, since environmental conditions and the interrelations between people and their environment make the interpretations of climate data practice full when extreme events are involved.

Key-words: Extreme events; Climate variability; Climatology; Cartography

INTRODUÇÃO

Os eventos climáticos extremos evidenciados entre setembro de 2023 e maio de 2024, por ocorrência do *El Niño* Oscilação Sul (ENOS), afetaram 2.398.255 pessoas, com 806 feridos, 183 mortos e 27 desaparecidos em todo o território do Rio Grande do Sul. Conforme o decreto 57.646, da Defesa Civil do Rio Grande do Sul, de 31 de maio de 2024, dos 478 municípios atingidos (96% dos municípios do RS), 418 decretaram anormalidades pelo governo do Estado, com 323 municípios decretando Situação de Emergência (SE) e 95 em Estado de Calamidade Pública (ECP).

Diante disso, segundo a Confederação Nacional dos Municípios, as consequências financeiras no Estado estão avaliadas em 12,8 bilhões de reais em maio (CNM, 2024), e, mais recentemente, em novembro, com cerca de 89 bilhões, segundo relatório do Banco Interamericano

de Desenvolvimento (BID, 2024). Além disso, as repercussões das cheias poderão seguir sendo observadas nos próximos anos, em diversos níveis e complexidades e em diferentes locais do RS. Ainda, em matéria veiculada na página da Gaúcha Zero Hora (GZH), as enchentes e inundações levaram a um número total de 615 mil pessoas desabrigadas, sendo que 538.164 ficaram em casas de familiares e 77.199 em abrigos improvisados pelo Estado. A parcela total de atingidos diretamente pelos eventos representa aproximadamente 22% da população total do Estado, considerando os dados do último Censo (IBGE, 2022).

Diante de tais informações, pode-se confirmar que o monitoramento e a coleta de dados meteorológicos e climáticos são os alicerces das ciências de base e aplicada, nesse contexto, o Brasil mantém o monitoramento atmosféricos a partir de observações meteorológicas, principalmente em estações meteorológicas automáticas, mantidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Bem como, há projetos financiados e instituições colaboradoras que mantêm equipamentos de observação por tempo determinado, como, por exemplo, o projeto “Pluviômetro Automático: Coleta, armazenamento e análise geoquímica da água da chuva do Rio Grande do Sul”, os quais desenvolveram e fabricaram um pluviômetro que coleta e armazena a água da chuva por até 12 meses, com resolução mensal, a fim de mensurar a razão isotópica do Oxigênio dezoito e do deutério de hidrogênio. No entanto, nessa pesquisa não será explorada a geoquímica da água da chuva.

No período entre agosto de 2023 a maio de 2024, ocorreu a coleta e armazenamento da água da chuva pelo projeto “Pluviômetro Automático: Coleta, armazenamento e análise geoquímica da água da chuva do Rio Grande do Sul” e, infelizmente, nessa janela temporal também ocorreram eventos extremos de precipitação no RS como, por exemplo, em setembro de 2023 e maio de 2024. Além disso, merecem destaque as dificuldades de realizar observações meteorológicas e climáticas durante os eventos extremos, pois é comum haver falhas de funcionamento das estações. Essas falhas podem

ocorrer devido às interrupções de energia, avarias em função dos fortes ventos e chuvas intensas, etc. Contudo, podem ser corrigidas e substituídas por dados interpolados no tempo ou no espaço, ou preenchidos com medidas de tendência central da estatística descritiva. Nessas situações, onde há correção de dados, pode ocorrer uma discrepância entre o valor real do interpolado.

Os resultados apresentados neste artigo visam apresentar duas fontes de dados dos totais mensais da precipitação no RS (INMET e do projeto do Pluviômetro Automático: Coleta, armazenamento e análise geoquímica da água da chuva do Rio Grande do Sul) e discutir suas semelhanças e assimetrias, especialmente por serem dados brutos. Em outras palavras, não são consistidos e possuem algum preenchimento de falhas. Além disso, haverá o propósito de discutir os eventos extremos de precipitação, com ênfase na planície costeira e seus impactos socioeconômicos no evento de maio de 2024, visando elucidar a importância do monitoramento e coleta de dados de forma organizada, eficiente e contínua, principalmente nos períodos de eventos extremos, e da necessidade do planejamento socioambiental que depende das informações possibilitadas pelo eficaz monitoramento e da ciência de base.

A importância do monitoramento e continuidade da coleta dos dados tem grande relevância em um cenário de variabilidade climática, que se atrela à realidade material da sociedade. Diante disso, as mudanças necessárias ao enfrentamento e à resiliência climática são propostas do programa da Organização das Nações Unidas (ONU), responsável por estabelecer os Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável, como o Objetivo 13, o qual traz como título: “Ação Contra a Mudança Global do Clima”, e cria algumas metas, visando contribuir com a organização de metodologias para Estados em desenvolvimento, a fim de criar formas de mitigação dos efeitos resultantes dessas alterações climáticas.

Caracterização da área de estudo

O Rio Grande do Sul é a unidade federativa mais meridional do Brasil, junto à Região Sul, situa-se em médias latitudes, com seu clima

determinado pela posição e intensidade da alta subtropical do Atlântico Sul, lhe conferindo um clima subtropical úmido (ROSSATO, 2011). Além de apresentar estações do ano bem definidas, com médias pluviométricas bem distribuídas e uniformes, com maior amplitude térmica ao longo do ano, em relação ao restante do país, conforme visto em GRIMM (2009, p. 274). Em relação a sua geologia, divide-se em cinco unidades geomorfológicas: Planalto Norte-Rio-Grandense (Planalto Meridional), Cuesta do Haedo, (parte do Planalto Meridional erodido), Depressão Central, Escudo Sul-Rio-Grandense (Serras de Sudeste) e Planície Costeira.

A Planície Costeira do Rio Grande do Sul (PCRS) se estende por cerca de 620 km no território gaúcho, do Rio Mampituba, à cidade de Torres, na parte mais ao Norte do litoral gaúcho, até o Arroio Chuí, no extremo Sul, como pode ser observado na imagem 1. Tendo como característica morfológica um terreno baixo e arenoso, possuindo formação rochosa somente em Torres, BARBOZA et al. (2009). Na PCRS encontra-se a Laguna dos Patos e Lagoa Mirim, grandes lagos em seu interior, a primeira e maior laguna da América Latina, responsável por receber as águas, tanto da

Região Hidrográfica do Guaíba, como da Região Hidrográfica das Bacias Litorâneas. A Laguna dos Patos possui uma estreita ligação com o Oceano Atlântico, a barra do Rio Grande, por onde escoam suas águas.

METODOLOGIA

Os procedimentos metodológicos apresentam as fontes e características dos dados, o pré-processamento e processamento das séries históricas e as análises propostas.

Dados

Para a construção dos mapas de distribuição espaço-temporal, foram utilizados dados retirados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e analisadas 42 estações de coleta. Essas estações foram escolhidas em relação à proximidade com os pluviômetros instalados, sendo somadas mais 12 estações que gerassem uma camada mais densa de dados, suprimindo eventuais falhas. No site do INMET, podem ser encontrados os totais mensais de forma simples e rápida, porém, em alguns casos, foi necessário o *download* das tabelas na extensão denominada “.csv”, dos valores horários para que fossem somados e resultassem nos totais mensais

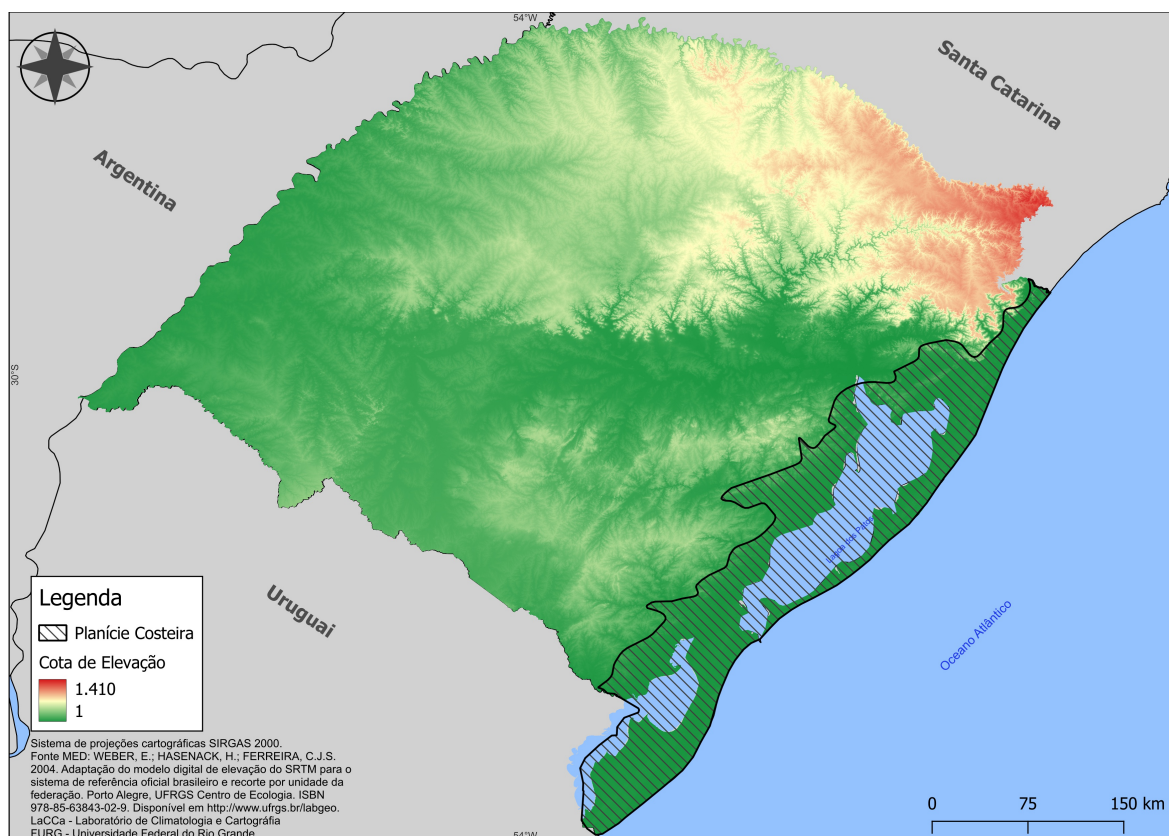


Figura 1. Mapa de Hipsometria do Rio Grande do Sul.

da estação. Esse processo foi necessário em locais onde a estação apresentava alguma falha horária ou diária, o INMET desconsiderava o total mensal não aparecendo na página inicial. Posteriormente, os valores mensais foram inseridos em uma tabela que continha o código da estação, nome da cidade instalada, sua latitude e longitude.

Para este estudo foram utilizados dados próprios, provenientes dos pluviômetros construídos no projeto “Pluviômetro Automático: Coleta, armazenamento e análise geoquímica da água da chuva do Rio Grande do Sul”. Esses equipamentos foram desenvolvidos no Laboratório de Climatologia e Cartografia (LaCCa), da Universidade Federal do Rio Grande (FURG), sob orientação do Prof. Dr. Éder Maier. O pluviômetro é constituído de um cano de PVC de Ø250mm, possuindo cerca de 80 cm de altura, em seu interior estão dispostos 12 frascos de armazenamento da água coletada, alimentados por mangueiras de PVC de 10 mm. Os frascos utilizados foram escolhidos segundo o Manual GNIP (2014), sendo frascos de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) na cor branca, atóxicos e utilizados nas indústrias agroquímicas e fármacos.

Sendo assim, o funcionamento e inovação do pluviômetro gira em torno de sua capacidade de armazenamento e preservação das amostras, sendo gerados por três mecanismos idealizados para a preservação isotópica da água coletada. O primeiro mecanismo localizado na tampa é a vedação da mangueira com esferas. Uma das preocupações deste projeto foi justamente a perda de amostras, devido à evapotranspiração da água, logo, dois dos mecanismos foram desenvolvidos visando reduzir a área de exposição da água. Um deles é o diâmetro da mangueira em relação ao frasco que apresenta um diâmetro interno de 80 mm e a mangueira de 10 mm, gerando um aprisionamento de água na mangueira. Outro mecanismo de vedação foi a construção de um mecanismo em *looping* que após a primeira coleta do mês, aprisiona 10 ml na cânula, atuando como um redutor na área de exposição da água e da evaporação no frasco, atuando como um condensador da água evaporada.

Em relação ao funcionamento do pluviômetro, o equipamento foi originalmente

pensado em operar de forma automática, porém em seu início não foi possível realizar a automação dos equipamentos. Então, optou-se por instalar os pluviômetros em locais onde seriam de fácil acesso à rede de colaboradores responsáveis pela realização do “giro mensal”. Esse giro faz parte do mecanismo responsável por alterar o frasco de coleta do equipamento e veda no mês anteriormente coletado, preservando a amostra para coleta e análise futura.

Os dados referentes ao mapa dos municípios em SE e ECP, conforme o decreto 57.646 disponibilizado pela Defesa Civil, em 31 de maio de 2024 (DEFESA CIVIL, 2024), foram pré-processadas em tabelas e inseridas no *software* QGIS, no qual foi realizada a união do texto com uma camada vetorial georreferenciada. Adotaram-se referenciais em diferentes cores, nos quais o vermelho foi para os municípios que decretaram ECP, amarelo para aqueles que declararam SE e cinza para os que não declararam nenhuma das duas situações. Criou-se, também, para que fosse observada a região geomorfológica da planície costeira, uma camada vetorial que demarcasse a mesma e o processamento de dados para obter a altimetria do terreno, com um mapa de hipsometria.

Em relação à altitude do Estado gaúcho, os dados para a confecção do mapa de hipsometria foram obtidos do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), cobrindo a maioria do globo com resolução de 30 metros. Esses dados estão disponíveis no Laboratório de Geoprocessamento, do Centro de Ecologia, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e foram processados no *software* QGIS, a fim de analisar a inclinação do terreno, atribuíram-se as cores que variam do verde para o vermelho, ajudando a compreender a cota altimétrica do Estado e seu relevo de forma gráfica.

Processamento e cartografia

Os dados utilizados na produção dos mapas foram obtidos através do INMET, sendo selecionadas 42 estações com a coleta das informações referentes aos totais pluviométricos mensais, tais valores passaram por um pré-processamento em tabelas e inseridos no *software* QGIS na versão 3.48, onde foi realizada uma

interpolação IDW (Ponderação de Distância Inversa, sigla do inglês). A escolha deste processo metodológico se evidencia pela ausência de algumas informações para completar a malha ajudando para o preenchimento destas lacunas e interpolação dos dados. Evidencia-se que a utilização das informações e a quantidade de estações 42, foram suficientes para validação dos dados. Esses resultados são responsáveis por gerar uma superfície por meio de pontos conhecidos e georreferenciados.

A superfície passou por um recorte de malha territorial, utilizando a malha do Estado para uma visualização mais clara e foi posteriormente colorido com uma rampa personalizada de cores, apresentando 12 classes, variando do marrom ao roxo. Sendo necessária para a demonstração da amplitude dos volumes de precipitação encontrada no recorte temporal escolhido. Nas tabelas de dados do INMET, e do “Projeto Pluviômetro”, ocorreram algumas falhas que não foi possível a correção. Nesses casos foram adotados os valores NaN e Null, para que o *software* QGIS não interpretasse o valor e gerasse o mesmo a partir de pontos próximos, o que resultava em uma camada mais uniforme de dados.

RESULTADOS

A precipitação no Rio Grande do Sul entre agosto de 2023 e julho de 2024 (Figura 2) apresenta grande variabilidade espacial e temporal, especialmente pela ocorrência de um evento El Niño forte. Bem como, registrou-se duas inundações, em setembro de 2023 e maio de 2024. Em setembro de 2023 (Figura 2B), observam-se elevados totais mensais de precipitação nas regiões Central e Norte, com registros superiores a 680 mm, causando inundações nas bacias hidrográficas dos rios Camaquã e Taquari.

Entre dezembro de 2023 e março de 2024 (Figura 2E, F, G e H), observa-se que os totais mensais estão abaixo da média ou próximos da média, evidenciando que mesmo em anos de extremos chuvosos, sob efeito de um evento do *El Niño* forte, há registros de precipitações, períodos de escassez, ou mesmo da ausência de chuvas (0mm). Ao longo de um mês, especialmente a porção Sul e Leste do RS, seja pela permeabilidade

do solo, ou de rochas pouco porosas, associadas à radiação solar do verão austral, acabou por gerar um déficit hídrico para os principais cultivos de verão. Evidencia-se, então, que mesmo em períodos de máximas pluviométricas, se podem ter problemas de escassez hídrica.

Em abril de 2024 (Figura 2I) houve uma alteração na quantidade de chuva que chegou às regiões mais ao nordeste do Estado, o que criou um sistema ambiental saturado de água, com a continuidade de fortes chuvas, o que compôs os índices pluviométricos vistos em maio de 2024 (Figura 2J), resultando na maior enchente do RS registrada nas séries históricas de precipitação. Em maio de 2024, os maiores totais mensais de precipitação ocorreram na região Centro-norte e Nordeste do Estado, com um máximo de 773 mm em Bento Gonçalves. A enchente de 2024 atingiu 470 municípios do RS, resultou em 600 mil desabrigados e 182 mortes, das quais 31 foram registradas na cidade de Canoas, somado a isso houve um prejuízo econômico de 3,3 bilhões de reais (DEFESA CIVIL, 2024), no município de Rio Grande, foram contabilizadas 750 pessoas alocadas em 10 abrigos geridos pelo município (PREFEITURA MUNICIPAL DO RIO GRANDE, 2024).

Em junho e julho (Figura 2K e L), observaram-se totais mensais abaixo ou próximos da média e, ao longo desses meses, o evento *El Niño* estava perdendo sua intensidade, com isso, os índices de precipitação registrados foram próximos da normal climática. Contudo, as chuvas, ocorridas na porção Centro-norte e Nordeste do RS, ainda alimentaram e mantiveram as inundações à jusante por semanas, especialmente nos leitos dos rios e porções mais baixas da PCRS.

A distribuição espacial dos eventos extremos de precipitação, entre setembro de 2023 e maio de 2024, estão associadas a sistemas atmosféricos estacionários sobre o RS, que causam a convergência da umidade e a formação das chuvas. Esses sistemas foram responsáveis e receberam umidade de duas fontes, uma de origem oceânica (Atlântico Sul) em latitudes subtropicais e outra continental, oriunda da Amazônia. O evento extremo de setembro teve maior associação aos mecanismos atmosféricos das latitudes médias, já o

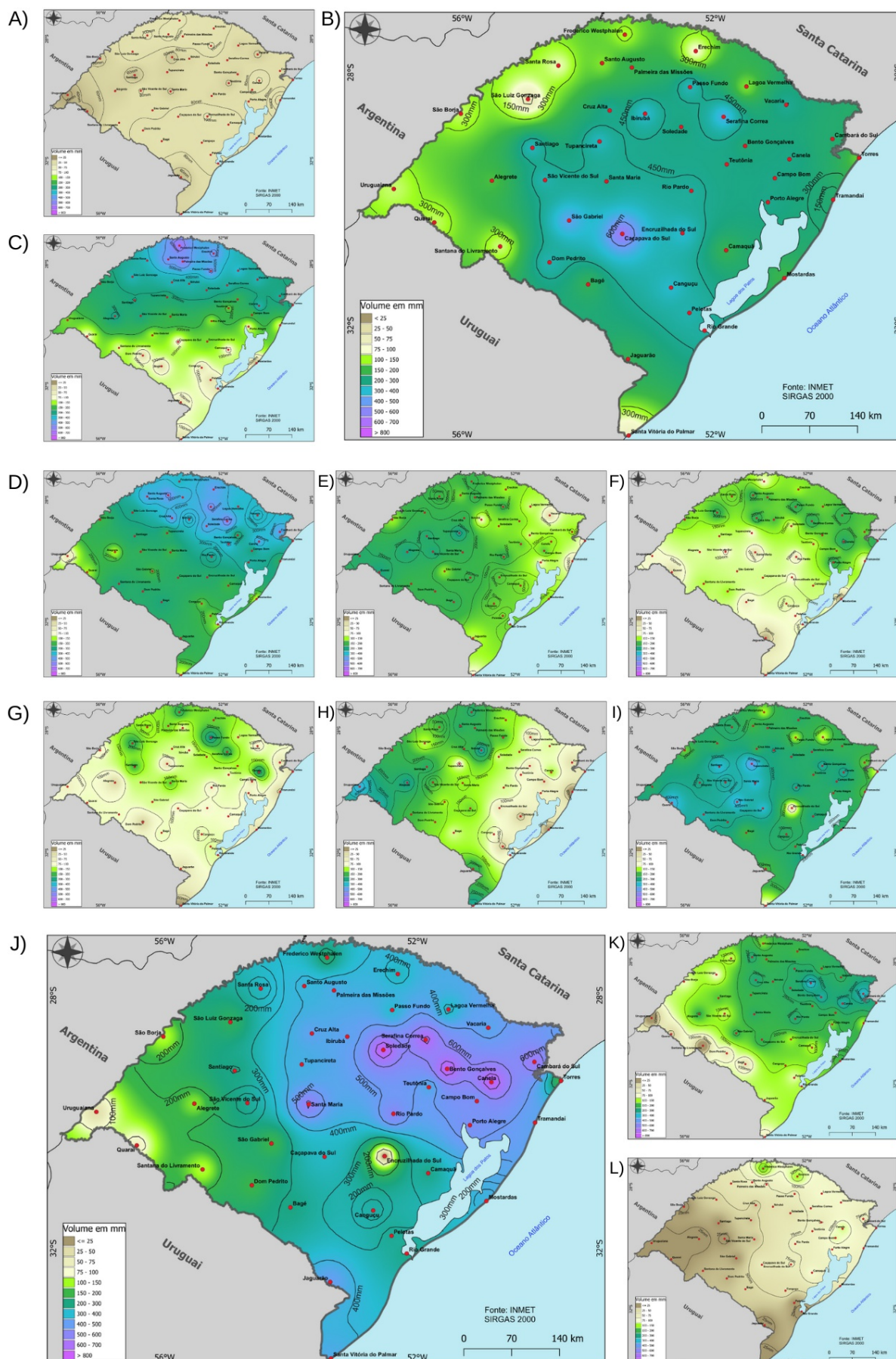


Figura 2. Distribuição espaço-temporal da precipitação no RS entre agosto de 2023 e julho de 2024 obtido no site do INMET. Dados não consistidos.

evento extremo de maio recebeu contribuições do fluxo de umidade da Amazônia, e por isso a magnitude foi maior (PINAULT, 2023).

A Figura 3 mostra o volume de água da chuva coletada no Rio Grande do Sul, entre agosto de 2023 e julho de 2024, utilizando 30 equipamentos do projeto “Pluviômetro Automático: Coleta, armazenamento e análise geoquímica da água da chuva do Rio Grande do Sul”.

Observando ambos os mapas, podemos compreender que as variações espaciais do regime de chuvas coletadas pelos dois mecanismos possuem uma semelhança nos valores registrados. Logo, entende-se que, em sua espacialidade, os dados possuem uma boa representação, sendo que, de maneira resumida, a metodologia em mm, provenientes do INMET, e a utilizada em ml, oriundos do Pluviômetro, possuem uma boa correspondência. Isso se dá devido ao tamanho do frasco escolhido para o equipamento e pode-se observar que em regiões onde foram registrados altos volumes de precipitação, embora houve o aprisionamento de água na mangueira, ocorreu a perda do volume total.

A depender do local de instalação dos equipamentos, existe o risco de ocorrer diferentes valores de observação, podendo ser identificadas falhas na coleta dos volumes. As falhas são multifatoriais e, devido os pluviômetros serem uma inovação tecnológica em fase de aprimoramento constante, podem apresentar problemas, tais como: entupimento do coletor, furo no frasco de coleta ou mesmo interferência humana. Já os dados coletados pelo INMET, também podem apresentar falhas devido ao mau funcionamento de estações de forma total ou parcial, criando uma dificuldade na coleta e interpretação dos dados.

Para registrar fatos importantes que comprometem as observações do projeto, foi criado um diário, no qual há registros dos principais problemas como, por exemplo: em agosto de 2023 (Figura 3A), em que algumas amostras foram comprometidas em algumas cidades, como: Ametista do Sul, Camaquã, Itaqui e Rio Grande, por exemplo, que foram obtidas amostras não apresentando volume no frasco de coleta, as tornando inviáveis. Já em Uruguaiana houve um provável entupimento na mangueira de coleta, o

que pode ter bloqueado a entrada da amostra para o frasco, porém, as cidades de Dom Pedro de Alcântara, Jaguarão e Panambi apresentaram os frascos cheios.

Em setembro de 2023 (Figura 3B), nas cidades de Dom Pedro de Alcântara, Ibirubá, Mostardas, Passo Fundo, Porto Alegre, Santa Maria e São Gabriel foram apresentados frascos cheios. Já em outubro de 2023 (Figura 3C), as cidades de Camaquã, Cambará, Candiota, Canguçu, Erechim, Santa Vitória, São Borja e Tramandaí apresentaram resultados discrepantes com as localidades próximas e a identificação da causa só será possível com a análise isotópica da mesma. Em novembro de 2023 (Figura 3D), Canguçu apresentou níveis significativamente baixos em relação às cidades do entorno. Em dezembro de 2023 (Figura 3E), as cidades de Encruzilhada do Sul, Erechim, Jaguarão, Mostardas, Porto Alegre, Santa Vitória, São Borja, São José do Ouro e Tramandaí apresentaram variações das cidades ao redor. Em janeiro de 2024 (Figura 3F), não houve casos a relatar. Em fevereiro de 2024 (Figura 3G), nas cidades de Candiota, Canguçu, Mostardas, Passo Fundo, Porto Alegre, Santa Cruz do Sul, Santa Vitória, São Borja e Uruguaiana apresentaram valores que podem alterar a interpretação da distribuição.

No mês de março (Figura 3H), em Cambará, Candiota, Canguçu, Itaqui, Rio Grande e Uruguaiana demonstraram níveis que não se correlacionaram com as cidades próximas. Em abril de 2024 (Figura 3I), Canguçu apresenta um volume baixo em comparação às cidades vizinhas, já em maio de 2024 (Figura 3J), em Jaguarão, Tramandaí e Uruguaiana pode ser observado uma diferença com as cidades próximas. Em junho (Figura 3K), Caxias do Sul pode apresentar uma soma com o mês anterior e não foram identificados problemas em relação ao equipamento, mas as cidades de Candiota, Encruzilhada, Ibirubá, Itaqui, Jaguarão, Rio Grande, Santa Cruz e Santa Vitória, apresentaram valores baixos em relação às cidades próximas. Em julho (Figura 3L), as cidades de Ibirubá, Manoel Viana, Rio Grande, Santa Vitória, São Borja e Vacaria, possuem valores que não se correlacionam com os valores de cidades próximas, sendo necessário os dados isotópicos para a identificação de falhas no equipamento.

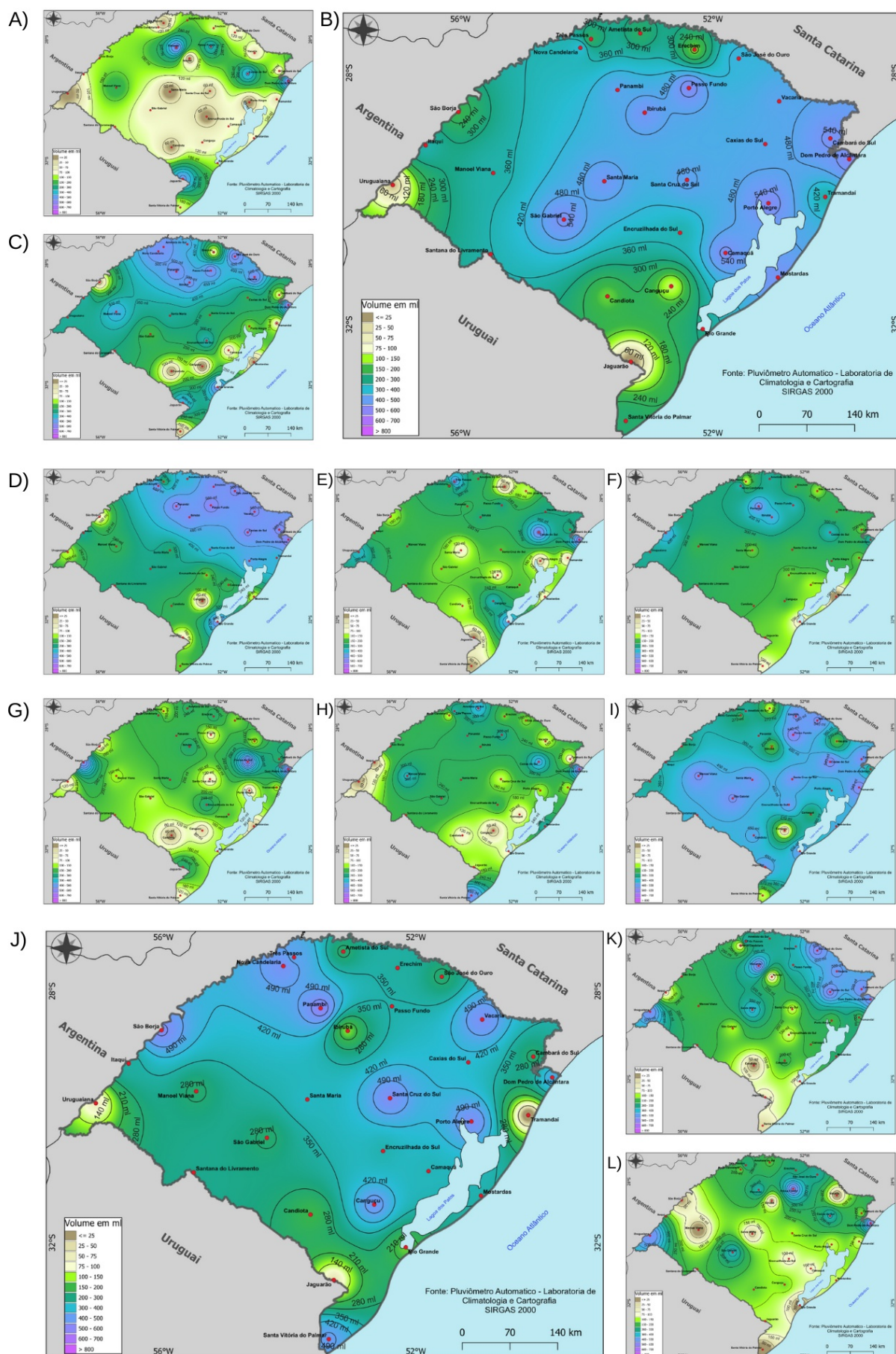


Figura 3. Mapa de distribuição espaço-temporal das chuvas de agosto de 2023 a maio de 2024 segundo o Pluviômetro.

Evento extremo de precipitação na PCRS e seus desdobramentos

O comportamento das águas das enchentes no Rio Grande do Sul está intimamente relacionado à diversidade geomorfológica presente, a distribuição das bacias hídricas nesse relevo possui características de drenagem heterogêneas. De modo geral, à montante desse sistema, como no Planalto Norte-Rio-Grandense, temos uma rápida elevação das cotas dos rios e, em sua jusante, na Planície Costeira, um acréscimo constante no nível da Laguna dos Patos e o prolongamento da inundação. Em outras palavras, a água precipitada à montante da planície costeira, nos limites da bacia hidrográfica, apresenta uma velocidade de escoamento maior nas porções próximas da cabeceira e do médio curso, quando comparada à velocidade de escoamento no baixo curso dos rios e no sistema de lagos e lagoas da PCRS. Consequentemente, nas áreas do baixo curso dos rios e nos lagos e lagoas, ocorre um empilhamento das águas, aumentando seu nível e prolongando no tempo a ocorrência das inundações (FAN et al, 2025).

As recentes avaliações das inundações ocorridas a partir de 24 de abril de 2024, demarcada após as declarações de ECP e SE em várias partes do Estado, como podemos observar na Figura 4, apresentam uma certa complexidade. Há uma concentração dos municípios atingidos, seja próximo aos principais rios, bem como às margens da Laguna dos Patos evidenciando a vulnerabilidade desses municípios frente aos eventos climáticos extremos e vinculando sua proximidade com os cursos d'água. Sendo assim, seja no norte do Estado, no Planalto Norte-Rio-Grandense, como na Planície Costeira, houve desastres em decorrência da elevação dos rios, lago e da laguna, às imediações desses municípios.

Inserir Figura 4: Decretos de Estado de Calamidade Pública (ECP) e de Situação de Emergência (SE) dos municípios gaúchos durante as inundações de maio de 2024.

Na PCRS, devido a sua extensão e diversidade morfológica, foram obtidos, também, diversos municípios em ECP e SE. Em sua porção norte, podemos observar que a declaração ECP e SE tiveram uma forte relação com a inundação

causada pelos rios e subida da lagoa, como, por exemplo, o rio Maquiné-Forqueta, em Maquiné e os rios que compõem o Lago Guaíba, na região metropolitana. Sendo que as fortes chuvas, a saturação dos corpos hídricos e o aumento do nível dos rios, lagos e laguna por um longo período agravaram a situação.

Na parte mais meridional da PCRS, a sobrecarga gerada por todos esses afluentes ocasionou inundações em diversos municípios, com esses declarando, principalmente, ECP. O prolongado deságue na Laguna dos Patos elevou gradualmente o seu nível e ocasionou as inundações na porção sul do Estado, que teve uma permanência de seis semanas. Podemos elencar algumas características das inundações nesta porção da PCRS, como da influência dos ventos, dificultando o escoamento das águas à barra do Rio Grande, ou até de influências astronômicas, como da maré lunar. Logo, essa enchente é considerada uma das maiores inundações que o Estado já vivenciou no período histórico de registros meteorológicos.

Como discorrido anteriormente, as características da inundação na PCRS se diferem do restante observado e isso se deve a sua vasta extensão, onde alguns danos podem ocorrer posteriormente, dentre eles, o transporte de sedimentos que pode gradualmente assorear os lagos e a laguna em alguns pontos mudando sua dinâmica lacustre. Além disso, a contaminação da água da lagoa, derivada das inundações, corroborou com o aparecimento de doenças na população, nos trabalhadores e voluntários que participaram dos resgates. Ao todo, foram confirmados 32 casos de leptospirose no município de Rio Grande, segundo o boletim epidemiológico da prefeitura do município disponibilizado em agosto de 2024 (PREFEITURA MUNICIPAL DE RIO GRANDE, 2024).

CONCLUSÕES

Evidencia-se a necessária continuidade dos estudos e da coleta dos dados climatológicos. Os eventos extremos ocorridos no Rio Grande do Sul e em sua porção costeira, a PCRS, são resultados de alterações climáticas que poderão ser, cada vez mais, observadas em menores períodos. Conforme

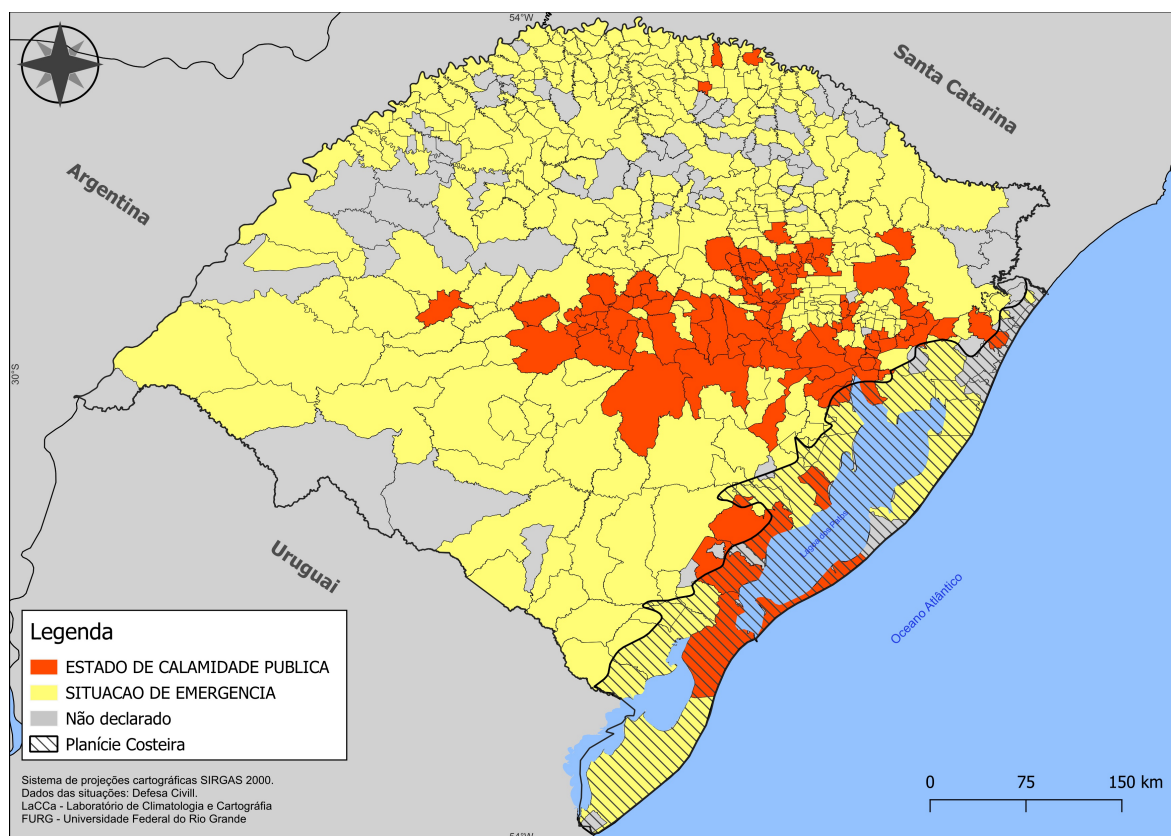


Figura 4. Mapa de distribuição espaço-temporal das chuvas de agosto de 2023 a maio de 2024 segundo o Pluviômetro.

o relatório realizado pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, sigla em inglês) “até 2030 mostram que a temperatura aumentará em 1,5 °C na primeira metade da década de 2030, e será muito difícil controlar o aumento da temperatura dentro de 2,0 °C até o final do século XXI.” (IPCC, 2023). Sendo assim, práticas de resiliência Climática e de adaptação a essas mudanças são necessárias, portanto, a preparação das cidades, visando mitigar esses impactos e a criação de políticas públicas específicas são de extrema relevância.

A compreensão do clima, a busca pela melhora do entendimento e dos mecanismos que o compõem, coadunados à busca pelo aperfeiçoamento dos sistemas de previsão, são esforços necessários que a sociedade deve buscar para melhora da qualidade de vida. A exemplo, o presente estudo busca uma melhoria nos sistemas de previsibilidade climática, isso é possível graças a inovações tecnológicas e aos órgãos de Estado que fomentam a pesquisa científica. Como resultado, a criação de uma malha isotópica, acrescenta à ciência climática uma importante variável a ser compreendida e correlacionada com

os sistemas que transportam as massas de ar.

Aponta-se que aprimorar os sistemas de coleta de dados das precipitações que ocorrem no estado, seja pelo INMET ou por projetos vinculados a instituições de ensino, é uma importante tarefa para a contínua informação. Esses dados criam uma base que auxilia na análise dos padrões de chuvas e identifica os eventos climáticos extremos que podem ocasionar inundações. Além disso, quando mapeamos a espacialidade dessas precipitações e relacionamos com as formações morfológicas e características das localidades, identificam-se regiões com uma maior vulnerabilidade para a ocorrência de desastres.

A utilização de um ferramental disposto à ciência geográfica, como os softwares no processamento de dados, abre novas possibilidades para o detalhamento e demarcação de áreas de risco, sendo que, quando mapeados os municípios estudados e que decretaram SE ou ECP, é revelado uma vulnerabilidade quanto a essa situação. Estudos mais aprofundados podem ser criados para áreas vulneráveis à ocorrência de eventos extremos e sua identificação segue a lógica de zoneamentos

de áreas mais ou menos vulneráveis a habitação, por exemplo.

Por fim a importante continuidade da coleta de dados e construção de novos mapas de distribuição espaço-temporal das precipitações do Estado permitem uma melhor preparação para futuros eventos de inundações, garantindo, à comunidade presente, uma preparação frente aos por vindouros desafios climáticos que se mostram cada vez mais presentes. Sendo assim, é essencial o gerenciamento dos riscos de inundação que afetam a PCRS.

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos especiais à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), por financiar a pesquisa. À Universidade Federal do Rio Grande (FURG), por também contribuir com a pesquisa e ser a plataforma material direta em que estamos inseridos.

Durante a execução do projeto “Pluviômetro Automático: Coleta, armazenamento e análise geoquímica da água da chuva do Rio Grande do Sul”, tivemos a especial e essencial colaboração da Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado do Rio Grande do Sul (EMATER-RS), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Instituto Federal Farroupilha Campus Panambi, Faculdade de Passo Fundo (IDEAU), Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), EEEM Jerônimo Mércio da Silveira de Candiota, Instituto Federal do Rio Grande do Sul (IFRS) e do Parque Nacional da Lagoa do Peixe de Mostardas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBOZA, E. G.; TOMAZELLI, L. J.; DILLENBURG, S. R.; ROSA, Ma. L. C. da C. 2009. Planície costeira do Rio Grande do Sul: erosão em longo período. Revista SUG, n. 15, p. 94-97. Sociedade Uruguaya de Geología.

BID (Banco Interamericano de Desenvolvimento). 2024. Avaliação dos efeitos e impactos das inundações no Rio Grande do Sul. Relatório do

Banco Interamericano de Desenvolvimento. 306 p. Disponível em: <<https://publications.iadb.org/pt/avaliacao-dos-efeitos-e-impactos-das-inundacoes-no-rio-grande-do-sul>>. Acesso: 12 mar. 2025.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DE MUNICÍPIOS. 2024. Balanço das chuvas no Rio Grande do Sul aponta para R\$12,2 bilhões em prejuízos financeiros. CNM. Disponível em: <<https://cnm.org.br/comunicacao/noticias/balanco-das-chuvas-no-rio-grande-sul-aponta-para-r-12-2-bilhoes-em-prejuizos-financeiros>>. Acesso: 16 fev. 2025.

DEFESA CIVIL DO RIO GRANDE DO SUL. 2024. Defesa Civil atualiza balanço das enchentes no RS-30/5, 18h. Disponível em: <<https://www.estado.rs.gov.br/defesa-civil-atualiza-balanco-das-enchentes-no-rs-30-5-18h>>. Acesso: 27 jan. 2025.

FAN, Fernando Mainardi; COLLISCHON, Walter; PAIVA, Rodrigo Cauduro Dias de; RUHOFF, Anderson. 2025. A cheia de 2024 no Rio Grande do Sul. In: FERRER, João; DANÉRIS, Marcelo; ROMERO, Pedro (org.). Resiliência & Sustentabilidade: RS, Reflexões para a reconstrução do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Libretos. p. 47-63.

GAÚCHA ZERO HORA (GZH). 2024. RS tem meio milhão de migrantes climáticos em razão da enchente. Entenda o que é isso. Gauchazh. Disponível em: <https://gauchazh.clicrbs.com.br/ambiente/noticia/2024/05/rs-tem-meio-milhao-de-migrantes-climaticos-em-razao-da-enchente-entenda-o-que-e-isso-clw9w0yia00b0014e3vek6cxp.html>. Acesso: 27 fev. 2025.

GRIMM, A. M. 2009. Tempo e Clima no Brasil. In: CAVALCANTI, I. F. A.; FERREIRA, N. J.; SILVA DIAS, M. A. F.; JUSTI DA SILVA, M. G. A. (Org.). Tempo e Clima no Brasil. São Paulo: Oficina de Textos. p. 274.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). 2023. Censo Brasileiro de 2022. Rio de Janeiro: IBGE.

INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). Mapa de Estações. Disponível em: <<https://mapas.inmet.gov.br/>>. Acesso: 05 mar. 2025.

_____. Portal on-line. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/>>. Acesso: 05 mar. 2025.

IPCC. 2023. Summary for policymakers. In: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee e J. Romero (eds.)]. Genebra: IPCC. p. 1-34. [https://doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001](https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001).

PINAULT, J. L. 2023, Extreme Heavy Rainfall Events at Mid-Latitudes as the Outcome of a Slow Quasi-Resonant Ocean—Atmosphere Interaction: 10 Case Studies. J. Mar. Sci. Eng. 11, 359. <https://doi.org/10.3390/jmse11020359>

Prefeitura Municipal de Rio Grande. “Portal.” Rs.gov.br, 2024, < [www2.riogrande.rs.gov.br/noticia/35152/35152?](http://www2.riogrande.rs.gov.br/noticia/35152/35152?titulo=56+pe%C3%A7as+permanecem+em+abrigos+municipais+ap%C3%B3s+enchentes+em+Rio+Grande)

[titulo=56+peças+permanecem+em+abrigos+municipais+após+enchentes+em+Rio+Grande](http://www2.riogrande.rs.gov.br/noticia/35152/35152?titulo=56+pe%C3%A7as+permanecem+em+abrigos+municipais+ap%C3%B3s+enchentes+em+Rio+Grande). > Acesso: 01 Mar. 2025.

_____. “Portal.” Rs.gov.br, 2024 <[https://www2.riogrande.rs.gov.br/noticia/35307/35307?](https://www2.riogrande.rs.gov.br/noticia/35307/35307?titulo=Sa%C3%Bade+divulga+%C3%BAltimo+boletim+semanal+sobre+Leptospirose)

[titulo=Sa%C3%Bade+divulga+%C3%BAltimo+boletim+semanal+sobre+Leptospirose](https://www2.riogrande.rs.gov.br/noticia/35307/35307?titulo=Sa%C3%Bade+divulga+%C3%BAltimo+boletim+semanal+sobre+Leptospirose) >. Acesso: 17 mar. 2025.

RIO GRANDE DO SUL. Defesa Civil. Lista de Municípios Atingidos pelas Chuvas - 18/12/2024. Disponível em: <https://sosenchentes.rs.gov.br/upload/arquivos/202407/29170747-lista-municipios-afetadas-chuvas-10-06-2024-1.pdf>.

Acesso em: 16 fev. 2025.

ROSSATO, Máira Suertegaray. Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia. Porto Alegre: UFRGS/PPGEA, 2011. 240 f. il.

WEBER, E.; HASENACK, H.; FERREIRA, C.J.S. 2004. Adaptação do modelo digital de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. ISBN 978-85-63843-02-9. Disponível em <http://www.ufrgs.br/labgeo>. Acesso em: 11 mar. 2025.

Capítulo II

HISTÓRICO DO GERENCIAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA LAGOA COSTEIRA RODRIGO DE FREITAS (RIO DE JANEIRO, BRASIL)





HISTÓRICO DO GERENCIAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA LAGOA COSTEIRA RODRIGO DE FREITAS (RIO DE JANEIRO, BRASIL)

Hullysses Sabino¹, Sandra Baptista Cunha², Juliana Menezes³

¹Universidade Federal Fluminense, hsbino@id.uff.br (autor correspondente)

²Universidade Federal Fluminense, Programa de Pós-Graduação em Geografia, sandracunha51@gmail.com

³Universidade Federal Fluminense, Departamento de Análise Geoambiental, juliana_menezes@id.uff.br

RESUMO

A Lagoa Rodrigo de Freitas é um importante corpo hídrico para a cidade do Rio de Janeiro (Brasil) devido à sua relevância socioambiental. Todavia, há mais de dois séculos, sua história é marcada por múltiplos registros de intervenções antrópicas que degradaram a sua bacia hidrográfica. Entre essas intervenções, destacam-se o lançamento de efluentes industriais, residenciais e hospitalares e assoreamento do Canal do Jardim de Alah. Diante desse histórico e a complexidade das relações homem-meio ambiente, o presente trabalho teve como objetivo analisar historicamente as medidas de gestão e gerenciamento da Lagoa Rodrigo de Freitas que visaram regular a qualidade da água. Desde o século XIX, existem registros sobre diversas medidas idealizadas para gerenciar o corpo hídrico, porém poucas foram realmente efetivadas. A estagnação da água e os consequentes episódios de mortandade de peixes foram os principais resultados da ineficiência na gestão. Dessa forma, apesar de amplas medidas projetadas e algumas implantadas, o limitado gerenciamento da Lagoa Rodrigo de Freitas protelou por décadas a superação do quadro de intensa degradação para o atual nível de qualidade da água.

Palavras-chave: Gerenciamento ambiental; Lagoa urbana; Intervenção antrópica

ABSTRACT

Rodrigo de Freitas Lagoon is an important water body for the city of Rio de Janeiro (Brazil) due to its socio-environmental relevance. However, for more than two centuries, its history has been marked by multiple records of anthropogenic interventions that have degraded its watershed. Among these interventions, the discharge of industrial, residential, and hospital effluents and the sedimentation of the Jardim de Alah Channel deserve special mention. In view of this history and the complexity of human-environment relations, the present study aimed to conduct a historical analysis of the management measures implemented at Rodrigo de Freitas Lagoon to regulate water quality. Since the 19th century, there have been records of several measures designed to manage the water body, but few have actually been implemented. Water stagnation and the resulting fish kills were the main

results of management inefficiency. Thus, despite extensive measures being planned and some implemented, the limited management of Rodrigo de Freitas Lagoon has for decades delayed addressing the intense degradation to the current level of water quality.

Key-words: Environmental management; Urban lagoon; Human intervention

INTRODUÇÃO

A Organização Mundial da Saúde (OMS) expõe que acesso a água tratada e ao saneamento são direitos humanos indispensáveis à vida da população (HULTON, 2012). A legislação do Brasil e do Estado do Rio de Janeiro asseguram que o povo tem o direito a um ambiente ecologicamente equilibrado e dita regras para eventuais infrações e crimes ambientais (BRASIL, 1981, 1988; RIO DE JANEIRO, 2018). Apesar da existência dessas normas jurídicas, a degradação dos rios é amplamente constatada, especialmente nos centros urbanos brasileiros (CERQUEIRA, 2019).

Os recursos hídricos no Rio de Janeiro usualmente apresentam múltiplas alterações antrópicas que causam sua degradação, como o lançamento de esgoto *in natura*, retificação dos córregos e a retirada da mata ciliar (SEIXAS FILHO et al., 2020). Neste Estado com 16 milhões de pessoas, 10,9% da população não era atendida com água potável e 35% não tinha esgoto coletado (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2024). Outrora, 21,6% dos domicílios utilizavam fossa séptica (SAIANI, 2006). A cidade do Rio de Janeiro, capital do estado, com 6 milhões de habitantes, investiu cerca de 1,1 bilhão de reais (~ US\$183 milhões, ~ €158 milhões) em saneamento básico entre 2017 a 2021, porém possuía taxa de perda na distribuição de 53% e cerca de 10% do esgoto gerado não era coletado (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2023).

A Lagoa Rodrigo de Freitas (LRF), que na realidade é uma laguna, é o terceiro maior corpo da

água do município do Rio de Janeiro, seguido da Baía de Guanabara e do Complexo Lagunar de Jacarepaguá. A LRF está sitiada na zona com maior renda per capita da cidade do Rio e é limítrofe com bairros como Copacabana, Ipanema e Leblon, logo sempre recebeu ampla atenção da sociedade e gestores. A localização da bacia hidrográfica da LRF é disposta na Figura 1. A histórica degradação ambiental dessa lagoa inicia-se há dois séculos com o registro do descontentamento da população quanto à sua poluição e drenagem do sistema hídrico (FEEMA, 1982). Esses antigos relatos do século XIX, assim como os atuais, narram a poluição, decomposição de matéria orgânica, lodo, lixo, emissão de gases tóxicos, lançamento de dejetos e mortandade de peixes na LRF (FEEMA, 1982; LUDWIG & SELLECK, 1971; PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 2020a).

A Secretaria de Meio Ambiente da Cidade do Rio de Janeiro e o órgão Fundação Instituto das Águas (SMAC/Rio Águas) monitoram a hidrologia e a qualidade da água há mais de 10 anos contínuos, conforme o Plano de Gestão da Lagoa e

o Decreto do Rio no 42.675 (PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 2013, 2016). As atuais ações da SMAC/Rio Águas compõem uma pequena parte do histórico de medidas de gestão e gerenciamento estadual das águas da LRF. Tais medidas remontam ao século XIX e tornaram-se mais constantes a partir de 1953. Desde então, várias medidas de gestão e gerenciamento das águas foram efetivadas, sendo a maioria delas de duração de apenas um ano e ocorreram de forma descontínuas entre si (FEEMA, 1982).

Historicamente, são múltiplas as faces da degradação da bacia hidrográfica da Lagoa e seus inconvenientes à sociedade carioca decorrentes da inadequada gestão e gerenciamento ambiental. Resultados do mau gerenciamento hídrico eram constatados sucessivamente ao longo de grande espaços temporais: assoreamento e obstrução do canal do Jardim do Alah, a principal via de renovação da água (GAZETA DE NOTÍCIAS, 1912; JORNAL DO BRASIL, 2000a), incômodo à população por conta do mau cheiro dos peixes mortos (GAZETA DE NOTÍCIAS, 1912; JORNAL

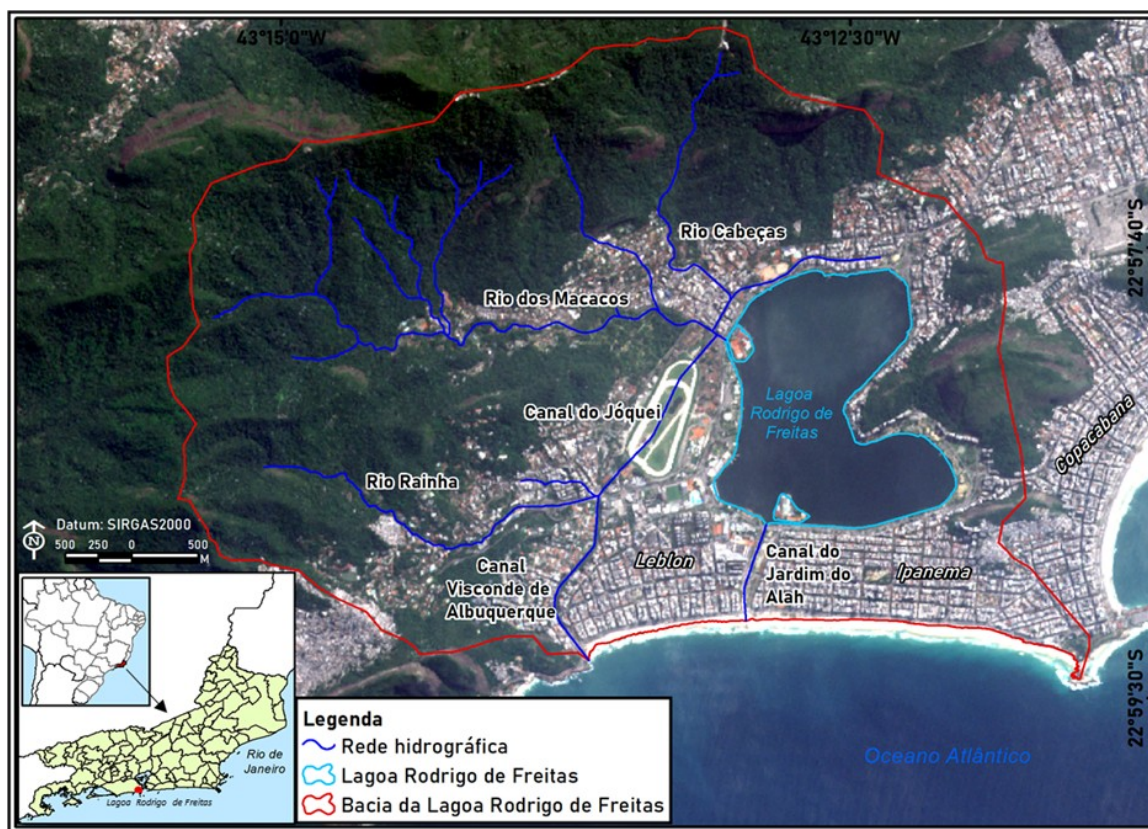


Figura 1. Distribuição geográfica da bacia hidrográfica da Lagoa Rodrigo de Freitas (LRF) na cidade do Rio de Janeiro, Brasil. Dados *shapefiles* adaptados de DATA.RIO (2022) e ANA (2025). Imagem de Satélite: RGB Sentinel 2. Elaboração: Sabino, H.

DOS SPORTS, 1990; TRIBUNA DA IMPRENSA, 2000), cor da água alterada (JORNAL DO BRASIL, 1959; O PAIZ, 1914), contaminação por rejeitos de fábricas (GAZETA DE NOTÍCIAS, 1912; O JORNAL, 1924; TRIBUNA DA IMPRENSA, 1974), rejeitos das favelas (DIÁRIO CARIOCA, 1959; JORNAL DO BRASIL, 1964, 1970) e de hospital (LUCCHESI, 2023). O acúmulo de matéria orgânica de origem antrópica (esgoto) levava à liberação de gases pútridos e ocasionava diversos casos de mortandades de peixes, desequilibrando as relações ecológicas e agravando a própria degradação hídrica (G1 RIO, 2015; GAZETA DE NOTÍCIAS, 1912; JORNAL DO BRASIL, 1956). Nesse cenário, os peixes não eram comestíveis, o que afetava a tradicional pesca local, importante renda para as comunidades de pescadores e até então fonte de pescado para a cidade do Rio.

Diante das amplas e complexas relações socioambientais registradas, o presente trabalho teve como objetivo resgatar as medidas de gestão e gerenciamento ambiental da bacia hidrográfica da Lagoa Rodrigo de Freitas (LRF) que foram idealizadas e/ou empregadas, afim de compreender a complexidade da degradação socioambiental oriunda da ausência ou simplória ação estatal no manejo hídrico nesta relevante área da cidade do Rio de Janeiro, Brasil.

METODOLOGIA

Com o objetivo de realizar uma revisão integrativa, buscou-se por dados bibliográficos a respeito da gestão e gerenciamento da bacia hidrográfica da LRF fundamentou-se em pesquisas acadêmicas (artigos científicos, dissertações e teses), assim como de documentos legais e publicações institucionais (relatórios e estudos, literatura cinza).

As pesquisas e as publicações foram exportadas das páginas de pesquisas acadêmicas Google Scholar, portal CAFE, e da Biblioteca online Dr. Fausto Guimarães do Instituto do Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA) (<http://www.inea.rj.gov.br/biblioteca>) e da hemeroteca online da Fundação Biblioteca Nacional (<https://memoria.bn.br/hdb/periodico.aspx>) entre os dias 12/11/23 e 15/11/23.

As palavras-chave empregadas foram "peixes mortos Rodrigo de Freitas" e ("mortandade" "Rodrigo de Freitas"). Essas palavras-chave foram selecionadas para buscar pela resposta estatal diante de um dos mais graves cenários ecológicos (mortandades da ictiofauna). Não foram aplicados filtros quanto ao ano de pesquisa porque era almejado a maior abrangência temporal possível. Filtros de tipo de estudo (como artigo, tese, relatórios, etc.) não foram empregados para ampliar a busca do conteúdo na literatura acadêmica, assim como na literatura cinza. Os critérios de exclusão dos resultados foram: documentos que não tratavam diretamente da LRF, que não registraram as respostas estatais e publicações duplicadas. As informações foram exportadas para uma planilha Excel e colunas de data, weblink, tipo/proposta de gerenciamento foram criadas e preenchidas para possibilitar a interpretação e análise.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Normas jurídicas brasileiras e cariocas

Um importante marco legal para gestão hídrica brasileira foi a promulgação da Lei Federal nº 9433/1997, seguida pela Lei Estadual nº 3239/1999, as quais instituíram a Política de Recursos Hídricos e o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos na esfera federal e estadual (BRASIL, 1997; GOVERNO DO RIO DE JANEIRO, 1999). Esse par de leis estabelece a bacia hidrográfica como unidade de gerenciamento de recursos hídricos, regula sobre conselhos, comitês e agências para tratarem sobre água, entre outras implementações. Entre os objetivos da Política Nacional, destacam-se: “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos” e “a utilização racional e integrada dos recursos hídricos (...).”

Essas Leis também impõem o enquadramento dos corpos de águas em classes de acordo com seus usos preponderantes, o que é essencial para que a gestão qualitativa assegure que tais características se perpetuem e que seja de forma segura para a saúde humana, fauna e flora que dela dependa. O enquadramento dos usos das águas é regulado pela Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama)

(BRASIL, 2005). A classificação da balneabilidade das massas de águas também assegura o devido uso recreativo e é regida pela Resolução nº 274/2000 da Conama (BRASIL, 2000). Essas Resoluções federais devem ser seguidas pelas instituições ambientais estaduais, como o Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA, 2022), como instituições municipais, a exemplo da SMAC/RioÁguas.

Além das legislações federais, a Lagoa também está abrigada à luz de instrumentos legais estaduais e municipais. O Decreto Municipal nº 130/1975 delimita o espelho de água da Lagoa (PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 1975). A Diretriz 0115.R-1/1978 e o Decreto “N” nº 18.415/2000 ditam os múltiplos usos da água da Lagoa, de igual forma que a Diretriz 0116.R-1/1978 dita sobre os usos das águas dos rios da sua bacia hidrográfica (GOVERNO DO RIO DE JANEIRO, 1978; PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 2000). O Decreto Municipal nº 19.780/2001 limita as atividades realizadas em postos de abastecimento na bacia da Lagoa com a finalidade de evitar lançamento de efluentes oleosos no ambiente lacustre (PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 2001). A Resolução nº 91/08 do CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (2008) estabelece os procedimentos de enquadramento de corpos de água e iguala as regras dispostas nas Resoluções CONAMA nº 357/05 e 396/08 às águas superficiais e subterrâneas (BRASIL, 2005, 2008).

Diante do apresentado, é possível constatar que a LRF está amplamente abrigada por diversos instrumentos legais (e.g., Leis, Decretos, Diretrizes, Resoluções) implementados ao longo das décadas (principalmente após a década de 1970) para a proteção e manutenção da sua qualidade ambiental. Todavia, esse conjunto de instrumentos legais de gestão e gerenciamento do combate e controle da poluição foi, na prática, insuficiente para conter a degradação ambiental da Lagoa, acarretando em poluição, eutrofização, múltiplos episódios de mortandades de peixes e desequilíbrio das relações ecológicas.

Histórico do gerenciamento hídrico

Relatos da primeira metade do século XX registraram o ambiente aquático desequilibrado da LRF, com notas sobre a contaminação por esgoto doméstico e industrial, alteração da cor da água e mortandades de peixes (A NOITE, 1934A; GAZETA DE NOTÍCIAS, 1912, 1921; O JORNAL, 1934A; O PAIZ, 1914; RAZÃO, 1921). Na década de 1930, as macrófitas aquáticas já sinalizavam o desequilíbrio ambiental ao se encontrarem em excesso, exalavam odores desagradáveis ao putrefazerem e embaraçavam a realização de atividades, como natação, navegação, remo e pesca (ARAGÃO et al., 1939). Elevado volume de macrófitas aquáticas era usual e registrado em toda extensão da Lagoa, em especial na parte sudeste, tornando-se um indicador ambiental da reduzida qualidade da água (ARAGÃO et al., 1939; FEEMA, 1986).

O processo de aeração das águas para reoxigená-las e evitar o processo de decomposição anaeróbico e o alastrar de odores sépticos foi testado mundialmente (BRANCO, 1983; FURQUIM, 1978; TUNDISI & M. TUNDISI, 2008). No Rio de Janeiro, OLIVEIRA et al. (1957) propuseram e modelaram o ‘arejamento artificial’ empregando um compressor de ar na Lagoa, necessário devido aos reduzidos níveis de oxigênio dissolvido. Esses autores também idealizaram a instalação de um sistema de repuxo de água (similar a um chafariz) na Lagoa para o mesmo propósito. BERNADES et al. (1967 *apud* FEEMA, 1982) publicaram a obra “Aeração de Lagos Poluídos”, onde registram a experiência do emprego de um compressor de ar com a finalidade de aerar as águas da LRF. LUDWIG & SELLECK (1971), do Instituto de Engenharia Sanitária (IES), parecem aludir ao trabalho supracitado, informando que um sistema de aeração experimental foi instalado na Lagoa, mas interrupções de energia impossibilitaram a obtenção de dados suficientes para fundamentar concretas conclusões. Sem embargo, esses autores recomendaram a aeração das águas como uma das medidas para mitigar a mortandade de peixe.

A FEEMA (1996) relata a instalação experimental de um aerador na Lagoa, o qual

constatou a estratificação usual do teor de oxigênio dissolvido em colunas da água: maiores teores na superfície e menores nas camadas mais fundas. A PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO (2020a) iniciou o teste de três equipamentos aeradores para inserir oxigênio na coluna da água da Lagoa. Segundo publicitou a Prefeitura, esses aeradores poderiam processar até 85 mil litros de água por hora e aumentar a quantidade de oxigênio entre 3 a 4 mg/L em um raio de 400 metros.

Diversas intervenções foram propostos para sanear e aumentar a qualidade ambiental da Lagoa desde a segunda metade do século XIX, conforme registrados da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA, 1982) e Superintendência Estadual de Rios e Lagoas (SERLA, 1990) (Tabela 1). O estudo da FEEMA (1982) descreveu 50 projetos e propostas elaborados para melhorar a drenagem e a qualidade das águas do sistema lacustre da Rodrigo de Freitas entre 1844 e 1982. Observa-se que muitos deles são tecnicamente similares, como obras para acrescer a circulação da água lacustre (construção de mais canais de conexão entre a Lagoa e o Mar e intervenções para assegurar a abertura do canal do

Jardim de Alah), aterramento de áreas alagadiças e saneamento da região vizinha a Lagoa. Reduzido número de projetos foram concretizados e continuados, propiciando o retorno do cenário de degradação pré-existente aos projetos.

Medidas como reforma e ampliação do sistema sanitário, dragagem do lodo e obras de recuperação dos canais do Jardim de Alah, General Garzon e do Jockey Club no entorno da Lagoa foram tomadas ao final do século XX. Os efeitos foram prontamente sentidos no sistema lacustre com a redução das algas, matéria fecal sólida e emissão de gás sulfídrico (FEEMA, 1986). Contudo, a estratificação química das águas seguia presente e elevada concentração de nutrientes (como nitrogênio e fósforo) e carbono ainda eram detectados apesar da limpeza dos canais do Alah e Jockey. Os elevados teores de nutrientes na Lagoa originam-se primariamente dos esgotos, que, posteriormente, passam a compor o lodo no solo, como constatado por VEZZONE et al., (2021). Há relatos variados do demasiado crescimento de algas associado ao excesso de nutrientes oriundos dos efluentes sanitários, e não por conta da renovação e ‘acumulo’ da água.

Tabela 1. Obras de engenharia recomendadas para elevar as condições ambientais da Lagoa. Adaptado de FEEMA (1982) e SERLA (1990).

Propostas	Ano proposto
Canal de ligação permanentemente aberto	1877-80
Bombeamento da água do mar para Lagoa ou bombeamento para aumento de circulação	1880, 1961, 1969, 1971, 1974, 1975
Construção de um ou mais canais	1881, 1883, 1886, 1887, 1896, 1913, 1921-22
Aterro das margens	1887, 1919, 1921, 1926-30
Aterro do fundo lacustre para até 2 m de profundidade	1973
Remoção dos aterros e regularização das margens	1974, 1975
Dragagem dos bancos de areia, dragagem do fundo, limpeza do fundo da Lagoa	1887, 1926-30, 1939, 1974, 1975, 1976
Mudança do regime salobro para doce	1919
Construção de cais, cais de retenção ou cais de contorno	1877-80, 1887, 1919
Saneamento dos rios e/ou lagoa	1921, 1926-30, 1974
Regularização dos rios, fixação do regime de comunicação, arborização e calçamento	1919
Remoção de nutrientes	1969
Desvio dos despejos domésticos e águas pluviais	1975
Novos coletores, túnel extravasor das águas fluviais da bacia e reservatórios de contenção	1988
Limpeza e manutenção da rede fluvial e sanitária	1988
Remoção das favelas e reflorestamento	1988

Algumas propostas inusitadas também rodearam a Lagoa. Em 1880, Barão de Tefé sugeriu utilizar 40 bombas movidas por moinhos de vento para renovar as águas – ideia considerada “quixotesca” (uma referência a Dom Quixote) (CÔRTEZ, 1982). Em 1963, cogitou-se esvaziar para limpá-la (SILVA, 1963). Na década seguinte, idealizou-se empregar seu lodo para finalidade terapêutica (JORNAL DO BRASIL, 1975). E pensou-se em “[...] dinamitar o fundo [da Lagoa] com pequenas cargas continuadas de fracos explosivos para revolverem a camada da vasa sedimentada [...]” para reduzir a mortandade de peixes (OLIVEIRA et al., 1957). Apenas suspender a matéria coloidal não seria suficiente, pois a reciclagem da água lacustre é muito baixa, o que causaria apenas o realojamento da matéria. O revolvimento do fundo lacustre também lançaria material orgânico até então sedimentado, gases pútridos e seres planctônicos na coluna d’água. Em suma, resultaria no agravamento da poluição da Lagoa e potencialmente gerar mais episódios de mortandades, ao invés do efeito contrário. Para reduzir os impactos ambientais ao lidar com o sedimento, o procedimento a ser adotado deve considerar a retirada imediata do material da massa da água, como ocorre por dragagem.

Mesmo diante das obras para os Jogos Olímpicos de 2016 em andamento, múltiplos casos de preocupação foram registrados quanto da falta da qualidade mínima para a realização das atividades esportivas olímpicas, inclusive por parte da Organização Mundial da Saúde (ASSOCIATED PRESS, 2015; MARTÍN, 2015). O descontentamento agravou-se com a mortandade de 53 toneladas de peixes há menos de um ano da realização dos Jogos e levou mais desconfiança em relação a qualidade hídrica e a capacidade de gerenciamento da Lagoa (El País, 2015; Wamburg, 2015). A análise das obras de engenharia para realização da Olimpíada e suas influências na qualidade da água da LRF foram detalhadamente estudadas por MELLO (2017).

Recentemente, a PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO (2020b) implementou medidas para reduzir o despejo irregular de esgoto na rede de drenagem da Lagoa. Entre as medidas, estão a

utilização de robôs para inspecionar as galerias, e está em vias de instalar dutos ligando a Lagoa ao mar para aumentar a circulação de água entre essas massas d’águas e reduzir a poluição.

Estagnação da água

O extravasamento da água da LRF em grande volume é restrito ao canal do Jardim de Alah. Todavia, esse canal possui longo histórico de assoreamento, por muitas vezes impossibilitando a troca da água entre o mar e a Lagoa e sendo responsabilizado por diversos casos de mortandade (A NOITE, 1934B, 1948; CORREIO DA MANHÃ, 1953; JORNAL DO BRASIL, 1963, 1993, 2000B; RAZÃO, 1921). Dessa forma, a renovação da água é suscetível à cota da água no canal.

A SERLA (1990) indicou que a renovação diária da água na Lagoa não excede 245.000 m³, o equivalente a 4% do volume total da mesma. Durante 2 meses de mensurações em 1999, apenas em aproximadamente 10 horas foi constatada teor de salinidade similar ao do mar no canal do Jardim de Alah, indicando que esse praticamente atuou para deságue lacustre (ROSMAN, 2012). A estagnação da água lacustre degrada a mesma produzindo distúrbios ambientais, os quais são assemelhados com os distúrbios encontrados nas águas represadas (Tabela 2).

A ligação hidráulica permanente entre a Lagoa e o mar, ao invés do canal do Alah, foi uma obra foi proposta ao longo dos últimos 3 séculos, como em 1844, 1871, 1976 (FEEMA, 1982), 1994 (FEEMA, 1996) e mais recentemente por ROSMAN (2012). As razões pela não execução das obras são escritas de forma geral, quando registradas, e indicam falta de verba. Atualmente, a PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO (2023A) está captando recursos para executar a construção de dutos subterrâneos para ligar a Lagoa ao mar fundamentada nos estudos de Rosman da Coordenação dos Programas de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE/UFRJ). Segundo esses estudos, 90% da água seria renovada dentro de um mês a partir da implantação de tubulações subterrâneas de 2,6 metros de diâmetro ao custo de US\$ 30 milhões.

Tabela 2. Questões relacionadas ao processo de envelhecimento de água apresentados por STRASKABA & TUNDISI (2000) e a respectiva atual situação da Lagoa Rodrigo de Freitas.

Problemas	Situação na Lagoa	Razões
Elevação do teor de matéria orgânica	Constatada	Soltura de matéria orgânica do solo/ decomposição de vegetação submersa
Intensificação da cor*	Constatada	Aglomeração de matéria orgânica resistente;
Baixos teores de oxigênio, especialmente no hipolímnio	Constatada	Oxigênio consumido pela decomposição de matéria orgânica
Altos teores de nutrientes	Constatada	Nutrientes vindo do solo
Crescimento excessivo de vegetação aquática	Controlada	Companhia de limpeza faz a retirada
Produção de fitoplâncton elevada	Constatada	Excesso de nutrientes decorre no rápido crescimento das algas
Aumento de peixes	Provável	Abundância de comida resultaria no aumento da população de peixes

*A intensificação da cor ocorre devido ao lançamento in natura de efluentes domésticos e, outrora, também industriais na massa da água da Rodrigo de Freitas (GAZETA DE NOTÍCIAS, 1912; JORNAL DO BRASIL, 1959; O JORNAL, 1934B; O PAIZ, 1914).

Mortandades de peixes: retratos do gerenciamento ineficaz

A revisão bibliográfica realizada por SABINO (2025) localizou 134 registros de mortandades, que ocorreram entre 1813 a 2019. No século XX, as mortandades ocorriam regularmente, com média de um episódio a cada 1,5 ano. As décadas de 1970 e 1980 registraram os maiores números de episódios de mortandade, inclusive com vários episódios em um mesmo ano. Desde então, a frequência está se espaçando. A constante degradação hídrica causava mortandades em todas as estações do ano. Todavia, a maioria dos episódios ocorria no verão, visto que as elevadas temperaturas, somadas a outros fatores degradantes, reduziam o teor de oxigênio dissolvido na água. Os registros permitiram somar 2975 toneladas de peixes mortos, embora esse quantitativo seja maior porque muitos documentos não estimaram o volume da ictiofauna morta na Lagoa.

A Lagoa era caracterizada pela sua instabilidade ambiental devido às variações naturais, como na brusca alteração da temperatura e salinidade, e por conta do elevado teor de matéria orgânica e nutrientes. A esse cenário era somado ao volumoso lançamento de esgoto sem tratamento, o que resultava nas mortandades registradas. Entre

outros problemas, o efluente causava a depleção do teor de oxigênio para níveis insuficientes para manutenção da vida da ictiofauna (hipóxia). Os registros históricos demonstraram que savelha (possivelmente *Brevoortia aurea*) foi uma espécie de peixe sensível à poluição presente na Rodrigo de Freitas e a frequência de mortandade tornou essa espécie um bioindicador da qualidade da água (SABINO, 2025).

Naturalização das margens e expansão do espelho da água da Lagoa

Historicamente, a LRF possuía duas áreas frequentemente alagadas: uma no Parque do Cantagalo e outra, no Parque dos Patins. Essas áreas possuem cotas altimétricas muito próxima da do espelho da água lacustre. Dessa forma, quando a cota da Lagoa se elevava, a água adentrava nessas áreas, impedindo o uso da pista da ciclovia, degradando o paisagismo e o solo e causando incômodos aos transeuntes. Ademais, como o solo era instável, havia risco do mau funcionamento ou danificação das benfeitorias urbanas. Como forma de contornar esses problemas, a Prefeitura do Rio de Janeiro, por meio da SubPrefeitura da Zona Sul e da Fundação Rio-Águas, efetivou um projeto de renaturalização da Lagoa em 2023 (Figura 2).

O projeto de renaturalização foi planejado

para ser empregado primeiramente no Parque do Cantagalo e, em seguida, no dos Patins. O projeto é formado por três etapas: (1) retirada das benfeitorias urbanas (ciclovias, estruturas de concreto, postes, fiação, etc.); (2) correção topográfica, com construção de pequenos canais, para permitir a circulação da água nas áreas mais distantes das margens, e plantio de espécies vegetais típicas de ambientes alagadiços, como samambaia do brejo e mangue; e (3) construção de cercas protetivas e placas informativas.

O projeto de renaturalização é um grande marco ambiental para a Lagoa e para a cidade do Rio de Janeiro. Isto se deve ao fato de que a Lagoa enfrentou diversas intervenções e obras de engenharia em seu entorno que comprometeram suas características naturais. Desde 1809,

sucessivos aterramentos de suas margens reduziram sua área em 46% (-1,9 km²) e, desde 1930, perdeu 22,5% de volume (-1,8 milhão de m³) (LUDWIG & SELLECK, 1971; PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 2016).

Os aterramentos e redução da grandeza da Lagoa foi interrompida graças ao tombamento de seu espelho da água e área de proteção entorno da mesma pelo Decreto nº 9.396/1990 (PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 1990). Com a implementação da renaturalização, é possivelmente a primeira vez em sua história que a Lagoa reverte o processo de redução e vai no caminho de ampliar sua área, por mais que esteja inserida em um meio amplamente urbanizado. A área da Lagoa reduziu de 4,1 km² em 1809 para 2,2 km² em 1971-presente, e o volume reduziu de 8 milhões de m³



Figura 2. Q A relevância do projeto de renaturalização das margens da Lagoa é evidenciada na capa do Diário Oficial da PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO (2023B), em sua edição de 20 de junho de 2023..

em 1930 para 6,2 milhões de m³ em 1971-presente (LUDWIG & SELLECK, 1971; PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 2016). Em 2023, a ampliação da área do espelho da água prevista era de 2600 m² (LITWAK, 2023a).

O processo de renaturalização da margem do Parque do Cantagalo foi registrado nos seus momentos iniciais e após a sua conclusão, conforme ilustrado nas fotografias da Figura 3. A pista e o solo instável e praticamente estéril foram substituídos por um ambiente repleto de vegetação e, quando em cota da água mais alta, pequenos peixes são observados nos canais, assim como garças e outras aves aquáticas. A ciclovia agora contorna a área do projeto, permitindo que os transeuntes observem a retomada da biodiversidade local e acesse uma quadra poliesportiva reformada.

O projeto foi amplamente noticiado nas

mídias de notícias e rede sociais. Apesar do apoio público e dos resultados iniciais otimistas, que demonstraram a rápida prosperidade da fauna e flora ao local, o local foi acessado por cães e pessoas que pisotearam as mudas, que precisaram ser replantadas (LITWAK, 2023B), o que ilustra a importância do cercamento, de placas informativas e da conscientização de parte da população.

CONCLUSÕES

Os registros analisados na literatura e jornais permitiram constatar que múltiplas medidas de gestão e gerenciamento na bacia hidrográfica da Lagoa foram focadas na própria Lagoa. Para realizar o gerenciamento hídrico e enfrentar os problemas ambientais, diversas intervenções foram propostas, algumas excêntricas, contudo, poucas concretizadas e continuadas. Portanto, as obras de



Figura 3. Processos do projeto de renaturalização das margens do Parque do Cantagalo na Lagoa Rodrigo de Freitas: A-B. Início do processo (junho/2023), com destaque para a retirada das interferências urbanas (A) e do preparo do solo para entrada da água lacustre (B); C-D. Processo concluído (outubro/2023), com evidência para proteção por gradeamento, solo preparado e os novas espécies vegetais plantados. A e C: Visão norte-sul; B e D: Visão sul-norte. Fotos: Sabino, H.

engenharia e o ritmo de sua realização foram morosos para restaurar a qualidade da água.

A inobservância das características hidroquímicas e biológicas naturais da Lagoa permitiu que medidas contra o equilíbrio ecológico fossem propostas e realizadas, como aterramento e canalização dos rios. Entretanto, atualmente, a efetivação do projeto de renaturalização das margens da Lagoa marca uma mudança importante na concepção da preservação e restauração do meio ambiente hídrico por parte dos governantes do Rio de Janeiro.

Recomenda-se o planejamento e efetivação de ações que promovam a integração entre diferentes esferas do poder e sociedade. É crucial também ampliar o saneamento, o emprego de tecnologias para tratamento da água e assegurar o monitoramento e avaliação contínuos por parte da Secretaria de Meio Ambiente da Cidade do Rio de Janeiro/Rio-Águas e instituições de pesquisa.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A NOITE. 1934a. Milhares de peixes mortos! Estanho mal dizima a fauna da lagôa Rodrigo de Freitas. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/348970_03/20799. Acesso em: 27 nov. 2023.

A NOITE. 1934b. O mal da Lagôa: Já foram retirados mais de sessenta caminhões de peixe podre. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/348970_03/20882. Acesso em: 27 nov. 2023.

A NOITE. 1948. Quase um metro menos de água na Lagôa Rodrigo de Freitas. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/348970_04/50749.

Acesso em: 27 nov. 2023.

ANA. 2025. Catálogo de Metadados da ANA: Países. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/7cfd53c4-b4e1-4aba-a79b-857a19649df6>. Acesso em: 26 mar. 2025.

ARAGÃO, H. de B.; PENIDO, J. C. N.; SANTOS, M. F. dos & OLIVEIRA, L. P. H. de. 1939. Relatório sobre a situação da Lagôa Rodrigo de Freitas sob o ponto de vista biológico. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, 34(4):457-463. DOI: 10.1590/s0074-02761939000400001

ASSOCIATED PRESS. 2015. Atletas podem contrair doenças nas “águas olímpicas” do Rio, diz agência. Disponível em: <http://glo.bo/1SOkt3l>.

BRANCO, S. M. 1983. Poluição: a morte de nossos rios. 2. ed. 155p. ASCETESB, São Paulo, Brasil.

BRASIL. 1981. Lei no 6.938, de 31 de agosto de 1981. Política Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 8 set. 2023.

BRASIL. 1988. Artigo 225 da Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Diário Oficial da União.

BRASIL. 1997. Lei no 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Diário Oficial da União, Brasília. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 6 set. 2023.

BRASIL. 2000. Resolução Conama no 274, de 29 de novembro de 2000. Diário Oficial da União. Disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/Resolucao_Conama_274_Balneabilidade.pdf.

Acesso em: 6 set. 2023.

BRASIL. 2005. Resolução Conama no 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília. Disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf. Acesso em: 6 set. 2023.

BRASIL. 2005. Resolução Conama no 396, de 3 de abril de 2008. Diário Oficial da União, Brasília. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=545. Acesso em: 6 set. 2023.

CERQUEIRA, V. D. F. 2019. Sistemas de indicadores para rios urbanos: contribuições para avaliação da ocupação urbana em ambientes fluviais. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Urbano), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 130 p.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. 2008. Resolução no 91, de 5 de

- novembro de 2008. Disponível em: https://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH_91.pdf. Acesso em: 13 ago. 2025.
- CORREIO DA MANHÃ. 1953. Começaram a morrer, novamente, os peixes da Lagoa. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/089842_06/29393. Acesso em: 28 nov. 2023.
- CÔRTEZ, C. 1982. Uma lagoa renasce, outra morre. Ao mesmo tempo que a Lagoa Rodrigo de Freitas passa por obras de recuperação, a de Jacarepaguá é maltratada pelos aterros e esgotos. Disponível em: <https://memoria.bn.br/DocReader/DocReader.aspx?bib=392600&Pesq=%22mortandade%22%22Rodrigo de Freitas%22&pagfis=614>. Acesso em: 6 set. 2023.
- DATA.RIO. 2022. Informações sobre a cidade. Disponível em: <https://www.data.rio>. Acesso em: 27 nov. 2021.
- DIÁRIO CARIOCA. 1959. Mau cheiro da Lagoa escapa de fino lodo. Excesso de Coliformes. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/093092_04/46856. Acesso em: 13 nov. 2023.
- EL PAÍS. 2015. Jogos Olímpicos 2016: Retiradas 32 toneladas de peixes mortos de uma das sedes do Rio. Disponível em: https://brasil.elpais.com/brasil/2015/04/15/deportes/1429122810_293900.html. Acesso em: 3 maio. 2022.
- FEEMA. 1982. Lagoa Rodrigo de Freitas - Diagnóstico 1982. Rio de Janeiro: Feema. Disponível em: https://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/downloads/MEMORIA_TECNICA/CD%202/MEMORIA%20TECNICA%202_A/CAIXA%202/MT%20282.pdf. Acesso em: 7 jun. 2023.
- FEEMA. 1986. Relatório Lagoa Rodrigo de Freitas. Feema: Rio de Janeiro. Disponível em: https://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/downloads/MEMORIA_TECNICA/CD%203/MEMORIA%20TECNICA%203/MT%20730%20-%20MT%20841/MT%20833%20EX.2.pdf. Acesso em: 7 jun. 2023.
- FEEMA. 1996. Diagnóstico dos problemas ambientais da Lagoa Rodrigo de Freitas. Feema: Rio de Janeiro. Disponível em: https://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/downloads/MEMORIA_TECNICA/CD%202/MEMORIA%20TECNICA%202_B/CAIXA%2015/MT%201068.pdf. Acesso em: 7 jun. 2023.
- FURQUIM, S. L. L. 1978. Aeração artificial de cursos de água. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública). Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 86 p.
- G1 RIO. 2015. Comissão da Alerj vai investigar mortandade de peixes na Lagoa. Disponível em: <https://glo.bo/1JE73v>. Acesso em: 7 jun. 2023.
- GAZETA DE NOTÍCIAS. 1912. A mortandade de peixes. Disponível em: https://memoria.bn.gov.br/DocReader/DocReader.aspx?bib=103730_04&pesq=mortandade%20peixes&hf=memoria.bn.br&pagfis=30341. Acesso em: 25 mar. 2022.
- GAZETA DE NOTÍCIAS. 1921. Um caso estranho: a mortandade de peixes na lagôa Rodrigo de Freitas. Foi proibida a pesca nesse lago. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/103730_05/3430. Acesso em: 27 nov. 2023.
- GOVERNO DO RIO DE JANEIRO. 1978. DZ-0115.R-1 - Diretriz de Classificação da Lagoa Rodrigo de Freitas. Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/@inter_pres_aspres/documents/document/zwff/mda3/~edisp/inea_007152.pdf. Acesso em: 14 jun. 2022.
- GOVERNO DO RIO DE JANEIRO. 1999. Lei no 3239, de 02 de agosto de 1999. Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/CONTLEI.NSF/b24a2da5a077847c032564f4005d4bf2/43fd110fc03f0e6c032567c30072625b>. Acesso em: 14 jun. 2022.
- HULTON, G. 2012. Global costs and benefits of drinking-water supply and sanitation interventions to reach the MDG target and universal coverage. WHO Document Production Services: Geneva, Suíça. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-HSE-WSH-12.01>. Acesso em: 14 jun. 2022.
- INEA. 2022. Qualidade das Águas por Região Hidrográfica (RHs). Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/>. Acesso em: 14 jun. 2022.

- INSTITUTO TRATA BRASIL. 2023. Ranking do Saneamento do Instituto Trata Brasil de 2023 (SNIS 2021). 1. ed. São Paulo. E-book. Disponível em: https://tratabrasil.org.br/wp-content/uploads/2023/03/Versao-Final-do-Relatorio_Ranking-do-Saneamento-de-2023-2023.03.10.pdf. Acesso em: 12 ago. 2025.
- INSTITUTO TRATA BRASIL. 2024. Rio de Janeiro amplia serviço de tratamento de esgoto e mais que dobra investimento em saneamento por habitante. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/rio-de-janeiro-amplia-servico-de-tratamento-de-esgoto-e-mais-que-dobra-investimento-em-saneamento-por-habitante>. Acesso em: 12 ago. 2025.
- JORNAL DO BRASIL. 1956. A mortandade de peixes na Lagoa Rodrigo de Freitas. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/030015_07/59017. Acesso em: 29 nov. 2023.
- JORNAL DO BRASIL. 1959. Nova mortandade de peixes na Lagoa Rodrigo de Freitas começou ontem sem PDF saber. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/030015_07/99566. Acesso em: 29 nov. 2023.
- JORNAL DO BRASIL. 1963. Peixes mortos na Lagoa pela água poluída são removidos para o Caju. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/030015_08/45474. Acesso em: 30 nov. 2023.
- JORNAL DO BRASIL. 1964. DLU já enterrou no Caju as 100 toneladas de peixes mortos na Lagoa. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/030015_08/62650. Acesso em: 30 nov. 2023.
- JORNAL DO BRASIL. 1970. DLU retirou 30 toneladas de peixe morto da lagoa e quer acabar hoje a limpeza. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/030015_09/178690. Acesso em: 3 dez. 2023.
- JORNAL DO BRASIL. 1975. Geologia faz debate sobre a Lagoa. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/030015_09/58143. Acesso em: 13 nov. 2023.
- JORNAL DO BRASIL. 1993. Garis da Comlurb trabalharam ontem em horário integral na desobstrução do canal do Jardim de Alah, no terceiro dia da limpeza que já retirou 160 toneladas de peixes mortos da Lagoa Rodrigo de Freitas. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/030015_11/103024. Acesso em: 5 dez. 2023.
- JORNAL DO BRASIL. 2000a. Mortandade dizima vida na Lagoa. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/030015_12/5262. Acesso em: 5 dez. 2023.
- JORNAL DO BRASIL. 2000b. Lagoa volta a ser cemitério de peixes. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/030015_12/5182. Acesso em: 5 dez. 2023.
- JORNAL DOS SPORTS. 1990. Lagoa ainda rejeita peixes!. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/112518_06/2708. Acesso em: 5 dez. 2023.
- LITWAK, P. 2023a. Espelho d'água da Lagoa Rodrigo de Freitas vai aumentar. Disponível em: <https://oglobo.globo.com/rio/bairros/zona-sul/noticia/2023/06/espelho-dagua-da-lagoa-rodrigo-de-freitas-vai-aumentar.ghhtml>. Acesso em: 31 jan. 2023.
- LITWAK, P. 2023b. Naturalização: resultado do trabalho na Lagoa Rodrigo de Freitas começa a aparecer. Disponível em: <https://oglobo.globo.com/rio/bairros/zona-sul/noticia/2023/08/18/naturalizacao-resultado-do-trabalho-na-lagoa-rodrigo-de-freitas-comeca-a-aparecer.ghhtml>. Acesso em: 24 mar. 2024.
- LUCCHESI, B. 2023. Hospital da Lagoa é multado por vazamento de esgoto na Lagoa Rodrigo de Freitas. Disponível em: <https://g1.globo.com/rj/rio-de-janeiro/noticia/2023/02/01/hospital-da-lagoa-e-multado-por-vazamento-de-esgoto-na-lagoa-rodrigo-de-freitas.ghhtml>. Acesso em: 4 jun. 2023.
- LUDWIG, R. G. & SELLECK, R. E. 1971. Problemas de poluição de água na Lagoa Rodrigo de Freitas. Instituto de Engenharia Sanitária. Disponível em: https://doi.org/http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/downloads/MEMORIA_TECNICA/CD%201/MEMORIA%20TECNICA%201/MT%201%20-%20MT%20142/MT%206%20IES.pdf. Acesso em: 7 jun. 2023.
- MARTÍN, M. 2015. Rio de Janeiro enfrenta seus fantasmas sobre a qualidade da água. Disponível em: https://brasil.elpais.com/brasil/2015/10/20/politica/1445305890_698918.html.

- MELLO, M. A. L. 2017. Situação da Lagoa Rodrigo de Freitas nas Olimpíadas Rio-2016: Avaliação das medidas de melhoria adotadas e suas consequências para a qualidade da água. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 119 p.
- O JORNAL. 1924. A causa da mortandade dos peixes na Lagoa Rodrigo de Freitas. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/110523_02/18331. Acesso em: 6 dez. 2023.
- O JORNAL. 1934a. Os peixes morrem em massa na Lagôa Rodrigo de Freitas. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/110523_03/21921. Acesso em: 27 nov. 2023.
- O JORNAL. 1934b. A lagôa Rodrigo de Freitas e seus peixes mortos. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/110523_03/22071. Acesso em: 27 nov. 2023.
- O PAIZ. 1914. Um cardume colossal. Porque aparece e por que morre tão grande quantidade de peixe - Fala o professo Alipio de Miranda Ribeiro. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/178691_04/23652. Acesso em: 27 nov. 2023.
- OLIVEIRA, L.; NASCIMENTO, R. do; KRAU, L. & MIRANDA, A. 1957. Observações hidrobiológicas e mortandade de peixes na Lagoa Rodrigo de Freitas. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, 55(2): 211–271. DOI: 10.1590/s0074-02761957000200005
- RAZÃO, A. 1921. Peste na Lagôa Rodrigo de Freitas? As autoridades sanitárias verificam a causa do mal. Disponível em: <http://memoria.bn.br/DocReader/129054/13045>. Acesso em: 27 nov. 2023.
- ROSMAN, P. C. C. 2012. Ligação Lagoa-Mar, Uma Necessidade. Oecologia Australis, 16(3): 651–693. DOI:10.4257/oeco.2012.1603.17
- PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. 1975. Decreto no. 130 de 10 de setembro de 1975. Aprova o projeto de alinhamento no 9548, referente a delimitação da superfície de domínio do espelho d'água da Lagoa Rodrigo de Freitas e dá outras providências. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Município do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://www.rio.rj.gov.br/dlstatic/10112/4355168/4166429/010AEBTLAGOARODRIGODEFREITAS11091975DECRETO130.pdf>. Acesso em: 27 nov. 2023.
- PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. 1990. Decreto no 9.396 de 13 de junho de 1990. Determina o tombamento definitivo do bem cultural que menciona, e dá outras providências. Diário Oficial do Município do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://www.rio.rj.gov.br/dlstatic/10112/4722991/4121836/056DECRETO9396LagoaRodrigodeFreitas.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2023.
- PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. 2000. Decreto “N” no 18.415, de 01 de Março de 2000. Estabelece parâmetros de uso para o espelho d'água da Lagoa Rodrigo de Freitas. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Município do Rio de Janeiro.
- PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. 2001. Decreto no 19.780 de 11 de abril de 2001. Dispõe sobre as atividades desenvolvidas por postos de serviços situados no entorno da Lagoa Rodrigo de Freitas. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Município do Rio de Janeiro.
- PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. 2013. Atualização do plano de gestão ambiental da Lagoa Rodrigo de Freitas (PGALRF). Rio de Janeiro: Fundação Instituto das Águas do Município do Rio de Janeiro - RIOÁGUAS.
- PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. 2016. Decreto Rio no 42675. Dispõe sobre o Plano Municipal de Contingência da Lagoa Rodrigo de Freitas. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Município do Rio de Janeiro.
- RIO DE JANEIRO. 2018. Lei no 8197, de 5 de dezembro de 2018. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Poder Executivo do Rio de Janeiro.
- PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. 2020a. Secretaria Municipal de Meio Ambiente do Rio dá início a projeto de revitalização da Lagoa Rodrigo de Freitas. Disponível em: <https://prefeitura.rio/cidade/secretaria-municipal-de-meio-ambiente-do-rio-da-inicio-a-projeto-de-revitalizacao-da-lagoa-rodrigo-de-freitas/>. Acesso em: 21 mar. 2022.
- PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. 2020b. Prefeitura do Rio de Janeiro inicia testes com nova tecnologia para limpar as águas da Lagoa Rodrigo de Freitas. Disponível em: <https://prefeitura.rio/cidade/prefeitura-do-rio-de-janeiro-inicia-testes-com-nova-tecnologia-para-limpar-as-aguas-da-lagoa-rodrigo-de-freitas/>. Acesso em: 25 jun. 2022.
- PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. 2023a.

- Recuperação Ambiental da Lagoa Rodrigo de Freitas. Disponível em: <https://www.rio.rj.gov.br/web/recuperacao-lagoa>. Acesso em: 31 jul. 2023.
- PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. 2023b. Projeto oferece solução a áreas alagadas da Lagoa Rodrigo de Freitas. Diário Oficial do Município do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://doweb.rio.rj.gov.br/portal/visualizacoes/pdf/5899/#/p:1/e:5899>. Acesso em: 20 jun. 2023.
- SABINO, H. 2025. Qualidade da água da Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ) (2015 - 2022): abordagens quali-quantitativa in situ e por sensoriamento remoto. Tese (Doutorado em Geografia), Departamento de Geografia, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 220 p.
- SAIANI, C. C. S. 2006. Déficit de acesso aos serviços de saneamento básico no Brasil. Prêmio IPEA-CAIXA: Brasil.
- SEIXAS FILHO, J. T.; MELLO, S. C. R. P.; FARIA, A. S.; SOUZA, L. L. & MELOS, C. 2020. Análise socioambiental da poluição por esgoto da Baía de Guanabara do Rio de Janeiro. Revista Verde, 5: e-5022. DOI: 10.22408/rev502020345e-5022.
- SERLA. 1990. Projeto de contenção de cheia da bacia da lagoa Rodrigo de Freitas. Rio de Janeiro, Brasil.
- SILVA, P. 1963. Asfixia mata peixes às toneladas: Lagoa tem um problema e três soluções. Disponível em: http://memoria.bn.gov.br/DocReader/154083_02/13973. Acesso em: 6 dez. 2023.
- STRASKABA, M. & TUNDISI, J. G. 2000. Gerenciamento da qualidade da água de represas. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. ILEC: São Carlos.
- TRIBUNA DA IMPRENSA. 1974. Trinta toneladas de peixes mortos retirados da L. Rodrigo de Freitas. Disponível em: http://memoria.bn.gov.br/DocReader/154083_03/14810. Acesso em: 3 dez. 2023.
- TRIBUNA DA IMPRENSA. 2000. Lagoa Rodrigo de Freitas tem mais uma mortandade de peixes. Disponível em: http://memoria.bn.br/DocReader/154083_06/4801. Acesso em: 5 dez. 2023.
- TUNDISI, J. G. & M. TUNDISI, T. 2008. Limnologia. 1a ed. Oficina de Textos: São Paulo, Brasil.
- VEZZONE, M.; DOS ANJOS, R. M.; CESAR, R. G.; MUNIZ, M.; CARDOSO, R.; FELIZARDO, J. P.; VASCONCELOS, D. & POLIVANOV, H. 2021. Using stable isotopes to discriminate anthropogenic impacts of the sedimentary organic matter pollution in the Rodrigo de Freitas Lagoon (RJ, Brazil). Environmental Science and Pollution Research, 28(4): 4515–4530. DOI:10.1007/s11356-020-10835-8
- WAMBURG, J. 2015. Rio retira 53,1 toneladas de peixes mortos da Lagoa Rodrigo de Freitas. 2015. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2015-04/rio-retira-531-toneladas-de-peixes-mortos-da-lagoa-rodrigo-de-freitas>. Acesso em: 25 dez. 2023.

Capítulo III

SENSIBILIZAÇÃO DE PISCICULTORES E AGRICULTORES PARA O APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NA FORMULAÇÃO DE RAÇÃO ALTERNATIVA





SENSIBILIZAÇÃO DE PISCICULTORES E AGRICULTORES PARA O APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NA FORMULAÇÃO DE RAÇÃO ALTERNATIVA

Mariany Andrade Aranha Vaz¹, Jane Enisa Ribeiro Torelli de Souza¹, Maria Cristina Crispim¹, Randolpho Savio de Araújo Marinho¹, Sergio Costa Mello¹

¹Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Laboratório de Ecologia Aquática, mariany.andrade@academico.ufpb.br (autora correspondente), janetorelli@gmail.com, ccrispim@hotmail.com, rando28br@gmail.com, ser1biologo@gmail.com

RESUMO

A piscicultura brasileira, com raízes históricas desde o século XVII, consolidou-se como um setor estratégico na agroindústria, porém, enfrenta desafios relacionados com a sustentabilidade e custos de produção, especialmente com rações comerciais. O presente estudo resulta de uma experiência de pesquisa-ação desenvolvida junto a piscicultores e agricultores do município de Santa Rita-PB, com o objetivo de sensibilizá-los quanto ao uso de rações artesanais formuladas com resíduos agroindustriais. Os resultados aqui apresentados foram socializados com os participantes ao longo do processo, promovendo práticas sustentáveis de baixo custo e com menor impacto ambiental. A metodologia combinou encontros teórico-práticos, aplicação de questionários socioeconômicos e produção textual como materiais didáticos e roteiros de acompanhamento do tema. Os participantes (30 indivíduos, majoritariamente homens entre 30-40 anos) desenvolveram a produção de ração artesanal, utilizando resíduos orgânicos locais (frutas, hortaliças, sangue bovino e bagaço de coco, casaca de ovo), seguindo protocolos nutricionais na literatura de produção animal. Como resultado, foram produzidos 5 Kg de ração artesanal, com alta receptividade pelos atores participantes, que destacaram a simplicidade do processo e o potencial de redução de desperdícios. Como discussão evidenciou-se que a abordagem extensionista fortaleceu a interface entre os conhecimentos científico e o popular, a partir de uma aplicação de produção textual atuando como ferramentas eficazes de mediação pedagógica. Conclui-se que a estratégia proposta não apenas viabiliza uma alternativa economicamente viável e sustentável para a alimentação de peixes, como também promove a conscientização ambiental e o protagonismo comunitário.

Palavras-chaves: Aquicultura sustentável; Resíduos agroindustriais; Ração alternativa; Educação ambiental

ABSTRACT

Brazilian fish farming, with historical roots dating back to the 17th century, has consolidated as a strategic sector within agribusiness. However, it faces ongoing challenges related to

sustainability and production costs, especially regarding commercial feed. This study results from a participatory action research experience conducted with fish farmers and agricultural producers in the municipality of Santa Rita, Paraíba, aiming to raise awareness about the use of artisanal feed formulated with agro-industrial residues. The results presented were shared with participants throughout the process, fostering low-cost, sustainable practices with reduced environmental impact. The methodology combined theoretical-practical workshops, the application of socioeconomic questionnaires, and the use of written production as didactic material and thematic monitoring tools. The participants (30 individuals, mostly men aged 30–40) engaged in the production of artisanal feed using local organic waste (fruits, vegetables, bovine blood, coconut husk, and eggshells), following nutritional protocols based on the animal production literature. As a result, 5 kg of artisanal feed were produced, which were well received by the participants, who emphasized the simplicity of the process and its potential to reduce waste. The discussion highlights how the extension approach strengthened the interface between scientific and local knowledge, with written production serving as an effective pedagogical mediation tool. It is concluded that the proposed strategy not only enables an economically viable and sustainable alternative for fish feeding but also promotes environmental awareness and community empowerment.

Key-words: Sustainable aquaculture; Agro-industrial waste; Alternative feed; Environmental education

INTRODUÇÃO

A piscicultura no Brasil remonta ao século XVII, durante o período da ocupação holandesa, quando foram construídos os primeiros viveiros nas imediações da residência do então governador Maurício de Nassau, em Recife, Pernambuco. No entanto, apenas a partir da década de 1970 é que se deram os primeiros passos em direção ao desenvolvimento da piscicultura como atividade profissional estruturada, com maior organização técnica e inserção no setor agroindustrial

(VALENTI et al., 2021). Com base nisso, a piscicultura desenvolvida no Brasil começa a ter apoio governamental, com o objetivo de reduzir a desnutrição no meio rural e gerar renda (FONSECA et al., 2017). Logo, nos tempos atuais, em 2022, a produção brasileira alcançou mais de 860 mil toneladas de peixes, indicando um crescimento de 2,3% sobre a produção do ano anterior (PEIXE BR, 2023), visto que a piscicultura se tornou um setor produtivo ativo na agroindústria brasileira, torna-se, assim, essencial buscar alternativas para o aproveitamento sustentável dos resíduos gerados por essa atividade.

O aproveitamento de subprodutos na piscicultura é uma prática que, de acordo com ABIMORD (2009), remonta há dezenas de anos. No entanto, ainda há uma busca contínua por alternativas para a incorporação de resíduos domésticos e industriais na alimentação de peixes, visando dietas mais eficientes e de menor custo (ESPÍNDOLA, 2001). Isso se deve ao surgimento constante de novos produtos e, consequentemente, de resíduos que devem ser aproveitados ao máximo para minimizar seu impacto ambiental.

Diversos estudos têm sido conduzidos para avaliar o uso de ingredientes convencionais e alternativos na formulação de dietas para peixes. Alguns estudos foram realizados nesse sentido, Rossato et al. (2024), que analisaram o crescimento de tilápias (*Oreochromis niloticus*) e carpas húngaras (*Cyprinus carpio*), durante 5 meses de cultivo utilizando dieta artificial e artesanal. A pesquisa demonstrou que os melhores valores de ganho de peso diário foram obtidos com a dieta à base de ração de resíduos de goiaba. De maneira semelhante, Marinho (2011) conduziu um estudo com as mesmas espécies de peixes, no qual, após 90 dias de cultivo, a ração alternativa à base de resíduos hortifrutigranjeiros demonstrou eficácia em relação ao crescimento médio das espécies cultivadas. Da mesma forma, TORELLI et al. (2010) observaram que, em 60 dias de cultivo de grupos de tilápia nilótica alimentadas com ração artificial e ração artesanal, a parcela de indivíduos alimentados com ração artesanal apontou resultados mais satisfatórios de biomassa e conversão alimentar. O mesmo já foi confirmado

em pesquisas com o uso de ração alternativa comparada com a comercial no cultivo de camarões, em que o resultado demonstrou não haver diferença significativa entre comprimento e largura dos camarões, mas o peso foi maior e os indivíduos apresentaram menor contaminação por bactérias, nos que eram alimentados com ração alternativa (ROLIM et al., 2018).

Assim, diante do elevado custo para a compra de ração comercial, destinada a esse setor da produção, comprometendo até 70% do orçamento inicial para a realização do cultivo (ROUBACH, 2002) e devido à grande quantidade de subprodutos agropecuários descartados pelas empresas de abastecimento, como resíduos hortifrutigranjeiros, torna-se fundamental a realização de pesquisas que explorem o seu potencial como matéria-prima para rações de animais aquáticos.

O presente trabalho promoveu a indissociabilidade do ensino, pesquisa e extensão levando em consideração um aprendizado interdisciplinar, a partir da aplicação de tecnologias socioambientais como alternativas na integração da produção do pescado, engajada na prática da “emissão zero” de resíduos (PAULI, 1996). Portanto, o presente trabalho teve como objetivo, promover a sensibilização de piscicultores e agricultores, para a produção e uso de rações artesanais, a partir de resíduos agroindustriais na alimentação de peixes, contribuindo para o aproveitamento sustentável dos subprodutos da agropecuária. Foi testada a seguinte hipótese de pesquisa: H1 - É possível mudar a realidade local da piscicultura familiar, através da ministração de minicursos capacitando para a produção de ração alternativa (doméstica). H2 - Os piscicultores e agricultores envolvidos na capacitação serão capazes de produzir a sua própria ração e se sentirão empoderados em relação a isso. Logo, os resultados deste estudo contribuirão para a compreensão do impacto da capacitação na autonomia dos piscicultores e agricultores, evidenciando o potencial da produção de ração alternativa como uma estratégia viável para o fortalecimento da piscicultura familiar.

METODOLOGIA

A sensibilização dos piscicultores e agricultores foi realizada através de encontros teóricos e práticos no município de Santa Rita - PB entre o período de junho a julho de 2024. Os encontros foram mediados pela Secretaria de Agricultura, Pecuária, Pesca e Abastecimento do mesmo município que agrupou o público para a sensibilização em reuniões quinzenais. Para entender melhor a realidade do público-alvo aplicou-se um questionário pré-formulado para o conhecimento do aspecto socioeconômico e percepção ambiental prévia dos atores participantes. Os encontros teóricos foram divididos em duas etapas: sendo a primeira para conhecer a percepção ambiental e os conhecimentos etnológicos da comunidade relativos ao uso de rações alternativas na criação de peixes, no qual, foi apresentado e discutido com os participantes, temas como sustentabilidade ambiental e produção da pesca (piscicultura). No entanto, a coleta da percepção ambiental dos atores sociais foi conduzida de forma não estruturada, por meio de diálogos, observações e da participação ativa da comunidade. A segunda etapa sucedeu com a sensibilização dos atores para o conhecimento sobre tipos de rações, importância, além de valores nutricionais e as etapas de formulação da ração artesanal (alternativa). Essa sensibilização foi potencializada por materiais didáticos desenvolvidos pela equipe do projeto, incluindo a distribuição de cartilhas e roteiros de acompanhamento temático. A elaboração desses recursos baseou-se em um levantamento bibliográfico abrangente, sendo apresentados de maneira acessível aos participantes do estudo.

Ao fim do processo de sensibilização dos atores sociais, as etapas para a formulação da ração incluíram: seleção de resíduos orgânicos, trituração, homogeneização, peletização, e por fim, secagem da ração ao sol (TORELLI et al., 2010). Para a elaboração da ração artesanal foram utilizados resíduos hortifrutigranjeiros disponíveis no local, como: cascas de: banana, tomate, macaxeira, goiaba, chuchu, melancia, mamão, uva, pimentão, jerimum e batata inglesa. A quantidade e seleção dos materiais seguiu a tabela nutricional proposta por TORELLI et al. (2010). Por fim, visando

aumentar o valor nutricional proteico da ração, foi utilizado sangue bovino (proteína), em contrapartida, o bagaço do coco seco foi adotado como fonte de gordura para totalizar os valores nutricionais balanceados.

RESULTADOS

A sensibilização dos atores foi representada por um grupo composto em média por 30 pessoas, todos residentes nos três principais distritos (Tibiri, Mumbaba, Odilândia e Cicerolândia) do município de Santa Rita – PB. O público-alvo foi representado majoritariamente pelo sexo masculino (85%), numa faixa etária entre 30 e 40 anos (26%) e grau de escolaridade do ensino médio completo (50%), com ocupação profissional (26%) atuando na piscicultura e a agricultura, facilitando assim, para uma sensibilização mais eficaz.

No que tange à percepção ambiental e aos conhecimentos etnoecológicos dos participantes, constatou-se que estes possuíam uma base sólida de conhecimento sobre a produção aquícola. Observou-se que muitos já utilizavam rações artesanais de forma doméstica para a alimentação de galináceos; contudo, havia uma lacuna no conhecimento sobre o uso de rações alternativas à base de resíduos hortifrutigranjeiros para peixes. Diante disso, os participantes demonstraram surpresa ao reconhecer o potencial sustentável que a piscicultura pode assumir no contexto da produção pesqueira.

Quanto ao conhecimento teórico acerca da formulação da ração, os participantes demonstraram uma boa compreensão do conteúdo, expressando comentários como: “bem simples de fazer”, “bom que não perde nenhuma verdura” e “bem fácil de entender as etapas”. Os recursos didáticos desenvolvidos para acompanhamento do tema não apenas obtiveram excelente receptividade por parte dos participantes, mas também foram sistematicamente empregados em todas as fases das atividades propostas.

Após a formulação da ração foram produzidos um total de 5 Kg de ração artesanal minimizando assim, o descarte de resíduos hortifrutigranjeiros no ambiente, como também o desenvolvimento da percepção ambiental para um maior aproveitamento dos resíduos orgânicos além

do protagonismo dos participantes na ação proposta.

DISCUSSÕES

No novo conceito de ensinar/aprender, enfatizando-se a relevância da questão de responsabilidade social, cada dia mais a sociedade está requisitada a ser mais proativa e a assumir a sua cidadania. Nesse sentido, a educação assume um papel central na formação de cidadãos mais críticos e engajados, capazes de compreender os desafios sociais e ambientais e de atuar ativamente para transformá-los (JACOBI, 2003). O processo de ensino-aprendizagem, quando voltado para a responsabilidade social, estimula o desenvolvimento de competências que vão além do conhecimento técnico, abrangendo a conscientização sobre sustentabilidade, justiça social e inovação (VASCONCELOS, 2007; VALDANHA NETO, 2021).

Consoante COSTA (2024), a prática educativa, portanto, deve estar alinhada a metodologias que incentivem a participação ativa dos indivíduos na construção do conhecimento. Dessa forma, as iniciativas que promovem a capacitação em diferentes áreas, como a produção de alimentos e o uso eficiente de recursos naturais, são fundamentais para fortalecer a autonomia das comunidades e impulsionar modelos produtivos mais sustentáveis.

A importância nutricional do pescado, reconhecida por sua contribuição ao desenvolvimento escolar de crianças e à saúde de idosos, sobretudo pela redução dos riscos de doenças neurodegenerativas, como o Alzheimer e a demência, além de seu impacto no controle do apetite e na regulação de hormônios do tecido adiposo (ARAÚJO et al., 2012), evidencia a necessidade de fomentar estratégias que ampliem seu acesso e produção de forma sustentável. Essa demanda tem estimulado o desenvolvimento de ações que extrapolam os limites acadêmicos, especialmente por meio da extensão universitária, a qual se configura como um espaço privilegiado para a articulação entre o saber científico e os conhecimentos tradicionais de comunidades rurais (BUFFA; CANALES, 2007).

Na Universidade Federal da Paraíba, iniciativas voltadas à piscicultura têm sido desenvolvidas com o intuito de promover o intercâmbio entre pesquisadores, estudantes, piscicultores, pescadores artesanais e agricultores. Tais ações não apenas possibilitam o compartilhamento de práticas e experiências, como também contribuem para a formação crítica e o fortalecimento da autonomia das comunidades envolvidas (DOS SANTOS; SIEBE; FALCON, 2014). Através desse processo dialógico, torna-se possível refletir sobre os desafios e potencialidades da produção pesqueira em contextos locais, evidenciando a relevância da piscicultura como estratégia de promoção da segurança alimentar, geração de renda e sustentabilidade ambiental (SILVA et al., 2013). Como foi observado nos trabalhos de MARINHO (2001), ROLIM (2018) e LIMA (2022), a aplicação de biotecnologias na elaboração de rações artesanais tem se mostrado uma alternativa viável para aprimorar a nutrição de organismos aquáticos. Essas pesquisas evidenciam a importância do desenvolvimento de dietas balanceadas, de baixo custo e sustentáveis, que possam complementar as rações comerciais convencionais. Dessa forma, ao incorporar resíduos agroindustriais e outros ingredientes alternativos, busca-se não apenas a redução dos custos de produção, mas também o aproveitamento eficiente dos recursos disponíveis. Tais iniciativas são essenciais para impulsionar o crescimento da piscicultura e da carcinicultura, especialmente em regiões do litoral do estado da Paraíba, onde a adoção de práticas inovadoras pode contribuir significativamente para a sustentabilidade ambiental e econômica da atividade aquícola.

No campo da piscicultura, por exemplo, a melhoria e capacitação de produtores por meio de minicursos e treinamentos da aplicação dessas biotecnologias, promove não apenas o aperfeiçoamento técnico, mas também o desenvolvimento de uma consciência ambiental mais ampla (PEREIRA, 2006; LOPEZ MACHACUAY, 2023; SOUZA et al., 2017). A introdução de alternativas sustentáveis, como a produção de ração doméstica a partir de resíduos hortifrutigranjeiros, ilustra como o conhecimento

aplicado pode transformar realidades locais, reduzindo custos e impactos ambientais ao mesmo tempo em que fortalece a segurança alimentar.

O consumo dos peixes pela população local, cultivados a partir de uma ração artesanal, utilizando resíduos hortifrutigranjeiros em sua composição nutricional, traz maior equilíbrio e qualidade ao pescado, podendo ser consumido de diversas maneiras, “in natura” ou processado, e desse modo, agrega-se maior valor ao pescado de menor importância econômica (OETTEREER, 2006). Dessa forma, os participantes contribuem com impactos positivos para a melhoria da qualidade de vida e da sociedade.

Desse modo, a percepção ambiental atua como um elo entre o conhecimento científico e a sociedade, facilitando a tradução e a aplicação dos estudos acadêmicos em contextos reais. A compreensão dos impactos ambientais e da viabilidade de alternativas ecológicas está diretamente relacionada à disseminação do conhecimento científico, tornando a extensão universitária um mecanismo essencial para conectar as inovações acadêmicas às demandas da sociedade (SILVA et al., 2019; RODRIGUES, et al., 2013). Por meio de atividades extensionistas, como minicursos e capacitações, é possível ampliar o acesso a tecnologias sustentáveis, promovendo maior autonomia produtiva e incentivando práticas ambientalmente responsáveis.

Um exemplo de integração entre ciência e prática é o Sisteminha EMBRAPA, proposto por GUILHERME et al., (2019), é um modelo de produção agroecológica que alia diferentes sistemas produtivos para otimizar o uso de recursos e reduzir desperdícios. Esse modelo visa a sustentabilidade da produção familiar, integrando piscicultura, horticultura e criação de pequenos animais em um ciclo de aproveitamento eficiente de insumos e resíduos. Nesse sentido, a produção de ração alternativa (doméstica) se apresenta como um complemento estratégico para sistemas produtivos diversos, como a aquicultura e a aquaponia, possibilitando a reutilização de resíduos hortifrutigranjeiros e a redução da dependência de insumos comerciais.

Essa mediação é essencial para promover a conscientização e a participação ativa da

comunidade em questões ambientais, fortalecendo a interface entre ciência e a população (MARIN, 2008). MORETZ-SOHN (2013) esclarece que a percepção ambiental de piscicultores e ou pescadores artesanais desempenha um papel fundamental na adoção de práticas sustentáveis, especialmente no contexto da produção aquícola.

Com isso, a compreensão dos impactos ambientais e da viabilidade de alternativas ecológicas está diretamente relacionada com a disseminação do conhecimento científico de forma compreensível e descomplicada para os atores sociais (ROCHA, 2012). Esse conhecimento, muitas vezes empírico, é construído a partir da observação contínua dos ecossistemas aquáticos e das variações que ocorrem ao longo do tempo, como mudanças na qualidade da água, no crescimento dos organismos cultivados e na disponibilidade de recursos naturais. Portanto, quando essa percepção é complementada pelo conhecimento científico, SILVA et al. (2021) observaram em seu estudo que os demais integrantes da comunidade e ocasionais produtores aquícolas, tornam-se mais conscientes dos impactos ambientais de suas práticas e mais preparados para adotar estratégias sustentáveis.

Dessa forma, a promoção de estratégias de sensibilização, aliadas à adoção de soluções sustentáveis representa um caminho promissor para o desenvolvimento da piscicultura familiar, reduzindo custos, minimizando impactos ambientais e fortalecendo a segurança alimentar das comunidades envolvidas.

CONCLUSÕES

O presente estudo evidenciou a relevância da utilização de rações artesanais produzidas a partir de resíduos agroindustriais como alternativa sustentável para a piscicultura, alinhando-se aos princípios da economia circular e da redução dos impactos ambientais. A receptividade demonstrada pelos piscicultores e agricultores de Santa Rita - PB reflete o potencial da abordagem interdisciplinar adotada, que integra a extensão universitária e valoriza o diálogo entre saberes tradicionais e conhecimento técnico-científico.

Os resultados obtidos reforçam que a adoção de rações alternativas na dieta de animais,

formuladas a partir de subprodutos hortifrutigranjeiros locais, pode reduzir significativamente os custos de produção que chegam a 70% do investimento total, minimizando o descarte inadequado desses resíduos no meio ambiente. Além disso, a metodologia participativa, apoiada por materiais didáticos acessíveis, mostrou-se fundamental para o engajamento da comunidade e a consolidação do conhecimento transmitido.

A percepção ambiental, como destacado na discussão, atuou como um eixo central na mediação entre o saber técnico-científico e as demandas práticas dos atores locais, reforçando a importância de iniciativas que promovam a indissociabilidade entre universidade e sociedade. A produção de 5 Kg de ração artesanal durante a intervenção simboliza um passo concreto em direção à sustentabilidade, além de empoderar os participantes como agentes transformadores de sua realidade.

Portanto, este estudo contribuiu não apenas para a otimização de recursos na piscicultura, mas também para a construção de modelos replicáveis de educação ambiental e extensão rural. Futuros estudos poderão explorar a viabilidade econômica em larga escala das rações alternativas, bem como seu impacto a longo prazo no desempenho zootécnico das espécies cultivadas. A continuidade dessas ações é essencial para consolidar a piscicultura como um setor produtivo alinhado aos preceitos da sustentabilidade e da segurança alimentar.

AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de expressar sinceros agradecimentos à Universidade Federal da Paraíba (UFPB) pelo apoio institucional e infraestrutura essencial para a realização deste trabalho. À Pró-Reitoria de Extensão (PROEX), nosso profundo reconhecimento pelo fomento às atividades extensionistas que tornaram possível a intervenção comunitária.

Ao Laboratório de Ecologia Aquática (LABEA), nosso apreço pelos recursos técnicos e pelo suporte científico oferecido durante todas as etapas da pesquisa.

À dedicada equipe multidisciplinar

envolvida - professores orientadores, colaboradores técnicos, alunos bolsistas e voluntários, e parceiros externos - nosso reconhecimento pelo comprometimento e contribuições intelectuais que enriqueceram este projeto.

Por fim, mas não menos importante, nosso agradecimento aos piscicultores e agricultores de Santa Rita-PB, cuja participação ativa foi fundamental para o sucesso e melhoria na qualidade de vida populacional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABIMORD, E. G., STRADA, W. L., SCHALCH, S. H. C., GARCIA, F., CASTELLANI, D.; MANZATTO, M. D. R. 2009. Silagem de peixe em ração artesanal para tilápia-do-nilo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.44, p.519-525.
- BUFFA, E., CANALES, R. P. 2007. Extensão: meio de comunicação entre universidade e comunidade. *EccoS Revista Científica*, 9(1), 157-169.
- COSTA, S. C. P., DE OLIVEIRA, T. D., BENSO, A., VIEIRA, E. P., MUELLER, A. A., DA SILVEIRA, D. C., ... & ENDERLE, T. P. 2024. Educação ambiental e o ambiente escolar: reflexões sobre a participação ativa dos estudantes na preservação do meio ambiente. *Caderno Pedagógico*, 21(10), e9588-e9588.
- DE ARAÚJO, J. F. S., ALVES FILHO, E.; DO PATROCÍNIO, M. D. P. 2012. A educação ambiental e alimentar na escola do campo: Vivência pedagógica na extensão.
- DOS SANTOS, I. A. F., SIEBER, S. S., & FALCON, D. R. (2014). Piscicultura de base familiar como estratégia para o desenvolvimento rural: experiências no estado de Pernambuco. *Revista Extensão Rural, DEAER-CCR-UFSM*, 21(1).
- ESPÍNDOLA FILHO, A., OETTERER, M.; ASSIS, A. 2001. Processamento agroindustrial de resíduos de peixes, camarões, mexilhões e ostras pelo sistema cooperativado. *Revista de Educação Continuada em Medicina Veterinária e Zootecnia do CRMV-SP*, v.4, n.1, p. 52-61.
- FONSECA, T., COSTA-PIERCE, B. A.; VALENTI, W. C. 2017. Lambari aquaculture as a means for the sustainable development of rural

- communities in Brazil. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, v. 25, n.4, 316-330.
- GUILHERME, L. C., SOBREIRA, R. D. S., & de OLIVEIRA, V. Q. 2019. Sisteminha Embrapa-UFU-FAPEMIG: Sistema Integrado de Produção de Alimentos-Módulo1: tanque de peixes.
- JACOBI, P. 2003. Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade. *Cadernos de pesquisa*, (118), 189-205.
- LIMA, N. R. D. 2022. Aspectos da evolução da tilapicultura no Nordeste.
- LOPEZ MACHACUAY, L. A. 2023. Conciencia ambiental y su relación con el manejo de residuos hidrobiológicos en piscigranjas del Centro Poblado de Picoy.
- MARIN, A. A. 2008. Pesquisa em educação ambiental e percepção ambiental. *Pesquisa em educação ambiental*, v. 3, n.1, p.203-222.
- MARINHO, F. B. 2011. Implantação da piscicultura familiar com pescadores e agricultores assentados no Município de Lucena-PB.
- MORETZ-SOHN, C. D., CARVALHO, T. P., & SOARES, M. D. O. 2013. Pescadores artesanais e a implementação de áreas marinhas protegidas: Estudo de caso no nordeste do Brasil.
- OETTERER, M. 2006. Fundamentos de ciência e tecnologia de alimentos. Editora Manole Ltda.
- PAULI, G. A. 1996. Emissão zero: a busca de novos paradigmas: o que os negócios podem oferecer à sociedade. EDIPUCRS.
- PEIXE, BR. 2023. Anuário brasileiro da piscicultura. Associação Brasileira da Piscicultura: Brazil.
- PEREIRA, M. O. D. R. 2006. Educação ambiental com pescadores artesanais: um convite à participação (Master's thesis).
- ROCHA, K. S., DA SILVA, R. V., & DE FREITAS, R. R. 2012. Uma análise da percepção ambiental e transformação socioeconômica de uma comunidade de pescadores artesanais em região estuarina no sudeste do Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 12(4), 535-543.
- RODRIGUES, A. L. L., DO AMARAL COSTA, C. L. N., PRATA, M. S., BATALHA, T. B. S., & NETO, I. D. F. P. 2013. Contribuições da extensão universitária na sociedade. *Caderno de Graduação-Ciências Humanas e Sociais-UNIT-SERGIPE*, 1(2), 141-148.
- ROLIM, N. P. F. A. 2015. Produção familiar do camarão *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931): viabilidade e qualidade (Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Paraíba). Repositório Institucional UFPB.
- ROSSATO, S., DE MATOS, L. C., DA ROSA, C. E., DE CASTILHOS MULDER, E., REZER, O. V., JANNER, M. L.; FRONZA, D. 2024. Potencial da alimentação com ração composta de resíduo de goiabas na produção sustentável de peixes: comparação entre ração extrusada e peletizada. *Observatório de la economía latinoamericana*, v.22, n.10, p.7534-e7534.
- ROUBACH, R., GOMES, L. D. C., CHAGAS, E.; LOURENÇO, J. D. P. 2002. Nutrição e manejo alimentar na piscicultura. Embrapa Amazônia Ocidental. Documentos, v.23.
- SILVA, A. L. D. B., SOUSA, S. C. D., CHAVES, A. C. F., SOUSA, S. G. D. C., & ROCHA FILHO, D. R. D. 2019. Importância da extensão universitária na formação profissional: Projeto Canudos. *Rev. enferm. UFPE on line*, 1-8.
- SILVA, A. P., RODRIGUES, A. P. O., DE SOUSA, D. N., MACIEL, P. O., PEDROZA FILHO, M. X., UMMUS, M. E., & FLORES, R. M. V. 2013. Diagnóstico participativo da piscicultura familiar na região de Divinópolis/TO: Uma abordagem diferenciada para ações de pesquisa e desenvolvimento.
- SOUSA, T., GOMES, M. V. T., & BRITO, M. F. G. D. 2017. A percepção dos pescadores e a educação ambiental como subsídios para a conservação do Baixo São Francisco. *Ecologias Humanas: revista da Sociedade Brasileira de Ecologia Humana*.
- TORELLI, J. E., OLIVEIRA, E. G. DE, HIPOLITO, M. L.; RIBEIRO, L. L. 2010. Uso de resíduos agro-industriais na alimentação de peixes em sistema de policultivo. *Revista Brasileira de Engenharia De Pesca*, 5(3), 1-15. <https://doi.org/10.18817/repesca.v5i3.269>
- VALDANHA NETO, D., & JACOB, P. R. 2021. Etnoconservação e educação ambiental no Brasil: resistências e aprendizagem numa comunidade tradicional. *Praxis & Saber*, 12(28), 70-87.
- VALENTI, W. C., BARROS, H. P., MORAES-VALENTI, P., BUENO, G. W.; CAVALLI, R. O. 2021. Aquaculture in Brazil: past, present and

future. Aquaculture Reports, 19, 100611.

VASCONCELOS, T. (2007). A importância da educação na construção da cidadania. Revista Saber e Educar, (12). ESEPF Repositório Institucional.

Capítulo IV

CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ILHAS DE CALOR EM CIDADES COSTEIRAS: ESTUDO DE CASO DO MUNICÍPIO DE RIO GRANDE, RIO GRANDE DO SUL – BRASIL



CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ILHAS DE CALOR EM CIDADES COSTEIRAS: ESTUDO DE CASO DO MUNICÍPIO DE RIO GRANDE, RIO GRANDE DO SUL – BRASIL

Alexandre Espíndola de Felipe^{1, 2}; Miguel da Guia Albuquerque^{1, 2}; Jean Marcel de Almeida Espinoza³

¹Universidade Federal do Rio Grande, Programa de Pós-Graduação em Geografia, alesdef@gmail.com (autor correspondente)

²Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul, *Campus* Rio Grande, migueldaguia@gmail.com

³Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Santa Catarina, *Campus* Rio Garopaba, espinoza.almeida@gmail.com

RESUMO

A rápida urbanização das cidades tem trazido alterações no padrão de uso e de cobertura dos solos, principalmente pela substituição de áreas verdes por áreas impermeáveis. O avanço nas tecnologias de sensoriamento remoto tem permitido novas possibilidades de observação de parâmetros relacionados ao conforto térmico e à formação de ilhas de calor em diferentes arranjos urbanos. Este estudo buscou caracterizar como ocorreu a evolução das áreas de ilhas de calor, na cidade do Rio Grande, RS, nos anos de 2013 a 2023. A partir de um pré-processamento das imagens do sensor *Landsat 8*, do cálculo da Temperatura de Superfície (Ts), e utilizando os índices NDVI e NDBI, foi possível mapear a distribuição espacial das ilhas de calor ao longo de 10 anos, de forma automática, utilizando o *plugin Icetool*. Os resultados demonstraram uma tendência de expansão das ilhas de calor, especialmente nas áreas centrais, industriais e periferias urbanizadas, em função do crescimento urbano acelerado e da redução da cobertura vegetal. A comparação dos dados de 2013, 2016, 2020 e 2023 evidenciou que a intensificação do fenômeno está associada ao adensamento de áreas construídas e à fragmentação de áreas verdes. Além disso, dados meteorológicos indicaram uma redução da velocidade média dos ventos e um aumento da umidade relativa do ar, fatores que podem agravar o desconforto térmico urbano. Este estudo destaca a importância do monitoramento contínuo das ilhas de calor, como subsídio à formulação de políticas públicas que integrem planejamento urbano, conservação ambiental e adaptação climática em cidades costeiras como Rio Grande.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, *Landsat 8*, *Plugin Icetool*, Processamento de imagens.

ABSTRACT

The quick urbanization of cities has significantly altered land use and land cover patterns, primarily driven by the replacement of vegetated areas with impervious surfaces. Advances in remote sensing technologies have provided new opportunities for the observation and analysis of parameters related to urban thermal comfort and the development of urban heat islands (UHI) across diverse urban morphologies.

This study aimed to characterize the temporal evolution of urban heat island areas in Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brazil, from 2013 to 2023. By pre-processing Landsat 8 imagery, calculating Land Surface Temperature (LST), and employing the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and the Normalized Difference Built-up Index (NDBI), it was possible to automatically map the spatial distribution of UHIs using the *Icetool* plugin. The findings revealed a consistent trend of expansion in UHI areas, particularly concentrated in central, industrial, and newly urbanized peripheral zones, driven by rapid urban growth and the decline of vegetative cover. Comparative analyses of data from 2013, 2016, 2020, and 2023 demonstrated that the intensification of UHIs is closely associated with increased urban densification and fragmentation of green spaces. Additionally, meteorological data indicated a decrease in average wind speeds and an increase in relative humidity, factors that may contribute to heightened urban thermal discomfort. This study underscores the urgent need for continuous UHI monitoring as a key strategy to inform integrated public policies addressing urban planning, environmental preservation, and climate adaptation, particularly in coastal urban environments such as the Rio Grande.

Keywords: Remote sensing, Landsat 8, *Icetool* Plugin, Processing images.

INTRODUÇÃO

O clima exerce influência sobre o homem, assim como o homem também desempenha um papel importante na dinâmica climática, através de suas várias atividades (NOBREGA & LEMOS, 2011). Quando nos referimos ao clima urbano, OKE (1995) destaca que este é o resultado das variações provocadas pelo processo de urbanização na superfície terrestre e das características da atmosfera de um determinado local. Segundo o Relatório Mundial das Cidades, elaborado pela Organização das Nações Unidas (ONU), estima-se que 70% da população mundial esteja vivendo nos centros urbanos até 2050, sobretudo nas metrópoles

(UN, 2022). Nesse sentido, é importante que os governos trabalhem em soluções urbanísticas em consonância com a Agenda Global 2030, de modo a minimizar os impactos causados pelo aumento da concentração urbana e do crescimento não planejado das cidades.

Assim como em ambientes predominantemente urbanos, as construções situadas próximas às zonas costeiras exercem papel importante na dinâmica climática. Entre os anos 1980 e 2020, DRITSAS (2020) já destacava um aumento da população costeira, de modo que, no Brasil, essa ocupação tem acontecido de forma desordenada e não planejada (KLEIN & SHORT, 2016). No que se refere a infraestruturas ou construções resultantes dessas ocupações, SCHERER (2013) destaca que as iniciativas de gestão dos espaços litorâneos, muitas vezes, não correspondem ao crescente uso e às dinâmicas, as quais esses espaços são submetidos, podendo ocasionar problemáticas relacionadas à formação de ilhas de calor.

As ilhas de calor são definidas como um fenômeno que ocorre quando, no ambiente urbano, têm-se grandes áreas edificadas e temperaturas

mais elevadas, quando comparadas às regiões periféricas do perímetro urbano (LEAL, 2012). Tendo em vista que o ambiente construído tem efeitos diretos na saúde e no bem-estar humano (SOLEYMANPOUR et al., 2015), o presente estudo buscou caracterizar as áreas de formação de ilhas de calor no município costeiro do Rio Grande, Extremo Sul do Brasil, nos anos de 2013 a 2023.

O município do Rio Grande (Figura 1) está situado ao Sul do estado do Rio Grande do Sul (RS), e é caracterizado por um estreito pontal arenoso no estuário da Lagoa dos Patos, escoadouro de um sistema hidrográfico que drena mais da metade do volume de bacias hidrográficas do estado do RS (FERREIRA & ROBAINA, 2012). A localidade possui uma grande importância econômica para o estado do RS, com destaque para o complexo portuário, o qual é considerado o maior do Sul do Brasil, e uma relevância estratégica para o desenvolvimento do comércio internacional.

Segundo o censo demográfico 2022, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, o município do Rio Grande possui uma população estimada de 191.900 habitantes (IBGE, 2023), e representa o 5º maior Produto Interno Bruto (PIB) do estado do RS. O clima da região apresenta uma grande amplitude térmica, sendo caracterizado como subtropical – temperado, com forte influência oceânica, invernos relativamente frios e verões tépidos. A temperatura máxima, média e mínima diária na região é, respectivamente, 22.6 °C, 18.3 °C e 14.9 °C (REBOITA & KRUSCHE, 2018).

METODOLOGIA

Para composição do banco de dados digital, foram obtidos arquivos vetoriais da base cartográfica do município do Rio Grande (i.e. divisão municipal, setores censitários, entre outros). Os dados foram adquiridos junto ao repositório eletrônico do IBGE (www.ibge.gov.br). Para composição do banco de dados de imagens, foram selecionadas cenas dos sensores da série de satélites *Landsat 8*, imagens dos sensores OLI e TIRS, para o período de janeiro/2013 a dezembro/2023. A diferença temporal entre intervalos de imagens se deu pela presença de nuvens em muitas



Figura 1. Mapa de localização da área de estudo. Fonte: Os autores.

cenas. Para este estudo, foram utilizadas cenas do período do verão, que apresentassem 0% na cobertura de nuvens para a região, de forma a proporcionar uma análise qualitativa, a partir dos índices físicos propostos. No total, foram utilizadas 10 imagens. As cenas adquiridas possuem resolução espacial de 30 metros e radiométrica de 8 a 12 bits. As imagens foram obtidas junto ao repositório eletrônico do *U.S. Geological Survey* (USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), fornecidas em nível de processamento L1-A, contendo valores dos *pixels* em contadores digitais.

De posse da base de dados vetorial e do banco de imagens selecionado, foram seguidos os passos metodológicos presentes no fluxograma da Figura 2, a partir das seguintes etapas: (1) Pré-processamento, Adequação de Coordenadas e Recorte das Cenas Orbitais; (2) Aritmética de Bandas para Cálculo do NDBI, NDVI e Temperatura de Superfície de cada Cena de Recorte; (3) Classificação das Áreas de Ilhas de Calor; e (4) Correlação Espacial entre a Presença de Ilhas de Calor, Manchas Urbanas e Densidade Vegetal. Em paralelo, foi realizada a composição do Banco de Dados Meteorológicos e a Aplicação do Teste de Tendência Estatística.

O pré-processamento do banco de dados de imagem foi feito no *software Quantum GIS* (QGIS) versão 3.28.6, e consistiu em três etapas: (1) Correção radiométrica, convertendo os valores de contadores digitais para radiância espectral no topo da atmosfera; (2) Correção atmosférica, convertendo os valores de radiância espectral para

valores de reflectância no topo da atmosfera e, por último, valores de reflectância na superfície (CONGEDO, 2021), sendo que, para esse processo, foi utilizado o *plugin SCP (Semi-Automatic Classification Plugin)*; e (3) Recorte e adequação do sistema de coordenadas, para a projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), a qual foi referenciada no *datum SIRGAS 2000, Zona 22S*. Esse tipo de tratamento preliminar, segundo OLIVEIRA et al. (2021), possibilita a correção das degradações radiométricas, provenientes de desajustes na calibração dos sensores, erros na transmissão de dados, influências atmosféricas e distorções geométricas.

As cenas adquiridas foram corrigidas para a reflectância de superfície, conforme os parâmetros estabelecidos pelo fornecedor das imagens, disponibilizados no site (<https://landsat.usgs.gov/using-usgs-landsat-8-product>), e nos metadados de cada cena (presentes no arquivo auxiliar de sufixo “.MTL”). Sequencialmente, foi empregada a união de bandas espectrais de cada uma das imagens, utilizando também o *plugin SCP*, e a reprojeção espacial dessas para compatibilidade com a base cartográfica adotada. Para o banco de dados de imagens, não foi necessário realizar a correção geométrica, tendo em vista que as imagens já se encontravam georeferenciadas. Após o pré-processamento do banco de dados de imagens, foi realizado o recorte das cenas de interesse, a partir do arquivo *shapefile* do Rio Grande.

O Índice de Detecção de Ocupação Urbana do Solo (NDBI) é um índice que calcula as áreas

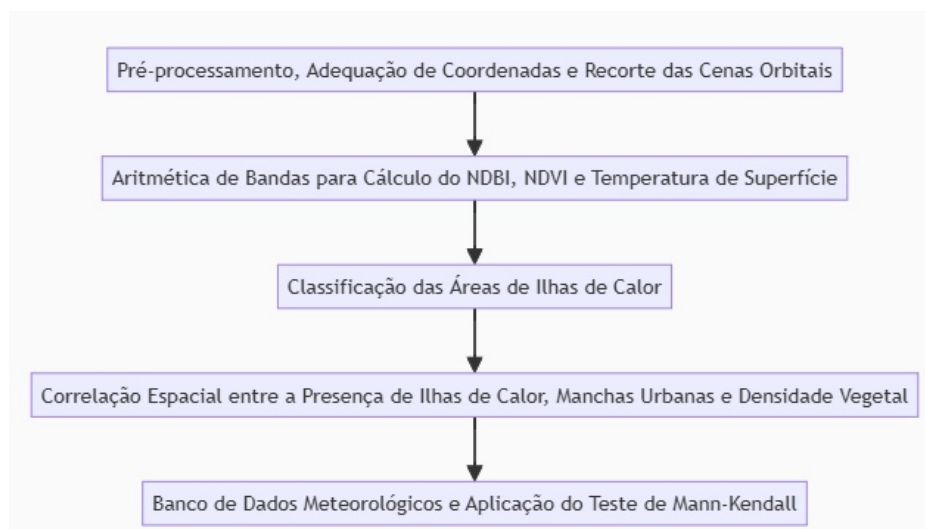


Figura 2. Fluxograma metodológico. Fonte: Os autores..

construídas, de forma normalizada (Equação 1). O NDBI combina faixas do infravermelho médio (Banda 6 do sensor OLI/Landsat 8) e infravermelho próximo (Banda 5 do sensor OLI/Landsat 8), para auxiliar na classificação de uso e ocupação da superfície no ambiente urbano. Os valores de NDBI variaram de -1 a +1, sendo que os valores positivos correspondem às áreas edificadas.

$$\text{NDBI} = \frac{B_6 - B_5}{B_6 + B_5} \quad (\text{Equação 1})$$

No processo de classificação, XU (2008) destaca que é possível que o NDBI se misture com ruídos nas imagens de outras classes de uso, como solo exposto, pois os valores de reflectância são próximos aos valores das áreas urbanas. De forma a corrigir esses ruídos, foi calculado o índice *Built-Up* (BU) (Equação 2), o qual considera a relação entre o NDVI e o NDBI.

$$\text{BU} = \text{NDBI} - \text{NDVI} \quad (\text{Equação 2})$$

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) é a combinação matemática dos níveis de reflectância para bandas coletadas a partir de um sensor, que tem como alvo o estudo da vegetação. O NDVI foi obtido a partir dos valores de reflectância das faixas espectrais do vermelho e do infravermelho próximo (Equação 3), e foi aplicado para a série de dados de 2013 a 2023.

$$\text{NDVI} = \frac{B_5 - B_4}{B_5 + B_4} \quad (\text{Equação 3})$$

onde B5 representa a banda do infravermelho, NIR representa a banda do infravermelho próximo, e B4 representa a banda espectral do vermelho, no sensor OLI/ Landsat 8.

A aritmética de bandas foi processada no *software* QGIS, onde os valores de NDVI variaram de -1 a +1. Valores próximos de +1 correspondem as maiores densidades de biomassa. O comportamento das bandas espectrais para o índice NDVI é descrito na Tabela 1.

A Temperatura de Superfície (Ts) é determinada a partir da utilização da radiância espectral da banda termal e da emissividade da superfície (ϵ_s), que é a razão da energia emitida pela superfície de uma determinada matéria com a energia emitida pelo corpo negro na mesma temperatura (JENSEN, 2011), sendo dada pela Equação 4.

$$T_s = \frac{K_2}{\ln(\epsilon_s K_1 + 1)} / L \quad (\text{Equação 4})$$

onde K1 e K2 são constantes de calibração da banda termal, presentes nos metadados da cena.

Para a identificação automática das áreas de ilhas de calor em cada cena tratada, foi empregada a classificação por limiar de temperatura de superfície. A técnica consiste na classificação das áreas de ilhas de calor (Equação 5) como aquelas que possuem temperatura acima da média acrescida do desvio-padrão da temperatura de superfície, considerando as áreas de ilhas de calor como anomalias térmicas. Assim:

$$\text{Ilha de calor: } T_s \geq T + \text{STD} \quad (\text{Equação 5})$$

Com isso, foram geradas imagens de classificação automática das áreas consideradas como ilhas de calor, correspondendo à presença de ilhas de calor em cada uma das cenas analisadas. Essas ilhas de calor correspondem ao filtro de áreas que apresentaram valores de temperatura da superfície além do limiar do valor médio, acrescido

Tabela 1. Comportamento das bandas espectrais para o índice NDVI, com base nas bandas do sensor OLI/Landsat 8.

Tipo de alvo	Comportamento espectral
Alvo vegetal	$B_4 < B_5 \Rightarrow 0 < \text{NDVI} \leq 1$
Alvo não vegetal	$B_4 \geq B_5 \Rightarrow -1 \leq \text{NDVI} \leq 0$

do desvio padrão, o que indicam áreas de anomalia térmica positiva.

Para determinação da correlação espacial entre a presença de ilhas de calor, a densidade vegetal e a presença das manchas urbanas, foi empregada a técnica de *Overlay*. Essa técnica se constitui em fazer a análise da intersecção espacial entre distintos temas de interesse para cada data de relevância, como por exemplo, a intersecção espacial entre a classe de ilhas de calor e a densidade vegetal.

Com isso, foram determinadas as relações espaciais entre a presença de ilhas de calor com as classes de uso e a cobertura do solo local, o que possibilitou um melhor entendimento dessa dinâmica. A partir de dados meteorológicos, da caracterização da evolução da mancha urbana na cidade do Rio Grande e da distribuição da cobertura vegetal, foi possível mapear as regiões em que ocorreu formação de ilhas de calor, identificando a correlação espacial entre estas e o uso e a cobertura do solo.

O banco de dados meteorológicos foi criado a partir de informações provenientes da base de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (www.portal.inmet.gov.br). Foram utilizados dados de direção e intensidade dos ventos, temperatura e radiação, para os períodos de 2013 a 2023, coletados da estação automática do Rio Grande (Código A802).

Em termos estatísticos, foi realizada uma análise não paramétrica, a partir do teste estatístico de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975), para caracterização da tendência da série de

dados de vento e temperatura. Para considerar a estabilidade da série temporal, esse teste considera a sucessão de valores que ocorrem de forma independente, e a distribuição da probabilidade dos dados permanecerem sempre na mesma da série. O teste de Mann-Kendall realiza um comparativo entre o número de vezes que os termos da série de dados são maiores que o valor analisado. A partir de um comparativo entre cada dado com os valores restantes, foi possível determinar a estabilidade da série.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em relação aos dados meteorológicos, foi observado que a velocidade média do vento para o período de 2013 a 2023 foi de 3,46 m/s, e as direções predominantes do vento foram de N, NE e E. Em termos estatísticos, o teste de Mann-Kendall mostrou uma tendência linear de redução da velocidade do vento de -0,09 m/s por ano (Figura 3), sugerindo uma diminuição gradual da intensidade dos ventos na região. O coeficiente de determinação médio quadrático (R^2) para a testagem foi de 93,5%, o que é considerado com uma boa acurácia e explica grande parte da variabilidade observada nos dados.

Apesar de oscilações significativas ao longo dos anos, com períodos de maior e menor intensidade, a tendência geral da série de dados de vento apontou para uma suavização dessas oscilações ao longo do tempo. A diminuição da velocidade do vento pode impactar, por exemplo, diversos aspectos relacionados ao conforto térmico na cidade do Rio Grande, especialmente

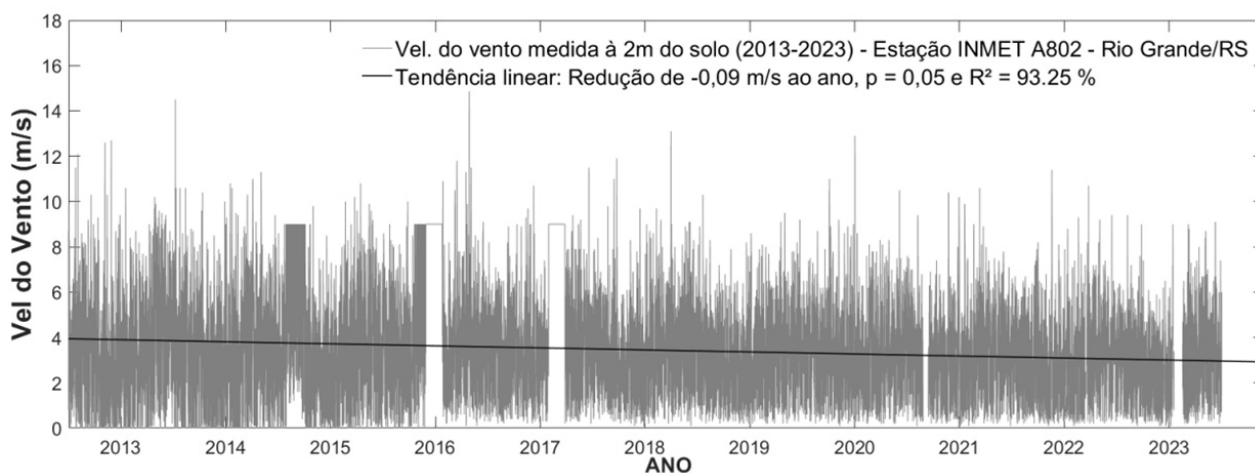


Figura 3. Comportamento da série de dados de velocidade dos ventos, período 2013 a 2023, com base no teste estatístico de Mann-Kendall. Fonte: Os autores.

considerando sua localização em uma região costeira.

A redução na ventilação natural pode resultar em uma maior sensação térmica de calor por parte da população, afetando a qualidade de vida e podendo influenciar na dissipação de poluentes atmosféricos, provenientes das indústrias de fertilizantes estabelecidas na região. A tendência de queda na velocidade dos ventos pode estar relacionada à mudança no padrão de circulação atmosférica, às variações na intensidade e à frequência dos sistemas meteorológicos atuantes na região e às alterações no uso e na cobertura do solo. Apesar de se ter um conhecimento prévio sobre os impactos na redução da circulação de ventilação natural, OLIVEIRA & BORROZZINO (2018) destaca que são poucos os estudos que focam nas alterações da velocidade do vento no Hemisfério Sul. No caso da região Sul do Brasil, o estudo conduzido por CARDOSO et al. (2016) tem demonstrado um decréscimo na velocidade média do vento sobre o Oceano Atlântico.

Em relação à umidade relativa do ar mensal, os valores variaram entre 100% e 9%, para o período de 2013 a 2023, com média de 72,7% e desvio padrão de $\pm 14,1\%$. O resultado do teste de Mann-Kendall mostrou uma tendência linear de aumento da umidade relativa do ar de $+0,63\%$ ao ano (Figura 4), sugerindo uma elevação gradual dos níveis de umidade na região. O coeficiente de determinação médio quadrático (R^2) para a testagem foi de 96,83%, o que é considerado com

uma boa acurácia.

Para os dados de variação da cobertura vegetal, os resultados obtidos mostraram que a cena *Landsat 8* para a imagem de 2013 apresentou uma variação mínima e máxima dos intervalos de NDVI de -0,05 e 0,41, respectivamente (Figura 5A). Para 2023, os valores de mínimos e máximos de NDVI foram de -0,39 e 0,87, respectivamente (Figura 5B). Em termos quantitativos, a área de vegetação calculada para 2013 foi de 533,64 ha, e em 2023 foi de 218,45 ha, uma redução de 40,94% em 10 anos.

Para os dados de variação das áreas construídas, os valores de NDBI mínimo e máximo para a imagem de 2013 variaram entre -0,39 e 0,87, respectivamente (Figura 6A). Para 2023, os intervalos mínimo e máximo de NDBI foram de -0,67 a 0,31 (Figura 6B), respectivamente. As áreas que apresentaram maiores mudanças são a região da entrada do balneário Cassino e a Sudoeste da cidade do Rio Grande. As áreas rurais e os setores que estão às margens da rodovia também se destacam por um aumento no número de construções.

Rio Grande tem se consolidado como um polo regional, devido à sua economia diversificada, que inclui atividades portuárias, industriais e universitárias. Nesse contexto, destaca-se o Polo Naval e *Offshore*, que foi inaugurado em 2010 e teve seu ápice em 2014. D'AVILA (2018) destaca que o grande fluxo migratório no período, por conta da atração de mão de obra gerada pelo Polo Naval, acarretou nessa maior demanda por novas

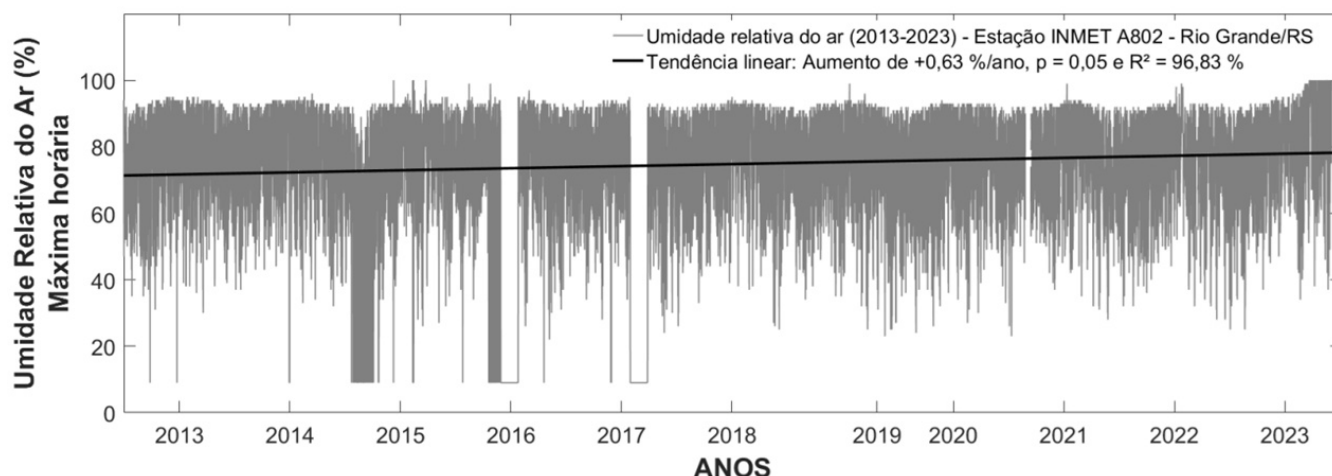


Figura 4. Comportamento da série de dados de umidade relativa do ar, período 2013 a 2023, com base no teste estatístico de Mann-Kendall. Fonte: Os autores.

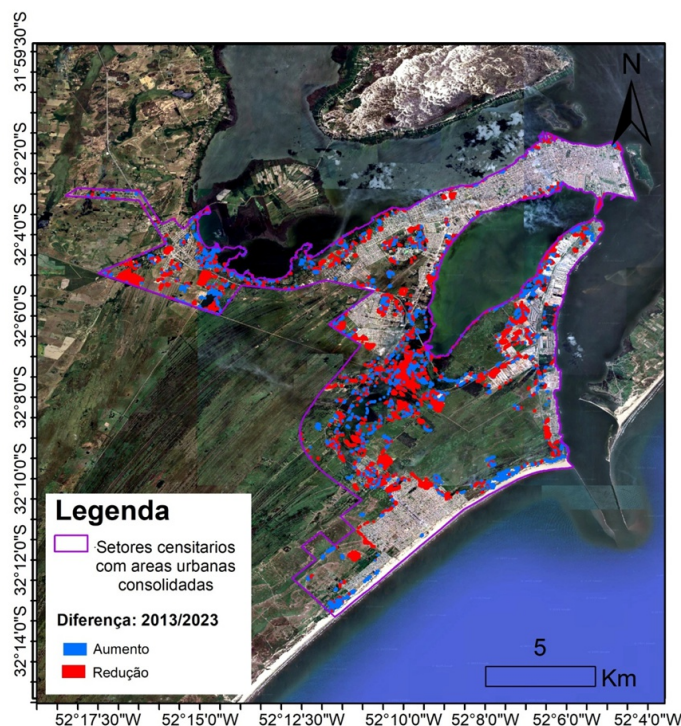


Figura 5. Caracterização do crescimento e redução de áreas de vegetação no município do Rio Grande, RS, entre os anos de 2013 e 2023. Fonte: Os autores.



Figura 6. A- Caracterização do crescimento e redução de áreas urbanizadas no município do Rio Grande, RS, entre os anos de 2013 e 2023. Fonte: Os autores.

áreas urbanizadas, levando à expansão territorial entre os anos 2013 e 2015.

No balneário Cassino, foi observado um crescimento significativo nas adjacências e nas

áreas mais interiores. A região do distrito industrial também apresentou uma expansão acentuada, o que pode ser um indicativo de possíveis investimentos em infraestrutura e atividades econômicas associadas. No caso do bairro Barra, o aumento de áreas urbanizadas pode estar associado a eventuais ocupações de terrenos ilegais. Por fim, a zona central do município apresentou um crescimento disperso, sendo observados alguns adensamentos urbanos e novas ocupações no entorno da Lagoa dos Patos e em bairros mais afastados do centro histórico.

Em relação à evolução das localidades que apresentam ilhas de calor urbano, a análise das imagens *Landsat*, referentes aos anos de 2013, 2016, 2020 e 2023, mostram que as menores temperaturas são registradas nas localidades que apresentam áreas de vegetação densa, e nas proximidades dos corpos d'água. Ao longo da série de dados de imagens, é observada uma tendência no aumento das ilhas de calor na cidade do Rio Grande. Em 2013, as áreas de calor estavam concentradas, principalmente, no centro urbano e nas áreas industriais, refletindo um padrão típico de ilhas de calor (Figura 7A). No entanto, em 2016, observou-se um aumento na intensidade e na extensão dessas ilhas de calor, com uma expansão para áreas periféricas do município (Figura 7B). Em 2020, o crescimento das áreas de ilhas de calor se intensificou. Também, foi evidenciado um aumento da temperatura nessas localidades, quando comparado a períodos anteriores (Figura 7C). Em 2023, a tendência de aumento se manteve tanto na temperatura de superfície quanto nas áreas afetadas, indicando um agravamento da situação (Figura 7D).

O crescimento urbano se mostrou um fator determinante na formação dessas ilhas, o que foi acentuado com a fragmentação de áreas com presença de vegetação e de corpos d'água. Esse fenômeno pode ser atribuído ao crescimento urbano, à expansão do distrito industrial e à possível redução das áreas verdes.

A crescente intensificação das ilhas de calor urbanas entre 2013 e 2023, na cidade do Rio Grande, levanta preocupações significativas em relação ao conforto térmico da população. Segundo SANTAMOURIS (2014), as ilhas de calor urbanas

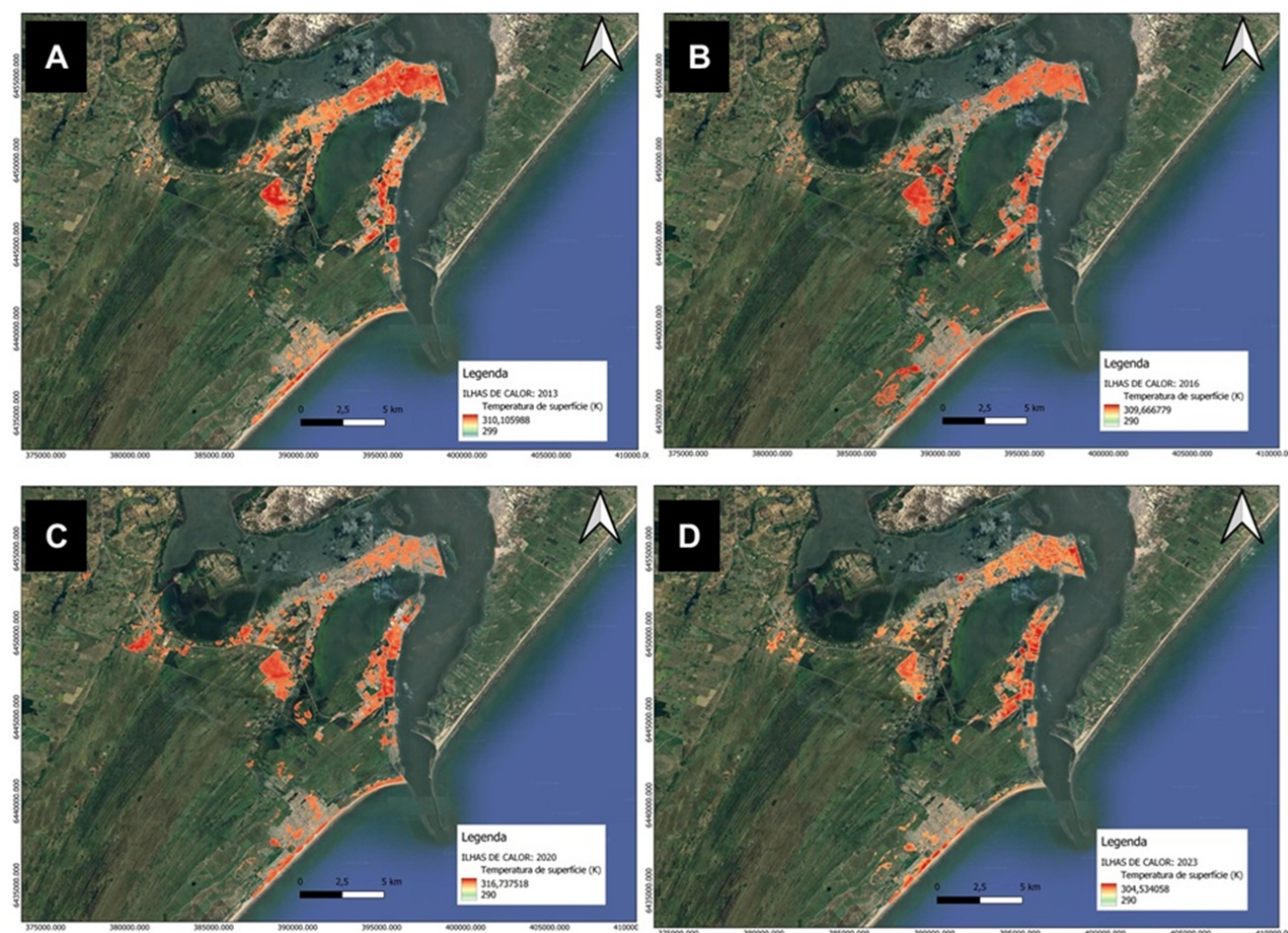


Figura 7. Evolução das áreas de ilhas de calor na cidade do Rio Grande, RS, nos períodos de: A- 2013; B- 2016; C- 2020; e D- 2023. Fonte: Os autores.

podem elevar a temperatura em até 5 °C em comparação às áreas rurais, resultando em desconforto térmico e riscos à saúde de idosos e crianças, os quais são considerados grupos sociais mais vulneráveis. A fragmentação das áreas verdes, observada principalmente entre nas imagens de 2020 e 2023, reduz a capacidade do ambiente urbano de moderar as temperaturas. Essa redução, segundo BOWLER et al. (2010), tem como consequência uma intensificação dos efeitos das ilhas de calor, com reflexos no bem-estar da população.

O crescimento urbano não planejado, caracterizado pela expansão não controlada, a qual está normalmente associada à degradação do solo e a redução da cobertura vegetal, tende a aumentar a absorção de calor e a reduzir a ventilação natural, contribuindo para o aumento das temperaturas superficiais. Outros fatores, como a configuração urbana da cidade e o uso do solo, segundo OKE

(1982), são determinantes para a formação de ilhas de calor.

CONCLUSÕES

O monitoramento das interações entre os padrões dos ventos, de umidade e o comportamento da temperatura ao longo dos anos, na cidade do Rio Grande, foi fundamental para compreender os impactos dessas variáveis na formação das ilhas de calor urbano. Em termos meteorológicos, o período de 2013 a 2023 apontou uma velocidade média do vento de 3,46 m/s, com direções predominantes de N, NE e E. O teste estatístico de Mann-Kendall revelou uma tendência linear de redução da velocidade do vento, com declínio anual de -0,09 m/s (acurácia de 93,5%), sugerindo uma diminuição gradual da ventilação natural na cidade. Tal cenário pode impactar negativamente o conforto térmico na cidade. Simultaneamente, a umidade relativa do ar variou entre 100% e 9%,

com média de 72,7% e desvio padrão de $\pm 14,1\%$, apresentando uma tendência de aumento de +0,63% ao ano, com alta confiabilidade estatística ($R^2 = 96,83\%$).

A rápida urbanização da cidade, impulsionada por fatores econômicos, como o crescimento do Polo Naval e *Offshore*, resultou em alterações significativas no uso e na cobertura do solo, especialmente com a substituição de áreas vegetadas por superfícies impermeáveis. A análise multitemporal de imagens *Landsat* mostrou uma redução acentuada na cobertura vegetal (de 533,64 ha em 2013 para 218,45 ha em 2023) e um aumento nas áreas construídas, sobretudo no balneário Cassino, no distrito industrial e nas margens de rodovias. Esse processo de urbanização não planejada tem se mostrado um fator determinante para a intensificação das ilhas de calor urbano.

As imagens de 2013, 2016, 2020 e 2023 evidenciam uma tendência clara de aumento da intensidade e da extensão dessas ilhas, que inicialmente se concentravam nas áreas centrais e industriais, mas que, com o tempo, expandiram-se para regiões periféricas e anteriormente vegetadas. A fragmentação das áreas verdes e a proximidade reduzida de corpos d'água têm diminuindo a capacidade de resfriamento natural do ambiente urbano, agravando os efeitos térmicos.

O avanço das tecnologias de sensoriamento remoto tem desempenhado papel essencial na observação e na análise de parâmetros relacionados ao conforto térmico urbano. O mapeamento das áreas críticas possibilitou a identificação das localidades mais vulneráveis ao fenômeno das ilhas de calor na cidade do Rio Grande. Os dados obtidos reforçam a necessidade de se investir em políticas públicas, tais como a criação de áreas verdes para auxiliarem na regulação natural da temperatura; melhorias no sistema de transporte público, a partir de investimentos em modais mais eficientes e menos poluentes; e um planejamento urbano integrado com foco na revisão e atualização do plano diretor da cidade, de forma a incluir diretrizes que considerem o clima urbano. Por fim, ações que integrem as dinâmicas climáticas, ambientais e sociais da cidade, podem gerar resultados significativos na melhoria das condições

de conforto térmico da cidade do Rio Grande.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BOWLER, D. E.; BUYUNG-ALI, L.; KNIGHT, T. M. & PULLIN, A. S. 2010. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning*, 97(3): 147-155. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.05.006>.
- CARDOSO, L. F. N.; SILVA, W. L. & SILVA, M. G. A. 2016. Long-term trends in near-surface wind speed over the Southern hemisphere: a preliminar analysis. *International Journal of Geosciences*, 7 (7): 938-943. <https://doi.org/10.4236/ijg.2016.77070>.
- CONGEDO, L. 2021. Semi-automatic classification plugin: a python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software*, 6(64): 3172. <https://doi.org/10.21105/joss.03172>.
- D'AVILA, A. P. F. 2018. Sob o signo do desenvolvimento: Apogeu e crise do Polo Naval e offshore de Rio Grande e suas implicações para o trabalho. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil 254 p.
- DRITSAS, S. E. 2020. The effect of sea level rise on coastal populations: The case of the Gironde (Estuaries of Gironde). *Economic Analysis and Policy*, 66: 41-50. <https://doi.org/10.1016/j.eap.2020.02.008>.
- FERREIRA, J. & ROBAINA, L. 2012. Expansão urbana e o perigo de desastres por inundação em Rio Grande/RS. *Geografia*, 37(03): 445-462.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2023. Sinopse do Censo Demográfico 2022. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. (Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/>).
- JENSEN, J. R. 2011. Sensoriamento Remoto do Ambiente. XXp., Parêntese Editora, São Paulo, Brasil. (ISBN: 978-85-605-0706-1).
- LEAL, L. 2012. A influência da vegetação no clima urbano da cidade de Curitiba – PR. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil. 172p.
- KENDALL, M.G. 1975. Rank correlation methods. 120p., Charles Griffin, London, UK. (ISBN: 978-

- 01-952-0837-5).
- KLEIN, A. H. F. & SHORT, A. D. 2019. Brazilian Beach Systems: Introduction. In: SHORT, A. D. & KLEIN, A. H. F. (Eds.). *Brazilian Beach Systems*, pp. 1-36, Springer, Florida, USA. (ISBN: 978-33-198-0798-0).
- MANN, H.B. 1945. Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, 13: 245-259. <https://doi.org/10.2307/1907187>.
- NOBREGA, R. S. & LEMOS, T. V. S. 2011. O microclima e o (des)conforto térmico em ambientes abertos na cidade do Recife. *Revista de Geografia da UFPE*, 28(01): 93-109.
- OKE, T. R. 1995. The heat island of the urban boundary layer: characteristics, causes and effects. In: CERMAK, J. E.; DAVENPORT, A. G.; PLATE, E. J. & VIEGAS, D. X. (Eds.). *Wind Climate in Cities*, pp. 81-107, Springer, Dordrecht, Netherlands. (ISBN: 978-94-017-3686-2)
- OKE, T. R. 1982. The Energetic Basis of the Urban Heat Island. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 108(455): 1-24. <https://doi.org/10.1002/qj.49710845502>.
- OLIVEIRA, D. & BORROZZINO, E. 2018. Tendências de alteração da velocidade do vento no estado do Paraná. *Agrometeoros*, 26(01): 145-149.
- OLIVEIRA, J. L. M.; CERQUEIRA NETO, S. P. G. & DA SILVA, J. B. L. 2021. Evaluating of changes in soil use in the city of Eunápolis-BA through analysis of the efficiency of spectral indices of NDVI, NDBI and Built-UP. *Brazilian Journal of Development*, 7(9): 87529-87544. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n9-084>.
- REBOITA, M. S. & KRUSCHE, N. 2018. Normais climatológicas provisórias de 1991 a 2010 para Rio Grande, RS. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 33: 165-179. <https://doi.org/10.1590/0102-7786331010>.
- SANTAMOURIS, M. 2014. Heat Island Research in the Context of Climate Change. *Journal of Building Performance*, 5(1): 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.07.022>.
- SCHERER, M. 2013. Gestão de praias no Brasil: subsídios para uma reflexão. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 13(01): 3-13. <https://doi.org/10.5894/rgci358>.
- SOLEYMANPOUR, R.; PARSAEE, N. & BANAEI, M. 2015. Climate Comfort Comparison of Vernacular and Contemporary Houses of Iran. *Procedia – Social and Behavioral Sciences*, 201: 49-61. <http://doi.org/10.1016/j.sbspro.2015.08.118>.
- UNITED NATIONS (UN). 2022. *World Cities Report 2022: Envisaging the Future Cities*. 422p., United Nations Human Settlements Programme, Nairobi, Kenya. (Acessado em: <https://unhabitat.org/wcr/>).
- XU, H. 2008. A new index for delineating built-up land features in satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 29(14): 4269-4276. <https://doi.org/10.1080/01431160802039957>.

Capítulo V

ASPECTOS HIDROGEOMORFOLÓGICOS DE UM CANAL SANGRADOURO AO LARGO DO BALNEÁRIO CASSINO – RS, BRASIL





ASPECTOS HIDROGEOMORFOLÓGICOS DE UM CANAL SANGRADOURO AO LARGO DO BALNEÁRIO CASSINO – RS, BRASIL

André Luiz Ruiz Goulart¹, Christian Serpa², Ulisses Rocha De Oliveira³

¹Universidade Federal do Rio Grande, Programa de Pós-Graduação em Geografia, andregeomatica@gmail.com (autor correspondente)

²Universidade Federal do Rio Grande, Escola de Engenharia, ulisseslicke@gmail.com

³Universidade Federal do Rio Grande, Instituto de Ciências Humanas e da Informação, christianserpa@gmail.com

RESUMO

O presente capítulo trata de um estudo de caso de um sangradouro situado na praia do Cassino, e Extremo Sul do Brasil. A área no entorno desse sangradouro é caracterizada por uma expansão urbana, a qual tem afetado o processo de escoamento das águas pluviais coletadas nas depressões e nos banhados localizados entre os cordões litorâneos e em locais de relevo baixo. Para realização do estudo, foram feitas duas campanhas amostrais sazonais, por meio de sobrevoos com uma aeronave remotamente pilotada (ARP). A precisão dos aerolevantamentos se deu a partir da utilização de pontos de controle em campo, os quais tiveram suas coordenadas coletadas com uso de um receptor GNSS Geodésico. De forma concomitante, foram realizados ensaios de medição do nível do lençol freático, com uso de um trado para fazer as perfurações, e uma trena. Com base nos dados de níveis em relação às perfurações, notou-se que o lençol freático, nas dunas, comportou-se de maneira diferente. As maiores variações ocorrem nas nascentes e na desembocadura junto à faixa de praia. O processo de abertura e retenção do sangradouro é fortemente controlado pela pluviometria e pela taxa de evaporação. Apesar da ação das chuvas contribuir para a abertura do canal, os levantamentos das duas saídas apresentaram distintas feições, que foram a retenção e a face aberta em direção à zona de surfê. Esses diferentes períodos corroboram com as épocas de escassez de precipitação na região, catalogados em intervalos amostrais anteriores às medições de campo. Por fim, a drenagem promovida pelos sangradores tem uma importância fundamental para o sistema praial, à medida que promove a interação entre o balanço hídrico e sedimentar na zona de transição entre a Planície Costeira e o Oceano.

Palavras-chave: Canais de drenagem; Geoprocessamento; Variação do lençol freático.

ABSTRACT

This chapter deals with a case study of a washout on Cassino Beach, in Southern Brazil. The area surrounding this washout is characterized by urban expansion, which has affected the runoff process of rainwater collected in depressions and

marshes located between the coastal strips and low-lying areas. Two seasonal sampling campaigns were carried out to carry out the study, involving overflights with an unmanned aerial vehicle (UAV). The precision of the aerial surveys was achieved through the use of ground control points, whose coordinates were collected using an RTK-GPS receiver. At the same time, tests were carried out to measure the water table level, using an auger to make the perforations and a tape measure. Based on the level data about the perforations, it was noted that the water table, in the dunes, behaved differently. The greatest variations occur in the springs and at the mouth next to the beach strip. The process of opening and retention of the washouts is strongly controlled by rainfall and evaporation rates. Although rainfall contributed to the opening of the channel, the surveys of the two outlets showed distinct features, such as retention and the open face towards the surf zone. These different periods corroborate the periods of scarce precipitation in the region, cataloged in sampling intervals before the field measurements. Finally, the drainage promoted by the washouts is of fundamental importance for the beach system, as it promotes the interaction between the water and sediment balance in the transition zone between the Coastal Plain and the Ocean.

Keywords: Drainage channels; Geoprocessing; Water table variation.

INTRODUÇÃO

A Faixa Litorânea corresponde à zona de transição entre o domínio continental e o domínio marinho, caracterizando-se como o resultado da interferência de inúmeros fatores, que podem ser de origem natural ou antrópica. Inseridos na Zona Costeira estão os sangradores, os quais são pequenas bacias hidrográficas comumente encontradas na Planície Costeira do Rio Grande do Sul (RS). Os sangradores são feições de pequena escala, que, além de terem papel fundamental na drenagem da Zona Costeira, são agentes responsáveis pela remobilização de sedimentos das dunas e praias (CALLIARI et al., 2005).

Estudos pioneiros sobre os sangradouros da Costa do RS foram realizados por SILVA (2003), onde foi apresentada uma descrição completa desses cursos d'água. Posteriormente, FIGUEIREDO (2002), FIGUEIREDO & CALLIARI (2004) e FIGUEIREDO et al. (2007), desenvolveram estudos na porção Norte da Costa do RS e na praia do Cassino. Podemos, ainda, destacar os trabalhos de SERPA (2008) e SERPA et al. (2008) para praia do Cassino.

Segundo SILVA (1998), os sangradouros geralmente possuem profundidades rasas, com formas que podem variar entre meandantes e sinuosas. A profundidade do lençol freático, a composição e a permeabilidade do substrato, a orientação do campo de dunas e a presença de áreas alagadiças são fatores importantes no surgimento e na distribuição desses cursos d'água (FIGUEIREDO & CALLIARI, 2005).

Os sangradouros possuem grande importância para o balanço hídrico costeiro, influenciando diretamente na variação da profundidade do lençol freático, e podendo gerar descontinuidades no cordão de dunas frontais da ordem de centenas de metros. Variações hidrogeomorfológicas dos sangradouros estão associadas à taxas de evaporação e à frequência das precipitações pluviométricas (SILVA, 1998; SERPA, 2008). Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é caracterizar aspectos

hidrogeomorfológicos de um canal sangradouro ao largo do balneário Cassino, RS, município do Rio Grande, Extremo Sul do Brasil, comparando um período mais seco, com menos precipitação, de outro mais chuvoso, buscando relacionar o comportamento do nível freático junto à desembocadura do canal sangradouro.

ÁREA DE ESTUDO

Diversos sangradouros são observados ao largo da costa do Rio Grande do Sul. Esses corpos hídricos fazem parte da drenagem da superfície costeira, dando escoamento às águas pluviais coletadas nas depressões e nos banhados localizados entre cordões litorâneos e em locais de relevo baixo, atrás das dunas frontais (SILVA, 1995), onde tais drenagens conectam os respectivos banhados (áreas úmidas) ao mar.

O sangradouro em estudo se localiza ao Sul do balneário Cassino (Figura 1), em uma área ainda pouco urbanizada, mas em processo de expansão urbana. Pela proximidade com o Camping do Leopoldo, neste trabalho, denominou-se Sangradouro do Leopoldo. A área de estudo foi escolhida, levando-se em conta a localização próxima à Estação Marinha de Aquicultura (EMA), da Universidade Federal do Rio Grande (FURG), devido à facilidade de acesso e à disponibilidade logística, às características do cordão de dunas frontais, à morfodinâmica da zona de surfe e à

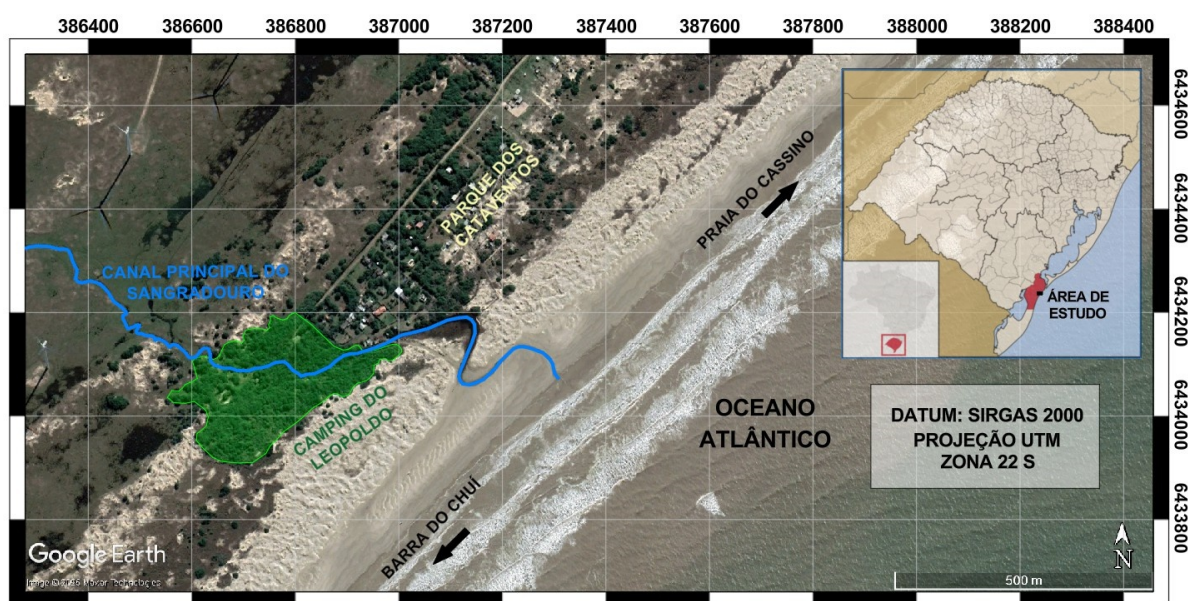


Figura 1. Mapa de localização do canal sangradouro Leopoldo no Camping do Leopoldo, Sul do balneário Cassino, Rio Grande do Sul. Fonte: Os autores.

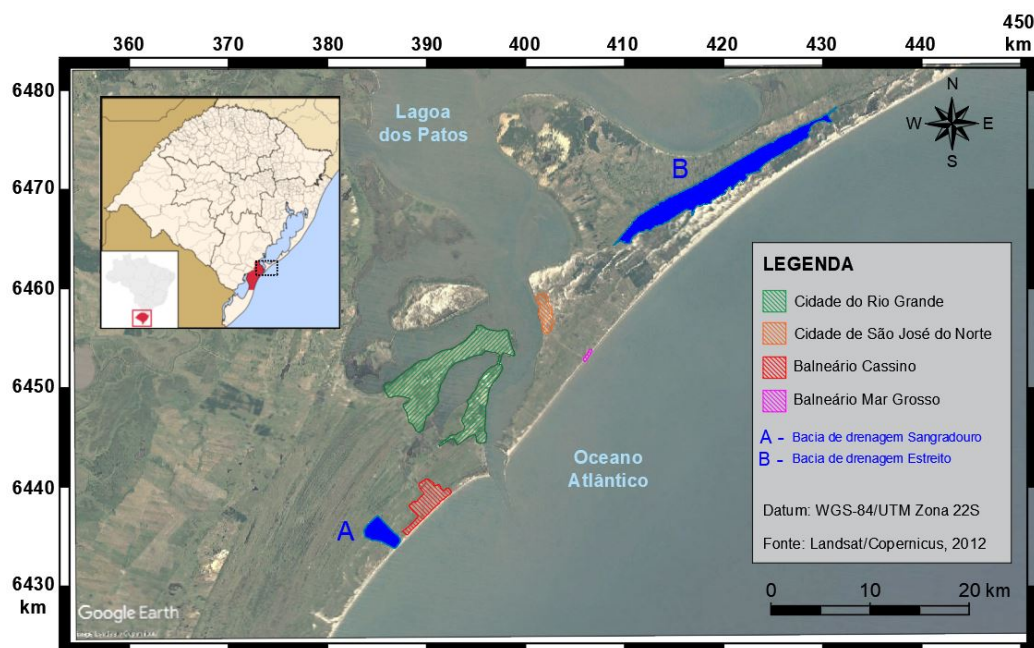


Figura 2. Bacia de Drenagem estimadas do Sangradouro do Parque dos Cata-ventos (A) e a Desembocadura da Lagoa do Estreito (B). Fonte: Os autores.

hidrologia intermitente do sangradouro formado no local.

Segundo GOULART (2022), as maiores variações, nesse canal, ocorrem nas áreas de nascentes e na desembocadura, junto à faixa de praia (Figura 2). Nas áreas de nascentes, há baixos e altos índices de umidade, com secas ou bastante quantidade de água nos banhados (áreas úmidas), situados nas depressões dos cordões litorâneos (barreira progradante). Já, junto à praia, pode haver retenção de água no limite superior ou se o fluxo for para o mar, sofrendo, também, com a influência da dinâmica praial. Quanto ao crescimento urbano, com a expansão urbana do balneário Cassino, houve um aumento de 120% de construções no entorno do canal, entre 2002 e 2018 (GOULART, 2022). Ressalta-se que a construção de casas no entorno do curso de água pode prejudicar o seu desague em direção à praia, além de poluir as águas. Nos autores deste trabalho, é muito complexo obter a precisão exata em relação a bacia de drenagem de um sangradouro, em virtude de se trata de uma planície costeira onde ele se localiza e varia.

Geologia, geomorfologia e fatores meteoceanográficos regionais

A Província Costeira do estado do RS é constituída por dois ambientes: o Embasamento e a Bacia Marginal de Pelotas. O Embasamento é

constituído, em sua maior parte, por rochas cristalinas do Pré-Cambriano, pertencentes ao Escudo Sul-Rio-Grandense e Uruguaio, e por sequências sedimentares e vulcânicas, paleozoicas e mesozoicas da Bacia do Paraná. A Bacia de Pelotas é ampla e preenchida por sedimentos terciários e quaternários, na qual podem ser encontradas inúmeras lagoas e lagunas (VILLWOCK & TOMAZELLI, 1995). A Costa Oceânica da Planície Costeira do RS, com mais de 600 km de extensão, pode ser considerada como uma das mais extensas e contínuas faixas de praias arenosas do mundo (TOMAZELLI & VILLWOCK, 1992).

A Planície Costeira é compartimentada em Planície Aluvial Interna, Barreira das Lombas (chamada barreira I), Sistema Lagunar Guaíba-Gravataí, Barreira Múltipla Complexa (barreiras II, III e IV) e Sistema Patos-Mirim (VILLWOCK & TOMAZELLI, 1995) (Figura 3). A Barreira Múltipla Complexa consiste em uma sucessão de terraços aplainados, intercalados com depressões alongadas, ocupadas por lagoas, lagunas e pântanos, em diferentes estágios evolutivos. O conjunto é composto por três sistemas do tipo laguna- barreira, formados no decorrer dos últimos três ciclos de variação do nível do mar, sendo responsável pelo isolamento do Sistema Patos-Mirim (VILLWOCK & TOMAZELLI, 1995).

O sistema mais recente é o Laguna-Barreira

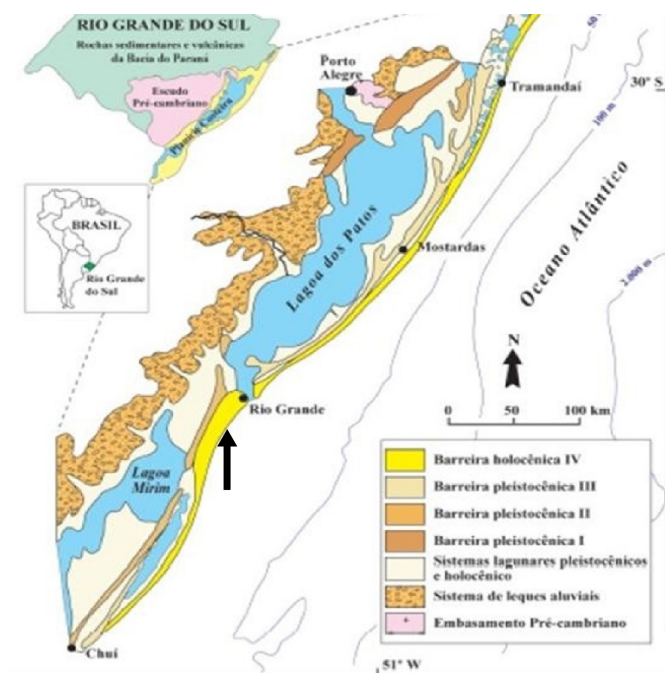


Figura 3. Mapa geológico simplificado da Planície Costeira do RS, Modificado por GOULART (2022), mostrando a distribuição dos principais sistemas deposicionais. Fonte: Modificado TOMAZELLI & VILLWOCK (2000).

IV que, segundo DILLENBURG et al., (2005), desenvolveu-se durante o Holoceno, no último pico transgressivo pós-glacial, a cerca de 5-6 ka, quando o nível do mar estava entre 2 e 4 m acima do nível atual, possibilitando a formação dessa barreira, devido à grande disponibilidade de sedimentos. Para DILLENBURG et al. (2000), os setores côncavos da Costa (reentrâncias) são dominados por barreiras progradantes (regressivas), enquanto os setores com saliências, normalmente, apresentam barreiras retrogradacionais (transgressivas), com orientação geral da linha de costa NE-SW.

As barreiras progradantes, que caracterizam a barreira IV, ao Sul da desembocadura da Lagoa dos Patos, são caracterizadas por cordões litorâneos regressivos, que são corpos arenosos alongados, dispostos paralelamente à linha de costa atual (VILLWOCK et al., 2005), formando uma sequência alternada de cavas e cristas, com amplitude média de 1m e uma distância de 30 a 40m entre os cordões sucessivos (TAGLIANI, 1997). Nessas áreas, formaram-se pequenas lagoas e banhados, os quais abrigam as nascentes dos pequenos arroios e dos canais sangradouros do município do Rio Grande.

Regime de precipitação

A precipitação na região Sul do Brasil é, em geral, bem distribuída ao longo do ano, não possuindo uma estação chuvosa ou seca bem definida (VIANELLO & ALVES, 1991). Todavia, mesmo com uma pequena variabilidade mensal, ocorrem secas intensas e chuvas torrenciais. A localidade é sujeita a mudanças bruscas de tempo, por ser uma localidade susceptível à passagem de ciclones extratropicais e frentes polares.

Entre os sistemas atmosféricos que influenciam as precipitações na região estão os sistemas frontais, os ciclones, os sistemas convectivos de mesoescala (SCMs), os vórtices ciclônicos de altos níveis (VCANs) e as circulações de brisa (REBOITA et al., 2012). Segundo REBOITA et al. (2012), os sistemas frontais correspondem ao encontro entre duas massas de ar com propriedades térmicas opostas. Essa situação acontece na ocorrência de frentes frias, pois a massa de ar frio força a massa de ar quente a subir, favorecendo a formação de nuvens e chuva. Em relação aos ciclones, os quais frequentemente causam ventos fortes, precipitação e diminuição da temperatura, os SCMs estão associados às nuvens Cumulonimbus quando organizadas em mesoescala. É uma denominação abrangente que engloba uma variedade de configurações meteorológicas, tais como conglomerado de nuvens, linhas de instabilidade, complexos convectivos de mesoescala e tempestades tropicais, as quais trazem chuvas bastante intensas para a região Subtropical do Brasil, principalmente no verão (SAKAMOTO, 2009).

Os VCANs são sistemas meteorológicos caracterizados por centros de pressão relativamente baixa, que se originam na alta troposfera e se estendem até os níveis médios. Apresentam um centro relativamente frio, convergência de massa, movimentos verticais subsidentes no centro e ascendente na periferia, e nebulosidade mais intensa na direção do seu deslocamento (FERREIRA et al., 2009). Outro sistema que influencia a precipitação no Sul do Brasil são os bloqueios atmosféricos. Krusche et al. (2003, e.g. Figura 4) indicam que os bloqueios no escoamento atmosférico caracterizam uma interrupção da

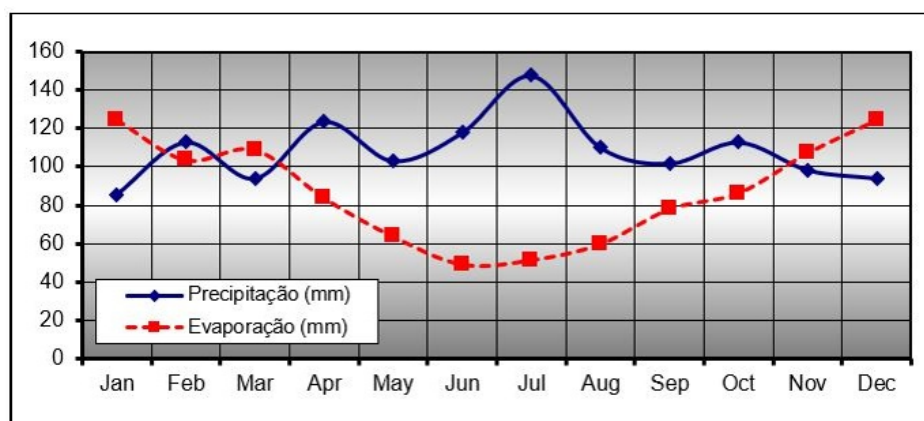


Figura 4. Balanço Hídrico Sazonal, mostrando médias mensais para uma série temporal de 10 anos. Fonte dos Dados: Krusche et. al., 2003.

regularidade da propagação dos sistemas sinóticos, provocando períodos relativamente longos de estiagem ou chuva. A frequência máxima dos bloqueios ocorre no outono e a mínima nos meses de inverno e primavera, podendo durar de cinco a sete dias até três semanas. As autoras indicam, ainda, que os bloqueios atmosféricos, principalmente no verão, estão associados ao estacionamento da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), nas regiões Sul e Sudeste.

O fenômeno ENOS (*El Niño* e *La Niña*) corresponde a um acoplamento entre o oceano e a atmosfera, através de anomalias na temperatura da superfície do mar (TSM), no oceano Pacífico Tropical Central-Leste, além de anomalias na pressão atmosférica (REBOITA et al., 2021). O *El Niño* é o fenômeno resultante do aquecimento anormal das águas do Pacífico Equatorial. No Brasil, o fenômeno também contribui para o aumento de chuvas nas regiões Sul e em partes do Sudeste e do Centro-Oeste. Já a *La Niña* é um fenômeno exatamente inverso. Ela representa um esfriamento anormal das águas do Oceano Pacífico Equatorial, em virtude do aumento da força dos ventos alísios. No Brasil, o *La Niña* provoca os efeitos opostos, com a intensificação das chuvas na Amazônia, no Nordeste e em partes do Sudeste, e períodos de seca no Sul do país. Sendo assim, ocorrem anomalias do Oceano Pacífico, de maneira cíclica, em determinado tempo, manifestando-se a cada três anos ou sete anos. Os fenômenos mais comuns de acontecer é o *El Niño* em relação à *La Niña*, para evento global, tendo seu comportamento igualmente variável nas águas oceânicas do mundo, que duram, em média, anos.

Regime de ventos, ondas, correntes de deriva litorânea e marés

Os ventos são os grandes responsáveis pela dinâmica costeira, pois além do papel que desempenham na geração das ondas (e, por consequência, das correntes de deriva litorânea), eles são os responsáveis pela movimentação de grandes quantidades de areia ao longo da linha de Costa, influenciando as dunas costeiras. Quando os ventos sopram do mar, eles acabam por levar a areia para o interior, construindo campos de dunas, cuja orientação retrata a direção dos ventos dominantes na região Costeira (VILLWOCK & TOMAZELLI, 1995). A origem dos ventos da Costa do RS está, em linhas gerais, relacionada aos dois sistemas de alta pressão que atuam na região: o anticiclone semifixo do Atlântico Sul e o anticiclone Polar. A alternância da ação desses dois sistemas durante o ano faz com que ocorram ventos predominantes do quadrante NE, nos meses de verão (setembro a fevereiro), enquanto no outono e no inverno (abril a agosto), predominam dos ventos de SW (GODOLPHIM, 1976).

A Costa do RS é classificada como uma Costa dominada por ondas, e a sua configuração, praticamente retilínea, confere-lhe um caráter aberto, exposta à ação das ondas de energia média a elevada (VILLWOCK & TOMAZELLI, 1995). Grande parte da energia incidente está associada às ondas de gravidade (STRAUCH et al., 2009). Segundo FONTOURA (2004), as ondas do Litoral Sul do Brasil são classificadas como ondulações (*swell*), vagas (*sea*) e ondas de tempestade (*storm surges*). A maior frequência de incidência fica por conta das ondulações e vagas de média a elevada

energia, com altura em torno de 1,5 m e período entre 7 e 9 s (TOLDO JR. et al., 2006), caracterizando um espectro direcional bimodal.

Quando as ondas incidem obliquamente na linha de Costa, desenvolvem-se as correntes litorâneas, através das quais as massas de água se deslocam paralelamente à linha de praia. Essas correntes transportam os sedimentos que estão em movimento na linha de Costa, devido à ação das ondas, sendo esse movimento de areia denominado deriva litorânea, o qual se constitui em um dos processos mais significativos de transporte de sedimentos, ao longo das costas arenosas (VILLWOCK & TOMAZELLI, 1995). TOZZI (1995) apresentou evidências, para o Litoral Sul do RS, do predomínio no sentido do transporte, onde correntes de sentido NE-SW se apresentam mais constantes e fracas, enquanto para SW-NE ocorrem correntes mais fortes e de menor frequência. Indicadores geomorfológicos, como a desembocadura (não estabilizada) dos rios, dos arroios e das lagunas, confirmam a deriva predominante para NE (VILLWOCK & TOMAZELLI, 1995). Nos canais sangradouros da área de estudo, a deriva litorânea geralmente os empurra para Norte, na porção superior (maré alta), e para Sul, na face da praia (maré baixa), havendo variação sazonal.

Registos efetuados pela tábua de marés da Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) da Marinha do Brasil demonstram que as marés astronômicas da Costa do RS são de pequena amplitude quando comparadas às variações associadas às marés meteorológicas. A amplitude da maré astronômica é, em média, 0,47 m, do tipo diurno, com amplitudes máximas de até 0,80 m no outono e na primavera (FONTOURA, 2004), o que classifica a Costa do estado como de micromaré (até 2 m de amplitude de maré). Devido a esse aspecto, as variações de nível do mar, produzidas pelas marés meteorológicas, assumem um papel mais determinante na esculturação das feições costeiras da Costa do RS. Em certas situações, a maré meteorológica pode ultrapassar em até 1 m a maré astronômica, sendo considerada como agente modelador, responsável por bruscas alterações na morfologia das praias e no volume de sedimentos

disponibilizados (CALLIARI et al., 1998). Durante períodos de maré alta, as águas marinhas invadem os canais sangradouros, podendo haver erosão da Costa em episódios de eventos extremos de alta energia de onda.

A partir do conjunto de fotografias verticais (Figura 5), foram produzidos dois mosaicos, utilizado o *software Agisoft Photoscan*. Primeiramente, foi realizado o alinhamento das fotos, a partir da triangulação de cada pixel, estabelecendo-se, posteriormente, uma nuvem de pontos, que materializa o sistema de coordenada do terreno. Para executar essa densificação, na aba “Fluxo de Trabalho”, seleciona-se a opção “*Build Dense Cloud*”. Na mesma escala de produção da etapa alinhamento de fotos, muito elevado, elevado, médio, baixo e muito baixo, foi utilizado o parâmetro médio, assim, pode-se obter uma nuvem densa de ótima qualidade e com um tempo não muito alto. No trabalho, foi utilizada a alta resolução. A etapa seguinte foi a construção do Modelo Digital de Elevação (MDE), o qual foi referenciado no *datum* SIRGAS 2000, zona UTM 22 S. A última etapa realizada foi a geração do ortomosaico.

Georreferenciamento dos pontos de controle

Para melhorar a precisão do modelo tridimensional, foi feita a colocação de 10 alvos, bem distribuídos ao longo da área de estudo. Cada alvo foi georreferenciado com a utilização de um receptor GNSS Geodésico, modelo Leica GS15, operando no módulo RTK. O receptor GNSS é composto por uma base fixa montada sobre um

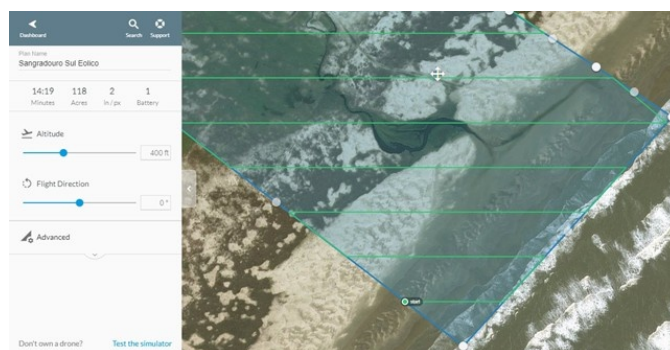


Figura 5. Fragmento de plano de voo para um segmento situado ao Sul do balneário Cassino, construído no *software Drone Deploy*, semelhante ao realizado neste trabalho. Fonte: SIMÕES et al. (2019).

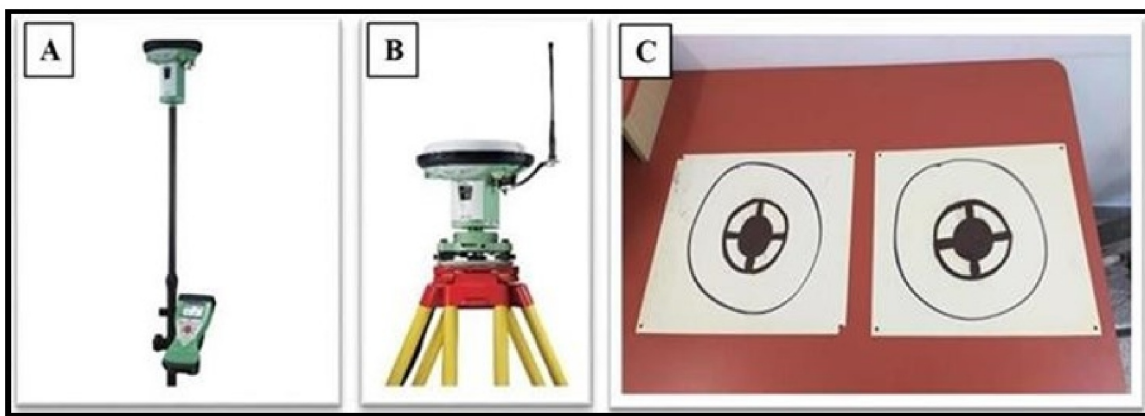


Figura 6. A- Rover; B- Base do receptor GNSS Geodésico; C- GCPs utilizados nos trabalhos de campo. Fonte: Os Autores.

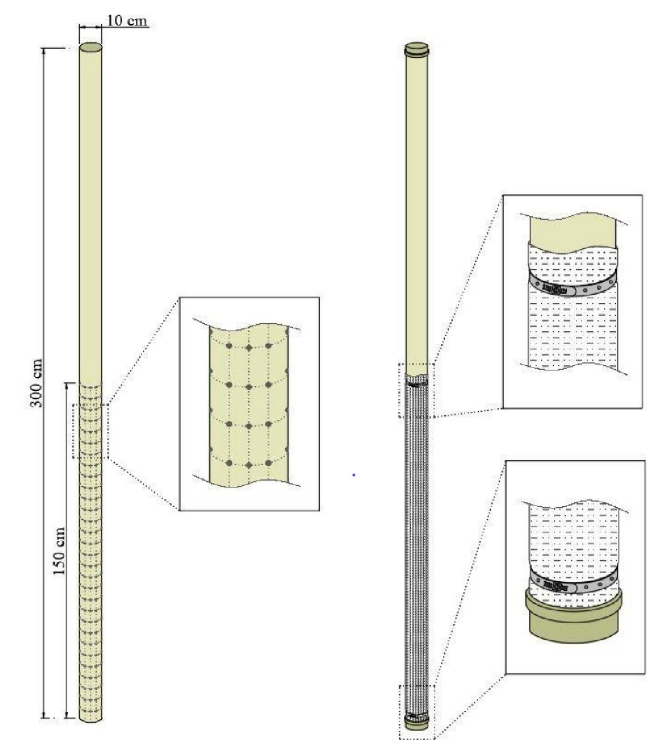


Figura 7. Detalhes da elaboração dos poços de monitoramento. Fonte: SERPA (2008).

ponto de coordenada conhecida com um rádio de alta potência de sinal agregada, e por um Rover (Figura 6A), que é o equipamento móvel usado para coleta de ponto em campo, juntamente com sua controladora. A base (Figura 6B) foi instalada sobre um referencial de nível (RN) existente dentro do imóvel da Corsan, próximo à parte central do Cassino, na distância de 6 km da área estudada, e possui coordenadas UTM X e Y 390914,158 e 6438107,319, respectivamente. O sistema de referência do RN é o SIRGAS 2000, zona UTM 22 S, a uma altitude de 3,613 m. Todos os GCPs (Figura 6C) foram empregados e personalizados, utilizando-se uma placa branca com uma marcação centralizada, a fim de possibilitar a visualização de

seu centro nas imagens aéreas, espalhados no entorno do canal sangradouro, no sistema praia duna frontal.

Análise do nível freático

Para a análise do comportamento e da variação das propriedades hidrológicas do lençol freático, foram feitas 10 perfurações no lençol freático (Figura 7), com trado manual, disponibilizado pelo Laboratório de Topografia da Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande (FURG), visando à verificação da variação do lençol freático nas duas datas, onde foram realizados os trabalhos de campo. Ao lado de cada buraco escavado, foram cravadas estacas, para medir o nível do lençol freático, usando uma trena. Esse método foi adaptado do utilizado por SERPA (2013), o qual adaptou a metodologia proposta por TURNER (1977), para as condições locais. A adaptação condicionada por SERPA (2013) foi fundamentada nas normas da ABNT NBR 113895:1997 para a construção de poços de monitoramento e amostragem, e na norma ASTM D 92:2004 (*Standart for Desing and Installation of Ground Water Monitoring Wells*).

Os valores de profundidade obtidos foram organizados em tabelas do Excel, com os dados coletados em campo, nas saídas de campo. O *software* usado para criação da grade foi o *Surfer*, utilizando procedimento similar ao de TAGLIANI et al. (2006). O *software Surfer* permite ao usuário realizar a representação topográfica de um local, em duas ou em três dimensões.

Análise das condições climáticas

Neste trabalho, julgou-se necessário a

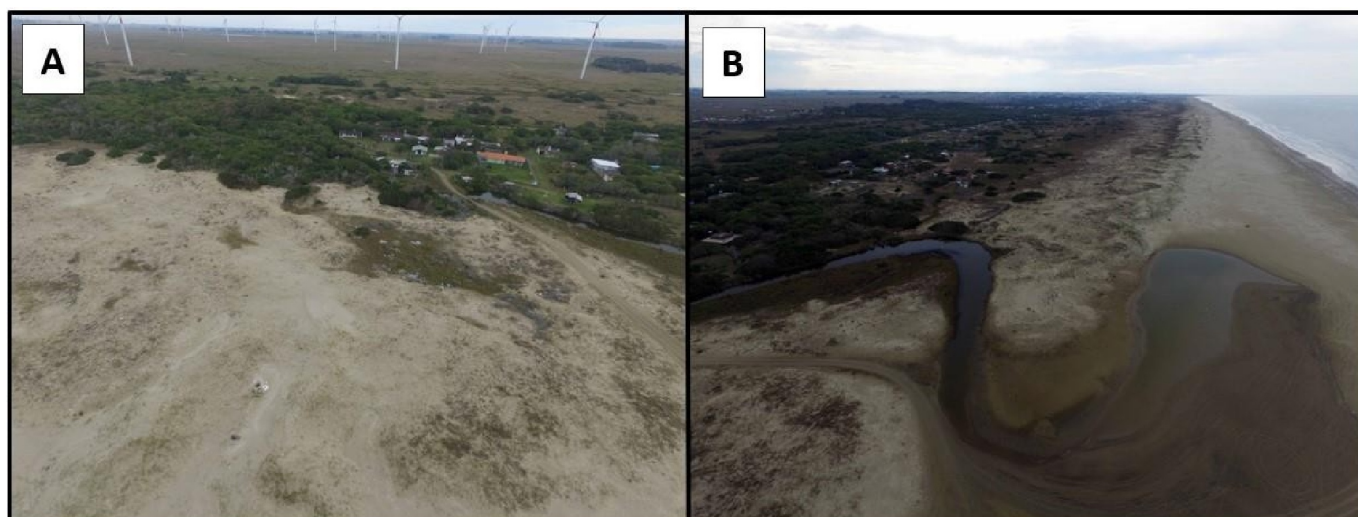


Figura 8. Fotografias aéreas obtidas por ARP, mostrando: A- a área de banhado; B- a desembocadura do Sangradouro Leopoldo, em 11/06/2019. Fonte: Os autores.

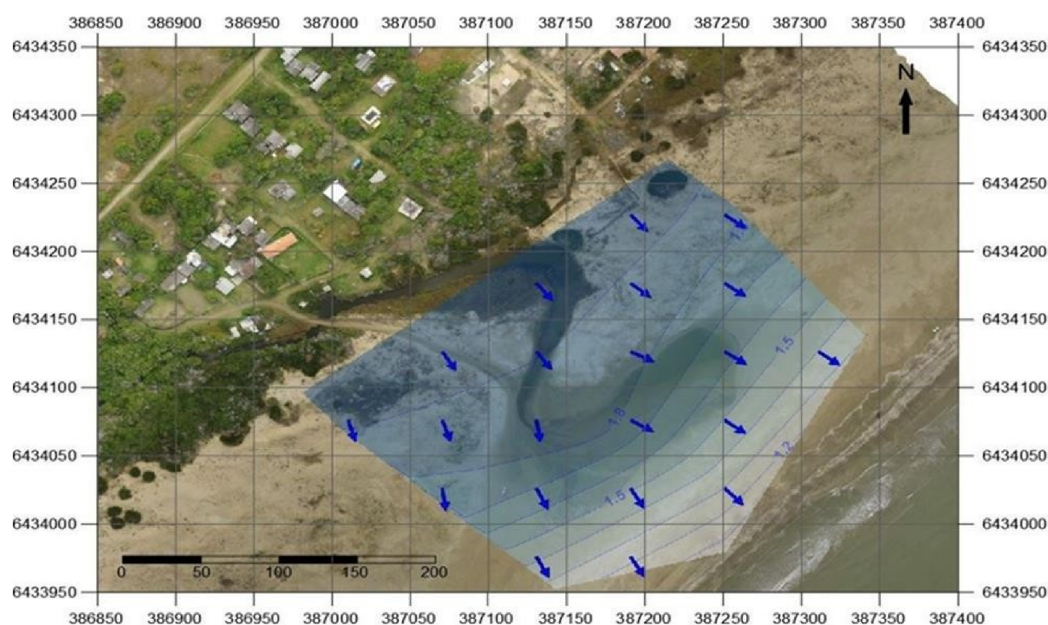


Figura 9. Modelo digital do escoamento do lençol freático junto ao canal sangradouro, em 11/06/2019. Fonte: Os autores.

utilização de dados de precipitação e evaporação, para analisar o comportamento dos sangradouros diante dessa forçante meteorológica. A principal fonte de dados de precipitação desta pesquisa foi advinda da Estação Meteorológica Automática do Rio Grande (INMET, A802).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização hidrogeomorfológica em junho de 2019

No dia 11/06/2019, as nascentes estavam com baixos níveis e o canal do sangradouro estava fechado na face da praia, formando uma pequena lagoa temporária, retendo água, sedimentos e matéria orgânica. As fotografias aéreas oblíquas,

obtidas por sobrevoo com ARP, mostram as áreas de nascente e a desembocadura do Sangradouro Leopoldo, em 11/06/2019 (Figura 8).

A Figura 9 foi gerada no *software Surfer*, no intuito de trazer aspectos tridimensionais, envolvendo o escoamento do nível freático. Os valores indicados nas curvas de nível, para demonstrar profundidade do nível freático, no dia 11/06/2019, acusaram valores entre 1,1 m e 1,9 m em nível do mar, valores maiores na área de dunas e menores em direção à praia, diminuindo progressivamente.

Caracterização hidrogeomorfológica em setembro de 2019

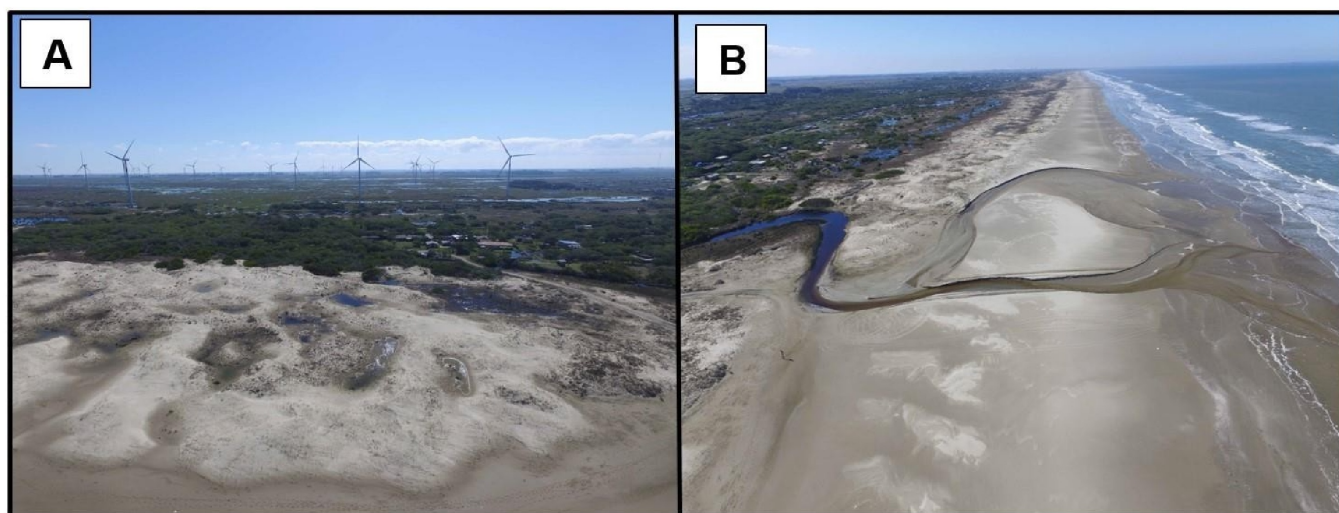


Figura 10. Fotografias aéreas obliquas, obtidas por drone, mostrando: A- as áreas de nascente do sangradouro, com o afloramento do lençol freático; B- a desembocadura do sangradouro Leopoldo, em 13/09/2019. Fotos: Os autores.

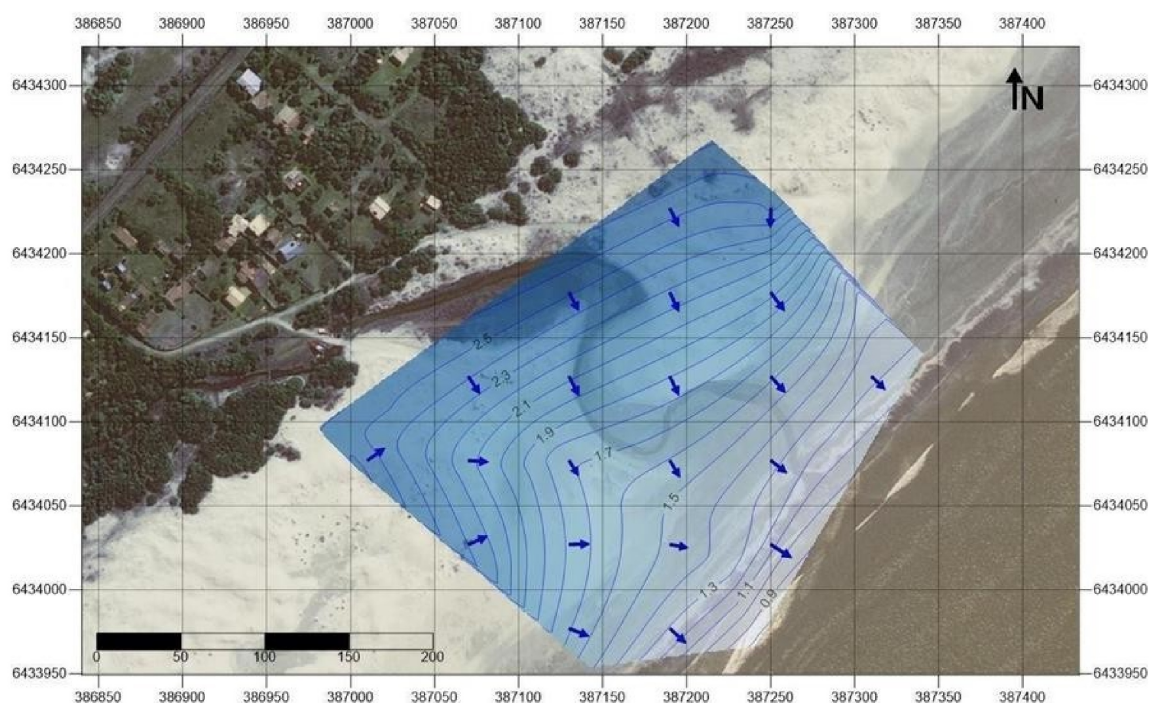


Figura 11. Modelo digital do escoamento do lençol freático, em 13/09/2019. Fonte: Os autores.

No dia 13/09/2019, as nascentes do canal estavam com maior volume de água e o sangradouro se encontrou bem aberto, no pós-praia e face praia. As fotografias aéreas obliquas, obtida por sobrevoos com ARP, mostram as áreas de nascente e a desembocadura do Sangradouro Leopoldo, na referida data (Figura 10).

A Figura 11 foi gerada no *software Surfer*, no intuito de trazer aspectos tridimensionais, envolvendo o escoamento do nível freático, em 13/09/2019. Os valores indicados nas curvas de nível, para demonstrar profundidade do nível freático, acusaram valores entre 0,9 m e 2,5 m, e incluem seu desague em direção ao caimento para a

praia, uma maior amplitude entre os valores mínimos e máximos.

Influência das condições climáticas e antrópicas nos resultados

Os processos relacionados à formação de sangradouros incluem vários componentes naturais e antrópicos, relacionados com eventos de alta precipitação e baixa evaporação, como indicado nos estudos anteriores de SILVA (1998) e FIGUEIREDO & CALLIARI (2004), mas, também, influenciados pelas variações de nível do lençol freático e ações humanas sobre a vazão da drenagem. A distribuição sazonal dos sangradouros

está associada às taxas de evaporação e à frequência das precipitações pluviométricas (SILVA, 1998; SERPA, 2008).

DE-ZOTTI (2012) afirma que o balanço hídrico positivo para a região de estudo está relacionado à entrada de frentes frias, fato que contribui para a acreção de água à calha do sangradouro, forçando sua abertura. Já em estações com menor entrada de frentes frias, onde o balanço hídrico é negativo, ocorre o gradual fechamento do sangradouro.

FIGUEIREDO (2002), FIGUEIREDO & CALLIARI (2005) e SERPA (2013) apontam que, apesar de não haver uma sazonalidade bem definida no regime pluviométrico, ao longo do ano, as maiores taxas de evaporação são verificadas nos meses de verão, estação na qual o número de sangradouros é reduzido, demonstrando que a sua distribuição espacial depende, principalmente, das taxas de evaporação.

SERPA (2008), ao determinar e quantificar processos associados ao ciclo morfodinâmico evolutivo e investigar o mecanismo responsável pela abertura e pelo fechamento de um sangradouro nas proximidades do limite Sul do balneário Cassino, observou que aquele teve períodos de maior atividade nos meses de outono e inverno, quando os índices pluviométricos são mais

acentuados em relação aos meses de primavera e verão. Sob condições de lençol freático elevado, níveis de pressão positivos são estabelecidos, iniciando-se um fluxo a partir do lençol freático à superfície. A água do lençol freático, combinada com a água da chuva coletada nas áreas pantanosas atrás das dunas frontais, é drenada para a praia pelos sangradouros.

A Figura 12 mostra que o mês de junho de 2019 teve um índice pluviométrico de 38,4 mm, influenciando no aspecto do tempo na área de estudo. Nos meses anteriores, os níveis de chuva acumulados na INMET também foram baixos, influenciando na retenção do canal e na formação de uma pequena lagoa temporária. Já, entre julho e setembro de 2019, houve maior índice de chuva. No mês de setembro, o índice pluviométrico obteve 163,6 mm, influenciando no aspecto do tempo na área estudada, movendo o aumento do fluxo. Além disso, intervenções humanas possivelmente escavaram parte do leito do canal, no pós-praia, promovendo a retificação e o aumento do fluxo em direção à face da praia. A precipitação média anual é de 1000-1500 mm, distribuídas uniformemente, ao longo do ano. As taxas de evaporação são maiores durante os meses de verão. Isso demonstrou uma relação entre o período de maior precipitação anterior ao trabalho de campo

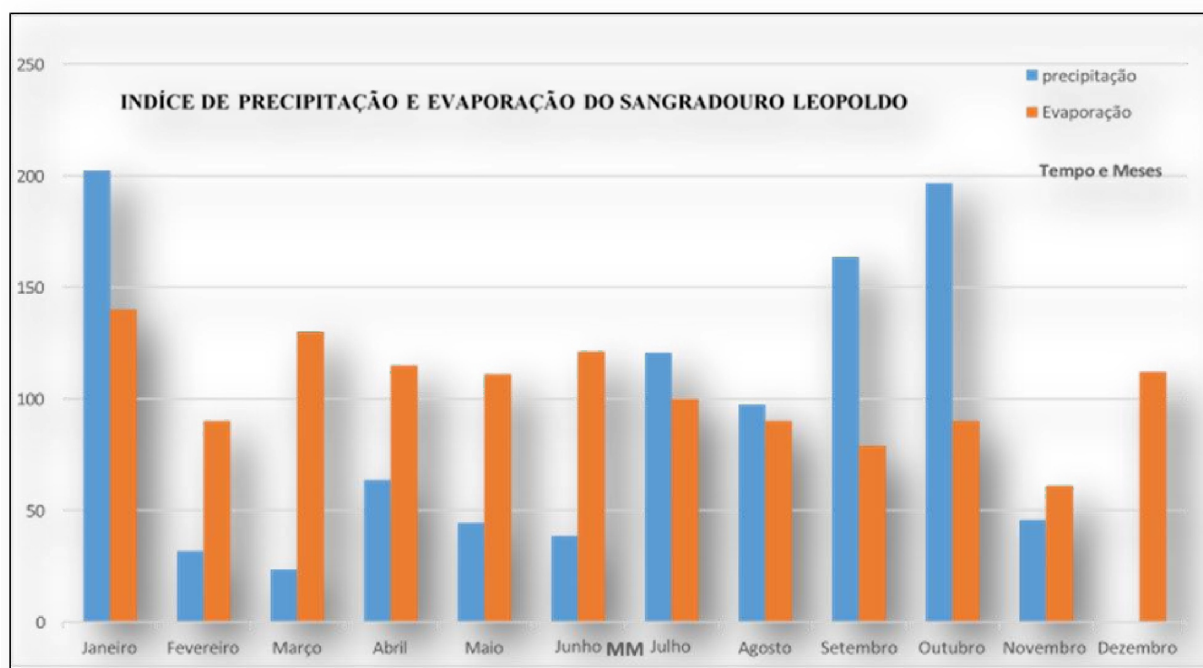


Figura 12. Taxas de precipitação evaporação mensal em 2019. Fonte: INMET (2019).

(no inverno), com um fluxo intenso de água em direção à zona de espraiamento, fazendo com que aquele rompesse a berma da praia, com uma vazão bem alta, mas, há, também, indícios de intervenção humana no processo de desobstrução, visando diminuir a água retida na Planície Costeira (nascentes).

A evaporação é um conjunto de fenômenos da natureza física, que transforma em vapor a água da superfície do solo, dos cursos de água, dos reservatórios acumulados e dos mares. Já a evapotranspiração tem a perda de água ou é transpirada nas condições atmosféricas e na umidade do solo, percebendo-se, principalmente na temporada correspondente ao verão, onde ocorre maior incidência solar, corroborando no fechamento das drenagens. No inverno, as taxas de evaporação são menores, em conta da diminuição da incidência solar e dos índices de precipitação mais elevados, apresentando um maior número de canais sangradouros abertos.

A abertura e o fechamento do canal também estão relacionados aos processos que ocorrem na zona de surfe (SERPA, 2008), enquanto a migração da desembocadura dos sangradouros está relacionada com a deriva litorânea local, causada pela incidência oblíqua de ondas (SERPA, 2013). Para DE-ZOTTI (2012), o formato do canal na face de praia é influenciado, principalmente, pela intensidade e orientação do vento que atinge a região. Além disso, destaca-se que eventos de alta energia, como a passagem de marés meteorológicas têm influência na dinâmica dos sangradouros, principalmente na porção a jusante do canal. SERPA (2013) confirma que tempestades podem estar associadas não apenas à abertura do sangradouro, mas, também, ao seu fechamento, ou seja, a elevação do nível do mar durante marés meteorológicas pode ocasionar o fechamento de um canal quando este não tem competência para manter-se aberto.

Cabe considerar outro agente modelador, capaz de fazer grandes alterações em curtos espaços de tempo: o homem. A interferência antrópica é tão eficaz como modeladora da paisagem. Assim, alguns autores utilizam a expressão "morfolgia antropogênica" para classificar alterações antrópicas e consideram a

interferência humana como ação geomorfológica (RODRIGUES, 2005). Pressões antrópicas impostas aos canais sangradouros podem variar desde modificações no leito do canal, o descarte de lixo e o esgoto doméstico até a construção de edificações muito próximas às margens.

Uma das influências antrópicas sobre o referido canal sangradouro, observada por GOULART & COZZA (2010), trata do afunilamento do canal sangradouro próximo à desembocadura. A localidade foi parcialmente aterrada, com a construção de uma ponte de entulhos e a colocação de um tubo de aço, para dar vazão à parte superior do arroio. A locação dessa estrutura pode ser um fator contribuidor para a redução dos fluxos de vazão nos períodos de verão, tendo em vista que, quantidades significativas de entulho são lançadas no sangradouro, contribuindo para a formação de uma barreira no fundo. Outra ação é a abertura artificial, para promover maior vazão da água. Segundo HERES (2017), a abertura artificial geralmente ocorre em sangradouros localizados na área urbana do balneário Cassino. Esses canais passaram por periódicos desassoreamentos, alterando a sua morfologia, principalmente na porção do pós-praia, seja com a retificação do canal ou com a abertura de um canal secundário. Em relação aos canais urbanos do balneário Cassino, o desassoreamento é realizado após uma Autorização Geral expedida pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) (HERES, 2017). Essas intervenções ocorreram devido a uma questão social, ou seja, abrir um canal que havia fechado naturalmente, com a finalidade de contribuir na drenagem urbana.

CONCLUSÕES

O processo de abertura e retenção do canal sangradouro é fortemente controlado pela relação dos períodos de intensas precipitações e variações acentuadas nas épocas de redução de taxa de evaporação. Os levantamentos das duas saídas apresentaram distintas feições, que foram a retenção e a face aberta em direção à zona de surfe. Em relação ao nível freático, observou-se que ele se comportou de maneira diferente nos dois levantamentos, realizados em distintas condições,

uma com retenção de água e a outra com o canal fluindo em direção à zona de surfe. No período mais seco, as variações do lençol freático tiveram menos amplitude do que no período com maior precipitação.

Quanto aos aspectos morfológicos os sangradouros apresentaram formas retilíneas, sinuosas e meandrante, sendo que a maioria das variações se deu nas nascentes e desembocadura junto à faixa de praia. Ressalta-se que a construção de casas no entorno do curso da água pode prejudicar seu desague em direção à praia, uma vez que são construídas próximas às regiões de banhado e impactam no ambiente praial. Por fim, a drenagem promovida pelos sangradouros tem uma importância fundamental para as praias do RS, à medida que promove a interação entre o balanço hídrico e sedimentar na zona de transição entre a Planície Costeira e o Oceano.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CALLIARI, L. J. & KLEIN, A. H. F. 1993. Características morfodinâmicas e sedimentológicas das praias oceânicas entre Rio Grande e Chuí, RS. *Pesquisas*, 20(1): 48- 56.
- CALLIARI, L. J.; PEREIRA DA SILVA, R.; OLIVEIRA, A.O. & FIGUEIREDO, S.A. 2005. Variabilidade das dunas frontais no litoral norte e médio do Rio Grande do Sul, Brasil. *Gravel*, 3: 15-30.
- DILLENBURG, S. R.; ROY, P. S.; COWELL, P. J. & TOMAZELLI, L. J. 2000. Influence of antecedent topography on coastal evolution as tested by the Shoreface Translation- Barrier Model (STM). *Journal of Coastal Research*, 16 (1): 71-81.
- FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler - RS. 2016. Regiões hidrográficas do estado do RS. Porto Alegre: FEPAM, 2016. Relatório Técnico.
- FERREIRA, N. J.; RAMÍREZ, M. V. & GAN, M. A. 2009. Vórtices ciclônicos de altos níveis que atuam na vizinhança do nordeste do Brasil. In: FERREIRA, N. J. & CAVALCANTI, I. F. A. (Eds.). *Tempo e clima no Brasil*, pp. 43-60, Oficina de textos, São Paulo, Brasil. (ISBN: 978-6862355245).
- FIGUEIREDO, S. A. 2002. Distribuição espaço-temporal dos sangradouros na costa gaúcha no trecho de São José do Norte – Farol de Mostardas. Monografia de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Rio Grande – FURG. Rio Grande, RS, Brasil. 43p.
- FIGUEIREDO, S. A. & CALLIARI, L. J. 2004. Sangradouros: distribuição espacial, variação sazonal, padrões morfológicos e implicações no gerenciamento costeiro. *Gravel*, 3: 47- 57.
- FIGUEIREDO, S. A. 2005. Sedimentologia e suas implicações na morfodinâmica de praias adjacentes à desembocadura da linha de costa do Rio Grande do Sul. *Revista Gravel*, 4: 73-87.
- FONTOURA, J. A. S. 2004. Hidrodinâmica costeira e quantificação do transporte longitudinal de sedimentos não coesivos na zona de surfe das praias adjacentes aos molhes da Barra do Rio Grande, RS, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. 223p.
- GOULART, A. L. R. & COZZA, R. 2010. Geotecnologias aplicadas ao estudo e manejo de sangradouros. estudo de caso do arroio Querência, praia do Cassino, RS. Monografia de Conclusão de Curso, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul, Campus Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil, 32p.
- GOULART, A. L. R. 2022. Variações espaço-temporais do sangradouro Leopoldo, Riogrande/RS. Monografia de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande, RS, Brasil. 49p.
- GODOLPHIM, M. 1976. Geologia do holoceno costeiro do município de Rio Grande, RS. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. 146 p.
- HERES, T. C. 2017. Uso de geoindicadores para caracterização de canais sangradouros ao largo do balneário Cassino (RS) e de alterações no seu padrão natural. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil. 101p.
- KRUSCHE, N.; SARAIVA, J. M. B. & REBOITA, M. S. 2003. Normais Climatológicas Provisórias de 1991 a 2000 para Rio Grande, RS. 84p. Rio Grande, Brasil, 84 p., Editora da FURG, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. (ISBN:

- REBOITA, M. S.; KRUSCHE, N.; AMBRIZZI, T. & ROCHA, R. P. 2012. Entendendo o tempo e o clima na América do Sul. *Terra e Didática*, 8(1): 34-50.
- SERPA, C. G. 2008. Estudo da influência dos fatores climáticos, hidrológicos e morfológicos no ciclo de vida de um sangradouro intermitente, Praia do Cassino, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil. 97 p.
- SERPA, C. G. 2013. Morfodinâmica praial relacionada à presença de corpos de água intermitentes em duas praias da costa do Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil. 131p.
- SILVA, R. P. 1995. Comportamento morfodinâmicos dos sangradouros entre a praia do Cassino e Chuí, RS. Monografia de Conclusão de Curso. Fundação Universidade Federal do Rio Grande. Rio Grande, 36p.
- SILVA, R. P. 1998. Ocorrência, distribuição e características morfodinâmicas dos sangradouros na zona costeira do Rio Grande do Sul: trecho Rio Grande-Chuí, RS. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. 146p.
- SILVA, R. P. 2003. The influence of washouts on the erosive susceptibility of Rio Grande do Sul between Cassino and Chuí beaches, Southern Brazil. *Journal of Coastal Research*, 35(SI): 332-338.
- SIMÕES, R. S.; OLIVEIRA, U. R.; ESPINOZA, J. M.; ALBUQUERQUE, M. G. & ALVES, D. C. L. 2019. Uso de drone de pequeno porte para análise costeira: enfoque metodológico. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 12(2): 622-640.
- STRAUCH, J. C.; CUCHIARA, D. C.; TOLDO JR, E. E. & ALMEIDA, L. E. S. B. 2009. O padrão das ondas de verão e outono no litoral sul e norte do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 14(4): 29-37.
- TAGLIANI, C. R. A. 1997. Proposta para o manejo integrado da exploração de areia no município costeiro de Rio Grande - RS, dentro de um enfoque sistêmico. Dissertação de Mestrado, Universidade do Vale dos Sinos, São Leopoldo, RS, Brasil. 158p.
- TAGLIANI, C. R. A.; CONTERATO, M. R.; ANTIQUEIRA, J. A. F.; CALLIARI, L. J.; TAGLIANI, P. R. & SOARES, M. N. 2006. Construção de um modelo digital de terreno para a Ilha dos Marinheiros, Rio Grande, RS, com uso de DGPS e rotinas de geoprocessamento. *Gravel*, 4: 89-98.
- TOZZI, H. A. M.; PEREIRA DA SILVA, R.; CALLIARI, L. J. & BARLETTA, R. C. 2000. Influência das tempestades extratropicais sobre as praias do Rio Grande do Sul (Laguna dos Patos-Chuí), Brasil. In: *Simpósio Brasileiro sobre Praias Arenosas. Anais do Simpósio Brasileiro sobre Praias Arenosas*, Itajaí, Santa Catarina, 1: 184-189.
- TOMAZELLI, L. J. & VILLWOCK, J. A. 1992. Algumas considerações sobre o ambiente praial e deriva litorânea de sedimentos ao longo do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas em Geociências*, 19(1): 1-19.
- TOMAZELLI, L. J. & VILLWOCK, J. A. 2000. O Cenozóico no Rio Grande do Sul: geologia da planície costeira. In: Holz, M. & De Ros, L.F., eds., *Geologia do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Edições CIGO/UFRGS, p.375-406.
- TOLDO JR, E. E.; ALMEIDA, L. E. S. B.; NICOLodi, J. L.; ABSALONSEN, L. & GRUBER, N. L. S. 2006. O controle da deriva litorânea no desenvolvimento do campo de dunas e da antepraia no litoral médio do Rio Grande do Sul. *Pesquisas em Geociências*, 33(2): 35-42.
- TURNER, I. L.; COATES, B. P. & ACWORTH, R. I. 1997. Tides, waves and the super-elevation of groundwater at the coast. *Journal of Coastal Research*, 13(1): 46-60.
- VIANELLO, R. L. & ALVES, A. R. 1991. *Meteorologia Básica e Aplicações*. 447p., Editora UFV, Viçosa, Minas Gerais, Brasil. (ISBN: 978-8572694322).
- VILLWOCK, J. A. & TOMAZELLI, L. J. 1995. *Geologia costeira do Rio Grande do Sul*. CECO/IG/UFRGS, Notas Técnicas 8, 45p. Porto Alegre, RS, Brasil.
- VILLWOCK, J. A.; LESSA, G. C.; SUGUIO, K.; ANGULO, R. J. & DILLENBURG, S.R. 2005. Geologia e geomorfologia de regiões costeiras. In: SOUZA, C. R. G.; SUGUIO, K.; OLIVEIRA, A. M. S. & OLIVEIRA, P. E. (Eds.). *Quaternário do Brasil*. Ribeirão Preto, pp. 94-113, Editora Holos, Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil.

Capítulo VI

TRANSFORMAÇÕES ANTRÓPICAS EM AMBIENTES COSTEIROS: UMA ANÁLISE MULTITEMPORAL DO USO E COBERTURA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO SISTEMA LAGUNAR DE PIRATININGA (NITERÓI-RJ) À LUZ DO ÍNDICE DE TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA (ITA).





TRANSFORMAÇÕES ANTRÓPICAS EM AMBIENTES COSTEIROS: UMA ANÁLISE MULTITEMPORAL DO USO E COBERTURA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO SISTEMA LAGUNAR DE PIRATININGA (NITERÓI-RJ) À LUZ DO ÍNDICE DE TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA (ITA).

Minércia Job Macamo¹, Camila Américo dos Santos², Ruan Vargas³, Fábio Ferreira Dias⁴

¹Universidade Federal Fluminense, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Biossistema, minerciajob@id.uff.br (autora correspondente)

²Universidade Federal Fluminense, Programa de Pós-Graduação em Biologia Marinha e Ambientes Costeiros, camilaamerico@id.uff.br

³Universidade Federal Fluminense, ruanvargas@id.uff.br

⁴Universidade Fluminense, Departamento de Análise Geoambiental, fabioferreiradias@id.uff.br

RESUMO

Este estudo teve como objetivo analisar a evolução do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do sistema lagunar de Piratininga entre os anos de 1985, 2000 e 2023, e o cálculo Índice de Transformação Antrópica (ITA) como ferramenta de quantificação das pressões antrópicas. A metodologia empregou dados da plataforma MapBiomias (Coleção 8) para a classificação de uso e ocupação do solo, e aplica o Índice de Transformação Antrópica (ITA) como instrumento de diagnóstico da degradação ambiental decorrente da ocupação humana, esses dados foram processados no software QGIS. Os resultados indicam uma expansão significativa da área urbanizada (de 2,309 km² em 1985 para 5,915 km² em 2023), acompanhado da redução de áreas naturais sensíveis, como campos alagados (0,038 km² em 2023) e mosaicos de usos. Por outro lado, registou-se um aumento da formação florestal (de 9,251 km² para 10,642 km²). O ITA indicou degradação “regular” (de 4,080 em 1985; 4,892 em 2000; 4,985 em 2023). Portanto, o ITA mostrou intensificação das pressões antrópicas. Além disso, limitações metodológicas do MapBiomias, especialmente na classe “Mosaico de Usos”, indicam desafios para a precisão do índice. A conservação do sistema lagunar exige ações de saneamento básico e proteção de áreas frágeis, acompanhadas de políticas públicas que conciliem desenvolvimento e preservação.

Palavras-Chave: Transformação antrópica; uso e ocupação do solo e Economia azul.

ABSTRACT

This study aimed to analyze the evolution of land use and occupation in the Piratininga lagoon system watershed between 1985, 2000, and 2023, and to calculate the Anthropogenic Transformation Index (ATI) as a tool for quantifying anthropogenic pressures. The methodology used data from the MapBiomias platform (Collection 8) for the classification of land use and occupation, and applied the Anthropogenic Transformation Index (ATI) as a diagnostic

tool for environmental degradation resulting from human occupation. These data were processed using QGIS software. The results indicate a significant expansion of the urbanized area (from 2,309 km² in 1985 to 5,915 km² in 2023), accompanied by a reduction in sensitive natural areas, such as wetlands (0.038 km² in 2023) and mosaics of uses. On the other hand, there was an increase in forest formation (from 9,251 km² to 10,642 km²). The ITA indicated “regular” degradation (from 4.080 in 1985; 4.892 in 2000; 4.985 in 2023). Therefore, the ITA showed an intensification of anthropogenic pressures. In addition, methodological limitations of MapBiomias, especially in the “Mosaic of Uses” class, indicate challenges for the accuracy of the index. The conservation of the lagoon system requires basic sanitation and protection of fragile areas, accompanied by public policies that reconcile development and preservation.

Keywords: Anthropogenic transformation; Land use and occupation and Blue economy.

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas costeiros e lagunares possuem papel fundamental na regulação ambiental, fornecimento de serviços ecossistêmicos e sustentação da biodiversidade. No entanto, vêm sendo severamente degradados pelas atividades humanas, principalmente em contextos urbanos. A ocupação desordenada do solo, o despejo de efluentes sem tratamento e a fragmentação da vegetação nativa são apenas alguns dos fatores que intensificam a pressão sobre esses sistemas frágeis, reduzindo sua capacidade de resiliência ambiental.

A bacia hidrográfica do sistema lagunar de Piratininga, localizada na região oceânica de Niterói (RJ), representa um exemplo emblemático dessa realidade. Historicamente composta por vegetação de restinga e remanescentes de Mata Atlântica, além de áreas alagadas e uso

multifuncional do solo, a região passou por profundas transformações antrópicas nas últimas décadas, principalmente associadas ao crescimento urbano e à ausência de saneamento básico. Como observou MELO (2016), em estudo sobre a sub-bacia do rio Itamirim-SE, atividades econômicas como a pecuária e a extração de recursos naturais influenciam diretamente a degradação da paisagem – dinâmica também evidente na bacia de Piratininga.

De forma semelhante, um estudo conduzido no estado de Sergipe detectou uma perda de 40% da cobertura florestal natural devido à ocupação humana, apontando uma ameaça real à biodiversidade regional (GALINA, ILHA & PAGOTTO, 2022). Tais cenários destacam a importância da análise multitemporal da ocupação do solo como forma de compreender os vetores da transformação antrópica. Nesse sentido, o Índice de Transformação Antrópica (ITA) tem se mostrado uma ferramenta eficiente para quantificar os impactos humanos sobre paisagens naturais ao longo do tempo (GOUVEIA et al., 2013; PERIM & COCCO, 2016).

Em paralelo a essa degradação, cresce a adoção do conceito de economia azul, um modelo de desenvolvimento que busca integrar o crescimento econômico com a conservação dos oceanos e zonas costeiras. Para SANTOS et al. (2022), a economia azul engloba atividades tradicionais e emergentes que geram riqueza e promovem a valorização dos recursos hídricos e marinhos de maneira sustentável. Essa visão está alinhada ao que propõe o Banco Mundial (2017), ao considerar a economia azul como caminho para garantir sustentabilidade ambiental e inclusão social em territórios costeiros.

No Brasil, iniciativas aplicadas ao gerenciamento ambiental urbano, como discutido por ALMEIDA et al. (2024) no contexto da Baía de Guanabara, têm adotado essa perspectiva azul, relacionando saneamento básico, manejo de resíduos e preservação da vida marinha. Para além dos aspectos ambientais, autores como CARVALHO (2019) destacam que o desenvolvimento sustentável, para ser efetivo, deve integrar dimensões econômicas, sociais e

ecológicas, respeitando os limites da natureza e promovendo justiça territorial.

Nesse sentido, a Agenda 2030 da ONU apresenta dois Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) particularmente relevantes para este estudo: o ODS 6 – Água Potável e Saneamento, que destaca a necessidade do monitoramento e da gestão adequada da qualidade da água; e o ODS 14 – Vida na Água, que foca na proteção de ecossistemas aquáticos. A Resolução CONAMA nº 001/1986 reforça a obrigatoriedade de estudos de impacto ambiental em zonas frágeis, como lagunas e áreas alagadas, reforçando a urgência de ações integradas e preventivas.

Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo analisar a evolução do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do sistema lagunar de Piratininga entre os anos de 1985, 2000 e 2023, aplicando o ITA como indicador sintético de degradação ambiental. A proposta é fornecer subsídios técnicos e científicos para a gestão territorial sustentável, em consonância com os princípios da economia azul e os compromissos assumidos pelo Brasil na Agenda 2030.

Caracterização da área de estudo

A área de estudo compreende o sistema lagunar de Piratininga, localizado na região oceânica de Niterói, Rio de Janeiro. Este apresenta-se de forma alongada com eixo principal paralelo à linha de costa. Está localizado nas seguintes coordenadas: Latitude -22.947511 e Longitude -42.4964. Apresenta uma extensão de aproximadamente 10 km na direção leste - oeste e largura de 1,3 km, com área de aproximadamente 2,87 km². Ela possui três ilhas: a do Pontal, localizada ao Norte; a do Modesto, a Leste; e uma terceira ilha a oeste, denominada de Tibau, onde antigamente havia uma ligação intermitente com o mar. Sua profundidade média é inferior a 0,6 m, atingindo em alguns trechos até 1,5 m.

A vegetação ao redor da laguna é composta por fragmentos de Mata Atlântica e formações típicas de restinga, mas vem sendo gradativamente substituída por áreas urbanizadas. A expansão desordenada das ocupações humanas tem resultado no desmatamento e no lançamento de esgoto sem

tratamento na laguna, contribuindo para sua degradação ambiental.

O uso do solo na região é caracterizado pela presença de bairros residenciais e comerciais, além de áreas destinadas ao turismo e lazer. A falta de infraestrutura de saneamento básico, principalmente nas décadas passadas, agravou o problema da poluição hídrica, intensificando processos como o assoreamento e a eutrofização.

Histórico e Transformações da Região

As alterações na paisagem, aceleradas pela urbanização devido ao lançamento de esgoto doméstico, resíduos sólidos no sistema, bem como aterros e ocupações irregulares têm causado uma influência significativa na dinâmica hídrica dos corpos d'água que deságuam na laguna de Piratininga. Esse impacto é evidenciado por dados históricos que mostram mudanças substanciais no espelho d'água da laguna ao longo do tempo.

Em 1933 a Laguna de Piratininga apresentava uma extensão de 4,17 km por 1,70 km de largura. Em 1958 suas dimensões reduziram para 3,75 km de extensão mantendo a largura de 1,70 km, o que representou uma diminuição de

aproximadamente 13% de sua área. Em 1982, de acordo com Resende (1995), o sistema lagunar já havia encolhido para 3,50 km de extensão por 1,60 de largura, com uma profundidade máxima inferior a 2m. E por último, um estudo preliminar de 2001, elaborado pela empresa ENGEVIX, indicou que a profundidade média da laguna havia diminuído para 0,6m com alguns trechos atingindo pouco mais de 1,5m.

Essas modificações foram provocadas principalmente devido ao aumento do aporte de sedimentos trazidos pelos rios, compostos em grande parte por esgoto doméstico lançado diretamente nos corpos d'água. Até os primeiros anos de 2000, a Região Oceânica do município de Niterói carecia de um sistema de esgotamento sanitário em grande parte das residências, agravando a situação da laguna.

O assoreamento do sistema lagunar tem sido um problema recorrente. O aporte excessivo de sedimentos oriundos da erosão urbana e o crescimento de macrófitas aquáticas comprometem a profundidade da lagoa e reduzem sua capacidade de renovação hídrica. Esse fenômeno está associado ao aumento da carga orgânica, promovendo a eutrofização.



Figura 1. Localização geográfica do sistema lagunar de Piratininga.

METODOLOGIA

Aquisição dos dados do MapBiomias e

Elaboração dos mapas de uso e ocupação do solo

O estudo adotou uma abordagem baseada no uso de dados da plataforma MapBiomias, processados no software QGIS Versão 3.34.9-Prizren por meio do plugin MapBiomias. Para a análise da série temporal do uso da terra na bacia do sistema lagunar de Piratininga, foram utilizados os mapas de ocupação para os anos de 1985, 2000 e 2023. O objetivo foi mapear e analisar a evolução do uso e cobertura do solo no Sistema Lagunar de Piratininga, identificando tendências de alteração ambiental ao longo do tempo.

A primeira etapa do estudo consistiu na aquisição de dados de uso e cobertura do solo. Para isso, utilizou-se o plugin MapBiomias diretamente no QGIS, garantindo a extração rápida e eficiente dos dados da Coleção 8 do MapBiomias, que oferece informações detalhadas com resolução espacial de 30 metros. Em seguida foi baixado o arquivo shapefile de delimitação da Bacia hidrográfica no site Sistema de Gestão de Informação de Niterói (SIGeo), este arquivo foi exportado para o QGIS, onde selecionou-se a bacia hidrográfica de interesse exportou-se e as outras foram removidas.

A região de estudo foi recortada conforme a localização da área da bacia hidrográfica do sistema lagunar de Piratininga, utilizando a ferramenta vetor, recortar: o mapa de uso do solo foi a camada de entrada, e o limite da bacia do Sistema Lagunar de Piratininga foi a camada utilizada para o recorte. O resultado foi a obtenção do arquivo de uso da terra para cada período dentro do limite da bacia.

O processo de interpretação e classificação do uso e ocupação do solo foi pela Coleção 8 do MapBiomias ajustando as classes fornecidas pela plataforma (como áreas urbanas, Praia, Duna e Areal, Pastagem, Formação Florestal, e Lago) de acordo com os objetivos do estudo. Os dados foram integrados para identificar padrões de mudança, como desmatamento e expansão urbana, permitindo a elaboração de mapas temáticos que destacam essas alterações ao longo do tempo. Foram extraídos os mapas anuais de uso e cobertura do solo para os anos de 1985, 2000 e 2023, gerando

arquivos no formato raster.

Para garantir que a classificação adotada atendesse de forma otimizada ao objetivo deste estudo, foram definidas nove classes de uso e ocupação do solo no Quadro 1.

Mudança temporal

Após a elaboração dos mapas, se deu a análise quantitativa, foi necessário realizar o cálculo da área de abrangência de cada classe. O cálculo das áreas de ocupação das classes foi feito utilizando calculadora da tabela de atributos do QGIS. Os valores das áreas permitiram uma análise multitemporal das mudanças nos ganhos e perdas das classes na bacia do Sistema Lagunar de Piratininga.

Índice de Transformação Antrópica (ITA)

Feito a classificação do uso e ocupação do solo, foi calculado o Índice de Transformação Antrópica (ITA), desenvolvido por Lèmechev e aplicado por Mateo (1984), Vicens (1997), Teixeira (2003), Richter (2004) entre outros autores que aplicam estudos que objetivam quantificar as pressões sofridas num componente da paisagem. Segundo PERIM & COCCO (2016), o Índice de Transformações Antrópicas (ITA) é comprovadamente eficiente para análises espaço-temporais em bacias hidrográficas. O ITA foi calculado utilizando-se os pesos atribuídos às classes de uso de solo, a área de cada classe do mapeamento e a área total da bacia hidrográfica, como descrito na fórmula:

$$ITA = \sum P_i \times (A_i/AT)$$

Onde:

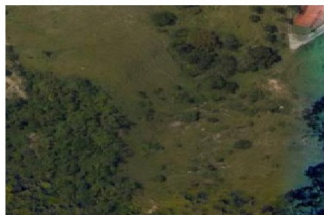
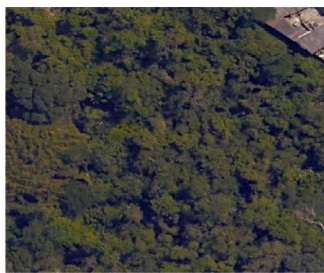
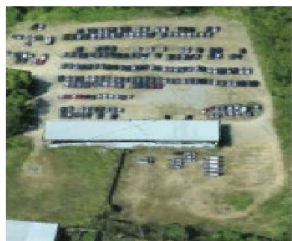
A_i- é a área de cada classe de uso do solo,

P_i- é o peso atribuído à classe,

AT- é a área total da bacia hidrográfica.

Neste trabalho optou-se pela atribuição de pesos diferenciados para cada classe em cada ano analisado (1985, 2000 e 2023). O peso indica o grau de impacto que a classe exerce sobre o ambiente: quanto maior o peso atribuído, maior o impacto negativo causado pela classe;

Quadro 1. Classes de uso e cobertura do solo do sistema Lagunar de Piratininga, Niterói, Rio de Janeiro-Brasil. (continua)

Classe	Descrição	Imagem
Campo Alagado e Área Pantanosa	Área sujeita a alagamentos periódicos, com solo saturado e vegetação adaptada a condições de alta umidade.	
Praia, Duna e Areal	Áreas de deposição de sedimentos arenosos, incluindo praias, dunas móveis e fixas, geralmente associadas ao ambiente costeiro.	
Pastagem	Área coberta por gramíneas e vegetação rasteira, podendo ser utilizada para a criação de gado ou outras atividades agropecuárias.	
Restinga Arbórea	Formação vegetal característica de regiões litorâneas, composta por árvores e arbustos adaptados a solos arenosos e condições salinas.	
Outras Áreas não vegetadas	Áreas sem cobertura vegetal significativa, incluindo terrenos baldios, áreas expostas por erosão ou infraestrutura humana sem vegetação associada.	

inversamente, pesos menores indicam que a classe tem menor influência na degradação ambiental.

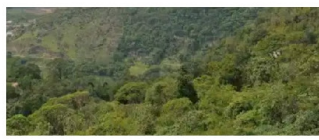
Por exemplo, em 1985, a área da bacia hidrográfica do sistema lagunar de Piratininga apresentava predomínio de vegetação natural preservada, com urbanização inicial e dispersa. Já em 2023, observa-se uma densidade populacional significativamente maior, acompanhada de urbanização intensa. Isso não significa apenas o aumento do número de residências, mas também o lançamento crescente de esgotos, descarte de resíduos e maior impermeabilização do solo, fatores que resultam em inundações, impedem a recarga dos lençóis freáticos e acarretam a poluição do sistema lagunar.

Diante dessas diferenças, atribuir o mesmo peso para as classes nos diferentes anos seria inadequado, pois o impacto ambiental é radicalmente distinto ao longo do período. As justificativas detalhadas para essa diferenciação podem ser consultadas na Tabela 1.

Além disso, a definição dos pesos considerou outros critérios, tais como a análise da evolução das práticas de uso da terra; consideração do desenvolvimento urbano e infraestrutura; avaliação da degradação e recuperação ambiental e consulta a literatura especializada e dados secundários.

De acordo com Galvanin et al. (2019), ao analisarem o Pantanal mato-grossense, apontam

Quadro 1. Classes de uso e cobertura do solo do sistema Lagunar de Piratininga, Niterói, Rio de Janeiro-Brasil. (continuação)

Classe	Descrição	Imagem
Área Urbanizada	Regiões ocupadas por edificações, infraestrutura urbana, vias pavimentadas e outras modificações antrópicas permanentes.	
Rio, Lago e Oceano	Corpos d'água naturais, como rios, lagos, lagoas e oceanos, essenciais para o equilíbrio ecológico e os ciclos hidrológicos.	
Mosaico de Usos	Áreas com diferentes usos e ocupações do solo em pequena escala, como zonas rurais fragmentadas entre agricultura, vegetação e áreas residenciais dispersas.	
Formação Florestal	Vegetação densa, fechada e de médio a grande porte, geralmente associada a ecossistemas preservados ou em recuperação.	

que áreas classificadas como mosaico de uso passaram a abrigar práticas de agricultura intensiva e pecuária mecanizada, exigindo reclassificação dos pesos atribuídos a essas áreas para representar melhor o impacto ambiental. Segundo, GOUVEIA et al. (2013) demonstram que áreas urbanas, mesmo mantendo o mesmo tipo de cobertura, sofrem intensificação da densidade e da impermeabilização, justificando o aumento do peso atribuído ao longo do tempo.

A tabela 1 tem as classes com pesos variáveis e a respectiva justificativa da variação.

Para avaliar o estágio de antropização da bacia, adotou-se uma classificação que varia de 1 (pouco degradado) a 10 (muito degradado), conforme apresentado na Tabela 2, permitindo a interpretação dos dados e a identificação do grau de transformação antrópica na área de estudo (ROCHA, 2019 & NOGUEIRA DA SILVA et al. 2023).

RESULTADOS

Uso do solo da bacia hidrográfica do sistema lagunar de Piratininga

A análise temporal dos gráficos de uso e cobertura do solo para os anos de 1985, 2000 e 2023 revela uma dinâmica de transformação significativa na bacia hidrográfica de Piratininga, refletindo mudanças no padrão de urbanização, conservação ambiental e uso multifuncional do território. As Figuras 2 e 3 apresentam o mapeamento dessas alterações ao longo de três décadas, enquanto a Tabela 3 quantifica a área e a percentagem ocupada por cada classe de uso do solo em cada ano, evidenciando as mudanças significativas na ocupação do território e na composição dessas classes. Cada um desses períodos ilustra um estágio distinto do processo de ocupação e preservação da região, fornecendo uma visão abrangente sobre as pressões antrópicas e as respostas ambientais ao longo do tempo.

Os resultados do mapeamento de uso do solo ilustrados, mostram que em 1985, a ocupação da Bacia Hidrográfica de Piratininga era predominantemente natural e preservada. As áreas em verde, representando formações florestais, ocupavam a maior parte do território (9,251 km² da área total), evidenciando a presença de vegetação

Tabela 1. Classes de uso e cobertura da Terra e respectivos pesos e justificativa em relação ao grau de transformação antrópica, utilizados na análise da bacia hidrográfica do Sistema Lagunar de Piratininga, Niterói-RJ. (continua)

Classes	Peso 1985	Peso 2000	Peso 2023	Justificativa
Campo Alagado e Área Pantanosa	2	2	3	Ambientes úmidos são extremamente vulneráveis e possuem alta importância ecológica. Estudos em bacias costeiras (Targa et al., 2018; Seabra et al., 2018) atribuem pesos não tão altos para refletir sua fragilidade.
Praia, Duna e Areal	2	2	3	A praia, as dunas e areal de Piratininga são constantemente pressionados pelo uso de lazer, a expansão urbana e turismo. A degradação de dunas compromete a proteção natural contra erosão (Perim & Cocco, 2016). Justificável aumentar o peso.
Pastagem	6	7	7	No início (1985), parte da bacia ainda tinha uso agropecuário, mas essa classe praticamente desapareceu em 2023. As pastagens, contribuem para erosão, compactação do solo (Galvanin et al. 2019). O peso variado reflete esse impacto.
Restinga Arbórea	2	2	1	Classe natural, ecossistemas costeiros de restinga são muito frágeis. Parte da literatura sugere peso 2 (Seabra et al., 2018), mas como ainda são coberturas vegetais nativas, optou-se por manter 1.
Outras Áreas não vegetadas	5	5	5	Nesta bacia, representam solos expostos, solos descobertos e terrenos preparados para construção. Esses locais favorecem processos erosivos e carreamento de sedimentos para a laguna. Justifica-se o peso.

nativa. Essa cobertura vegetal provavelmente correspondia a remanescentes de Mata Atlântica e ecossistemas de restinga, característicos de regiões costeiras. A classe Mosaico de usos ocupava 5,425km², enquanto a área urbanizada representava apenas 2,309 km², refletindo uma baixa pressão antrópica, mantendo-se próxima de seu estado natural. Esse período era caracterizado por uma baixa taxa de urbanização. As classes como Campo Alagado e Área Pantanosa (0,199 km²) e Pastagem (0,202 km²) também estavam presentes, compondo um cenário mais rural e ambientalmente equilibrado.

No intervalo de 15 anos, entre 1985 e 2000, observou-se uma mudança acentuada na configuração territorial, caracterizada por um período de crescimento urbano acelerado,

principalmente a área urbanizada que se expandiu de 2,309 para 5,271 km², mais que dobrando sua extensão (2,962km²). Esse crescimento reflete a intensificação da ocupação do solo impulsionada por fatores como especulação imobiliária e turismo, comuns em regiões costeiras do Brasil.

A classe Mosaico de Usos sofreu significativa redução (de 5,425 km² para 3,405 km²), refletindo sua conversão em áreas urbanas mais consolidadas. Classes naturais sensíveis, como Campo Alagado e Pastagem, também encolheram, evidenciando uma transição do uso agropecuário e de áreas alagadas para usos urbanos ou infraestruturais. A Formação Florestal, por outro lado, teve leve expansão para 9,486 km², possivelmente reflexo de processos de regeneração em áreas menos acessíveis ou em encostas,

Tabela 1. Classes de uso e cobertura da Terra e respectivos pesos e justificativa em relação ao grau de transformação antrópica, utilizados na análise da bacia hidrográfica do Sistema Lagunar de Piratininga, Niterói-RJ. (continuação)

Classes	Peso 1985	Peso 2000	Peso 2023	Justificativa
Área Urbanizada	5	8	9	O aumento contínuo do peso para esta classe ao longo do tempo reflete a intensificação da densidade populacional (Gouveia et al., 2013; Oliveira et al., 2023) e o aumento dos impactos associados à infraestrutura e efluentes.
Rio, Lago e Oceano	2	3	3	Corpos hídricos não são agentes de impacto, mas receptores. Em outros trabalhos (Rocha, 2019; Silva et al., 2024) recebem pesos baixos (1 ou 2), pois o efeito vem do entorno, não do uso direto.
Mosaico de Usos	4	5	6	Classe heterogênea podendo agrupar uma variedade de paisagens rurais e periurbanas, que pode evoluir de práticas de baixo impacto (como agricultura de subsistência) para atividades mais intensivas (como agricultura intensiva e pecuária mecanizada), aumentando o impacto ambiental ao longo do tempo. Literatura (Galvanin et al., 2019) recomenda aumento progressivo, refletindo a intensificação.
Formação Florestal	1	1	1	Esta classe representa um ecossistema natural. Ela é essencial para a regulação ambiental, proteção do solo, refletindo um estado de mínima ou nenhuma degradação. Estudos (Rodrigues et al., 2014; Silva et al., 2019) utilizam peso mínimo (1) para ecossistemas preservados.

Tabela 2. Peso para classificação do ITA.

Estado de conservação	Intervalos do ITA
Pouco degradado	1-2.5
Regular	2.5-5
Degradado	5-7.5
Muito degradado	7.5-10

conforme se observa em faixas verdes mais densas na porção norte da bacia.

Em 2023, o crescimento urbano persistiu. As áreas urbanizadas, representadas em vermelho, expandiram-se de forma drástica atingindo 5,915 km² do território, ocupando praticamente toda a porção sul da bacia hidrográfica e avançando

consideravelmente centrais e marginais. Essa transformação reflete o ápice de um processo de ocupação desordenada que caracteriza as últimas décadas. O crescimento urbano maciço compromete seriamente a qualidade ambiental da região, resultando na perda de áreas naturais e na fragmentação de ecossistemas naturais. A classe

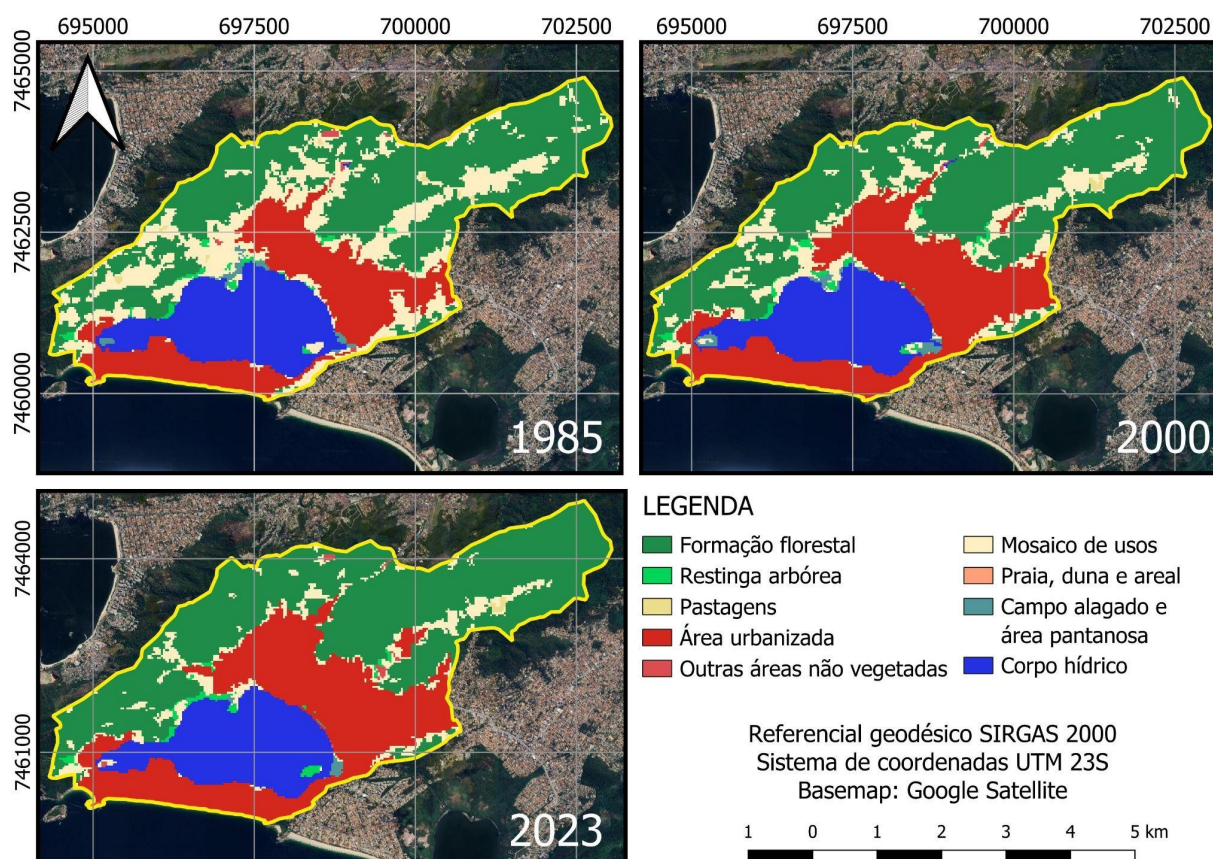


Figura 2. Mapa de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do sistema Lagunar de Piratininga-Niterói- Rio de Janeiro, nos anos de 1985, 2000 e 2023.

Tabela 3. Dados das classes de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica de Piratininga para os anos de 1985, 2000 e 2023.

Classes de cobertura e uso do solo	1985 (km²)	% 1985	2000 (km²)	% 2000	2023 (km²)	% 2023
Outras Áreas não vegetadas	0,726	3,283	0,08	0,353	0,091	0,411
Área Urbanizada	2,309	10,441	5,271	23,241	5,915	26,715
Praia, Duna e Areal	0,205	0,927	0,189	0,833	0,196	0,885
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,199	0,9	0,133	0,586	0,038	0,172
Restinga Arbórea	0,255	1,153	0,238	1,049	0,242	1,093
Formação Florestal	9,251	41,831	9,486	41,825	10,642	48,065
Rio, Lago e Oceano	3,543	16,021	3,230	14,242	3,414	15,419
Pastagem	0,202	0,913	0,036	0,159	0,028	0,126
Mosaico de Usos	5,425	24,531	3,405	15,013	1,575	7,113
TOTAL	29,119	100	29,119	100	29,119	100

Mosaico de Usos continua sua trajetória de retração, alcançando apenas 1,575 km², uma redução de mais de 70% desde 1985. De maneira crítica, as áreas de Campo Alagado e Pantanosa são quase extintas (0,038 km²), revelando a eliminação desses ambientes úmidos de alta importância ecológica. Em contraste, destaca-se a expansão da Formação Florestal, que atingiu 10,642 km² da área total. Esse resultado está associado a ações de revegetação ou reflorestamento.

Índice de transformação antrópica

Para evidenciar de forma mais clara a evolução da antropização na bacia hidrográfica, apresenta-se o Índice de Transformação Antrópica (ITA) respectivamente Tabela 4, para os anos de 1985, 2000 e 2023.

Em 1985, a bacia apresentava um ITA total de 4,080, indicando um grau moderado de alteração, apesar da predominância de formações naturais. A Formação Florestal liderava a ocupação

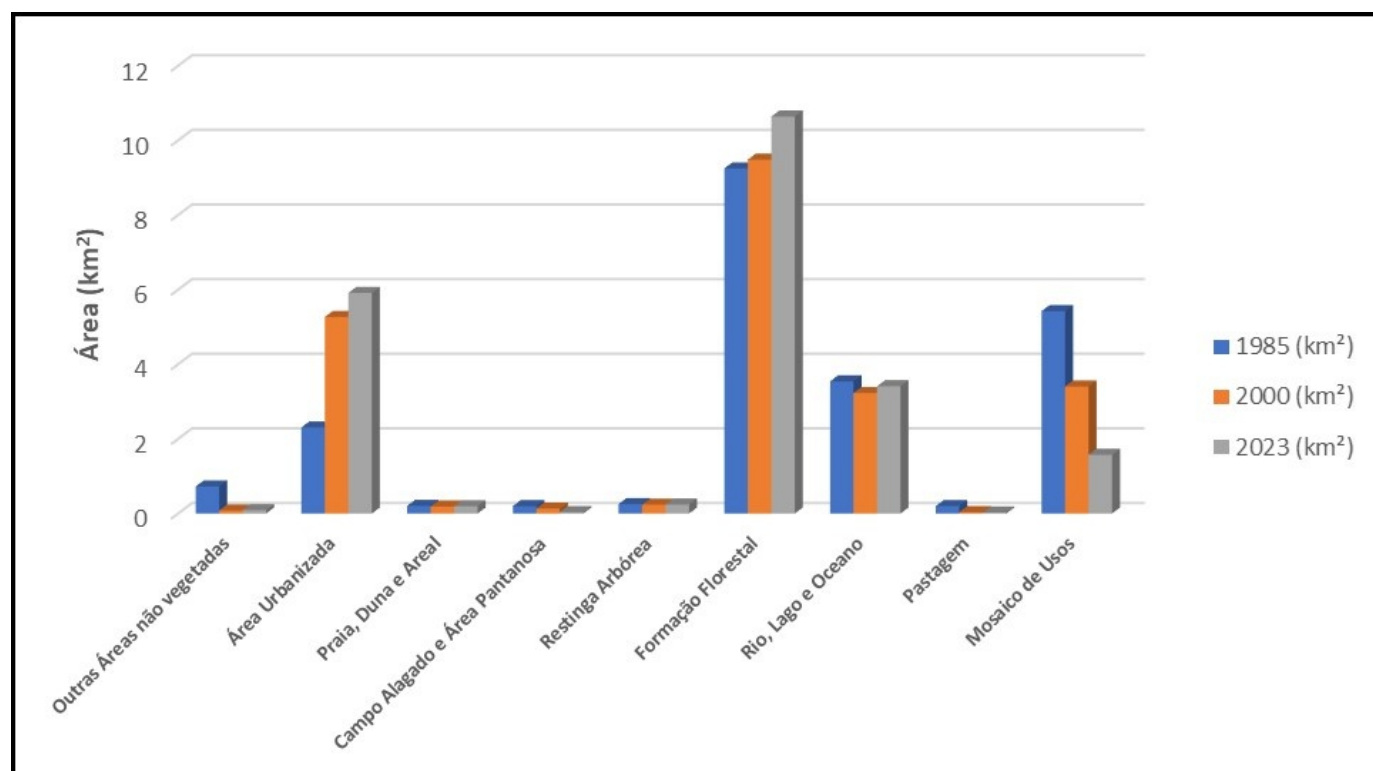


Figura 3. Gráfico de evolução das classes ao longo do tempo.

Tabela 4. Índice de transformação antrópica para o ano de 1985, 2000 e 2023.

Classes de cobertura e uso do solo	1985 (km²)	% 1985	2000 (km²)	% 2000	2023 (km²)	% 2023
Outras Áreas não vegetadas	0,726	3,283	0,08	0,353	0,091	0,411
Área Urbanizada	2,309	10,441	5,271	23,241	5,915	26,715
Praia, Duna e Areal	0,205	0,927	0,189	0,833	0,196	0,885
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,199	0,9	0,133	0,586	0,038	0,172
Restinga Arbórea	0,255	1,153	0,238	1,049	0,242	1,093
Formação Florestal	9,251	41,831	9,486	41,825	10,642	48,065
Rio, Lago e Oceano	3,543	16,021	3,230	14,242	3,414	15,419
Pastagem	0,202	0,913	0,036	0,159	0,028	0,126
Mosaico de Usos	5,425	24,531	3,405	15,013	1,575	7,113
TOTAL	29,119	100	29,119	100	29,119	100

(ITA parcial de 0,418), enquanto o Mosaico de Usos (ITA parcial de 1,962) já exercia considerável pressão antrópica. A Área Urbanizada (ITA parcial de 0,940) representava um impacto incipiente, condizente com a urbanização da Região Oceânica de Niterói. Ambientes aquáticos (ITA de 0,481) mostravam influências indiretas do uso do solo. Outras classes, como Pastagem (0,055), Praia, Duna e Areal (0,019), Campo Alagado e Área Pantanosa (0,018), Restinga Arbórea (0,023) e Outras Áreas não vegetadas (0,164), possuíam

ITAs parciais baixos, mas relevantes em termos ambientais.

No ano 2000, o ITA total elevou-se para 4,892, sinalizando uma acentuação da transformação da paisagem. A Área Urbanizada expandiu significativamente (ITA parcial de 2,389), tornando-se a principal contribuinte para o aumento do índice. O Mosaico de Usos reduziu sua área e reduziu o seu ITA também (ITA de 1,389), possivelmente convertendo-se em áreas urbanizadas. A Formação Florestal manteve a maior

cobertura (ITA parcial de 0,43), mas sua representatividade relativa diminuiu frente ao avanço antrópico. A classe Rio, Lago e Oceano apresentou um leve aumento no ITA (ITA de 0,585), sugerindo maior pressão no entorno. As classes de ecossistemas sensíveis apresentaram pequena redução, enquanto a Pastagem (ITA de 0,011) diminuiu drasticamente.

Em 2023, o ITA atingiu o maior valor (4,985), confirmando a tendência de intensificação da pressão antrópica. A Área Urbanizada continuou sua expansão (ITA parcial de 2,672). Surpreendentemente, a Formação Florestal aumentou sua área (ITA parcial de 0,961), indicando possíveis esforços de preservação ou regeneração. O Mosaico de Usos sofreu uma redução expressiva (ITA de 0,640), possivelmente convertido em áreas urbanas ou reflorestadas. Os ecossistemas frágeis mantiveram baixa representatividade, com tendência de diminuição. A classe Rio, Lago e Oceano apresentou leve aumento (ITA de 0,617). A Pastagem praticamente desapareceu (ITA de 0,009).

DISCUSSÃO DE RESULTADOS

A análise multitemporal da bacia hidrográfica de Piratininga evidencia um padrão de intensificação das pressões antrópicas ao longo das últimas décadas, sendo a urbanização o principal vetor de transformação. O crescimento da área urbanizada de 2,309 km² (1985) para 5,915 km² (2023) está em consonância com os achados de GOUVEIA et al. (2013) e PERIM & COCCO (2016), que identificaram a expansão urbana como fator dominante na modificação da paisagem em bacias hidrográficas brasileiras. Da mesma forma, PEREIRA & VIEIRA (2019), ao analisarem a bacia do rio Gurupi, relataram o avanço urbano sobre áreas naturais e multifuncionais, resultando na fragmentação de ecossistemas e substituição de paisagens resilientes por estruturas artificiais. Esse processo também foi descrito por GALVANIN et al. (2019) no Pantanal de Cáceres, reforçando a tendência nacional de urbanização sobre ambientes sensíveis.

Paralelamente, observou-se um crescimento da Formação Florestal, que atingiu 10,642 km² em 2023, o que poderia sugerir uma recuperação

ecológica. No entanto, autores como da SILVA (2024) e AGUIAR et al. (2023) advertem que o aumento da cobertura florestal nem sempre representa efetiva restauração ecológica, podendo corresponder a reflorestamentos homogêneos ou áreas não aptas à urbanização. Da mesma forma, PEREIRA et al. (2023) e da COSTA RODRIGUES et al. (2014) reforçam que o ITA, embora útil, possui limitações para distinguir entre florestas ecologicamente restauradas e meras coberturas vegetais recentes.

A quase extinção da classe de Campos Alagados (0,038 km² em 2023) e a drástica redução do Mosaico de Usos (de 5,425 km² para 1,575 km²) confirmam a fragilidade dessas categorias frente à expansão urbana. TARGA et al. (2018) observaram comportamento similar no rio Una, apontando a supressão das zonas de transição em favor de usos urbanos. Seabra et al. (2018) e BERWANGER et al. (2024) também relataram a perda sistemática de áreas multifuncionais e alagadas como uma constante nas regiões de crescimento desordenado.

A aplicação do Índice de Transformação Antrópica (ITA) na bacia de Piratininga apresentou valores crescentes (de 4,080 em 1985 para 4,985 em 2023), mas todos enquadrados na categoria de “degradação regular”. Esse comportamento foi igualmente observado por Gomes Sobrinho et al. (2019) em Jardim de Piranhas e por OLIVEIRA et al. (2023) na bacia do rio Urussanga, sugerindo uma limitação do índice em captar a degradação qualitativa da paisagem. Conforme sugerem da SILVA et al. (2024) e ALMEIDA & GOUVEIA (2024), é recomendável o uso de indicadores complementares ao ITA para avaliar aspectos funcionais e ecológicos da paisagem que não são plenamente refletidos por métricas de cobertura.

Implicações das transformações e políticas públicas

A expansão urbana, acompanhado do desaparecimento quase que total de áreas naturais sensíveis como campos alagados e mosaicos de usos, evidencia falhas históricas no ordenamento territorial e na fiscalização do uso e ocupação do solo, associado à ausência de políticas públicas eficazes de saneamento apontada pela contínua descarga de esgoto doméstico e resíduos sólidos na

laguna, intensificando processos de assoreamento e eutrofização, comprometendo a qualidade ambiental e a saúde pública local.

O município de Niterói possui um Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) que orienta a universalização dos serviços de água potável, esgotamento sanitário, drenagem e resíduos sólidos, com alto índice de cobertura, mas enfrenta desafios relacionados à infraestrutura e à poluição dos corpos hídricos lagunares, prejudicados por ligações clandestinas de esgoto e o impacto da urbanização.

A gestão dos resíduos sólidos em Niterói é também prevista no Plano Diretor por meio da Política Municipal de Resíduos Sólidos e o Plano Municipal de Gestão Integrada, que estabelecem estratégias para coleta, reciclagem, tratamento e destinação ambientalmente adequada dos resíduos, alinhado com a sustentabilidade e a proteção ambiental.

A persistência do estado de “degradação regular” indica a necessidade de integração de políticas que vão além da mera fiscalização, mas que considerem os princípios da economia azul e dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), principalmente os ODS 6 (Água Potável e Saneamento) e o ODS 14 (Vida na Água), conciliando ações que conectem o crescimento econômico com a preservação de recursos hídricos e marinhos, valorizando os serviços ecossistêmicos da laguna e promovendo o desenvolvimento urbano sustentável e equilibrado.

CONCLUSÃO

A análise multitemporal revelou transformações expressivas na paisagem, destacando o crescimento acelerado da área urbanizada, a redução drástica de ecossistemas naturais, como os campos alagados e os mosaicos de uso, e a ampliação da cobertura florestal. O resultado do ITA indica uma intensificação da transformação da paisagem, mas também revela a limitação do índice em captar alterações qualitativas profundas, como a extinção quase total de áreas úmidas e a substituição de usos multifuncionais por ocupações consolidadas. Embora a formação florestal tenha apresentado

crescimento, este fenômeno pode estar mais relacionado à regeneração passiva ou restrições à urbanização do que à restauração ecológica efetiva. Essa tendência, longe de compensar a degradação de outros ambientes, reforça a necessidade de uma abordagem crítica à leitura superficial de dados de vegetação. O uso de dados do MapBiomas, apesar de sua ampla cobertura temporal e espacial, apresenta desafios metodológicos: a classe "Mosaico de Usos" reúne uma diversidade de paisagens rurais e periurbanas que poderiam ser separadas, o que compromete a precisão na atribuição de pesos no ITA.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, B. V., & DE GOUVEIA, R. G. L. (2024). Uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do ribeirão Frutal de 1990 até 2020, 22(1), 39-45. DOI:<https://doi.org/10.30681/rcaa.v22i1.12364>
- AGUIAR, J. C., NEVES, S. S. M. A., & RODRIGUES, C. L. (2023). Antropização da paisagem do município matogrossense de Colíder–Amazônia brasileira. 12(3), 156–177.
- BERWANGER, D., SCCOTI, A. A. V., & ROBAINA, L. E. D. S. (2024). Dinâmica espaço-temporal da cobertura e uso da terra e as modificações no ambiente no município de São Gabriel, RS. *Geopauta*, 8, e15586. DOI:<https://doi.org/10.22481/rg.v8.e2024.e15586>
- GALVANIN, Dos S.E. A., NEVES, S. M. A. CRUZ, C. B. M., VICENS, R. S., DA COSTA LIMA, R. R., DE FRANCE, V., & de Janeiro, C. U. R. Pantanal de Cáceres (Mato Grosso): uma análise temporal das pressões antrópicas do uso da terra. DOI:<https://www.researchgate.net/publication/337772779>
- GALINA, A. B.; ILHA, D. B.; PAGOTTO, M. A. Dinâmica multitemporal da cobertura e uso do solo do estado de Sergipe. *Scientia Plena*, v. 18, n. 6, 2022. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2022.065301>
- GOUVEIA, R. G. L. D., GALVANIN, E. A. D. S., & NEVES, S. M. A. D. S. (2013). Application of anthropic transformation index for multitemporal analysis of the córrego do Bezerro Vermelho basin Tangará da Serra-MT. 37, 1045-1054. DOI:<https://doi.org/10.1590/0034-73752013000300010>

doi.org/10.1590/S0100-67622013000600006

MELO, I. S. Atividades antrópicas e degradação ambiental na sub-bacia hidrográfica do rio Itamirim-SE. *Revista de Geociências do Nordeste*, v. 2, p. 435–442, 2016. <https://doi.org/10.21680/2447-3359.2016v2n0ID10485>.

OLIVEIRA, A. J. M., LADWIG, N. I., SILVA, J. G. S., & SUTIL, T. (2023). Índice de transformação antrópica da bacia hidrográfica do rio Urussanga, Santa Catarina, Brasil. *Revista Geotemas*, 13, e02321. DOI:<https://doi.org/10.33237/2236-255X.2023.4710>

PEREIRA, S. J., DA NEVES, S. S. M. A., & SILVA, J. D. S. V. (2023). Antropização da paisagem da Bacia Hidrográfica do Córrego Jacobina em Cáceres/MT, Brasil. 12(2), 48-71. DOI:<https://doi.org/10.26694/equador.v12i2.14050>

PEREIRA, F. S., & VIEIRA, I. C. G. (2019). Transformação antrópica na bacia hidrográfica do rio Gurupi, Amazônia oriental. 10(3), 224-35. DOI: <https://doi.org/10.26694/equador.v12i2.14050>

PEREIRA, S. F., & VIEIRA, G. I. C. (2019). Anthropic transformation in the Gurupi river basin, eastern Amazon. *Sustainability in Debate/ Sustentabilidade em Debate*, 10(3). DOI:10.18472/SustDeb.v10n3.2019.23799

PERIM, M. A., & COCCO, M. D. A. (2016). Efeito das transformações antrópicas às margens do rio Una, Taubaté, São Paulo, Brasil. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 11, 1163-1171. DOI:10.4136/ambi-agua.1918

RODRIGUES, C. L., NEVES, S. S. M. A., NEVES, R. J., GALVANIN, S. E. A., & SILVA, J. D. S. V. (2014). Avaliação do grau de transformação antrópica da paisagem da bacia do rio Queima-Pé, Mato Grosso, Brasil, (32), 52-64.

SANTOS, T., BEIRÃO, A. P., ARAÚJO FILHO, M. C., & CARVALHO, A. B. (Eds.) (2022). *Economia Azul: vetor para o desenvolvimento do Brasil*, 411p. Essential Ideal Editora, São Paulo, SP.

SEABRA, V. S., XAVIER, R. A., DORNELLAS, P. C., & DAMASCENO, J. (2018). Índice de transformação antrópica por bacias de primeira ordem nas bacias do rio Taperoá e Alto Paraíba-PB. 10, 1-13.

SILVA, L. F., SOUZA, B. I., & BACANI, V. M. (2019). Intensidade da ação antrópica na área de

proteção ambiental do Cariri paraibano. DOI:<https://doi.org/10.14393/RCG207145788>

SILVA, J. G. S., LADWIG, N. I., & BACK, Á. J. (2024). Índice de transformação antrópica (ITA) aplicado à bacia hidrográfica do rio Araranguá, Santa Catarina, entre os anos de 1985, 2005 e 2019, 10(2), 51-65. DOI: <https://doi.org/10.21680/2447-3359.2024v10n2ID33545>

SILVA, P. J., DA SILVA NEVES, S. M. A., & DA SILVA, J. D. S. V. (2023). Antropização da paisagem da bacia hidrográfica do córrego Jacobina em Cáceres/MT, Brasil. *Revista Equador*, 12(2), 48–71. DOI: <https://doi.org/10.26694/equador.v12i2.14050>

SOBRINHO, J. M. G., VITAL, O. S. R., SOUZA, F. S., & SANTOS, L. C. (2019). Índice de transformação antrópica (ITA) como suporte para análise da degradação da paisagem no município de Jardim de Piranhas/RN. 13(2).

TARGA, M. S., MATOS MARTINS, H. T., MÉLEGA, J. C., & COCCO, M. D. A. (2018). Caracterização das ações antrópicas na bacia do rio Una: estudo de caso no bairro Serrinha, no município de Taubaté/SP. *Revista Técnica Ciências Ambientais*, 1(1), 1-14.

Capítulo VII

ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE NUTRIENTES FOSFATADOS E NITROGENADOS DA BACIA DO RIO GRAMAME, PARAÍBA E SUA INFLUÊNCIA NA ASSEMBLEIA DE PEIXES





ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE NUTRIENTES FOSFATADOS E NITROGENADOS DA BACIA DO RIO GRAMAME, PARAÍBA E SUA INFLUÊNCIA NA ASSEMBLEIA DE PEIXES

Mariana Vieira Turnell Suruagy¹, Maria Cristina Crispim²

¹Universidade de Leeds, mariana.turnell@gmail.com (autora correspondente)

²Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Laboratório de Ecologia Aquática, ccispim@hotmail.com

RESUMO

Em virtude das ações antropogênicas, ecossistemas aquáticos estão sendo rapidamente alterados em todo o mundo. O impacto negativo de poluentes, mudanças na hidrologia da bacia, resultam na perda de qualidade da água, dificultam a manutenção da integridade desses ecossistemas, além de afetarem de forma significativa as populações de peixes. As comunidades ribeirinhas da Bacia do Rio Gramame apresentam falta de água encanada e saneamento básico, bem como grande quantidade de plantio de cana-de-açúcar, cuja lixiviação, em tempos chuvosos, pode carrear poluentes advindos de fertilizantes, além do lançamento de efluentes industriais. Dessa forma, este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água do Rio Gramame, através de análises de nutrientes fosfatados e nitrogenados e relacioná-los com possíveis impactos na comunidade ictiofaunística. O estudo foi desenvolvido ao longo de oito pontos de coleta de água e exemplares da ictiofauna ao longo do rio, sendo quatro pontos a montante e quatro pontos a jusante do reservatório de Gramame: P1-P8. A ictiofauna foi coletada com o auxílio de diversas artes de pesca (tarrafa, rede malhadeira, gererê e covos), e as análises físicas e químicas realizadas com base em APHA (1998). Os resultados evidenciam que a amônia e nitrato foram mais concentrados no inverno, bem como associados diretamente à poluição difusa; escoamento de nutrientes nitrogenados advindos de fertilizantes utilizados em plantações de cana de açúcar no P1 e P5. Por outro lado, o nitrito e fósforo, apresentaram valores mais baixos em relação aos supracitados ao longo da Bacia (P6), e estavam relacionados com fontes de poluição por efluentes industriais. Verificou-se que as interferências antropogênicas ao longo do rio não foram homogêneas e que as espécies que estiveram mais relacionadas com ambientes degradados, aqui representados pela presença de nutrientes fosfatados e nitrogenados foram: *A. bimaculatus*, *A. fasciatus*, *O. niloticus*, *P. vivipara*, *R. quelen*, *S. marmoratus* e *P. brevis*.

Palavras-Chave: Impactos antropogênicos, qualidade de água, Bacia do Rio Gramame, Ictiofauna

ABSTRACT

Due to anthropogenic actions, aquatic ecosystems are being

rapidly altered throughout the world. The negative impact of pollutants and changes in the hydrology of the basin result in the loss of water quality, make it difficult to maintain the integrity of these ecosystems, and significantly affect fish populations. The riverside communities of the Gramame River Basin lack drinking water and basic sanitation, as well as a large amount of sugarcane plantations, whose leaching during rainy seasons can carry pollutants from fertilizers, in addition to the release of industrial effluents. Thus, this study aimed to evaluate the water quality of the Gramame River, through analyses of phosphate and nitrogen nutrients and relate them to possible impacts on the fish community. The study was developed along eight water and fish collection points along the river, four points upstream and four points downstream of the Gramame reservoir: P1-P8. The ichthyofauna was collected using various fishing gears (cast nets, gill nets, gererê nets and pots), and the physical and chemical analyses were performed based on APHA (1998). The results show that ammonia and nitrate were more concentrated in winter season and were directly associated with diffuse pollution; nitrogen nutrients flow from fertilizers used in sugarcane plantations in P1 and P5. On the other hand, nitrite and phosphorus presented lower values than those mentioned above throughout the Basin (P6), and were related to sources of pollution from industrial effluents. It was found that anthropogenic interference along the river was not homogeneous and that the species that were most related to degraded environments, here represented by the presence of phosphate and nitrogen nutrients, were: *A. bimaculatus*, *A. fasciatus*, *O. niloticus*, *P. vivipara*, *R. quelen*, *S. marmoratus* and *P. brevis*.

Keywords: Anthropogenic impacts, Water quality, Gramame River Basin, Ichthyofauna.

INTRODUÇÃO

A degradação do meio ambiente agravou-se concomitantemente com o processo industrial e econômico que o mundo passou em meados do século XVIII, quando os recursos naturais começaram a ser usados em grande quantidade a fim de atender as novas necessidades da

humanidade em um mundo moderno (Pereira, 2016). A crescente industrialização tem permitido que a poluição advinda de fábricas e esgotos atinjam mananciais superficiais, principalmente os que cruzam as cidades e servem para o abastecimento público, comprometendo o equilíbrio do ecossistema e o bem-estar das comunidades ribeirinhas (Guedes, 2011).

Segundo Lima (2005), a bacia hidrográfica reflete sistemicamente todos os efeitos de impactos ambientais e degradações. A identificação da mesma como unificadora dos processos ambientais e das interferências humanas leva à sua adoção como unidade de pesquisa, permitindo a avaliação da qualidade e sustentabilidade ambiental, a partir da análise tanto de fatores físicos e químicos, como também biológicos e socioeconômicos.

Poluição Ambiental na Bacia do Rio Gramame

A Bacia do Rio Gramame abastece 70% da grande João Pessoa, através da barragem Gramame-Mamuaba. Entretanto, as comunidades marginais ao leito do rio apresentam problemas da falta de água encanada e saneamento básico, bem como grande quantidade de plantio de cana-de-açúcar, cuja lixiviação, em tempos chuvosos, pode carrear poluentes advindos de fertilizantes (Nunes; Garcia, 2012).

A perda da qualidade da água do rio vem ocorrendo após a instalação do distrito industrial no seu médio curso, no final da década de 1960, desde então o ecossistema e os comunitários sofrem com o lançamento de dejetos nas redes de drenagem, contribuindo para a perda da capacidade de autodepuração dos rios Gramame, Mumbaba e Mamuaba, e riachos como o Mussuré, além da mortandade de peixes, camarões, caranguejos, animais que servem como fonte de renda para muitos pescadores da região (Nunes; Garcia, 2012).

Segundo Abrahão (2006), o principal tipo de poluição do Rio Gramame, desde a instalação do distrito são os componentes químicos, provenientes de efluentes de indústrias de pequeno, médio e grande porte e de diversos gêneros: produtos cerâmicos, alimentícia, bebidas, metalúrgica, produtos farmacêuticos e veterinários,

perfumaria, concretaria, vestuários e artefatos de tecido, fabricação de móveis, produtos químicos (isopor), pré-moldados, calçados, produtos elétricos, gráficas, produtos plásticos, e adesivos. A problemática maior é que se estima em menos de 5% aqueles estabelecimentos com tratamento de efluentes, contando, por exemplo, com lagoas de estabilização. Mesmo assim, este tipo de tratamento de efluentes não é adequado e suficiente para devolver uma água com qualidade para os rios. Abrahão (2006) estudou a carga poluidora (DBO) para cada indústria que lança seus efluentes no Riacho Mussuré, concluindo que as mesmas possuem um potencial poluidor (em termos de DBO) equivalente a uma população de 671.165 habitantes. Isso seria o mesmo que lançar quase todo o esgoto da cidade de João Pessoa no Rio Gramame.

Recentemente, em 2018, o rio sofreu um acidente de contaminação de suas águas com 80 m³ de Hidróxido de Sódio (NaOH), insumo proveniente da utilização para tratamento da água bruta, para correção de pH, pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA) na Estação de Tratamento de Água (ETA) em Marés, além de despejos de uma indústria de celulose, afetando a qualidade da água a jusante (Souza, 2020). Os resíduos de celulose são compostos principalmente por lama de cal e *dregs*. Este último, possui uma cor acinzentada que contém carbono, hidróxido, sulfetos de metais, além de outros elementos (Almeida et al., 2007). Tais fatos ocasionaram a morte de peixes e a perda da biodiversidade devido à alteração do equilíbrio ecossistêmico (SUDEMA, 2018; Souza, 2020). Aponta-se, portanto, a necessidade de um constante monitoramento dos parâmetros ambientais, de forma a alertar para a qualidade de água do rio.

Além das análises físicas e químicas (Condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido, temperatura, transparência da água, turbidez, sólidos totais dissolvidos, clorofila-a e análises dos principais nutrientes fosfatados (fósforo total e ortofosfato) e nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato), é de extrema importância o biomonitoramento ou monitorização biológica (Dillenburg, 2007). Esta

consiste nas respostas dos organismos vivos para determinar alguma condição ambiental, pois segundo Li et al. (2010), tais organismos possuem mecanismos de resposta a adaptações físicas, químicas e biológicas a longo prazo, sendo possível avaliar os impactos ecológicos no ecossistema por um longo período. Por serem bioindicadores, podem ser usados para avaliar a qualidade de água e indicam o efeito de ações humanas sobre os recursos naturais (Gressler et al., 2012).

A comunidade ictiofaunística como bioindicadora apresenta algumas vantagens. Segundo Karr (1981), e confirmadas ou complementadas posteriormente por outros autores (Simon; Lyons, 1995; Barbour et al., 1999), algumas dessas vantagens são: 1) sua posição no topo da teia alimentar aquática, quando comparada com organismos de níveis tróficos mais baixos (diatomáceas e invertebrados), oferece uma visão integrada do corpo hídrico; 2) peixes vivem todo o seu ciclo de vida na água, o que integra a história física, química e biológica desses corpos de água. Desta forma, alterações nas condições ambientais promovem uma reestruturação das assembleias ícticas, refletindo as condições vigentes da bacia hidrográfica em que estão inseridas. A ictiofauna da Bacia do Rio Gramame foi estudada por diferentes autores (Canella; Rodrigues, 1978; Pedro, 1995; Marques, 1996; Soares, 1996; Torelli et al., 1997; Soares et al., 1998; Gomes Filho; Rosa, 2001; Beltrão et al., 2009, Da Silva, 2014; Souza 2020,) que abordaram aspectos reprodutivos, tróficos, de crescimento de algumas de suas espécies, além da composição da mesma e sua relação com a presença/ausência de vegetação marginal, porém nunca as relacionando com a qualidade da água em vários ambientes distribuídos a jusante e montante do reservatório.

Desta forma, este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água do Rio Gramame, através de análises de nutrientes fosfatados e nitrogenados e relacioná-la com possíveis impactos na comunidade ictiofaunística. Os dados obtidos através de análises de água permitem comparações com os padrões estabelecidos pela legislação vigente. Além disto, pode-se avaliar a variação espacial (nos diferentes pontos de coleta) da qualidade da água e temporal (verão e inverno).

Apesar dos dados já terem algum tempo de coleta, refletem a realidade na época, da qualidade da água e sua interferência na presença da ictiofauna. O rio continua sujeito aos mesmos impactos, urbanização, e atuação do distrito industrial. Estudos posteriores acerca da ictiofauna do Rio Gramame foram desenvolvidos (Da Silva, 2014; Souza 2020), os mesmos não relacionam as espécies ictiofaunísticas com a qualidade ambiental (nutrientes fosfatados e nitrogenados) através de análises estatísticas detalhadas, como a Análise de Correspondência Canonica (ACC) e dos Componentes Principais (ACP). Nesse sentido, o presente trabalho pode servir como marco temporal dos impactos sofridos na bacia e que permanecem até os tempos atuais.

MATERIAIS E MÉTODOS

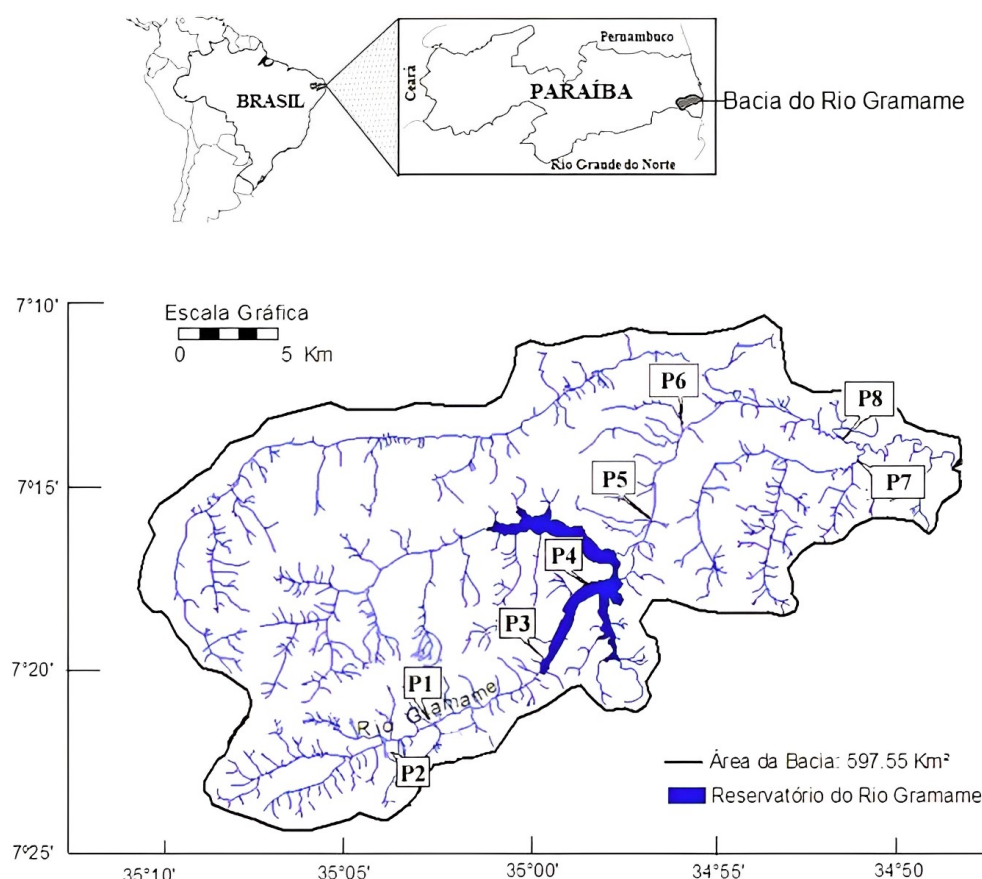
Coleta Limnológica e da ictiofauna

Local e época de coleta das amostras

O estudo foi desenvolvido ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Gramame (Figura 1). Esta bacia está localizada entre as latitudes 7°11' e 7°23' sul e as longitudes 34°48' e 35°10' 1999). Ao todo foram oito pontos de coleta de água e exemplares da ictiofauna ao longo do rio, sendo quatro pontos a montante e quatro pontos a jusante do reservatório de Gramame. Os pontos de coleta foram denominados de P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7 e P8 e estão indicados na figura 1. A determinação dos pontos de amostragem foi feita com o auxílio de um GPS, cujas coordenadas estão mostradas na tabela 1, e a sua escolha foi baseada no fato de abrangerem afluentes/tributários do Rio Gramame ex.: Rio Mumbaba, para verificar a qualidade de água que está entrando pelos contribuintes, além de pontos perto de lançamento de efluentes. Na tabela 1 estão especificados entre parênteses os principais impactos antrópicos sofridos nos pontos de coleta (Goldfarb et al. 1999). As coletas dos espécimes foram realizadas nos meses de abril, maio, junho, julho, agosto, setembro e novembro de 2010 e fevereiro, março, abril e maio de 2011, correspondendo ao período chuvoso e de estiagem, respectivamente.

Tabela 1. Distribuição dos pontos de amostragem no Rio Gramame e suas respectivas coordenadas geográficas.

Local		Coordenadas Geográficas
A montante da barragem do Rio Gramame		
P1	Confluência do riacho Utinga com o Rio Gramame, Pedras de Fogo/PB.	Latitude 7°14'05,3"S Longitude 34°50'58,7" W;
P2	Confluência do riacho Quizada com o Rio Gramame, Pedras de Fogo/PB.	Latitude 7° 19'31,8"S Longitude 34° 59' 32,3"W
P3	Início do reservatório do Rio Gramame, Vaiscecada, Pedras de Fogo/PB. (Introdução de espécies exóticas)	Latitude 7°19'31,8"S Longitude 34°59'32,3"W
P4	Reservatório do Rio Gramame - Alhandra/PB. (Introdução de espécies exóticas)	Latitude 7°16'50,7" S Longitude 34°57'37,6" W
A jusante da barragem do Rio Gramame		
P5	Confluência do rio Mumbaba com o Rio Gramame, Engenho Velho, João Pessoa/PB (lançamento de efluentes industriais)	Latitude 7°12'31,3" S Longitude 34°54'36,2" W
P6	Rio Gramame, Engenho Velho, João Pessoa/PB.	Latitude 7°12'31,5" S Longitude 34°54'31,0" W
P7	Confluência do rio Jacoca com o Rio Gramame, Mituaçu, Conde/PB.	Latitude 7°14'58,2"S Longitude 34°52'42,5"W
P8	Rio Gramame, Mituaçu, Conde PB (Lançamento de efluentes domésticos)	Latitude 7°13'52,1"S Longitude 34°50'30"W

**Figura 1.** Localização da bacia Hidrográfica do Rio Gramame-Paraíba, com distribuição dos pontos de coletas a montante e jusante do reservatório de Gramame. Fonte: Maria Marcolina Cardoso.

Apetrechos de pesca utilizados durante a captura da ictiofauna

Os peixes foram capturados com o auxílio de pescadores locais, através da utilização de redes

de espera (de malhas 20, 25 e 35 mm entre nós adjacentes), tarrafas (com malhas de 15 e 20 mm entre nós adjacentes) redes de arrasto (com malhas 15, 20 e 30 mm entre nós adjacentes), além de

covos e gererês, visando a captura de indivíduos nos diferentes tamanhos e faixas etárias. Os apetrechos utilizados variaram de acordo com as peculiaridades fisiográficas e fisionômicas de cada um dos pontos amostrais (Suruagy; Crispim, 2023).

Triagem e identificação taxonômica das espécies

Em laboratório foi feita a triagem e biometria dos espécimes. A identificação taxonômica dos peixes foi baseada em chaves de identificação segundo Britiski (1972), Britiski et al. (1984), Menezes e Figueiredo (1980, 1985), Vari (1991) e Nakatani et al. (2001). Em um segundo momento, alguns lotes das espécies foram separados para catalogação na Coleção Ictiológica do DSE/ CCEN/UFPB. Para tanto, essas espécies foram fixadas em formol a 10% e posteriormente conservadas em álcool a 75%.

Coleta de dados físicos e químicos

Foram realizadas análises das variáveis indicadoras de eutrofização como: nitrito, nitrato, amônia e fosfato. Os locais de coleta de água para análise dessas variáveis corresponderam aos locais de coleta da ictiofauna (Tabela 1). As amostras de água para determinação dos nutrientes fosfatados e nitrogenados foram coletadas e armazenadas em frascos de polietileno de 1 litro, colocadas dentro de uma caixa de isopor com gelo, a fim de minimizar a ação bacteriana e as reações químicas até à chegada ao Laboratório de Ecologia Aquática – LABEA, DSE/CCEN/UFPB, para as análises necessárias. Os nutrientes fosfatados e nitrogenados foram analisados segundo as metodologias propostas em APHA (1998), segundo descrição abaixo (Tabela 2).

Índices pluviométricos

Os índices pluviométricos dos municípios estudados; Alhandra, Conde, João Pessoa e Pedras de Fogo, foram fornecidos pelo Laboratório de Meteorologia e Sensoriamento Remoto da Paraíba

(LMRS-PB), disponíveis no site da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA, 2011).

Análise de Componentes Principais

Para resolver e simplificar as variáveis físicas e químicas, utilizou-se a análise de componentes principais (PCA) através da matriz de covariância.

Análise Canônica de Correspondência (ACC)

Para conhecer a relação existente entre a presença das espécies que ocorreram nos oito pontos de amostragem e os descritores (Pluviosidade, Nitrito, Nitrato, Amônia e Fosfato) foi utilizada uma análise de correspondência canônica (ACC), calculada através do programa R® (R Development Core Team, 2011).

Este é um dos melhores métodos para análise direta do gradiente em ecologia de comunidades (Ter Braak, 1989), por descrever as maiores tendências na distribuição de espécies e fatores ambientais correlatos. A ACC permite representar simultaneamente a ordenação espacial de amostras, espécies e variáveis ambientais, que mostram como o ótimo da comunidade varia de acordo com o ambiente (Ter Braak; Smilauer, 2002). Para a realização da ACC e a PCA, todos os dados foram previamente padronizados para diminuir a variância.

Análises Estatísticas

Inicialmente todos os dados foram submetidos ao teste de Shapiro Wilks para averiguar a adequação à normalidade. Para testar se houve diferença dos parâmetros físicos e químicos entre os pontos amostrais, foi realizado o teste ANOVA one-Way, assim como para testar se as riquezas de espécies apresentam diferenças significativas entre os locais de coleta. Posteriormente foi realizado o teste de Tukey, para realizar as comparações pareadas, sendo

Tabela 2. Métodos utilizados na análise de nutrientes das amostras retiradas do Rio Gramame.

Análise	Método
(a) Nitrito	4500 NO ₂ – B Método colorimétrico (APHA, 1998)
(b) Nitrato	4500 NO ₃ – E Método da coluna de cádmio (APHA, 1998)
(c) Amônia	4500 NH ₃ – F Método do fenol (APHA, 1998)
(d) Fosfato	4500 P – E Método do ácido ascórbico (APHA, 1998)

considerados significativos valores de $p < 0,05$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Qualidade da água

Análise de nutrientes fosfatados e nitrogenados

Amônia

A amônia está naturalmente presente em corpos hídricos, sendo o resultado da degradação de compostos orgânicos em inorgânicos presentes na água, podendo também ser resultado das excretas da biota aquática, como os peixes. No entanto, é sabido que as concentrações de amônia aumentam com a descarga de efluentes domésticos e industriais, além de fezes de animais que são criados nas margens dos corpos hídricos, carregados para a água quando chove (Pereira; Mercante, 2005).

No ponto de coleta P1 localizado no Riacho Utinga, bem como, no encontro do Rio Gramame com o Rio Mumbaba (P5), observou-se um aumento na concentração de amônia do verão para o inverno (Figura 2), o que revela que tem entrada por lixiviação na bacia de drenagem pelo efeito da chuva. Destaca-se que grande parte da bacia do Rio Gramame é rodeada por plantio de cana-de-açúcar, principalmente nas proximidades do Riacho Utinga, atuando como potencial fonte de compostos nitrogenados, que chegam ao ambiente através do escoamento pela água das chuvas. No período de alta pluviosidade (inverno), o valor

máximo de amônia ($2,5 \text{ mg.L}^{-1}$) ocorreu no encontro do Rio Gramame com o Rio Mumbaba (P5), valor bastante elevado em relação aos obtidos nos demais pontos de coleta, enquanto que a menor concentração foi de $0,068 \text{ mg.L}^{-1}$ verificado na Barragem de Gramame (P4). Barbosa (1996) constatou para a represa de Gramame que a distribuição da amônia com relação à variação temporal entre o período seco e chuvoso não apresentou diferenças significativas, pois em ambos, os valores médios foram elevados. Isto sugere que embora os índices pluviométricos reduzam no período seco, havia entrada contínua desse composto nitrogenado no reservatório. Isto é justificado pelo fato de que, com a redução das chuvas na região, o processo de irrigação se intensifica nas culturas de cana de açúcar e abacaxi próximos à barragem e é abusivamente utilizado acima dos limites permitidos (SUDEMA), mantendo esses valores elevados.

Nos demais pontos de coleta, a amônia apresentou valores mais altos durante o período de estiagem (verão). As maiores concentrações de amônia no verão podem estar associadas às maiores concentrações de excretas dos peixes no ambiente, uma vez que o volume de água no rio e riachos, nesse período, geralmente é menor. Estatisticamente não houve diferença nas concentrações de amônia entre os pontos amostrados ($df = 7$, $p = 0,09787$).

Os valores desse nutriente, observados para

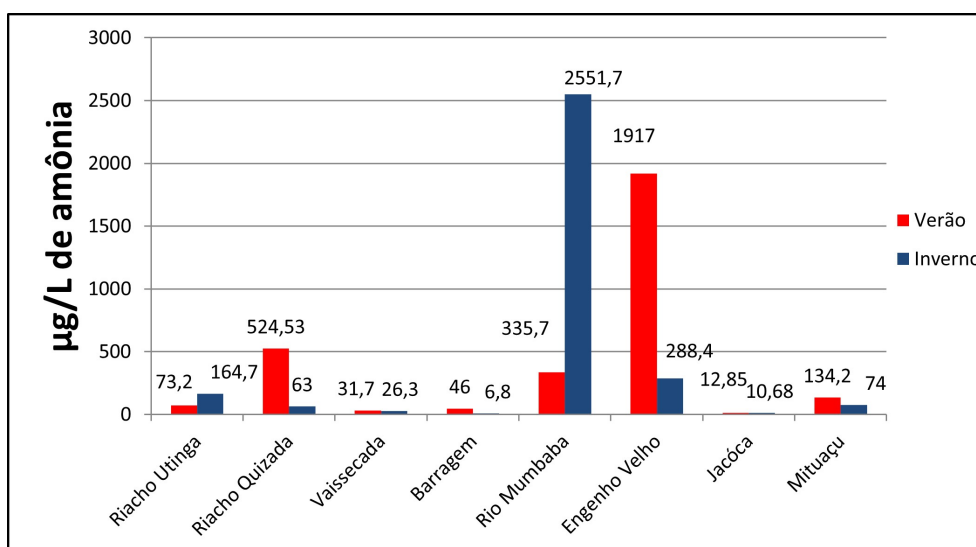


Figura 2. Concentração de amônia nos pontos de coleta na bacia do Rio Gramame- PB, durante o período estudado.

quase todos os pontos de coleta independente da estação do ano, estão dentro do limite estabelecido pela resolução nº 357/05 do CONAMA, que é de 2mg.L^{-1} de amônia, para ambientes de água doce (Classe II e III) (BRASIL, 1986). Quando acima desse valor, no P5, a toxicidade da amônia está relacionada aos vários efeitos deletérios nos peixes, tais como: falta de apetite, dificuldade de respiração, degenerações na pele, danificação das brânquias e rins e, também, redução no crescimento (Boyd, 1990). Comumente, a tolerância à amônia dos organismos aquáticos varia de acordo com a espécie, condições fisiológicas e fatores ambientais.

Nitrato

Os nitratos são muito solúveis em água, sendo a forma mais oxidada e estável do nitrogênio nesse ambiente. Como esse nutriente é a forma primária de nitrogênio utilizada pelos vegetais que convertem o nitrato em nitrogênio orgânico para estimular o crescimento, quantidades excessivas podem resultar em proliferações em massa de fitoplâncton e macrófitas aquáticas. As principais fontes de poluição são: os esgotos domésticos e fezes de animais, a deposição atmosférica e os fertilizantes, que podem atingir os cursos de água, principalmente nos meses mais chuvosos (Esteves, 2011).

Na maioria dos pontos de coleta estudados, observou-se uma maior concentração de nitrato no período chuvoso, em relação ao período de estiagem. O valor máximo de nitrato ($1,06\text{ mg.L}^{-1}$) ocorreu no período de inverno no Riacho Utinga, enquanto a menor concentração desse composto (abaixo do limite de detecção) foi verificada na barragem de Gramame no período de estiagem, que pode ser o resultado de uma maior absorção de nutrientes pelas algas presentes nesse reservatório (Figura 3). Assim, esse nutriente, estaria circulando pela cadeia alimentar, tornando-se menos abundante na água. Segundo Esteves (1988), o íon amônio e o nitrato representam as principais formas assimiláveis pelos produtores primários.

Diferindo do presente estudo, Oliveira et al. (2008) registraram valores mais elevados de nitrato em período de estiagem em 3 riachos estudados do Rio São Francisco Verdadeiro, fato que atribuíram

a processos de decomposição da matéria orgânica, proveniente de folhas da vegetação densa que circunda os mesmos e que libera compostos nitrogenados. Segundo Furtado (2005), valores mais elevados de nitrato nesse período, estão relacionados com a maior taxa de decomposição em função do baixo nível da água e diminuição do fluxo, que favorece os processos de decomposição da matéria orgânica carregada no riacho.

Os dados mostraram sempre concentrações mais elevadas de nitrato no período chuvoso, o que pode ser o resultado da lixiviação deste composto pelas terras do entorno, cultivadas com cana de açúcar. Os valores mais elevados foram registrados no Alto Gramame (P1, P2, P3 e P4) área mais cultivada com cana, comparando com o restante da bacia. Na região de Engenho Velho e Mumbaba não foram observadas grandes amplitudes de variação nas concentrações desse nutriente entre o verão e inverno, o que revela uma entrada permanente deste composto, provavelmente por esgotos, visto que esta região é a mais povoada. Estatisticamente, não houve diferença nas concentrações de nitrato entre os pontos de amostragem ($df = 7$, $p\text{-value} = 0.2006$).

Nas situações em que predomina o escoamento superficial, a vegetação marginal atua como barreira aos sedimentos (Klapproth; Johnson, 2000), e a capacidade de transporte torna-se menor que a carga de sedimentos, ocorrendo a sua deposição na interface entre a vegetação marginal e o corpo de água (USDA, 1981). Cerca de 70% das cargas anuais de nitrogênio e de fósforo que chegam aos ambientes aquáticos são provenientes de atividades agrícolas, sendo os nutrientes que atingem os corpos de água pelos fluxos subsuperficiais ou superficiais (dissolvidos ou agregados às partículas de solo), onde a vegetação marginal atua por intermédio de dois mecanismos principais para a redução de nitrato: desnitrificação e assimilação pela vegetação (Pegram; Bath, 1995). Na Barragem de Gramame praticamente inexistente vegetação ripária nas suas margens, o que favorece o transporte de nitrato para a água em período de chuva, o que de fato foi constatado.

Vale salientar que os valores de nitrato observados em todos os pontos de coleta estão

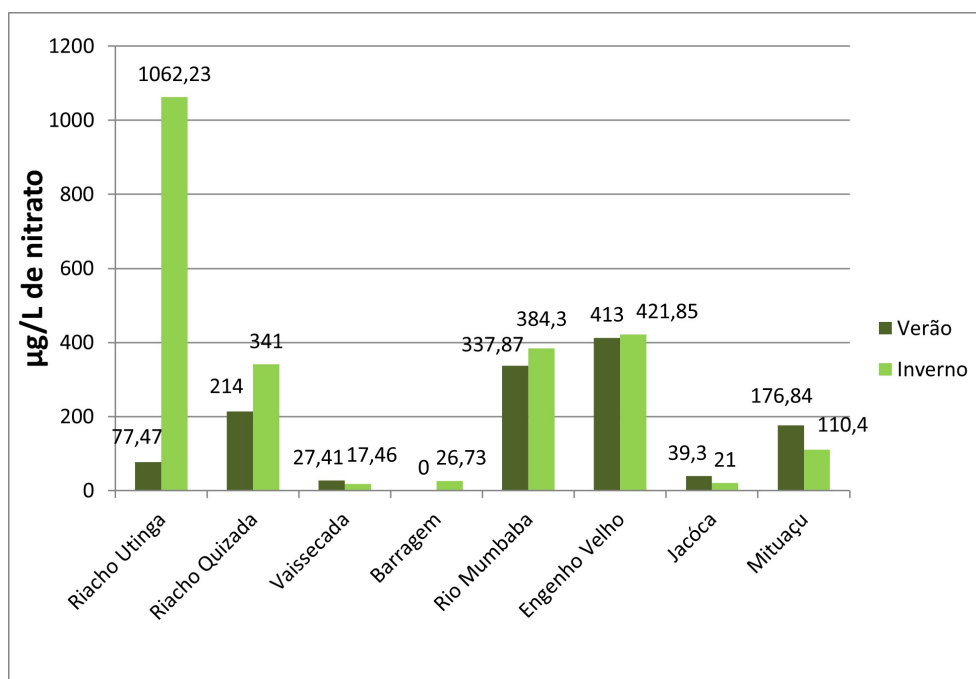


Figura 3. Concentração de nitrato nos pontos de coleta na bacia do Rio Gramame-PB, durante o período estudado.

dentro do limite estabelecido pela resolução nº 357/05 do CONAMA, que é de 10 mg.L^{-1} de nitrato para ambientes de água doce (Classe II) (BRASIL, 1986). Porém, deve-se salientar que tais limites se referem a aspectos de potabilidade da água e não às exigências para manutenção da integridade biótica.

Um estudo mais recente no Rio Gramame desenvolvido por Souza (2020), demonstrou que as concentrações de nitrato variaram de $0,12 \text{ mg.L}^{-1}$ – $0,19 \text{ mg.L}^{-1}$ e representaram as menores concentrações de nutrientes nitrogenados antes e depois de um acidente em que uma lagoa de decantação rompeu para o Rio Gramame. As rodovias BR 101 e a PB 008 foram os dois pontos dentre os vários estudados pelos autores que apresentaram maiores concentrações de nitrato, correspondendo a $0,24 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,25 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente. Esses dois pontos ficam após o rompimento da lagoa de decantação. No entanto, o fato de ter maiores concentrações de nitrato (quase o dobro) que de amônia, sendo o primeiro uma derivação do segundo sugere que o nitrato analisado não foi originado da decomposição do material no rio, mas de uma decomposição anterior, provavelmente ocorrida dentro da estação de tratamento de resíduos da fábrica que possui a lagoa. Apesar do grave impacto ambiental recente,

reportado e estudado por Souza (2020), os valores de nitrato apresentados são menores do que os encontrados nas amostras em 2011, época em que foi realizado nosso estudo, o que poderia sugerir uma melhora na qualidade da água da bacia como um todo ao longo dos anos, no entanto, se o rio apresentou em 2020 menores concentrações de nitrato, isso também pode ser uma indicação de menores concentrações de oxigênio dissolvido na água, o que prejudica os processos de nitrificação, em que a amônia passa a nitrato, ou que tenha maior quantidade de plantas aquáticas, que podem estar absorvendo esse nitrato.

Nitrato

O nitrato é um composto químico do nitrogênio, normalmente encontrado em quantidades diminutas nas águas superficiais, pois o nitrato é instável na presença do oxigênio, ocorrendo como uma forma intermediária entre o amônio e o nitrato. O íon nitrato pode ser utilizado pelas plantas como forma de nitrogênio (Piedras et al., 2006). Em ambientes anóxicos, pode haver redução parcial do nitrato (desnitrificação), elevando as concentrações de nitrato. Uma grande concentração de nitrato pode significar uma grande atividade bacteriana e carência de oxigênio. Além disso, a presença de nitrato em corpos de água

indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica (Pimentel, 2009).

Os valores de nitrito observados em todos os pontos estudados estiveram dentro do limite estabelecido pela resolução nº 357/05 do CONAMA ($1,0 \text{ mg.L}^{-1}$) (Brasil, 1986). O valor máximo de nitrito ($0,062 \text{ mg.L}^{-1}$) ocorreu no período de estiagem, na porção do Rio Gramame inserida em Engenho Velho (P6) (Figura 4). É importante salientar que esse é o primeiro ponto de coleta do Rio Gramame após o distrito industrial, recebendo uma maior carga de poluentes em relação aos demais pontos localizados mais a jusante. De fato, pode-se associar a idade da poluição com a relação entre as formas de nitrogênio. Ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas, significa que o foco de poluição se encontra próximo (CETESB, 2008).

Os valores de nitrito na barragem (reservatório) de Gramame foram mais elevados no período chuvoso do que no de estiagem. Diferentemente do presente estudo, Vilar (2009) analisando quatro reservatórios em cascata localizados no Cariri Paraibano observou as maiores concentrações de nitrito no período seco, em relação ao período chuvoso. Estes resultados são semelhantes aos de outros trabalhos (Silva; Sacomani, 2001; Campolo et al., 2002), que afirmam ser o período seco o de pior qualidade da

água, principalmente em relação à quantidade de matéria orgânica. Isto ocorre no Rio Gramame, principalmente, porque a vazão dos cursos de água é mais baixa neste período, enquanto que o volume de efluentes lançados não depende, na maioria dos casos, da sazonalidade.

Estatisticamente não houve diferença significativa do nitrito entre os pontos de amostragem ($df=7$, $f=2,6789$, $p=0,0768$).

No presente estudo constatou-se que a entrada de compostos nitrogenados não é contínua, e da mesma forma que a amônia e o nitrato, o nitrito foi mais abundante no período chuvoso, mostrando que tem origem alóctone ao sistema, provavelmente não por efluentes diretos, mas por poluição difusa, que é carregada para o rio no período chuvoso.

Em relação aos riachos estudados, observou-se que ambos apresentaram valores de nitrito abaixo do limite de detecção no período chuvoso. No entanto, no verão esses valores foram elevados, especialmente no Riacho Utinga ($0,04 \text{ mg.L}^{-1}$). Já o Rio Jacoca, citado pelos pescadores como um dos melhores locais de pesca, apresentou concentrações baixas de compostos nitrogenados, tanto no verão, como no inverno. Isso corrobora com as informações dos pescadores que é um ambiente menos poluído, enquanto os valores mais elevados foram registrados após o distrito industrial (P5 e P6).

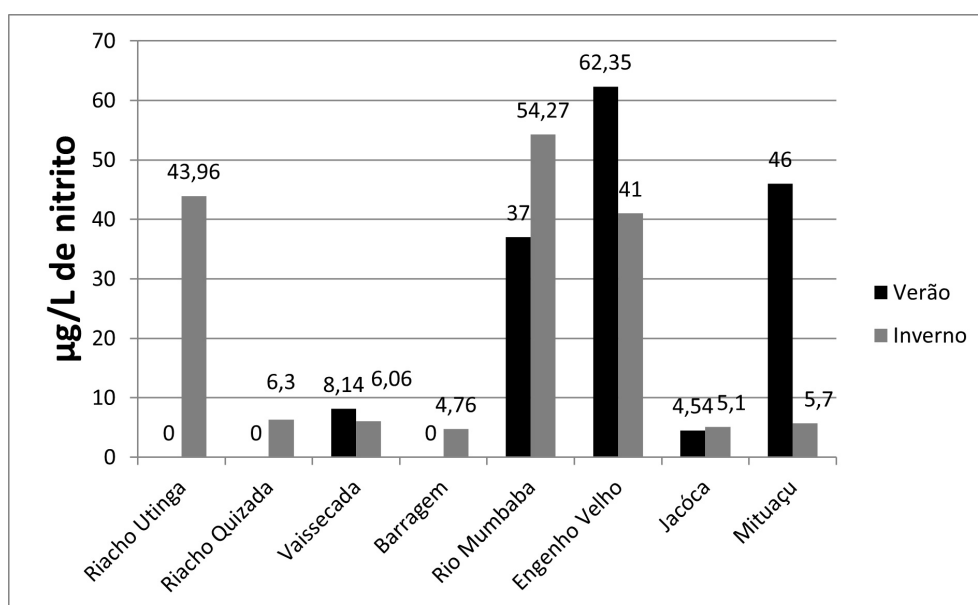


Figura 4. Concentração de nitrito nos pontos de coleta na bacia do Rio Gramame-PB, durante o período estudado.

Fosfato

O fósforo está presente na água sob a forma de fosfato (PO_4^{3-}). O fosfato se apresenta no corpo hídrico sob as seguintes formas: fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido e fosfato total, estando presentes naturalmente provindos de rochas das bacias de dragagem, material particulado presente na atmosfera.

O fósforo é de extrema importância para o metabolismo dos seres vivos, pois armazena energia e está presente na estrutura das membranas celulares. Quando o fósforo de origem antrópica entra em contato com os corpos de água ocorre uma série de reações químicas, que convertem polifosfato em ortofosfato, e fósforo orgânico em íons fosfatados, e assim, ocorre o aumento da concentração de nutrientes fosfatados na água, ocasionando o processo de eutrofização. A análise do fósforo na água é extremamente importante para avaliar o grau de poluição no corpo hídrico, suas concentrações são avaliadas em mg.L^{-1} (Rocha et al., 2009; Barreto et al., 2013).

Os compostos fosfatados são um dos mais importantes fatores limitantes à vida dos organismos aquáticos. Suas principais fontes são os despejos orgânicos, especialmente esgotos domésticos, bem como alguns tipos de despejos industriais, detergentes, solubilização de rochas, ou ainda, de excretas de animais e fertilizantes (Rocha et al., 2009).

Quando quantidades suficientes de compostos nitrogenados estiverem presentes na água, concentrações de fósforo acima de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ deverão causar problemas pelo desenvolvimento de lodos e crescimento de algas, os quais afetam o uso das águas para abastecimento público, industrial e de recreação. Entretanto, o fósforo só apresenta toxicidade ao homem, animais ou peixes em formas extremamente raras (Pimentel, 2009).

Os valores mais elevados de fósforo observado no presente estudo corresponderam à porção do Rio Gramame que está inserida em Mituaçu. Tanto no verão ($0,12 \text{ mg.L}^{-1}$) como no inverno ($0,11 \text{ mg.L}^{-1}$). Tais valores são provavelmente decorrentes da presença de águas cinzas, pelo uso da água para lavagem de pratos, com o fósforo originando-se de detergentes e

sabões utilizados para esse fim (Figura 5).

A constância nos valores de fósforo ao longo do período chuvoso e de estiagem também foram reportados por Albuquerque (2025) em um canal estuarino de raposa, MA-Brasil. Segundo a autora, as concentrações de fósforo estavam dentro de uma faixa semelhante nas duas amostragens, com médias de $0,69 \pm 0,46 \text{ mg.L}^{-1}$ em 2018 e $0,48 \pm 0,12 \text{ mg.L}^{-1}$ em 2022. Tal padrão foi atribuído à sua dinâmica de ciclagem, ao equilíbrio biogeoquímico entre as formas particuladas e dissolvidas no sistema estuarino, além da influência das forçantes de maré, que igualmente pode ter sido observado em algumas porções do Rio Gramame estudadas.

O ponto de coleta que apresentou maior amplitude sazonal da concentração de fósforo foi na porção do Rio Gramame que está inserida em Engenho Velho (P6), provavelmente por se tratar de um local onde há o lançamento de efluentes domésticos e principalmente industriais, com a presença de vários canos que, segundo a população ribeirinha, conduz os efluentes industriais que desaguam nele. As menores concentrações de fósforo no inverno nesse ponto de coleta poderiam ser decorrentes da diluição dos efluentes pelas chuvas. O fato de se verificarem valores mais e menos elevados de nutrientes ao longo do Rio Gramame, mostra que as interferências antropogênicas ao longo do rio não são homogêneas e que em determinados riachos na entrada no Rio Gramame, a montante do reservatório, as condições ambientais são mais degradadas que em outros. As porções do Rio Gramame com menos compostos fosfatados foram o P3 (Vaissecada), P5 (Encontro do rio Mumbaba com o Rio Gramame) e P7 (Jacoca). O Rio Jacoca foi o ambiente que apresentou a menor concentração de todos os nutrientes analisados, o que corrobora com a afirmação dos pescadores de que esse local é utilizado pelos peixes como refúgio da poluição. Entretanto, a comprovação de que esse rio é um local com um menor grau de poluição é preocupante, visto que este ambiente era protegido por mata ciliar e que recentemente foi desmatada, para o cultivo da cana de açúcar. Com o novo uso do solo, provavelmente isso será perdido, com

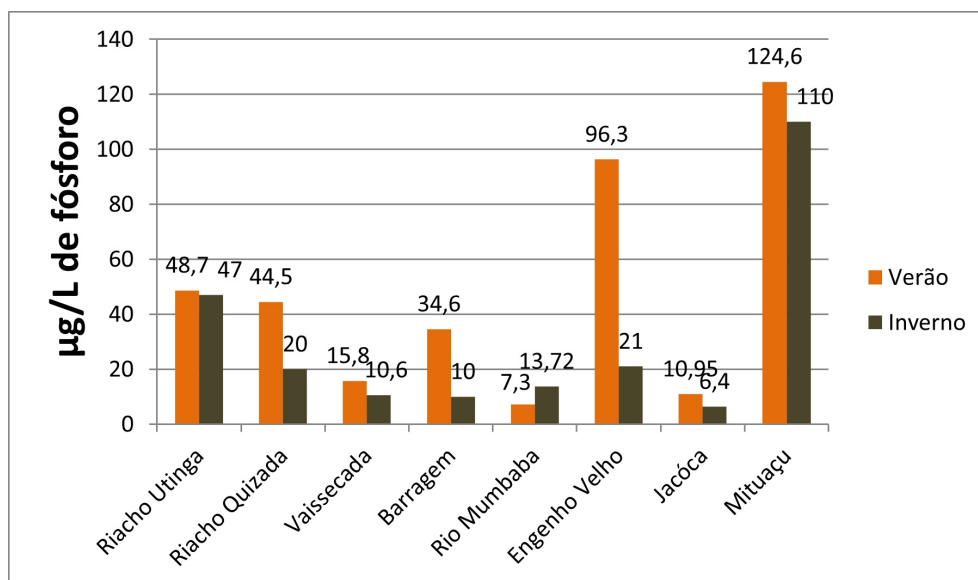


Figura 5. Concentração de fosfato nos pontos de coletas na bacia do Rio Gramame-PB, durante o período estudado.

consequências para a fauna e para a economia dos ribeirinhos, porque muitos pescadores vivem da pesca.

Estatisticamente, não houve diferença nas concentrações de fosfato entre os pontos de amostragem ($df=7$, $f=0,8675$, $p=0,5618$).

Em relação aos nutrientes fosfatados, o estudo de Souza (2020) traz valores máximos 12 horas após o acidente de rompimento da lagoa de decantação de uma indústria de papelão. O ortofosfato no dia do acidente apresentou picos de sua concentração no ponto de coleta na altura rodovia BR101, local onde foi mais acometido pelo acidente com os resíduos de papel, atingindo valor máximo de $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$, comparado com valores de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ – $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$ nesse mesmo ponto de coleta antes do acidente. As concentrações de fósforo total obtiveram valores máximos no dia do acidente, principalmente na Ponte dos Arcos, com concentrações de 608 mg.L^{-1} . Com o passar dos dias, porém, suas concentrações foram diminuindo até chegar a valores mínimos de 257 mg.L^{-1} nesse mesmo ponto. Antes do acidente, o fósforo total do Rio Gramame não ultrapassava valores de 166 mg.L^{-1} . Nesse caso a elevada concentração de fósforo esteve associada aos resíduos da fábrica de papelão no rio, provenientes de compostos originários de resíduos de papel conhecidos como dregs e grifs, provenientes do processo de extração da celulose utilizados na correção do pH do solo. O acidente ambiental certamente provocou uma alteração significativa no teor de fósforo no Rio

Gramame, sendo reportados valores até 500 vezes maior que em 2011, quando nossas amostras foram estudadas, aumentando assim a probabilidade de processos eutróficos. Este fato aponta para a importância de se manter um histórico da qualidade da água/ambiental que pode inclusive, fomentar ações e políticas públicas na promoção da conservação do ambiente.

Análise de componentes principais (ACP)

Os três primeiros componentes principais explicaram 86,1% da variância total nos ambientes estudados. O PCA1, explicou 46,2%, e foi representado principalmente pelo fosfato (0,54) e pela amônia (0,51). O nitrato (-0,55) e a pluviosidade (-0,54) foram as variáveis que mais explicaram no PCA2 (22%). O PCA3 explicou 16,9%, e foi representado pelo nitrato (-0,64) (Figura 6).

Análise Canônica de Correspondência

Os dados mostraram que os dois primeiros componentes principais foram responsáveis por 100% da variância total nos dados. O CCA1 foi responsável por 82,77%, e foi representado principalmente pelo nitrito (0,73) e pelo fosfato (0,41). A amônia (-0,65) e o nitrito (0,19) foram as variáveis que mais explicaram no CCA2 (17,23%).

O tipo de ambiente que mais esteve relacionado com o eixo 1 foi riacho Utinga, sendo este correlacionado negativamente com o nitrito e fosfato. O reservatório foi o tipo de ambiente que

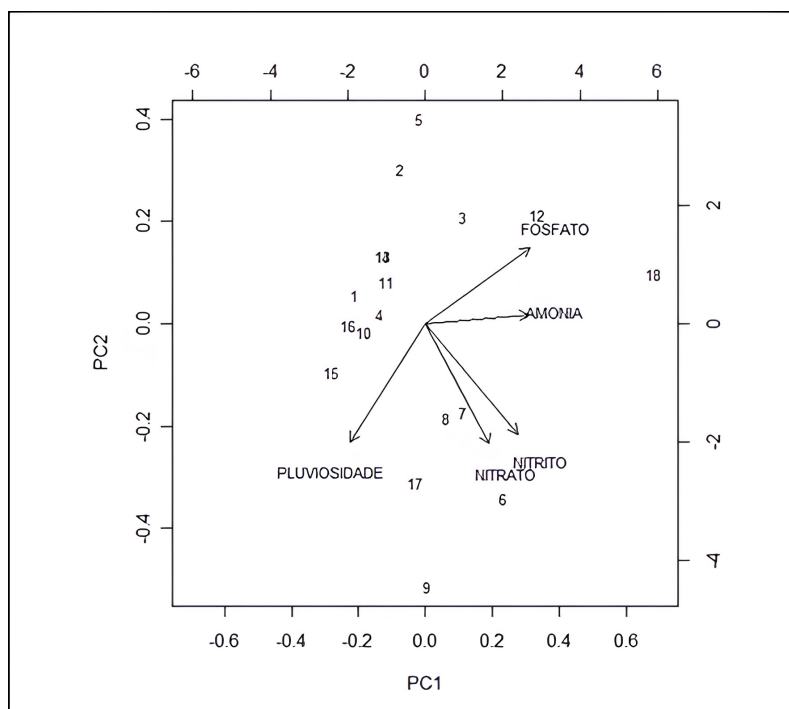


Figura 6. Análise dos Componentes principais aplicados as variáveis ambientais estudadas na bacia do Rio Gramame-PB.

mais esteve relacionado com o eixo 2, estando positivamente relacionado com a amônia e com o nitrito (Tabela 3).

Os três primeiros componentes principais foram responsáveis por 79,9% da variância total dos dados. O CCA1 foi responsável por 42,4%, sendo principalmente explicado pelas concentrações de nitrato (0,48), pluviosidade (-0,35) e fósforo (0,28). O CCA2 explicou 24,8% e foi representado principalmente pelas concentrações de nitrito (-0,53), pluviosidade (-0,23) e fósforo (-0,41). O CCA 3 respondeu por 12,6% da variância e foi representado pela pluviosidade (0,35) e nitrito (0,37) (Tabela 4).

As espécies que estiveram mais relacionadas com o eixo 1 foram: *Cichla ocellaris*, *Metynnis lippincottianus*, *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax fasciatus*, *Geophagus*, *Oreochromis niloticus*, *Poecilia vivipara*, *Rhamdia quelen* (Tabela 5).

As espécies *C. ocellaris*, *M. lippincottianus* e *G. brasiliensis* foram negativamente correlacionadas com as concentrações de nitrato e fósforo, e positivamente correlacionadas com o aumento da pluviosidade, revelando que tais espécies estão associadas com ambientes cuja qualidade da água é melhor. A espécie *C. ocellaris* (tucunaré), é um piscívoro de topo, consumindo os peixes planctívoros. A ausência destes últimos no

ambiente, faz com que a população de zooplâncton aumente, e consequentemente a de fitoplâncton diminua, uma vez que esses últimos servem de alimento para os primeiros, ocasionando um clareamento da água (Kullander; Ferreira, 2006).

As espécies *A. bimaculatus*, *A. fasciatus*, *O. niloticus*, *P. vivipara* e *R. quelen*, estiveram positivamente relacionadas com o aumento das concentrações de nitrato e fósforo, e negativamente correlacionadas com a pluviosidade. Isto significa que suportam condições de menor qualidade de água, podendo ser beneficiadas pela diminuição da competição com as outras espécies que diminuem as suas densidades ou desaparecem em situações de degradação ambiental. Tal afirmação é corroborada na literatura por Araújo (1998) que classifica *A. fasciatus* como uma espécie relativamente tolerante à degradação ambiental. A mesma foi capturada em pontos de lançamento de esgotos domésticos, por Gonçalves et al. (2009) no Ribeirão Claro-SP.

A espécie exótica *O. niloticus* também é conhecida por ser bem adaptada em ambientes com maior concentração de nutrientes. De acordo com Buras et al. (1987), as tilápias apresentam ampla tolerância a alterações ambientais, incluindo elevados valores de amônia (8,0 mg.L⁻¹). Além disso, essa espécie também tem potencial eutrofizador. Peixes onívoros filtradores como a

Tabela 3. Resultado da Análise Canônica de Correspondência para fatores que influenciam a variação na riqueza, abundância e equitabilidade das espécies ícticas na Bacia do Rio Gramame.

	Eixos da CCA	
	1	2
Autovalor	0.02722	0.005666
Porcentagem na explicação	0.82770	0.172300
Correlações com as variáveis		
Pluviosidade	-0.21505	0.06784
Nitrato	-0.06535	-0.16873
Nitrito	0.73167	-0.19526
Amônia	0.28017	-0.65710
Fosfato	0.41578	-0.10861
Centroides para limitação dos fatores		
Rio	0.3245	0.2755
Riacho	-0.5613	-0.2385
Reservatório	0.1594	-0.4241
Teste de permutação		
F (df; p-valor)	14.0299 (1; 0,0002)	2.9206 (1; 0,084)

Tabela 4. Resultado da Análise Canônica de Correspondência para fatores que influenciam a variação na distribuição das espécies ícticas na Bacia do Rio Gramame-PB.

	Eixos da CCA		
	1	2	3
Autovalor	0.01654	0.009654	0.004934
Porcentagem na explicação	0.42491	0.248040	0.126770
Correlações com as variáveis			
Pluviosidade	-0.353578	-0.2359	0.35761
Nitrato	0.481082	-0.1152	-0.15814
Nitrito	0.238780	-0.5312	0.37313
Amônia	0.009178	-0.2215	0.08848
Fosfato	0.289884	-0.4152	-0.03170
Centroides para limitação dos fatores			
Rio	-0.4215	-0.8493	0.03232
Riacho	1.3209	0.3433	-0.40938
Reservatório	-0.9570	1.3630	0.51076
Teste de permutação			
F (df; p-valor)	4.2933 (1; 0,0009)	2.5062 (1; 0,0162)	1.2809 (1; 0,2561)

Tabela 5. Escores das espécies de peixes nos eixos da Análise de Correspondência Canônica para fatores que influenciam a sua distribuição no Rio Gramame.

Espécie	Eixos da CCA		
	1	2	3
<i>C. ocellaris</i>	-0.28800	0.13795	0.070711
<i>M. lippincottianus</i>	-0.17059	0.08327	0.009306
<i>A. bimaculatus</i>	0.22134	0.01134	0.044824
<i>A. fasciatus</i>	0.20220	0.02054	0.001485
<i>C. orientalis</i>	0.10032	0.17438	-0.040621
<i>C. menezesi</i>	0.13253	0.05268	0.062740
<i>G. brasiliensis</i>	0.11297	-0.07506	-0.108441
<i>H. malabaricus</i>	-0.03122	0.08917	-0.049068
<i>Hoplosternum</i> sp.	0.04246	-0.03672	0.090984
<i>O. niloticus</i>	0.08109	-0.06894	0.130409
<i>P. vivipara</i>	0.11828	-0.03741	0.103595
<i>S. marmoratus</i>	0.05130	-0.17838	0.047024
<i>R. quelen</i>	0.12997	0.02952	-0.152337
<i>Erythrinus</i> sp.	0.02623	0.00755	-0.043961
<i>Hypostomus</i> sp.	-0.06597	0.12847	-0.067184
<i>S. notonota</i>	-0.01711	0.07628	-0.014029
<i>P. brevis</i>	-0.18152	-0.24328	-0.107395
<i>L. piau</i>	-0.09223	-0.06443	0.044050
<i>C. undecimalis</i>	-0.09745	-0.07310	-0.001789
<i>E. brasiliensis</i>	-0.09745	-0.07310	-0.001789
<i>E. pisonis</i>	-0.09119	0.05266	0.050827
<i>M. curema</i>	-0.04957	-0.02120	0.022836
<i>Astyanax</i> sp.	0.02623	0.00755	-0.043961
<i>D. maculatus</i>	-0.09745	-0.07310	-0.001789

tilápia do Nilo, tendem a aumentar a biomassa fitoplanctônica total através da predação sobre o zooplâncton e da reciclagem de nutrientes (Diana et al. 1991; Elhigzi et al. 1995; Figueredo; Giani 2005).

A presença da espécie *P. vivipara* em ambientes com maiores concentrações de nitrato e fósforo, como o Riacho Utinga, corrobora a afirmação de Araújo et al. (2009) de que os peixes da família Poeciliidae são conhecidos por sua resistência à contaminação orgânica, sendo comumente encontrados em regiões contendo esgotos domésticos. Resultados semelhantes foram encontrados por Cunico et al. (2006) para um córrego em Maringá-PR, em que a espécie *Poecilia reticulata* (Família *Poeciliidae*) foi a mais abundante, mesmo diante de altas concentrações de fósforo no ambiente. Da mesma forma, Dyer et al. (2003) em um rio impactado por ações antrópicas nas Filipinas, observaram baixa riqueza e a dominância de espécies da família *Poeciliidae*, em função da redução da qualidade da água no ambiente. Similarmente, Lemes e Garutti (2002) relataram a permanência dessa espécie em um córrego de cabeceira da bacia do alto Rio Paraná, mesmo após um derramamento de óleo queimado,

evidenciando sua grande resistência perante drásticas alterações ambientais.

As espécies ícticas relacionadas com o eixo 2 foram *Characidium orientale*, *Hoplias malabaricus*, *Synbranchus marmoratus*, *Hypostomus* sp., *Steindachnerina notonota*, *Prochilodus brevis* e *Eleotris pisonis*. As espécies *C.orientale*, *H.malabaricus*, *Hypostomus* sp., *S.notonota* e *E.pisonis* estiveram negativamente correlacionadas com o aumento da concentração de nitrito e fosfato, enquanto que as espécies *S. marmoratus* e *P.brevis* estiveram positivamente relacionadas com o aumento na concentração desses nutrientes (Tabela 5).

Como mencionado pelos pescadores entrevistados, a espécie *S. marmoratus* sobrevive em águas poluídas e com pouco oxigênio. Tal afirmação pode ser corroborada através da literatura: “A espécie *S. marmoratus* possui respiração aérea acessória, podendo viver tanto em águas pobres como ricas em oxigênio (Robins et al., 1991; Kenny, 1995).

De uma forma geral, pode-se dizer que as espécies que estiveram mais relacionadas com ambientes degradados, aqui representados pela presença de nutrientes fosfatados e nitrogenados

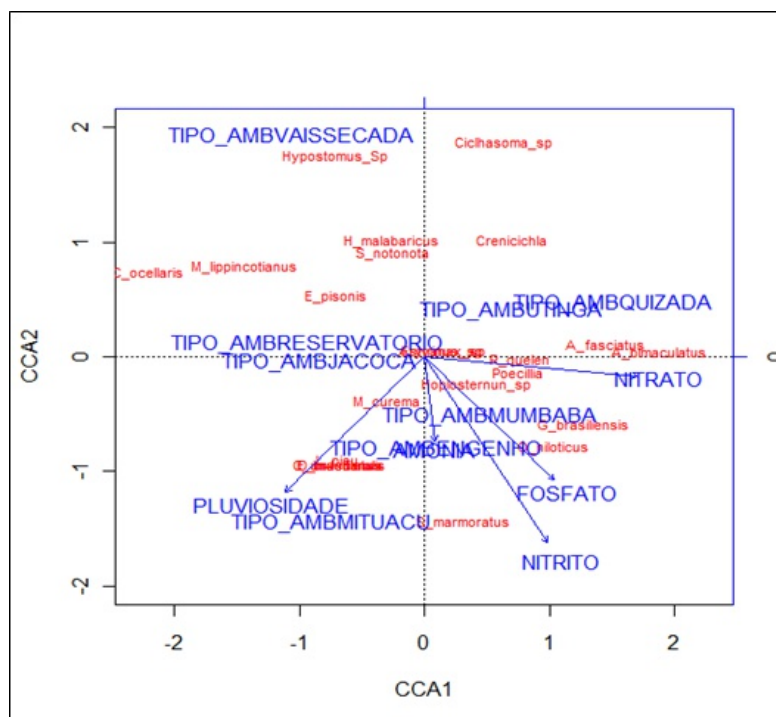


Figura 7. Análise Canônica de Correspondência para fatores que influenciaram a distribuição de espécies nos ambientes estudados.

foram: *A. bimaculatus*, *A. fasciatus*, *O. niloticus*, *P. vivipara*, *R. quelen*, *S. marmoratus* e *P. brevis* (Figura 7).

CONCLUSÕES

Os nutrientes fosfatados e nitrogenados apresentam-se bastante variáveis em suas concentrações ao longo do ambiente aquático e estações estudadas. Dentre os nutrientes analisados a amônia foi a que apresentou concentrações mais elevadas com máximo de $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$ no encontro do Rio Gramame com o Rio Mumbaba (P5), seguido do nitrato, que por sua vez apresentou valor máximo de $1,06 \text{ mg.L}^{-1}$, observado no inverno, no Riacho Utinga (P1), ambos relacionados possivelmente com a poluição difusa, e com o escoamento de nutrientes nitrogenados advindos de fertilizantes utilizados em plantações de cana de açúcar, no período chuvoso. Todavia, o nitrito, apresentou menores concentrações ao longo do estudo, com valor máximo de $0,62 \text{ mg.L}^{-1}$, ocorrido no período de estiagem, na porção do Rio Gramame inserida em Engenho Velho (P6), possivelmente relacionado com a poluição por efluentes industriais.

Os nutrientes fosfatados, também estiveram relacionados com fontes de poluição por efluentes industriais, principalmente na porção do Rio Gramame que está inserida em Engenho Velho (P6), local onde a presença de vários canos, segundo a população ribeirinha, conduz os efluentes industriais que desaguam nele. Os valores mais elevados de fósforo corresponderam à porção do Rio Gramame que está inserida em Mituaçu. Tanto no verão ($0,12 \text{ mg.L}^{-1}$) como no inverno ($0,11 \text{ mg.L}^{-1}$) provavelmente em virtude de águas cinzas, pela ocorrência destas, ricas em sabões e detergentes, que liberam este composto.

Verificou-se que as interferências antropogênicas ao longo do rio não foram homogêneas e que em determinados trechos as condições ambientais são mais degradadas que em outros, como é o caso do encontro do Rio Gramame com o Mumbaba (P5) e a porção do Rio Gramame inserida em Engenho Velho (P6). As espécies ícticas que estiveram mais relacionadas com ambientes degradados, aqui representados pela presença de nutrientes fosfatados e nitrogenados

foram: *A. bimaculatus*, *A. fasciatus*, *O. niloticus*, *P. vivipara* e *R. quelen*, *S. marmoratus* e *P. brevis*, muitas delas conhecidas por sua resistência ambiental e capacidade de adaptação a ambientes antropicamente impactados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Acredita-se que os resultados aqui apresentados, apesar do cunho informativo e do longo espaço de tempo da sua coleta, refletem uma primeira interpretação da estrutura das comunidades de peixes dos ambientes aquáticos da bacia do Rio Gramame, relacionando-os com a qualidade ambiental. A continuidade deste estudo, incorporando informações sobre dinâmica populacional nos vários tipos de ambientes, talvez seja um dos caminhos para o entendimento mais aprofundado sobre o funcionamento de comunidades ícticas dessa bacia.

AGRADECIMENTOS

Nosso agradecimento à CAPES, pela bolsa concedida. Ao laboratório de Ecologia Aquática-LABEA, da Universidade Federal da Paraíba pela estrutura cedida, bem como, análises das mostras e à bióloga Dra. Jane Enisa Ribeiro Torelli pelo auxílio nas coletas da ictiofauna.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAHÃO, R. 2006. Impactos do lançamento de efluentes na qualidade da água do riacho Mussuré. 140 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB.
- AESA. 2011. Agência executiva de gestão de águas do Estado da Paraíba, monitoramento-chuvas. Disponível em: < <http://www.aesa.pb.gov.br/> >, acessado em: 21 de dezembro de 2011.
- ALBUQUERQUE, K. P. 2025. Distribuição dos nutrientes dissolvidos em um canal estuarino de Raposa, MA-Brasil, durante o período chuvoso. Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Oceanografia da Universidade Federal do Maranhão. Universidade Federal do Maranhão. São Luís-MA.
- ALMEIDA, H. C. 2007. Propriedades e Atributos Químicos de um Cambissolo Afetados pela Adição de Resíduo Alcalino da Indústria de Papel e

- Celulose (DREGS). Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Lages, SC, Brasil. 72p.
- APHA; AWWA; WPC – American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. [S.l:s.n.], 20ª Ed.
- ARAÚJO, F.G. 1998. Uso da taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. [S.l.]: Braz. Arch. Biol. Technol., v.41, p. 370-378.
- BARBOSA, J.E.L. 1996. Dinâmica nictemeral da comunidade fitoplanctônica e de variáveis limnológicas na represa de Gramame, Alhandra, Paraíba. Dissertação de Mestrado, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 198p.
- BARBOUR, M.T., GERRITSEN, J., SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Washington-D.C: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. 2a ed.
- BARRETO, L. V.; BARROS, F. M.; BONOMO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIN, J.D.S. 2013. Eutrofização em Rios Brasileiros, enciclopédia biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.9, N.16, Bahia.
- BELTRÃO, G. B. M.; MEDEIROS, E. S. F.; RAMOS, R. T. C. 2009. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. [S.l.]: Biota. Neotrop. v.9, n.4, p.37-43.
- BOYD, C. E. 1990. Water Quality in Ponds for Aquaculture. [S.l.]: Alabama Agriculture Experiment Station, 482p.
- BRASIL. 1986. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução N° 20, de 1986. 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. Brasil. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>> acesso em: 22 out. 2011.
- BRITISKI, H. A. 1972. Peixes de água doce do Estado de São Paulo. In: Poluição e Piscicultura. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí. Faculdade de Saúde Pública da USP. p.79-108.
- BRITISKI, H.A.; YOSHIMI, S.; ROSA, A.B.S. 1984. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco). Brasília: CODEVASF, Divisão de Piscicultura e Pesca. 143p.
- BURAS, N.; DUEK, L.; NIV, S.; HEPHER, B. ; SANDBANK, E. 1987. Microbiological aspects of fish grown in treated wastewater. [S.l.]: Water Research. v.21, n.1, p.1-10.
- CAMPOLO, M.; ANDREUSSI, P; SOLDATI, A. 2002. Water quality control in river Arno. Water Research. v. 36, p. 2673-2680
- CANELLA, G.; RODRIGUES, M. M. 1978. Contribuições ictiológicas sobre a fauna continental. I-Estudos sobre *Achirus achirus* (Linné,1758) (Pisces,Soleidae). [S.l.]: Rev. Nordest. Biol., v.1, p.55-61.
- CETESB, 2008. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente. Variáveis de qualidade das águas. São Paulo: CETESB.
- CUNICO, A.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. [S.l.]: Revista Brasileira de Zoologia. v.23, n.4, p.1101-1110.
- DIANA, J. S.; DETTWEILER, D. J.; LIN, C. K. 1991. Effect of *Tilapia* (*Oreochromis niloticus*) on the Ecosystem of Aquaculture Ponds, and its Significance to the Trophic Cascade Hypothesis. [S.l.]: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. v.48, p.183-190.
- DILLENBURG, A. K. 2007. A importância do monitoramento ambiental na avaliação da qualidade de um rio – estudo de caso – Mercedes, PR. Revista Urutagua – Revista Acadêmica Multidisciplinar, Maringá, n. 12, p. 1-10.
- DYER, S.D.; PENG, C.; MCAVOY, D.C.; FENDINGER, N.J.; MASSCHELEYN, P.;

- CASTILHO, L.V.; LIM, J.M. 2003. The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin river, the Philippines. Kidlington-UK: Chemosphere. v.52, p.43-53.
- ELHIGZI, F. A. R.; HAIDER, S. A.; LARSSON, P. 1995. Interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and cladocerans in ponds (Khartoum, Sudan). [S.l.]: Hydrobiologia. v.307, p.263-272.
- ESTEVES, F.A. 1988. Fundamentos de Limnologia. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência.
- ESTEVES, F. A. 2011. Fundamentos de Limnologia (3ª ed.). Rio de Janeiro: Interciência.
- FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A. 2005. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). [S.l.]: Freshwater Biology. v.50, p.1391-1403.
- FURTADO, C.M. 2005. Caracterização limnológica e avaliação da qualidade da água de um trecho urbano do rio Acre, Rio Branco - AC, Brasil. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) - Universidade Federal do Acre, Rio Branco. 58p.
- GOLDFARB, M. COSTA; CYSNEIROS, D. OLIVEIRA; SILVA, T. C. 1999. Caracterização Flúvio-Morfológica da Bacia do Rio Gramame In: I Workshop sobre Uso e Conservação da Bacia do Rio Gramame. SUDEMA-PB/PRODEMA-UFPB. João Pessoa. 13 a 14 de abril de 1999. Anais em CD-ROM.
- GOMES-FILHO, H.P.; ROSA, R.S. 2001. Inventário da Ictiofauna da Bacia do rio Gramame, Paraíba, Brasil, p.167-173. In: T. WATANABE (Ed.). A Bacia do rio Gramame: biodiversidade, uso e conservação. João Pessoa: Prodeema.
- GONÇALVES, F. M. F.; GOITEN, R.; GOMIERO, L.M.; PETRERE JR, M.; HADDAD, C.F.B. 2009. Avaliação dos efeitos da poluição sobre a atividade alimentar de *Astyanax fasciatus* e a diversidade da ictiofauna do Ribeirão Claro - SP. Rio Claro-sp : [s.n.]. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho".
- GRESSLER, P., SCHNEIDER, R. C. S., CORBELLINI, V. A., BJERK T., SOUZA M. P., ZAPPE A., LO-BO, E. A. 2012. Microalgas: aplicações em biorremediação e energia. Caderno de Pesquisa, Série Biologia; v.24, n.1, p.48-67.
- GUEDES, J. A. 2011. Poluição de rios em áreas urbanas, Ateliê Geográfico (Goiânia) v. 5, n. 2, p.212-226.
- KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. [S.l.]: Fisheries. v. 6, p. 21-27.
- KENNY, J. S. 1995. Views from the bridge: a memoir on the freshwater fishes of Trinidad. St. Joseph, Trinidad and Tobago: [s.n.]. v. 3, 98p.
- KLAPPROTH J.C.; JOHNSON, J.E. 2000. Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on water quality. Virgínia: Virginia Cooperative Extension, Publication Virginia Polytechnic Institute and State University. p.420-451.
- KULLANDER, S.O. ; FERREIRA, E.J. G. 2006. A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). [S.l.]: Ichthyological Exploration of Freshwaters. v. 17, n. 4, p. 289-398.
- LEMES, E. M.; GARUTTI, V. 2002. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. Porto Alegre: Iheringia, Serie Zoologia. v. 92, n. 3, p. 69-78.
- LI, Li.; ZHENG, B.; LIU, S. 2010. Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends, International Society for Environmental Information Sciences. Annual Conference (ISEIS), p.1510–1524.
- LIMA, A. G. 2005. A bacia hidrográfica como recorte de estudos em geografia humana. Londrina: Geografia, 2005. v.14, n.2, p.173-183, jul./dez.
- MARQUES, D. K. S. 1996. Aspectos reprodutivos e caracterização microscópica das gônadas de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) da Barragem do Rio Gramame, Município de Alhandra, Estado da Paraíba. João Pessoa: UFPB. (Dissertação de Mestrado).
- MENEZES, N.A.; FIGUEIREDO, J.L. 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). São Paulo –SP: Universidade de São Paulo.
- MENEZES, N.A.; FIGUEIREDO, J.L. 1985. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). São Paulo –SP: Universidade de São Paulo.
- NAKATANI, K.; AGOSTINHO, A. A.;

- BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V.; MAKRAKIS, M. C.; PAVANELLI, C. S. 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. Maringá: EDUEM. 378 p.
- NUNES, E. M.; GARCIA, L. G. 2012. Conflito territorial de poluição industrial da bacia do rio Gramame-Mumbaba – PB, Sociedade & Natureza, (Uberlândia), n24, 255-266, mai/ago.
- OLIVEIRA, L.C.; GOMES, B.M. BAUMGARTNER G.; SEBASTIEN, N.Y. 2008. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro. [S.l.]: Engenharia Agrícola. v.28, p.770-781.
- PEDRO, F. 1995. Alimentação e comportamento predatório do tucunaré *Cichla ocellaris* Bloch & Schneider, 1801 (Osteichthyes: Cichlidae). João Pessoa: UFPB. (Dissertação de Mestrado).
- PEGRAM, G.C.; BATH, A.J. 1995. Role on non-point source in the development of a water quality management plan for the Mgeni River catchment. Sweden: Water Science Technology. v.32, n.5-6, p.175-82.
- PEREIRA, L. P.; MARCANTE, C. T. 2005. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. Uma revisão, B. Inst. Pesca, v.31, n.1, p.81 - 88.
- PEREIRA, B. W. D. F.; MACIEL, M. D. N. M., OLIVEIRA, F. D. A., ALVES, M. A. M. D. S., RIBEIRO, A. M., FERREIRA, B. M., & RIBEIRO, E. G. P. 2016. Uso da terra e degradação na qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Peixe-Boi, PA. Revista Ambiente & Água, 472-485.
- PIEDRAS, S. R. N.; OLIVEIRA, J. L. R. MORAES, P. R. R.; BAGER, A. 2006. Toxicidade aguda da amônia não ionizada e do nitrito em alevinos de *Cichlasoma facetum* (JENYNS, 1842). Lavras- SP: Ciência agrotecnica, 2006. v.30, n.5, p.1008-1012, set./out.
- PIMENTEL, I. M. C. 2009. Avaliação qualitativa das águas do riacho Reginaldo e seus afluentes. Maceió-AL: UFAL. Dissertação de mestrado em engenharia: recursos hídricos e saneamento.
- ROBINS C. R.; BAILEY R. M.; BOND C. E.; BROOKER J. R.; LACHNER E. A.; LEA R.N.; SCOTT W. B. 1991. World fishes important to North Americans. Exclusive of species from the continental waters of the United States and Canada. [S.l.]: Am. Fish. Soc. Spec. Publ. v.243, 91p.
- ROCHA, C. J. ROSA, A. H., CARDOSO, A. A. 2009. Introdução a química ambiental (ed. 2.). Porto Alegre: Bookman.
- SILVA, A. M. M.; SACOMANI, L. B. Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo river water (Botucatu- SP-Brasil). [S.l.]: Water Research, 2001. v. 35, n. 06, p. 1609-1616.
- SILVA, A. E. D. 2014. Pesca artesanal e condições ambientais: a percepção dos pescadores do Rio Mumbaba, bacia do Rio Gramame, PB. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 150 f.
- SIMON, T.P.; LYONS, J. 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. Chapter 16. p.243–260 In: DAVIS, W.S.; SIMON, T.P. Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making. Boca Raton-EUA: CRC Press. 415p.
- SOARES, R. R. 1996. Reprodução e alimentação de *Prochilodus brevis* Steindachner, 1874 (Characiformes: Prochilodontidae) no Rio Gramame, Paraíba. João Pessoa: CCEN-UFPB. (Dissertação de Mestrado).
- SOARES, R. R.; ROSA, I. L.; TORELLI, J. 1998. Alimentação e crescimento de *Prochilodus brevis* Steindachner, 1874 (Characiformes: Prochilodontidae) no rio Gramame, Paraíba, Brasil. [S.l.]: Rev. Nordestina Biol. v. 12, n.1/2, p.49-60.
- SOUZA, L. R. 2020. O Vale do Gramame e as lutas socioambientais pela qualidade da água em João Pessoa-PB. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 162f
- SUDEMA 2018. (Superintendência de Administração do Meio Ambiente). Relatório técnico de inspeção na Estação de Tratamento de Gramame –Município do Conde-PB.
- SURUAGY, M. V. T.; CRISPIM, M. C. 2023. Diversidade e Distribuição da População

- Ictiofaunística da Bacia do Rio Gramame, Paraíba: Um Relato das Espécies de Maior Relevância Ambiental, Econômica e Social. In: DE PAULA, D. P.; DE OLIVEIRA, E. C.; DIAS, J. A.; FONSECA, L.C; RODRIGUES, M. A. C.; ALBUQUERQUE, M. G.; PALMA, M.; PEREIRA, O. N. A.; BERGAMASCHI, S. (Eds.). Gestão das zonas costeiras: a influência continental na qualidade ambiental / Tomo XII da Rede BRASPOR, pp 239-265. FGEL-UERJ. Rio de Janeiro. (ISBN: 978-65-88808-76-4).
- TER BRAAK, C. J. F. 1989. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. [S.l.]: Ecology. v. 67, p. 1167-1179.
- TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, NY-EUA: Microcomputer Power. 500p.
- TORELLI, J.; ROSA, I.L.; WATANABE, T. 1997. Ictiofauna do Rio Gramame, Paraíba, Brasil. [S.l.]: Iheringia, Ser. Zool. v.82, p.67-73.
- USDA - UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. 1991. Riparian forest buffer: function and design for protection and enhancement of water resources. Pennsylvania: U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE. 24 p.
- VARI, R. P. 1991. Systematics of the neotropical Characiform genus *Steindachnerina* Fowler (Pisces: Ostariophysi). [S.l.]: Smithsonian Contributions to Zoology. n. 507, 118p.
- VILAR, M.S.A. Condições ambientais e da qualidade da água no processo de eutrofização de açudes em cascata no semi-árido paraibano. João Pessoa: UFPB, 2009. Dissertação de Mestrado (PRODEMA).
- WATANABE, T.; De OLIVEIRA, R. B.; SASSI, R.; MELO, G.N.; MOURA G.F.; GADELHA, C.L.M.; MACHADO, V.M.N. 1994. Evidence of contamination caused by sugar-cane monoculture and associated industrial activities in water bodies of the state of Paraíba, northeast Brazil. [S.l.]: Acta Limnol. Brasil. v. 5, p. 85-101.

Capítulo VIII

A PESCA ARTESANAL E CONDIÇÕES AMBIENTAIS: A PERCEPÇÃO DOS PESCADORES DO RIO MUMBABA, BACIA DO RIO GRAMAME, PB, BRASIL





A PESCA ARTESANAL E CONDIÇÕES AMBIENTAIS: A PERCEPÇÃO DOS PESCADORES DO RIO MUMBABA, BACIA DO RIO GRAMAME, PB, BRASIL

Ana Elizabeth Dias da Silva¹, Maria Cristina Basílio Crispim da Silva¹,
Jane Enisa Ribeiro Torelli de Souza¹

¹Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Laboratório de Ecologia Aquática, ana.eliza.23@hotmail.com (autora correspondente), ccrispim@hotmail.com, janetorelli@yahoo.com.br

RESUMO

A água é um bem comum essencial à vida e um recurso natural cada vez mais ameaçado, tanto por seu uso inadequado quanto pela poluição causada pelas atividades antrópicas. O presente trabalho tem como objetivo avaliar a influência das condições ambientais e os impactos na pesca artesanal no Rio Mumbaba, João Pessoa, Paraíba, Brasil. A metodologia aplicada para a obtenção dos dados foi contato direto com pescadores no uso do rio e amostragem por *snowball*, em que um informante indicava outros possíveis informantes. As coletas da água foram realizadas em 4 pontos, sendo 3 no Rio Mumbaba (P1, P2 e P3) e 1 na Lagoa dos Cavalos (P4). A maioria dos participantes foi representada por homens com mais de 50 anos, com ocupação principal na pesca e agricultura, praticantes da pesca entre 11 e 20 anos, de 1 a 2 dias por semana, utilizando apetrechos variados. Entre os pontos de coleta, o P4 foi o que apresentou melhor qualidade de água, diferentemente do P3, que registrou a pior qualidade, sendo isto reflexo da entrada de efluentes industriais nas imediações do local. Nas pescarias foram capturados 69 espécimes distribuídos em 3 ordens, 7 famílias e 12 espécies, sendo 9 espécies nativas - com maior frequência piaba (*Astyanax bimaculatus* Linnaeus, 1758) e curimatã (*Prochilodus brevis* Steindachner, 1875) - uma espécie alóctone (tucunaré - *Cicla ocellaris* Bloch & Schneider, 1801) e uma exótica (tilápia - *Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758). Os índices de diversidade e riqueza apresentaram variação entre os pontos P4 ($H'=1,991$; $D=2,693$), P2 ($H'=1,847$; $D=2,652$) e P3 ($H'=0,5671$; $D=0,9854$). Conclui-se que se faz necessário um maior acompanhamento por parte do poder público relacionado com a fiscalização, elaboração e cumprimento de políticas públicas de proteção da natureza, que irão acarretar uma melhoria na qualidade do ambiente e manutenção das espécies ícticas para a pesca artesanal.

Palavras-chave: Rio Mumbaba; impactos ambientais; ictiofauna; pescadores.

ABSTRACT

Water is a common good essential to life and a natural resource that is increasingly threatened, both by its inappropriate use and by pollution caused by human

activities. This study aims to evaluate the influence of environmental conditions and their impacts on artisanal fishing in the Mumbaba River, João Pessoa, Paraíba, Brazil. The methodology applied to obtain the data was direct contact with fishermen using the river and the snowball sampling method, in which an informant indicates other possible informants. Water samples were collected at four points, three on the Mumbaba River (P1, P2 and P3) and one on Lagoa dos Cavalos (P4). Most of the participants were men over 50 years old, whose main occupation was fishing and agriculture, who had been fishing for between 11 and 20 years, 1 to 2 days a week, using a variety of gear. Among the collection points, P4 presented the best water quality, unlike P3, which recorded the worst quality, reflecting the entry of industrial effluents in the vicinity of the site. From the catches, a total of 69 individuals were captured, distributed in 3 orders, 7 families and 12 species, of which 9 were native species - most frequently piaba (*Astyanax bimaculatus* Linnaeus, 1758) and curimatã (*Prochilodus brevis* Steindachner, 1875) - one allochthonous species (peacock bass - *Cicla ocellaris* Bloch & Schneider, 1801) and one exotic species (tilapia - *Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758). The diversity and richness indices varied between points P4 ($H'=1.991$; $D=2.693$), P2 ($H'=1.847$; $D=2.652$) and P3 ($H'=0.5671$; $D=0.9854$). It is concluded that greater monitoring by the public authorities is necessary in relation to the inspection, elaboration and enforcement of public policies for nature protection, which will lead to an improvement in the quality of the environment and maintenance of fish species for artisanal fishing.

Keywords: Mumbaba River; environmental impacts; ichthyofauna; fishermen.

INTRODUÇÃO

Segundo SILVA (2005), todas as atividades humanas referentes aos usos múltiplos dos recursos hídricos produzem alterações na qualidade da água e interferem na quantidade de água disponível. De acordo com ROGERS et al. (2006) citado por TUNDISI (2008), a crise da água no século XXI está mais ligada ao gerenciamento do que a uma

crise real de escassez e estresse. Para TUNDISI (2008), diversos fatores desencadeiam essa “crise”, a exemplo de intensa urbanização, aumento da demanda e alterações na disponibilidade da água, infraestrutura insuficiente, falhas na governabilidade de recursos hídricos e falta de ações consistentes na sustentabilidade ambiental, gerando conflitos em diversos contextos (social, ambiental e econômico) e impactando diretamente seus usos.

Diversos estudos sobre o conhecimento tradicional tratam das diferentes formas como essas populações utilizam os recursos naturais, através de percepções, manejo, transmissão, crenças, identidades e classificações (CORTEZ, 2010), além das várias situações de conflito. Alguns têm como foco a pesca litorânea e estuarina (ALVES & NISHIDA, 2003; HANAZAKI, 2003; SOUZA, 2004), enquanto outros enfocam a pesca em águas continentais (MOURA et al., 2008; MARUYAMA et al., 2009; LIMA et al., 2012), mas, todos abordam a importância do conhecimento tradicional, tanto para as próprias comunidades, quanto para a chamada sociedade urbano-industrial. Para MENEZES (2007), quando o rio se traduz em um elemento integrante da paisagem no espaço urbano, frequentemente os habitantes o incorporam como símbolo do lugar. Por sua vez, a expansão dos limites da cidade e o adensamento do uso e ocupação urbana, junto aos empreendimentos instalados ao redor do corpo d'água, impactam fortemente o conjunto de águas correntes e o ambiente natural, originando espaços deteriorados, que então são utilizados apenas por segmentos sociais periféricos, sem alternativas de moradia na cidade (MENEZES, 2007).

A bacia hidrográfica do Rio Gramame - bacia litorânea periurbana, que tem grande importância por seus múltiplos usos, dentre eles o abastecimento da região metropolitana da capital do estado Paraíba, irrigação de pequenas culturas, recreação e pesca - sofre com a intensa atividade industrial na sua extensão, tendo um de seus principais afluentes, o Rio Mumbaba, como um dos corpos aquáticos mais prejudicados pela poluição decorrente do descarte de efluentes industriais. Além de este rio já ter sido, no passado, uma fonte

importante de recursos pesqueiros para os moradores da região, existem poucas informações a seu respeito, e medidas de mitigação de impactos só podem ser tomadas mediante o conhecimento efetivo do ecossistema em questão, abrangendo todos os seus componentes (flora, fauna, relações ecológicas, aspectos geográficos, dentre outros).

Estudos em diversas áreas foram realizados na bacia do Rio Gramame, a respeito de conflitos envolvendo indústrias e comunidades na bacia Gramame-Mumbaba (NUNES, 2012) planejamento de recursos hídricos, condições de vida de comunidades periurbanas, qualidade da água de alguns rios contribuintes desta bacia e presença de metais tóxicos (SILVA et al., 2002; SILVA et al., 2011; ABRAHÃO, 2006; SILVA, 2006; LIRA, 2011; SOUZA, 2013), além de aspectos ecológicos, composição da ictiofauna e reprodução (TORELLI et al., 1997; SOARES et al., 1998; MARQUES et al., 2000; BELTRÃO et al., 2009; GOMES-FILHO & ROSA, 2009; TURNELL, 2012), entre outros. Dentre os rios pesquisados estão o próprio Gramame, Água Boa, Mussuré e Mumbaba, sendo este último o local do presente estudo.

Dentro deste cenário, este trabalho visa relacionar a atividade da pesca e as condições ambientais no Rio Mumbaba com a percepção de pessoas que frequentam o local, como forma de ampliar o conhecimento sobre este corpo aquático e contribuir para a conservação da biodiversidade através do melhor uso desses recursos naturais. Este estudo, portanto, oferece uma perspectiva integrada para a gestão dos ecossistemas aquáticos e o bem-estar das comunidades locais.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

O Rio Mumbaba tem sua origem no município de Pedras de Fogo - PB, possui extensão de aproximadamente 35 Km, com cerca de 163,4 Km² de área de drenagem e altitude média de 30m (Figura 1) (SILVA & ALENCAR, 2001; SILVA et al., 2011). Localiza-se numa região de transição, com áreas agrícolas e urbanas e sofre forte influência antropogênica devido à travessia do Distrito Industrial de João Pessoa e ao recebimento de efluentes industriais. Está inserido em uma

região junto a remanescentes de Mata Atlântica com paisagem diversificada compostas por lavouras de subsistência e espécies frutíferas (SILVA, 2006; TURNELL, 2012), além de áreas de pastagem, gramínea e arbustos. Possui áreas de relevo plano com confluências entre rios, sujeitas a alagamentos periódicos e fornece aporte hídrico à bacia do Rio Marés, tendo parte de suas águas transpostas para contribuir com o reservatório de mesmo nome (SCIENEC, 2000; SILVA et al., 2002). O Mumbaba é o principal afluente da margem esquerda do Rio Gramame (ABRAHÃO, 2006), e apresenta trechos com diferentes classificações de enquadramento de qualidade da água (Classes 1, 2 e 3 (SUDEMA, s/d).

O uso do solo da sub-bacia está dividido em seis classes predominantes: cana-de-açúcar (33,9%), mata (25,2%), vegetação rasteira (18,8%), plantações de coco e mandioca (18,2%) e plantações de abacaxi (0,75%) (SILVA et al., 2011). O trecho escolhido do Rio Mumbaba para este estudo é um dos mais utilizados pelas pessoas e o que apresenta mais problemas relacionados com a poluição. Possui água de coloração turva e substrato areno-argiloso, com profundidade que varia de poucos centímetros a quase dois metros, e

suas águas são utilizadas pela população ribeirinha para dessedentação de animais, lavagem de roupas, atividades de lazer, irrigação de pequenas culturas, além da prática da pesca. Essa mistura de usos, comum a muitas localidades é fonte de problemas sanitários e de saúde (ABRAHÃO, 2005; NUNES, 2012). Outro trecho observado constou de uma lagoa perene localizada próxima ao rio, conhecida pelos moradores locais como Lagoa dos Cavalos ou Poço de Zé Fábio, que sofre influência do curso de água nas épocas de cheia e onde é realizada a maior parte da atividade pesqueira pelas pessoas da localidade (Figura 2).

Diante da relação que as populações possuem com o Rio Mumbaba e do seu uso frequente por elas, além do fato de compor uma bacia hidrográfica de importância na região e estar situado em um local densamente ocupado por indústrias e afins, viu-se a necessidade de buscar informações e conhecer a dinâmica em torno do Rio Mumbaba, enfocando no conhecimento tradicional dos intervenientes relacionado com a qualidade da água deste ambiente aquático e com as espécies ícticas que o compõem. Para isto, foram realizadas três etapas principais: coleta de dados sobre a percepção ambiental dos pescadores locais;

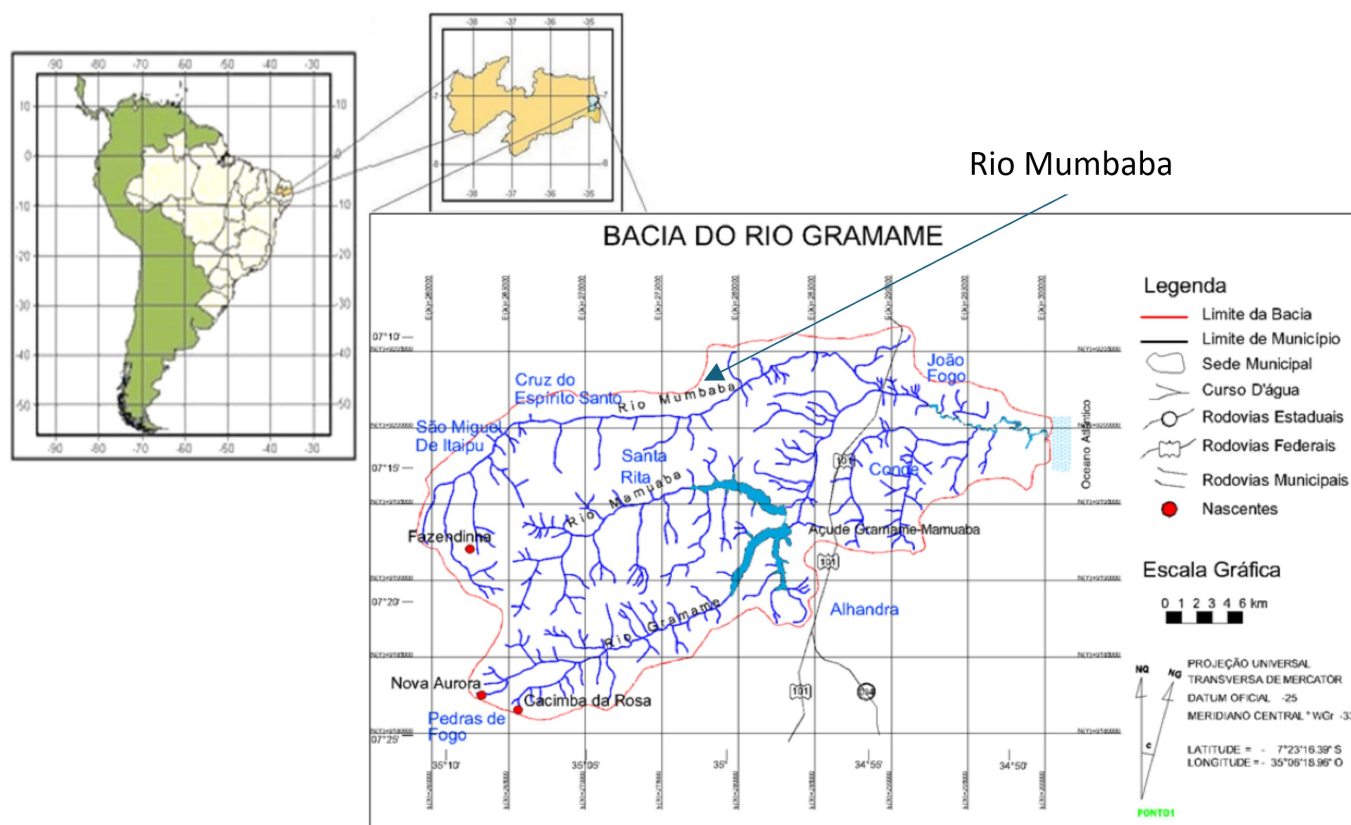


Figura 1. Localização do Rio Mumbaba, bacia do Rio Gramame, PB, Brasil.

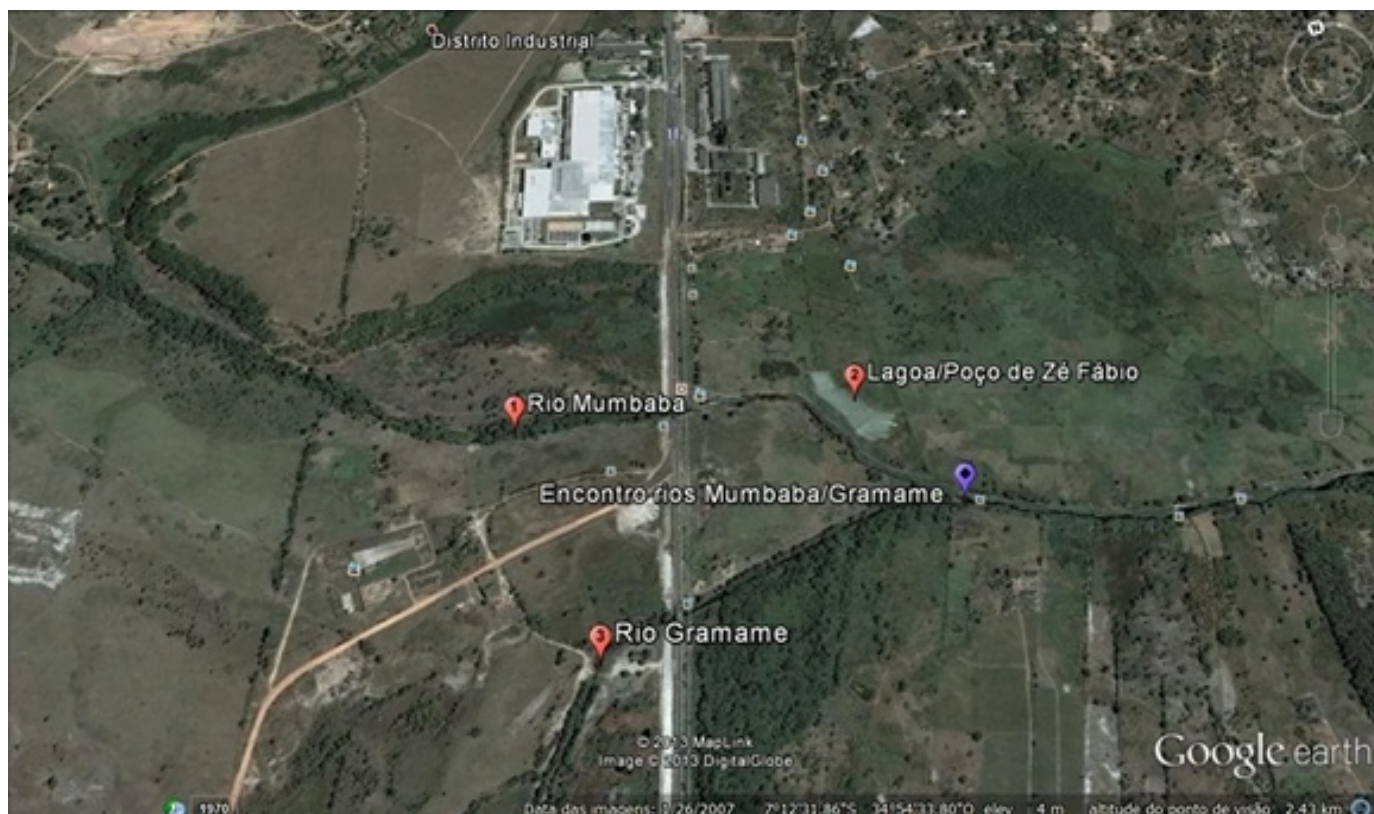


Figura 2. Localização do ambiente de estudo: Rio Mumbaba e Lagoa dos Cavalos, Bacia do Rio Gramame, PB.

coleta e análise da qualidade da água de alguns pontos do rio considerados pelos participantes; e coleta de espécimes de peixes para conhecimento da diversidade da ictiofauna do Rio Mumbaba.

Metodologia

Percepção ambiental

A coleta de dados para esta etapa do estudo foi realizada por meio de questionários, com enfoque para a pesca no Rio Mumbaba. A referida população amostral equivaleu a 100% dos participantes convidados que concordaram em colaborar com o estudo. As informações foram colhidas entre os meses de outubro e novembro/2012 (estiagem), e março, maio e agosto/2013 (chuva). Os métodos utilizados para a escolha dos entrevistados foram a observação e contato direto com as pessoas - potenciais pescadores - no momento em que estavam em uso do rio, além do método de amostragem por *snowball*, no qual o informante inicial indica outros prováveis informantes, de acordo com o seu conhecimento sobre o assunto de interesse, e o pesquisador tem a atenção em grupos específicos (pescadores

artesanais) (SILVANO, 2004; ALBUQUERQUE et al., 2010; AMOROZO & VIERTLER, 2010). A população amostral foi determinada com o uso de técnica não probabilística, em que as informações de interesse são detidas por alguns membros da comunidade (ALBUQUERQUE et al., 2010), que neste caso, são aqueles que praticam a atividade da pesca. Neste procedimento, os dados foram obtidos por meio do preenchimento de formulário semiestruturado composto por questões abertas e fechadas, no qual cada informante é indagado sobre as mesmas perguntas estabelecidas previamente e na mesma sequência, a fim de que o mesmo estímulo seja dado a cada entrevistado (ALBUQUERQUE et al., 2010). O primeiro contato com os atores sociais deu-se a partir da apresentação dos objetivos e atividades a serem desenvolvidas durante o estudo. Os participantes foram convidados a assinar um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido - TCLE (com aprovação no Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos (CEP) do Hospital Lauro Wanderley da Universidade Federal da Paraíba com protocolo nº 281.548/CAAE 12332213.0.0000.5188) cuja finalidade foi

contribuir para o desenvolvimento da pesquisa.

Foi então, aplicado um questionário semiestruturado composto por questões pré-formuladas de escolha múltipla e perguntas abertas, algumas destas contendo solicitação de justificativas para as respostas, baseado em FERNANDES et al. (2003), para o levantamento do perfil socioeconômico dos envolvidos, bem como informações com relação à atividade da pesca e acerca das suas relações e conflitos com o ambiente estudado. Deste modo, a análise de tais elementos visou entender o conhecimento sobre o ambiente em questão e como os entrevistados percebem a conservação dos recursos naturais locais. No mesmo questionário semiestruturado foram obtidos os dados do conhecimento prévio dos participantes sobre a ictiofauna, baseado em SOUZA (2008), com o intuito de obter informações acerca do habitat, comportamento, reprodução, distribuição e sazonalidade, dentre outras, das espécies de peixes existentes no Rio Mumbaba. As informações coletadas foram analisadas segundo o método da união das diversas competências individuais, no qual todas as informações sobre o objeto de estudo são consideradas (MARQUES,

1995).

Qualidade da água

Para a realização das análises dos parâmetros físicos, químicos e de nutrientes da água foram escolhidos três pontos de coleta situados na região que antecede o encontro do Rio Mumbaba com o Rio Gramame, e um outro ponto localizado numa lagoa perene ao lado do rio, conhecida pelos ribeirinhos como Lagoa dos Cavalos ou Poço de Zé Fábio. Os trechos onde estão situados os pontos de coleta são bastante antropizados, e apresentam áreas de pasto e cultivo de lavouras de subsistência. Os pontos de amostragem foram denominados de P1, P2, P3, e P4, e estão apresentados na Figura 3.

A amostragem contempla os períodos de estiagem (outubro e novembro/2012) e chuva (março, maio, agosto/2013). Os pontos foram escolhidos por diversos motivos: I - os pontos a montante da ponte são preferidos como local de pesca por pescadores artesanais, assim como a lagoa; II - os pontos abaixo e a jusante da ponte da BR 101 Sul recebem efluentes das indústrias do entorno; III - facilidade de acesso aos locais.



Figura 3. Pontos estudados do Rio Mumbaba e Lagoa dos Cavalos.

As amostras de água para a determinação das variáveis indicadoras de qualidade de água (nitrito, nitrato, amônia e fosfato) foram coletadas e armazenadas em garrafas de polietileno, que variaram entre 500ml e 1000ml, e depois acondicionadas em caixa térmica com gelo, até à chegada ao Laboratório de Ecologia Aquática - LABEA - DSE/CCEN/UFPB, onde ficaram congeladas aguardando as análises. Em cada data e estação do ano (estiagem e chuva), foram coletadas 3 amostras por ponto, sendo os valores das concentrações apresentados em valores médios. Os índices pluviométricos para os períodos de estiagem e chuva no município de João Pessoa foram obtidos por meio de consulta ao site da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs, 2013). Os dados dos parâmetros físicos e químicos das amostras, tais como Oxigênio Dissolvido, pH, temperatura, salinidade e condutividade foram obtidos em campo por meio de uma sonda portátil multiparamétrica (Hanna modelo HI 9828).

As análises dos nutrientes fosfatados e nitrogenados foram realizadas no Laboratório de Hidrologia e Microbiologia - LHM - DSE/CCEN/UFPB, seguindo a metodologia proposta em APHA (CLESCERI et al., 2005), e as leituras foram feitas com o auxílio de um espectrofotômetro (Biospectro Modelo SP-22 faixa 325-1000nm). As amostras foram inicialmente filtradas e separadas, seguindo a metodologia para cada parâmetro (Tabela I). Para a análise de nitrito, utilizou-se o método colorimétrico, no qual foram usados 50ml de cada amostra, adicionados 2ml do reagente de cor e aguardado o tempo de reação de 10 minutos. Em

seguida, procedeu-se à leitura da absorbância das amostras no espectrofotômetro, na faixa de 543nm contra um branco preparado com água deionizada.

Na análise de nitrato, utilizou-se o método da coluna redutora de cádmio, no qual a coluna é previamente preparada e lavada com uma solução diluída de cloreto de amônio-EDTA. Em seguida a coluna foi ativada com uma solução composta por 25ml da amostra e 75ml de solução de cloreto de amônio-EDTA, numa vazão de 7 a 10ml.min⁻¹, para que ocorresse a redução de nitrato a nitrito. Foram descartados os primeiros 25ml da amostra que passaram pela coluna, e coletados os 75ml restantes. Em 50ml deste último volume foram acrescentados 2ml do reagente de cor e aguardados 10 minutos. Após esse tempo, a absorbância foi determinada no espectrofotômetro, na faixa de 543nm contra um branco preparado com água deionizada.

Na análise de amônia, foi utilizado o método espectrofotométrico do fenol, em que foram acrescentados 1 litro da solução de fenol, 1ml da solução de nitroprussiato de sódio e 2,5ml da solução oxidante em 25ml da amostra. Logo após, as amostras foram cobertas com papel filme e deixadas à temperatura ambiente por 1 hora, no escuro. Após esse tempo a absorbância foi determinada, na faixa de 640nm contra um branco preparado com água deionizada.

Na análise de fosfato, utilizou-se o método do ácido ascórbico, no qual foram acrescentados 1 gota de fenolftaleína e 8ml do reagente combinado com 50ml da amostra. Após agitação, aguardou-se o tempo de reação de 10 minutos, e procedeu-se à medição da absorbância na faixa de 880nm contra

Tabela 1. Parâmetros observados e respectivas metodologias de análise.

Parâmetros	Metodologia
Nitrito – NO ₂	Método colorimétrico (APHA; CLESCERI et al. 2005)
Nitrato – NO ₃	Método da coluna redutora de cádmio (APHA; CLESCERI et al. 2005)
Amônia – NH ₃	Método espectrofotométrico do fenol (APHA; CLESCERI et al. 2005)
Fosfato - P	Método do ácido ascórbico (APHA; CLESCERI et al. 2005)

um branco.

Ictiofauna do Rio Mumbaba

A fim de obter mais informações e acompanhar as condições de determinados ambientes aquáticos, pode-se utilizar a assembleia de peixes como um meio acessível de determinação biótica da qualidade da água (ARAÚJO, 1998). Ainda de acordo com ARAÚJO (1998), algumas vantagens em empregar peixes como indicadores de qualidade ambiental estão na disponibilidade de informações sobre muitas espécies; na presença das espécies em diferentes níveis tróficos que proporciona uma visão mais integrada do ambiente aquático; e na facilidade de visualização e identificação dos indivíduos.

As coletas dos espécimes componentes da ictiofauna do Rio Mumbaba e da Lagoa dos Cavalos consideraram as estações de estiagem e chuva, nos meses de novembro/2012 (estiagem) e março, maio e agosto/2013 (chuva), respectivamente. Os exemplares foram capturados utilizando diversas artes de pesca, com auxílio de pescadores locais, em pontos próximos aos determinados anteriormente para as coletas de água (Tabela II). Os apetrechos de pesca utilizados nas capturas foram rede de arrasto (malha 15mm entre nós adjacentes), tarrafa (malha 20mm entre nós adjacentes) e anzol, variando de acordo com as dimensões dos locais de pesca (tarrafa e anzol foram utilizados nos pontos do rio, enquanto a rede de arrasto foi utilizada no ponto na lagoa). O P1 não pode ser incluído nas coletas ícticas pela sua condição de baixa profundidade.

A triagem e biometria dos exemplares coletados foram realizadas no Laboratório de Ecologia Aquática (LABEA), e a identificação das

espécies foi feita com o auxílio de chaves de identificação taxonômica (MENEZES & FIGUEIREDO, 1980; BRITISKI et al., 1984; NAKATANI et al., 2001). Os espécimes foram acondicionados em congelador para posteriores fixação em formol a 10% e conservação em álcool a 75%, sendo alguns representantes das espécies selecionados para fazer parte da coleção do Laboratório de Ictiologia do DSE/CCEN/UFPB.

A composição da ictiofauna do Rio Mumbaba foi revelada por meio da identificação taxonômica das espécies coletadas nos pontos P2, P3 e P4 para cada período. A abundância da ictiofauna foi avaliada de acordo com o número total de indivíduos capturados de cada espécie por coleta realizada, para os períodos de estiagem e chuva. A diversidade ecológica para o presente estudo foi determinada pela abundância e riqueza de espécies, além da diversidade específica - índice de diversidade de Shannon (H'), riqueza de espécies (D) (PINTO-COELHO, 2000) - e equitabilidade (J) da ictiofauna (GOMES & FERREIRA, 2004). Para o cálculo dos índices de diversidade foi utilizado o software Past 2.17 (HAMMER et al., 2001).

O índice de riqueza de Margalef (D) foi utilizado para determinar a riqueza de espécies, com base na relação entre o número de espécies identificadas e o número total de indivíduos coletados. Já a equitabilidade (J) indica se as espécies presentes possuem abundância de indivíduos semelhantes ou se divergem entre si. Pode variar entre 0 e 1, e quanto mais próximo de 1, mais uniforme é a abundância dos indivíduos das espécies, revelando um ambiente mais equilibrado, por não apresentar dominância de umas espécies sobre as outras.

Tabela 1. Parâmetros observados e respectivas metodologias de análise.

Pontos	Local
P2	Abaixo da ponte da rodovia BR 101 Sul
P3	Margem esquerda do rio, a jusante da ponte
P4	Lagoa dos Cavalos/ Poço de Zé Fábio

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Perfil dos entrevistados, a atividade da pesca e percepção ambiental

Foram entrevistadas 25 pessoas que frequentam o rio e adjacências, e dentre estes, estão pescadores artesanais e/ou agricultores residentes nas comunidades localizadas no entorno do rio, além de outros que residem em diferentes bairros da cidade de João Pessoa, mas que pescam no local.

A maioria dos participantes foi composta de homens com mais de 50 anos, que tinham como ocupação as atividades de pesca e agricultura, que habitam bairros próximos ao rio, sendo a pesca exercida por eles desde há cerca de 11 a 20 anos e praticada com frequência de 1 a 2 dias por semana, com uso de apetrechos variados.

Diferenças entre os ambientes, como o rio e a lagoa, observados neste estudo, também direcionam a escolha e o uso de apetrechos por parte dos pescadores. A tarrafa e o anzol foram os mais citados para uso no rio, enquanto para o ambiente da lagoa foram mais referidos a rede de arrasto e a malhadeira (Figura 5). Em seu estudo na bacia do Rio Apodi-Mossoró/RN, OLIVEIRA JÚNIOR (2009) também registrou a tarrafa e rede como principais instrumentos de pesca, assim como SILVA (2006) no estuário do Rio Itapessoca/PE. Certos apetrechos, tais como o gererê e o covo, são preferencialmente utilizados pelas mulheres no local, pela facilidade de manuseio e de acordo com a espécie desejada (ex.: camarão), assim como o ambiente onde será realizada a pesca. Outros utensílios como o puçá, rede de arrasto e anzol são

também manuseados pelas mulheres, como mostrado na Figura 4.

Para SILVA (2006), o tipo de instrumento utilizado determina a área de abrangência do pescador, o que também determina a sua territorialidade. Estudos realizados por CORTEZ (2010) na Barra do Rio Mamanguape/PB e TURNELL (2012) na Bacia do Rio Gramame/PB, também apontaram o uso de utensílios de pesca muito semelhantes aos dos pescadores desses locais.

A análise das respostas aos questionários aplicados trouxe diversos pontos observados pelos participantes. Destacam-se:

- A pesca é praticada como forma de lazer pela maioria. Para alguns, é o complemento da subsistência;
- Os pescadores possuem conhecimento sobre as espécies de peixes que capturam no local, mas pode ser melhorado;
- A redução da produção da pesca no ambiente é atribuída pelos entrevistados à poluição das indústrias do entorno;
- Os usos do Rio Mumbaba diminuíram com o passar do tempo, influenciando nas relações sociais e ambientais dos usuários;
- É necessário um maior acompanhamento deste ecossistema por parte dos órgãos fiscalizadores, para garantia de um ambiente saudável e equilibrado, que permita a continuidade da atividade de pesca, importante para estas pessoas.

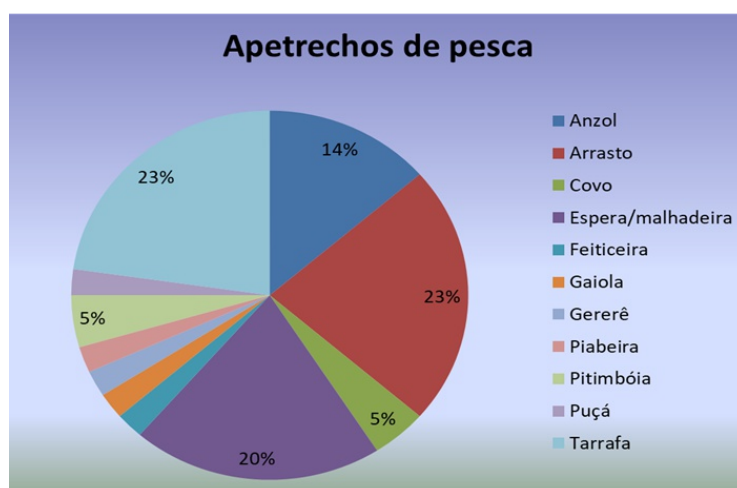


Figura 4. Apetrechos de pesca citados pelos entrevistados, para os ambientes Rio Mumbaba e Lagoa dos Cavalos.



Figura 5. Apetrechos de pesca. (A) Tarrafa sendo utilizada por pescador na margem do Rio Mumbaba; (B) Rede de arrasto utilizada na Lagoa.

Qualidade da água

Pluviosidade e parâmetros físicos e químicos

A pluviosidade na região mostrou-se diferente nos dois períodos estudados. No ano de 2012 houve um pico de chuvas no mês de junho (528,8mm), com um declínio acentuado a partir de julho (302,4mm), coincidindo o período de estiagem com o início das coletas, e continuando assim até o início do ano de 2013. Já para este último ano, as chuvas se concentraram nos meses de abril, junho, julho e setembro (255,3mm; 254,4mm; 245,6mm e 286,9mm, respectivamente) (Figura 6), apresentando deste modo um comportamento atípico, em que o habitual seria a ocorrência de chuvas até o mês de julho (AESAs, 2009a; 2013).

Os parâmetros oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura (T), Condutividade Elétrica e Salinidade foram obtidos em campo com o auxílio de uma sonda multiparâmetros, para cada ponto, nos períodos de estiagem e chuva, além de consultadas as médias anuais nas bases de dados da SUDEMA, para os anos de 1998 a 2011. As médias anuais dos valores disponibilizados pelas análises da SUDEMA foram comparadas com as médias obtidas nos pontos neste estudo, ocorrido em 2012 e 2013. Estas últimas foram depois analisadas separadamente e subdivididas em períodos de estiagem (outubro e novembro/2012) e chuva (março, maio e agosto/2013), para uma melhor visualização das condições do ambiente. A Tabela III mostra as médias de OD, pH, Temperatura,

Condutividade e Salinidade obtidas por este estudo nos pontos amostrados P1, P2 P3 e P4, nos anos de 2012 e 2013.

Neste estudo, concentrações diferentes de OD foram observadas nos pontos amostrados, com médias variando entre 1,03mg.L⁻¹ e 2,80mg.L⁻¹, o que revela concentrações muito baixas, já que os peixes requerem em geral concentrações de oxigênio acima de 3,00mg.L⁻¹. Valores semelhantes foram observados por ABRAHÃO (2006) no Riacho Mussuré, um afluente do Rio Mumbaba que recebe diretamente efluentes do Distrito Industrial, com médias abaixo de 1,5mg.L⁻¹, e por SOUZA (2013) no Rio Gramame, com médias entre 1,0mg.L⁻¹ e 3,28mg.L⁻¹. A Resolução nº 357/2005 do CONAMA preconiza para águas com enquadramento na Classe 3, como é o caso do Rio Mumbaba, valores de OD não inferiores a 4mg.L⁻¹. Concentrações mínimas como as encontradas neste estudo estão fortemente ligadas à presença de indústrias nas proximidades, em que o consumo do oxigênio dissolvido por organismos decompositores aumenta com o despejo de efluentes ricos em matéria orgânica por estes empreendimentos, tornando o oxigênio indisponível para outros componentes da biota aquática.

Os valores de pH não sofreram muitas alterações nas estações, com menor valor, sendo 7,51 no P1 e 7,81 no P4, estando em conformidade com os valores estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 (CONAMA, 2005), i.e., entre 6,0 e 9,0

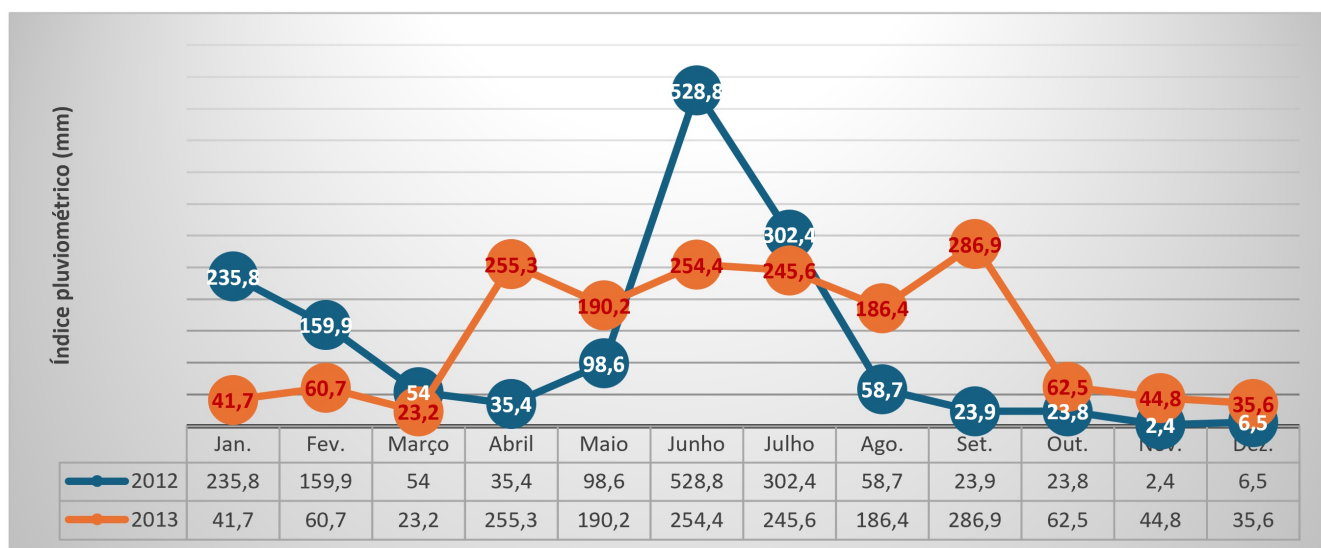


Figura 6. Índices pluviométricos registrados na região da sub-bacia do Rio Mumbaba no município de João Pessoa, PB, para os períodos de 2012 e 2013.

Tabela 3. Médias ($\pm$ DP) de OD, pH, T, Condutividade e Salinidade obtidos nos pontos amostrais, entre os anos de 2012 e 2013.

PONTOS	OD (mg/L)	pH	Temperatura (°C)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)	Salinidade (‰)
P1	1,03 $\pm$ 1,42	7,51 $\pm$ 0,63	25,48 $\pm$ 0,50	220,50 $\pm$ 10,6	0,09 $\pm$ 0,03
P2	2,36 $\pm$ 0,53	7,59 $\pm$ 0,61	25,58 $\pm$ 0,48	228,25 $\pm$ 13,7	0,09 $\pm$ 0,03
P3	1,10 $\pm$ 1,36	7,69 $\pm$ 0,22	31,53 $\pm$ 1,34	306,25 $\pm$ 10,1	1,10 $\pm$ 0,10
P4	2,80 $\pm$ 1,14	7,81 $\pm$ 0,23	29,65 $\pm$ 0,78	292,00 $\pm$ 63,6	0,10 $\pm$ 0,03

para a Classe 3. O pH influencia diretamente a fisiologia de diversas espécies aquáticas e tem como efeito indireto a precipitação de elementos como metais pesados e a variação da solubilidade de nutrientes, assim como afeta a toxicidade da amônia (PERPETUO, s.d.).

As médias da Temperatura foram mais altas nos pontos P3 (31,53°C) e P4 (29,65°C), provavelmente influenciada pela saída de efluentes no P3 e por estar o P4 localizado em um ambiente lântico, o que naturalmente leva a um aumento da temperatura. As médias de Condutividade e Salinidade foram mais elevadas no ponto P3, (306,25 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e 1,10 PSU, respectivamente). Esse ponto situa-se numa área de despejo de efluentes, daí apresentar médias mais levadas em relação aos demais. Os valores de Condutividade e Temperatura não são estabelecidos pelo

CONAMA, mas requer-se que a Salinidade esteja abaixo de 0,50 PSU para corpos de água doce de enquadramento Classe 3 (CONAMA, 2005), o que ocorre nos pontos P1, P2 e P4.

Nutrientes (fosfato, amônia, nitrito e nitrato)

As concentrações de fosfato nos pontos analisados apresentaram diferenças entre as coletas realizadas. No ponto P1, a menor média de concentração foi na estação chuvosa (0,08 mg.L⁻¹) e a maior, na estiagem (0,33 mg.L⁻¹), valores que foram repetidos no P2. No P3 a menor média foi 0,09mg.L⁻¹ (chuva) e a maior 1,26 mg.L⁻¹ (estiagem). O fato de o P3 apresentar concentrações mais elevadas que os outros pontos demonstra um maior impacto antropogênico neste ponto amostral. No P4, ambiente lântico, a menor e maior médias foram registradas no período chuvoso (0,05mg.L⁻¹

e $0,13\text{mg.L}^{-1}$, respectivamente). A presença de compostos de fósforo está diretamente associada com o escoamento de efluentes, principalmente os industriais (SILVA, 2005), e acarreta a eutrofização em águas naturais, além de ser um importante meio de detecção da poluição.

A concentração de fosfato preconizada pelo CONAMA é de $0,15\text{mg.L}^{-1}$ para ambientes lóticos enquadrados na Classe 3. Neste estudo, o P3 é o que apresenta as maiores concentrações de fosfato, principalmente no período de estiagem, provavelmente pela diminuição do volume de água no rio e consequente concentração deste composto, revelando ser o mais impactado. Para ambientes lênticos, como o caso do P4, o limite é de $0,05\text{mg.L}^{-1}$, valor este que foi alcançado no período de chuva, mas que foi extrapolado no decorrer da mesma estação, o que ocorreu possivelmente pelo contato direto deste corpo aquático com as águas do rio em um momento de cheia. Concentrações menos elevadas de fosfato no P4 podem também estar associadas à maior absorção deste composto por microalgas, que são favorecidas em ecossistemas lênticos.

As médias das concentrações de amônia apresentaram pouca variação entre os pontos e as estações do ano, exibindo um pico no P3 na estação chuvosa, em que chegou a $4,45\text{mg.L}^{-1}$, ficando os pontos P1, P2 e P4 bem abaixo desse valor em ambas as estações. TURNELL (2012) apresentou valores distintos para a amônia no Rio Mumbaba nas estações seca ($0,34\text{mg.L}^{-1}$) e chuvosa ($2,55\text{mg.L}^{-1}$). Esses aumentos podem estar relacionados com o escoamento de compostos presentes no solo trazidos pela chuva, ou por efluentes ricos em matéria orgânica, que na sua decomposição liberam amônia. A amônia é um composto tóxico e restritivo para muitas espécies de peixes ($\leq 5,0\text{mg.L}^{-1}$), pois em concentrações elevadas provocam o consumo de OD por reações redox, como a nitrificação, em águas naturais (PERPETUO, s.d.). O limite estabelecido pelo CONAMA para uma faixa de pH entre 7,5 e 8,0, como é o caso deste estudo, é de $5,6\text{mg.L}^{-1}$. Diante desses resultados, todos os pontos analisados estão abaixo deste limiar e em conformidade com os padrões instituídos.

As concentrações de nitrito nos pontos de

coleta não apresentaram grande oscilação entre os pontos e nem entre as estações do ano. A média mais elevada foi de $0,07\text{mg.L}^{-1}$ no ponto P2 na estação chuvosa. As demais médias nos outros pontos oscilaram entre $0,01\text{mg.L}^{-1}$ e $0,06\text{mg.L}^{-1}$ (Figura 9). Os valores apresentados neste estudo foram semelhantes aos de TURNELL (2012), em que o nitrito alcançou a concentração mais elevada de $0,06\text{mg/L}$ na porção do Rio Gramame inserida em Engenho Velho. O valor de nitrito estabelecido pelo CONAMA para rios Classe 3 é de $1,0\text{mg.L}^{-1}$. Todos os pontos estão, portanto, dentro dos padrões da legislação.

A maior concentração média obtida para o nitrato registrou-se no P3 durante o período chuvoso ($0,80\text{mg.L}^{-1}$), e provavelmente está ligado ao processo de lixiviação. Mesmo sendo este o maior valor para todos os pontos, está em conformidade com o estabelecido para corpos de água da Classe 3, que é a concentração de $10,0\text{mg.L}^{-1}$, segundo o CONAMA (2005). Valores mais elevados durante a estação chuvosa também foram observados por TURNELL (2012) no Rio Mumbaba. Todos os pontos exibem suas médias abaixo de $1,0\text{mg.L}^{-1}$, e o P4 apresenta as menores de todos ($0,06\text{mg.L}^{-1}$). Por ser um ponto com menor interação com o rio, ou por ser um ambiente lêntico, com mais produção primária pelo fitoplâncton, as concentrações de ortofosfato e nitrato, que são absorvidos pelas microalgas, foram menos elevadas na lagoa.

Ictiofauna do Rio Mumbaba e Lagoa dos Cavalos

Foram coletados um total de 69 indivíduos nos períodos de estiagem/2012 e chuva/2013, distribuídos em 3 ordens, 7 famílias e 12 espécies, sendo 9 nativas, 2 alóctones e 1 exótica, elencadas a seguir: família Characidae (*Astyanax bimaculatus*, *Metynnis lippincottianus*); família Prochilodontidae (*Prochilodus brevis*); família Cichliidae (*Geophagus brasiliensis*, *Cichlasoma orientale*, *Cichla ocellaris*, *Oreochromis niloticus*); família Erythrinidae (*Hoplias malabaricus*); família Anostomidae (*Leporinus piau*); família Eleotridae (*Guavina guavina*, *Eleotris pisonis*) e família Loricariidae (*Hipostomus pularum*) (Tabela IV). Resultado semelhante foi relatado por SOUZA

(2013) para o ambiente do Rio Gramame. A grande maioria das espécies (11) foi capturada no período de chuva, enquanto na estiagem apenas indivíduos de 6 espécies foram capturadas, concordando com os pescadores, que alegaram que o período chuvoso seria o melhor para a pesca.

Diversidade, riqueza e equitabilidade das espécies

O conhecimento dos índices de diversidade das espécies coletadas é importante, pois permite correlacionar a presença das espécies, sejam elas nativas ou introduzidas, com a qualidade do ambiente. VIEIRA & SHIBATTA (2007), afirmaram que, na utilização de peixes como indicadores de qualidade ambiental, um princípio importante é que a riqueza de espécies aumenta com a melhor qualidade do ambiente, por isso a importância da obtenção e análise dos índices de biodiversidade.

A diversidade de espécies apresentou variação entre os pontos, sendo o ponto P4 o de maior diversidade de espécies entre eles, com índice de Shannon $H' = 1,991$ e 10 espécies nos períodos de estiagem e chuva. O P2 aparece, em seguida, com índice $H' = 1,847$ e 7 espécies na estação chuvosa, e o P3 apresenta o menor índice de todos, sendo $H' = 0,5671$ e 4 espécies apenas no período de chuva, revelando mais uma vez ser o trecho do Rio Mumbaba, entre os analisados, com a pior qualidade (Tabela V). Embora a diversidade de espécies ainda seja considerada de muito baixa a baixa pelos valores de H' apresentados ($< 1,0$ = diversidade muito baixa; entre 2,0 e 1,0 = diversidade baixa; entre 3,0 e 2,0 = diversidade média; e $> 3,0$ = diversidade alta), comparativamente, os pontos P2 e P4 possuem maior diversidade, especialmente na estação chuvosa. Isto pode estar ligado ao fato de o P3 estar localizado junto ao escoamento de efluentes industriais, o que compromete a qualidade da água e, conseqüentemente, a presença de peixes. Este fato demonstra a importância de uma maior fiscalização sobre a qualidade dos efluentes lançados por essas indústrias, que deterioram a água do Rio Mumbaba nesse trecho.

Os pontos P2 e P4 apresentaram uma maior

homogeneidade na abundância ($J = 0,8882$ e $0,8304$, respectivamente), enquanto o P3 registrou uma menor equitabilidade ($J = 0,409$). Este índice possui uma relação direta com a diversidade e demonstra a riqueza das espécies presentes por meio da distribuição dos indivíduos (SOUZA, 2013) (Tabela V). Quanto menor o índice, maior o desequilíbrio biológico, devido à ocorrência em geral de maiores densidades de determinadas espécies. Corroborando com os dados limnológicos e da ictiofauna, foi visível, nos índices analisados, que o P3, que recebe o impacto dos efluentes industriais, apesar da maioria dos parâmetros estar dentro da Resolução CONAMA para os valores máximos para rios de Classe 3, é o ponto de amostragem que está com pior qualidade ambiental, i.e., mais impactado negativamente.

CONCLUSÕES

No Rio Mumbaba, a pesca é praticada como forma de lazer pela maioria dos entrevistados, e para alguns, é o complemento como meio de subsistência. Os pescadores possuem conhecimento sobre as espécies de peixes que capturam no local, mas este pode ser melhorado. A redução da produção da pesca no ambiente é atribuída pelos participantes à poluição proveniente das indústrias do entorno. Os usos do rio diminuíram com o passar do tempo, influenciando nas relações sociais e ambientais dos usuários.

Notou-se que, dos pontos estudados, o P3 é o que sofre mais interferências antropogênicas, comprovado pelas concentrações mais elevadas de nutrientes e de temperatura, além de menores concentrações de OD. No entanto, em relação à qualidade da água, em todos os pontos, as concentrações de Oxigênio Dissolvido foram abaixo de $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$, o que revela ambientes bastante impactados negativamente.

O Rio Mumbaba apresenta variação na diversidade de espécies de peixes em relação aos pontos de coleta estudados e aos períodos de estiagem e chuva, e tais diferenças podem estar associadas à forte pressão antropogênica sofrida por este corpo aquático. O maior número de espécies foi registrado no P4 para os dois períodos (10 espécies), seguido pelo P2 (7 espécies). O fato

Tabela 4. Classificação taxonômica, abundância e origem das espécies da ictiofauna coletada no Rio Mumbaba e Lagoa dos Cavalos, Bacia do Rio Gramame, PB.

ORDEM	FAMÍLIA	ESPÉCIE	ABUNDÂNCIA (Nº DE INDIVÍDUOS)	ORIGEM
CHARACIFORMES	Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	27	Nativa
		<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope, 1870)	2	Alóctone
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus brevis</i> (Steindachner, 1875)	18	Nativa
		<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	4	Nativa
	Anostomidae	<i>Leporinus piau</i> (Fowler, 1941)	3	Nativa
SILURIFORMES	Loricariidae	<i>Hypostomus pusalum</i> (Starks, 1913)	1	Nativa
PERCIFORMES	Cichliidae	<i>Cichla ocellaris</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	Alóctone
		<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	3	Exótica
		<i>Cichlasoma orientale</i> (Kullander, 1983)	2	Nativa
		<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	6	Nativa
	Eleotridae	<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)	1	Nativa
		<i>Guavina guavina</i> (Valenciennes, 1837)	1	Nativa

Tabela 5. Índices de diversidade de Shannon (H'), riqueza específica (D) e equitabilidade (J) das espécies coletadas nos pontos P2, P3 e P4.

ÍNDICES	P2	P3	P4
Shannon (H')	1,847	0,5671	1,991
Margalef (D)	2,652	0,9854	2,693
Equitability (J)	0,8882	0,409	0,8304

do P4 ser uma lagoa pode favorecer a produção primária pelo fitoplâncton e com isso favorecer a ictiofauna.

Os valores dos índices de diversidade foram considerados baixos em todos os pontos e pior no P3. A riqueza e equitabilidade foram mais elevados

nos P2 e P4, revelando melhor qualidade ambiental.

As espécies mais abundantes foram *Astyanax bimaculatus* e *Prochilodus brevis*, ambas nativas, sendo *A. bimaculatus* mais abundante no P3. Esta espécie parece estar suportando as

variações ocorridas neste ambiente, apesar das baixas concentrações de oxigênio dissolvido. A presença de espécies exótica, como *Oreochromis niloticus* e a alóctone, *Cichla ocellaris*, também foi registrada. Embora não abundantes, estas espécies, possivelmente oriundas de outros rios próximos ou de escape acidental de viveiros, podem contribuir para a diminuição da diversidade, pelo comportamento competitivo e predatório com as espécies nativas, provocando alterações nas condições do ambiente.

Diante de todo o cenário apresentado, faz-se necessário o incentivo e continuidade dos estudos na área da Bacia do Rio Gramame, pela importância que representa para os habitantes do seu entorno e seus múltiplos usos, além da composição biológica muito diversa que apresenta, de forma a garantir a manutenção da pesca, atividade importante para os habitantes locais.

AGRADECIMENTOS

À CAPES, pela concessão da bolsa de pesquisa no Mestrado e ao PRODEMA, por me fazer enxergar o mundo por uma nova perspectiva; aos pescadores artesanais envolvidos no trabalho, pela atenção, interesse e apoio demonstrados; à presidente da Associação dos Pequenos Agricultores de Mumbaba, D. Ana Diniz, pelo apoio dado e pelas valiosas informações sobre o local; à equipe do Laboratório de Hidrologia e Microbiologia - LHM/DSE/CCEN/UFPB; a toda a equipe colegas do Laboratório de Ecologia Aquática - LABEA/DSE/CCEN/UFPB, pela colaboração e suporte técnico na realização deste estudo e a todos os que, direta ou indiretamente, contribuíram com este trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHÃO, R. Impactos do lançamento de efluentes na qualidade da água do Riacho Mussuré. (Dissertação). João Pessoa: UFPB/PRODEMA, 2006.

AESA, 2009a. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Relatório Anual sobre a situação dos Recursos Hídricos no Estado da Paraíba.

AESA, 2013. Agência Executiva de Gestão das

Águas do Estado da Paraíba.

ALBUQUERQUE, U. P.; LUCENA, R. F. P.; ALENCAR, N. L. Métodos e técnicas para coleta de dados etnobiológico. In: Métodos e técnicas na Pesquisa Etnobiológica e Etnoecológica. Ulysses Paulino de Albuquerque, Reinaldo Farias Paiva de Lucena, Luiz Vital Fernandes Cruz da Cunha (Ogs.). Recife, PE: NUPEEA, 2010. 559 p.

ALVES, R. R. N.; NISHIDA, A. K. Aspectos socioeconômicos e percepção ambiental dos catadores de caranguejo-uçá *Ucides cordatus cordatus* (L.1763) (Decapoda, Brachyura) do estuário do rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. *Interciência*, v. 28, n. 1, p. 36-43, 2003.

AMOROZO, M. C. M.; VIERTLER, R. B. A abordagem qualitativa na coleta e análise de dados em Etnobiologia e Etnoecologia. In: Métodos e técnicas na Pesquisa Etnobiológica e Etnoecológica. Ulysses Paulino de Albuquerque, Reinaldo Farias Paiva de Lucena, Luiz Vital Fernandes Cruz da Cunha (Ogs.). Recife, PE: NUPEEA, 2010. 559 p.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4): 547-558. 1998.

BELTRÃO, G. B. M.; MEDEIROS, E. S. F.; RAMOS, R. T. C. Effects of riparian vegetation removal on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish fauna in a tropical Brazilian reservoir. *Biota Neotropica*, 9(4): 37-44. 2009.

BRITISKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (Com chaves de identificação para os peixes da Bacia do Rio São Francisco). CODEVASF, Divisão de Piscicultura e Pesca. Brasília/DF. 143p. 1984.

CLAUZET, M.; RAMIRES, M.; BARRELLA, W. Pesca artesanal e conhecimento local de duas populações caiçaras (Enseada do Mar Virado e Barra do Una) no litoral de São Paulo, Brasil. *Multiciência*, nº 4 (2005): 1-22.

CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E.; EATON, A. D. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, 20th edition. (2005).

- CONAMA. Comitê Nacional de Meio Ambiente. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005.
- CORTEZ, C. S. Conhecimento Ecológico Local, Técnicas de Pesca e Uso dos Recursos Pesqueiros em Comunidades da Área de Proteção Ambiental Barra do Rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. Dissertação. João Pessoa, UFPB/PRODEMA. 2010.
- FERNANDES, R. S.; SOUZA, V. J.; PELISSARI, V. B. Uso da percepção ambiental como instrumento de gestão em aplicações ligadas às áreas educacional, social e ambiental. Vitória, 2003.
- GOMES, A. S.; FERREIRA, S. P. Análise de dados ecológicos. Universidade Federal Fluminense. Instituto de Biologia. Centro de Estudos Gerais. Departamento de Biologia Marinha. Apostila. 30 p. Niterói, 2004.
- GOMES-FILHO, G.; ROSA, R. S. Inventário da ictiofauna da bacia do rio Gramame, Paraíba, Brasil. In: A bacia do Rio Gramame: Biodiversidade, uso e conservação. Orgs: José Etham de Lucena Barbosa, Takako Watanabe, Ronilson José da Paz. EDUEPB, João Pessoa, p.167-173. 2009.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RIAN, P. D. 2001. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.37. Disponível em: http://paleo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- HANAZAKI, N. Comunidades, conservação e manejo: o papel do conhecimento ecológico local. Biotemas, v. 16, n. 1, p. 23-47, 2003.
- LIMA, M. A. L.; DORIA, C. R. C.; FREITAS, C. E. C. Pescarias artesanais em comunidades ribeirinhas na Amazônia brasileira: perfil socioeconômico, conflitos e cenário da atividade. Ambiente & sociedade, v. 15, n. 2, p. 73-90, 2012.
- LIRA, N. B. Relação entre a Precipitação Pluviométrica e a Qualidade de Água da Bacia do Rio Gramame. (Trabalho de Conclusão de Curso). João Pessoa: UFPB/CT/DECA, 2011.
- MARQUES, D. K. S.; ROSA, I. L.; GURGEL, H. C. B. Descrição histológica de gônadas de traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch) (Osteichthyes, Erythrinidae) da barragem do rio Gramame, Alhandra, Paraíba, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia. Vol. 17 nº 3. 573 – 582. 2000., NUPAUB-USP, 1995.
- MARQUES, J. G. W. Pescando pescadores: etnoecologia abrangente no baixo São Francisco alagoano. São Paulo, NUPAUB-USP, 1995.
- MARUYAMA, L. S.; CASTRO, P. M. G.; PAIVA, P. Pesca artesanal no médio e baixo Tietê, São Paulo, Brasil: aspectos estruturais e socioeconômicos. B. Inst. Pesca, v. 35, p. 61-81, 2009.
- MENEZES, M. L. P. A cidade e o rio, o rio e a cidade. Espaços para o público. Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales. Barcelona: Universidad de Barcelona, 1 de agosto de 2007, vol. XI, núm. 245 (35). Disponível em: <http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-24535.htm>.
- MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. São Paulo. v.4, n.3, 96p. 1980.
- MOURA, F. B. P.; MARQUES, J. G. W.; SOUZA NOGUEIRA, E. M. “Peixe sabido, que enxerga de longe”: Conhecimento ictiológico tradicional na Chapada Diamantina, Bahia. Biotemas, v. 21, n. 3, p. 115-123, 2008.
- NAKATANI, K.; AGOSTINHO, A. A.; BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V.; MAKRAKIS, M. C.; PAVANELLI, C. S. Ovos e larvas de peixes de água doce. Desenvolvimento e manual de identificação. Maringá: EDUEM. 378p. 2001.
- NUNES, E. M. Poluição industrial da Bacia do Rio Gramame e conflito socioambiental: análise da complexidade a partir dos atores, impactos e perspectivas. Dissertação. João Pessoa, UFPB/PRODEMA, 2012.
- OLIVEIRA JÚNIOR, E. T. Bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró: macroinvertebrados como bioindicadores e a percepção ambiental dos pescadores e marisqueiras do seu entorno. Dissertação. João Pessoa, UFPB/PRODEMA, 2009.
- PERPETUO, E. A. Parâmetros de caracterização da qualidade das águas e efluentes industriais. (s/d). Disponível em: <http://www.cepema.usp.br/wpcontent/uploads/2011/06/8-Par%C3%A2metros-de-caracteriza%C3%A7%C3%A3o-daqualidade->

- das-aguas-e-efluentes-industriais.pdf. (s/d).
- PINTO-COELHO, R. M. Fundamentos em Ecologia. Porto Alegre. Artmed Editora. 252p. 2000.
- ROGERS, P. P. et al. (ed.) Water crisis: myth or reality? London: Fundación Marcelino Botín, Taylor & Francis, 2006. 331p.
- SCIENTEC - Associação para o Desenvolvimento da Ciência e da Tecnologia. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Gramame. v.1, João Pessoa – PB: Laboratório de Recursos Hídricos, UFPB, 2000.
- SILVA, A. M. Análise dos Usos Múltiplos dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Água Boa: Subsídio para Gestão. Dissertação. João Pessoa, UFPB/PRODEMA, 2005.
- SILVA, J. B. Territorialidade da pesca no estuário de Itapessoca-PE: Técnicas, petrechos, espécies e impactos ambientais. Dissertação. Recife, UFPE/CFCH/GEOGRAFIA, 2006. 83p.
- SILVA, N. V. S. As condições de salubridade ambiental das comunidades periurbanas da Bacia do Baixo Gramame: Diagnóstico e Proposição de Benefícios. Dissertação. João Pessoa, UFPB/CT. 122 p. 2006.
- SILVA, T. C.; ALENCAR, M. B. Análise da estacionariedade de séries de vazões na Bacia do Rio Gramame. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia e Sanidade Ambiental. 15 p. 2001.
- SILVA, T. C.; FILGUEIRA, H. J. A.; ALENCAR, R. I.; PEDROSA FILHO, L. A.; CAVALCANTI, A. K. Avaliação quantitativa de captações de águas de nascentes na bacia do Rio Gramame. In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 15 p. 2011.
- SILVA, T. C.; SILANS, A. P.; PEDROSA FILHO, L. A.; PAIVA, A. E. D. B.; BILLIB, M.; BOOCHS, P. Planejamento dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Gramame, uma Bacia Litorânea do Nordeste Brasileiro. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol.7, n. 4, Out/Dez 2002, p. 121 – 134.
- SILVA, V. C. L.; SILVA, R. M.; SILVA, L. P.; SANTOS, C. A. G. Delimitação automatizada e aplicação do modelo AVSWAT-X para a bacia do Rio Mumbaba. In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 15 p. 2011.
- SILVANO, R. A. M. Pesca artesanal e etnoictiologia. In: Ecologia de pescadores da Mata Atlântica e da Amazônia. Alpina Begossi (Org.). São Paulo: Hucitec: Nepam/ Unicamp: Nupaub/ USP: Fapesp, 2004.
- SOARES, R. R.; ROSA, I. L.; TORELLI, J. Alimentação e crescimento de *Prochilodus brevis* Steindachner, 1874 (Characiformes, Prochilodontidae) no rio Gramame, Paraíba, Brasil. Revista Nordestina de Biologia, v.12, n.1/2, p.49-60. 1998.
- SOUZA, J. E. R. T. Ictiofauna e bioacumulação de metais pesados na cadeia trófica, Rio Gramame, Bacia do Rio Gramame – Paraíba. (Tese). João Pessoa, UFPB/PPGCB. 201f. 2013.
- SOUZA, M. R. Etnoconhecimento caiçara e uso de recursos pesqueiros por pescadores artesanais e esportivos no Vale do Ribeira. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, SP. 2004. 102p.
- SOUZA, M. R. Etnoictiologia, dieta e tabus alimentares dos pescadores artesanais de Ilhabela/ SP. Tese de Doutorado. Unicamp, Campinas, SP. 2008. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=000439460>.
- SUDEMA (s/d). Superintendência de Administração do Meio Ambiente. DZS 208. Enquadramento dos corpos d'água da Bacia Hidrográfica do Litoral e Zona da Mata. Disponível em: http://www.aesa.pb.gov.br/enquadramento/diretrizes/DZS_208_Enquadramento_dos_Corpos_Dagua_da_Bacia_Hidrografica_do_Litoral_e_Zona_da_Mata.pdf.
- TORELLI, J.; ROSA, I. L.; WATANABE, T. Ictiofauna do rio Gramame, Paraíba, Brasil. Iheringia, Ser. Zool., Porto Alegre, n.82, p.67-73. 1997.
- TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. Estudos Avançados 22 (63), p.7-16. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000200002>.
- TURNELL, M. V. Assembleias de peixes como parâmetro para avaliação de impactos ambientais na bacia do Rio Gramame - Paraíba e sua importância para as comunidades ribeirinhas.

Dissertação. João Pessoa, UFPB/PRODEMA.
2012.

VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. Biota Neotropica, Vol.7 n.1: 2007. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn01407012007>.

