

Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz



Julia Araujo Alves

Contaminantes emergentes e pesticidas em água superficial e genotoxicidade em Tilápias (*Oreochromis niloticus*), na Lagoa de Jacarepaguá-RJ

Rio de Janeiro

2021

Julia Araujo Alves

Contaminantes emergentes e pesticidas em água superficial e genotoxicidade em Tilápias (*Oreochromis niloticus*), na Lagoa de Jacarepaguá-RJ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Toxicologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Enrico Mendes Saggiaro.

Coorientador: Prof. Dr. Fábio Veríssimo Correia.

Rio de Janeiro

2021

Título do trabalho em inglês: Emerging contaminants and pesticides in surface water and genotoxicity in Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) at Jacarepaguá Lagoon-RJ.

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

Catálogo na fonte
Fundação Oswaldo Cruz
Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica em Saúde
Biblioteca de Saúde Pública

A474c Alves, Julia Araujo.
Contaminantes emergentes e pesticidas em água superficial e genotoxicidade em tilápias (*Oreochromis niloticus*), na Lagoa de Jacarepaguá-RJ / Julia Araujo Alves. -- 2021.
85 f. : il. color. ; mapas. ; tab.

Orientador: Enrico Mendes Saggioro.
Coorientador: Fábio Veríssimo Correia.
Dissertação (mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2021.

1. Ensaio Cometa. 2. Disruptores Endócrinos. 3. Qualidade da Água. 4. Esgotos. 5. Monitoramento Ambiental. 6. Monitoramento Biológico. 7. Testes de Mutagenicidade. 8. Tilápia. I. Título.

CDD – 23.ed. – 363.73

Julia Araujo Alves

Contaminantes emergentes e pesticidas em água superficial e genotoxicidade em Tilápias (*Oreochromis niloticus*), na Lagoa de Jacarepaguá-RJ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Toxicologia Ambiental.

Aprovada em: 31 de março de 2021.

Banca Examinadora

Prof. Dr. André Luís de Sá Salomão
Universidade Estadual do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Rachel Ann Hauser-Davis
Fundação Oswaldo Cruz - Instituto Oswaldo Cruz

Prof. Dr. Fábio Veríssimo Correia (Coorientador)
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Enrico Mendes Saggiaro (Orientador)
Fundação Oswaldo Cruz - Escola Nacional de Saúde Pública

Rio de Janeiro

2021

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, Roselice, por todo apoio e dedicação até aqui. Tudo isto, só é possível graças a você! Meu exemplo de superação e coragem, e que sempre acreditou que nos meus objetivos como se fossem os seus. Ao meu pai, Cesar, sempre me incentivou e torceu por mim. Aos meus amigos, que considero como irmãos, pela torcida e ajuda das mais diversas maneiras possíveis. A minha companheira de outra espécie, Branquinha, pela companhia nos dias e noite de trabalho, e pelo carinho nos momentos de aflição e desespero.

Aos mais incríveis orientadores, Enrico e Fábio, pela amizade, disponibilidade e ajuda que fizeram toda diferença para a execução desse projeto e, também, na minha formação profissional e pessoal. Obrigada por todo o exemplo diário, vocês são nota 10! Ao meu quase coorientador, André, pela oportunidade de participar no projeto e por toda a colaboração durante a execução.

Aos laboratórios e colegas de trabalho envolvidos. Ao meu amigo, Sidney, por estar sempre disposto a ajudar, pela companhia nos mais diversos momentos e por sanar muitas dúvidas. Seu apoio foi de grande valia. À minha amiga, Nicolle, por compartilhar as aflições e alegrias durante o mestrado. Ao trio parada dura, Julia e Daphne, pelos conselhos e amizade durante o mestrado.

À equipe ARE, muito obrigada pelas horas dedicadas a esse trabalho, pelas coletas e análises. A Priscila e Carol, pela contribuição nos resultados do projeto e por todo o esforço. Somos um time! Sem vocês o projeto não seria possível. Nos veremos num futuro próximo onde sejamos capazes de executar o nosso projeto dos sonhos da forma que ele merece ser concluído.

À Fiocruz e CAPES pelo mestrado e seu financiamento, sem o qual este trabalho não teria se tornado realidade.

À pandemia Covid-19, que tentou atrapalhar os planos, mas não obteve sucesso.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para minha formação acadêmica e pessoal.

Muito obrigada.

“AD ASTRA PER ÁSPERA”
(Por caminhos áspero, chega-se às estrelas)
Provérbio latim

RESUMO

A Lagoa de Jacarepaguá (LJPA) integra o complexo lagunar da Baixada de Jacarepaguá, na zona oeste da cidade do Rio de Janeiro, e possui 3,7 km² de área de espelho d'água. Devido às ações antrópicas derivadas do intenso e acelerado processo de urbanização nos bairros vizinhos, vem apresentando redução na qualidade de suas águas. O constante lançamento de esgoto in natura ou ineficientemente tratado — derivado do adensamento populacional sem planejamento e a exploração imobiliária — insere uma série de contaminantes com alto potencial de causar danos à saúde. O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da contaminação ambiental da LJPA através da análise de genotoxicidade em tilápias (*Oreochromis niloticus*) e determinação de alguns contaminantes emergentes e pesticidas em água superficial. Quatro coletas foram realizadas ao longo do ano de 2019 (C1, C2, C3 e C4) com frequência bimensal em seis pontos amostrais sendo um de referência (reservatório do açude do Camorim) e cinco na LJPA, nos quais foram obtidas amostras de água superficial e peixes. Foram analisados alguns parâmetros físico-químicos para a realização do cálculo do Índice de Qualidade de Água (IQA) nas amostras de água superficial. Nas análises químicas foram detectados e quantificados fármacos, hormônios e pesticidas. As análises de genotoxicidade foram realizadas por meio do ensaio cometa (EC) nas amostras sanguíneas das tilápias do Nilo. Os parâmetros turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), fósforo, amônia e nitrato revelaram-se não conforme com a Resolução CONAMA n° 357 para águas salobras classe II em todas as coletas e o IQA médio das campanhas foi classificado como “Ruim”. O fármaco ibuprofeno foi observado apenas em C4 e o hormônio 17 α -etinilestradiol (EE2) foi encontrado em todas as coletas (concentração média = 7,06 \pm 6,66 $\mu\text{g L}^{-1}$). Os pesticidas foram quantificados apenas em C1, com concentração média de Ametrin (0,145 \pm 0,02 $\mu\text{g L}^{-1}$), D-aletrin (0,364 \pm 0,07 $\mu\text{g L}^{-1}$), Dimetoato (0,398 \pm 0,02 $\mu\text{g L}^{-1}$), Fenpropatrina (0,442 \pm 0,18 $\mu\text{g L}^{-1}$), Metamitrona (0,373 \pm 0,05 $\mu\text{g L}^{-1}$), Paraoxon (0,237 \pm 0,05 $\mu\text{g L}^{-1}$) e Tetraconazol (0,248 \pm 0,10 $\mu\text{g L}^{-1}$). Em C1 foi observado maior dano genotóxico nos peixes em relação às outras coletas. Concluiu-se que a LJPA está em desacordo com os parâmetros de IQA exigidos para águas de qualidade pelo INEA (Instituto Estadual do Ambiente), além da presença de substâncias prejudiciais para a biota aquática e meio ambiente, sendo necessárias políticas e ações de gestão e minimização dos danos ecológicos e ambientais na região.

Palavras-chave: Ensaio Cometa; Desregulador endócrino; Índice de qualidade de água; Esgoto; Monitoramento Ambiental.

ABSTRACT

Jacarepaguá Lagoon (LJPA) is part of the Jacarepaguá lowland complex, in the west side of the city of Rio de Janeiro, with a 3.7 km² of watershed area. Due to anthropic actions derived from intense and accelerated urbanization process in surrounding neighborhoods, an increasing reduction in the quality of its waters is observed. The constant discharge of sewage *in natura* or inefficiently treated— derived from unplanned population densification and real estate exploitation — introduces a series of contaminants with a high potential to cause damage to health. The aim of this study was to evaluate the effects of environmental contamination employing genotoxicity assessments in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and the determination of some emerging contaminants and pesticides in LJPA surface water. Four samplings were carried out in 2019 (C1, C2, C3 and C4) with a bimonthly frequency at six sampling points, one a reference (Camorim reservoir) and five at LJPA, where surface water and fish samples were obtained. Some physical-chemical parameters were analyzed to calculate the Water Quality Index (WQI) in surface water samples. The chemical analysis comprised the detection and quantification of drugs, hormones and pesticides. Genotoxicity analyses were performed by the comet assay (EC) on Nile tilapia blood samples. Turbidity, Total Dissolved Solids (TSD), phosphorus, ammonia and nitrate do not comply with CONAMA Resolution N° 357 for class II brackish water in all samplings and the average IQA of the samplings was classified as "Bad". The drug ibuprofen was observed only in C4 and the hormone 17 α -Ethinylestradiol (EE2) was found in all samplings (mean concentration = 7.06 \pm 6.66 $\mu\text{g L}^{-1}$). Pesticides were quantified only in C1, with means concentration of Ametrin (0.145 \pm 0.02 $\mu\text{g L}^{-1}$), D-alethrin (0.364 \pm 0.07 $\mu\text{g L}^{-1}$), Dimethoate (0.398 \pm 0.02 $\mu\text{g L}^{-1}$), Fenpropathrin (0.442 \pm 0.18 $\mu\text{g L}^{-1}$), Metamitron (0.373 \pm 0.05 $\mu\text{g L}^{-1}$), Paraoxon (0.237 \pm 0.05 $\mu\text{g L}^{-1}$) and Tetraconazole (0.248 \pm 0.10 $\mu\text{g L}^{-1}$). Higher genotoxic damage was observed in C1 compared to other samplings. It was concluded that LJPA is not in accordance to the WQI required for quality waters by INEA. In addition, the presence of harmful substances for aquatic biota and the environment were noted, requiring management and policies and actions to minimize ecological and environmental damages in the region.

Keywords: Comet Assay; Endocrine Disruptor; Water Quality Index; Sewage; Environmental Monitoring

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Localização das lagoas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi e os maciços da Pedra Branca e Tijuca.	16
Figura 2: Pontos de amostragem na lagoa de Jacarepaguá-RJ.	34
Figura 3: Vista do ponto de coleta próximo a margem da LJPA – P2 (A) e vista açude do Camorim - Ponto de referência (B).....	35
Figura 4: Sangue total com heparina (A) e coleta de sangue pela veia caudal em <i>Oreochromis niloticus</i> (B)..	36
Figura 5: Cromatógrafo GC-MS/MS Triplo Quadrupolo TSQ EVO 8000 (Thermo Fischer Scientific) utilizado para a análise dos agrotóxicos de interesse.	44
Figura 6: Cuba horizontal de eletroforese para ensaio cometa UNI-E03193 Uniscience.. ..	46
Figura 7: Imagem em microscópio óptico (400x) de células de tilápias (<i>Oreochromis niloticus</i>) após o ensaio cometa, expostas a contaminação ambiental da lagoa de Jacarepaguá-RJ... ..	47
Figura 8: Avaliação de genotoxicidade através do ensaio cometa, representação do dano ao DNA em unidade arbitrária (UA) em Tilápias do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>) durante as campanhas no ano de 2019 na Lagoa de Jacarepaguá-RJ (n=9).....	67
Figura 9: Representação do dano ao DNA, em porcentagem (%), por meio do ensaio cometa em tilápias (<i>Oreochromis niloticus</i>) durante as campanhas no ano de 2019 na lagoa de Jacarepaguá-RJ	68

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Principais bairros localizados na bacia hidrográfica de Jacarepaguá.	18
Quadro 2: População residente e estimada para a Área de Planejamento 4.	19
Quadro 3: Produtos farmacêuticos e hormônios determinados águas superficiais de diferentes localidades.....	24
Quadro 4: Pesticidas de uso doméstico determinado nas águas superficiais em diferentes matrizes ambientais.....	26
Quadro 5: Estudos de efeitos genotóxicos utilizando peixes como bioindicadores de contaminantes ambientais.....	31
Quadro 6: Dados dos parâmetros utilizados no cálculo de Índice de Qualidade das Águas	39
Quadro 7: Pesticidas de interesse analisados na Lagoa de Jacarepaguá, durante as coletas de água superficial nos meses de abril, junho, agosto e outubro/2019.....	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Faixas e classificação da qualidade da água (IQA).....	39
Tabela 2: Parâmetros otimizados do detector MS/MS para os contaminantes emergentes (fármacos e hormônios) de interesse.	41
Tabela 3: Condições adotadas durante a realização da análise cromatográfica dos produtos farmacêuticos de interesse.	42
Tabela 4: Rampa otimizada utilizada no método de separação analítica.....	45
Tabela 5: Resultados dos ensaios físicos, químicos e biológicos realizados nas amostras de água coletada na Lagoa de Jacarepaguá - RJ, durante as quatro coletas nos meses de abril, junho, agosto e outubro de 2019.	49
Tabela 6: Índice de Qualidade das águas (IQA) da Lagoa de Jacarepaguá durante as coletas de amostras superficiais, no ano de 2019.	55
Tabela 7: Precipitação atmosférica e condições de maré no período de coletas de água na Lagoa de Jacarepaguá.	56
Tabela 8: Precipitação atmosférica e condições de maré no período de coletas de Tilápias do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>) na Lagoa de Jacarepaguá.	57
Tabela 9: Resultados dos produtos farmacêuticos de interesse encontrados nas amostras de água coletada na Lagoa de Jacarepaguá - RJ, durante as coletas de 2019.....	58
Tabela 10: Pesticidas presente nas amostras de água coletada na Lagoa de Jacarepaguá - RJ durante as quatro coletas de 2019.	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

μL	Microlitro
μg	Micrograma
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AChE	Acetilcolinesterase
ANOVA	Análise de Variância
AP	Área de planejamento
BER	Mecanismo de Reparo por inserção de base (do inglês, <i>Base Excision Repair</i>)
CE	Contaminantes Emergentes
CESTEH	Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CT	Coliformes Totais
CTE	Coliformes Termotolerantes totais
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DE	Desreguladores endócrinos
DNA	Ácido Desoxirribonucleico (do inglês, <i>Deoxyribonucleic Acid</i>)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra à Seca
EC	Ensaio Cometa
EE2	17 α -etinilestradiol
E2	17 β -estradiol
ENSP	Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca
EPA	Agência de proteção ambiental (do inglês, <i>Environmental Protection Agency</i>)
Fiocruz	Fundação Oswaldo Cruz
IQA	Índice de Qualidade da Água
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
L	Litro
LJPA	Lagoa de Jacarepaguá
M	Molar

mA	Miliamperes
mg	Micrograma
mL	Mililitro
mm	Milimetro
mmol	Micromol
MMS	Metilmetanosulfonato
NaCl	Cloreto de sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
NER	Mecanismo de Reparo por Inserção Nucleotídica (do inglês, <i>Nucleotide Excision Repair</i>)
ng	Nanograma
OECD	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (do inglês, <i>Organization for Economic Co-operation and Development</i>)
ONU	Organização das Nações Unidas
PBS	Solução Salina Tamponada de Fosfato (do inglês, <i>Phosphate Buffered Saline</i>)
PEPB	Parque Estadual da Pedra Branca
pH	Potencial de Hidrogênio
POR	Potencial de oxi-redução
PPCPs	Produtos farmacêuticos e cuidados pessoais (do inglês, <i>Pharmaceuticals and Personal Care Products</i>)
Rpm	Rotação por minuto
Seg	Segundos
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
UERJ	Universidade Estadual do Rio de Janeiro
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro
UNT	Unidades Nefelométrica de Turbidez
V	Volt

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
2 REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1 O COMPLEXO LAGUNAR DA BAIXADA DE JACAREPAGUÁ.....	16
2.1.1 A Lagoa De Jacarepaguá.....	18
2.2 CONTAMINANTES EMERGENTES.....	21
2.2.1 Produtos farmacêuticos e hormônios	22
2.2.2 Pesticidas.....	25
2.3 BIOMONITORAMENTO AQUÁTICO E OS BIOINDICADORES.....	27
2.3.1 Genética Toxicológica e o Ensaio Cometa	29
3 OBJETIVOS.....	33
3.1 OBJETIVO GERAL	33
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	33
4 METODOLOGIA.....	34
4.1 ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM DE ÁGUA.....	34
4.2 AMOSTRAGEM DE ESPÉCIMES DE TILÁPIA (<i>Oreochromis niloticus</i>).....	35
4.3 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS EM ÁGUA SUPERFICIAL	36
4.4 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)	37
4.5 SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS DE INTERESSE EM ÁGUA SUPERFICIAL	39
4.5.1 Fármacos e hormônios.....	39
4.5.2 Pesticidas.....	42
4.6 AVALIAÇÃO DE GENOTOXICIDADE EM TILÁPIAS DO NILO (<i>Oreochromis niloticus</i>)	45
4.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	47
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
5.1 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE ÁGUA.....	48
5.1.1 Índice de Qualidade da água (IQA).....	54
5.1.2 Condições pluviométricas (maré e chuva)	56
5.2 ANÁLISE DA PRESENÇA DOS FÁRMACOS E HORMÔNIOS.....	57
5.3 ANÁLISE DA PRESENÇA DOS PESTICIDAS.....	61
5.4 AVALIAÇÃO DA GENOTOXICIDADE (ENSAIO COMETA).....	66
6 CONCLUSÃO	71
7 PERSPECTIVAS FUTURAS	72
REFERÊNCIAS.....	73

1. INTRODUÇÃO

A deterioração é um dos resultados da forma insustentável que a população atual tem se utilizado dos corpos hídricos (PEREIRA, 2020). O crescimento populacional é fator relevante para o aumento na produção de efluentes domésticos e industriais (LOUCKS; BEEK, 2017). Devido a precariedade de saneamento e as frágeis políticas públicas, esses rejeitos são destinados aos corpos hídricos urbanos como lagoas, lagos, rios e mar, corroborando para a geração de impactos e a degradação dos ecossistemas aquáticos (LOUCKS; BEEK, 2017). Todavia, esses mesmos corpos hídricos urbanizados também são recursos naturais para o desenvolvimento e sobrevivência das populações humanas. Segundo a Agência Nacional de Águas (BRASIL, 2005), as águas superficiais são a principal fonte de abastecimento de água potável para os humanos sendo de extrema importância o seu monitoramento e cuidado, de forma que a saúde ambiental e das populações biológicas também não sejam comprometida.

Diariamente, volumes de esgoto com composição diversa são despejados em rios e lagos — segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2017), o volume de esgoto não tratado no Brasil é da ordem de 20 bilhões L dia⁻¹ (SNIS, 2020). A introdução excessiva de substâncias químicas no ambiente natural resulta em riscos ecológicos e ambientais, podendo causar efeitos danosos à saúde ambiental assim como nos organismos que ali residem (PARENTE; HAUSER-DAVIS, 2013). Pode-se dizer que a contaminação ambiental está associada ao consumo, produção e gerenciamento das substâncias químicas, e seus compostos e metabólitos (ALMEIDA; RIBEIRO, 2014). Pode-se então estabelecer uma relação entre a composição química dos efluentes e a contaminação ambiental presente nos ecossistemas aquáticos, sendo necessária a verificação cada vez mais detalhada das substâncias químicas que adentram os corpos hídricos via esgoto *in natura* ou tratados de maneira ineficaz quanto a remoção de alguns contaminantes (PAL *et al.*, 2014).

Segundo as legislações de dois estados representativos do Sudeste, CONEMA n°44 (2012) do Rio de Janeiro e lei n° 13.577 (2009) de São Paulo, entende-se como área contaminada (AC):

“aquela que possua quantidades ou concentrações de matéria em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana, ao meio ambiente ou a outro bem a proteger, mesmo que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até natural”

Algumas lagoas urbanizadas são exemplos de corpos hídricos contaminados; em virtude da sua proximidade com o meio urbano são favoritas como receptores dos efluentes das

idades, como exemplo, pode-se falar da Lagoa de Jacarepaguá (LJPA). Em 2013, segundo a Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro (CEDAE), 60% das moradias da baixada de Jacarepaguá (AP4) não possuíam tratamento de esgoto, sendo este despejado diretamente nas lagoas da baixada de Jacarepaguá (BERNARDO; ZEE, 2014).

A LJPA é um corpo hídrico costeiro localizado na zona oeste da cidade do Rio de Janeiro que, devido as ações antrópicas derivada da intensa urbanização dos seus bairros vizinhos, apresenta a qualidade de suas águas impactada (LOPES *et al.*, 2016; PELLEGRINI, 2016; RODRIGUES, 2015). Esta ocupa uma área total de 3,7 km² e pertence ao complexo lagunar da Baixada de Jacarepaguá, formado juntamente com mais três lagoas: Marapendi, Tijuca e Camorim. Ao seu redor, são observados ecossistemas de restingas, matas paludosas, brejos e mangues. Do ponto de vista ecológico, é um corpo hídrico relevante devido a sua importância ao ecossistema local.

A LJPA está localizada no perímetro urbano da cidade do Rio de Janeiro, próximos aos bairros da Barra da Tijuca e Jacarepaguá que, nos últimos anos, tornaram-se bairros em ascensão no quesito de ocupação populacional (construções de habitações, indústrias e comércio). A falta de infraestrutura sanitária adequada permite que a lagoa receba efluentes sem tratamento apropriado sendo poluída por diversos contaminantes desde a década de 70, causando a diminuição dos espelhos d'água, assoreamentos e eutrofização de todo o sistema lagunar (ZEE, 2012). O trabalho de Magalhães e colaboradores (FREITAS DE MAGALHÃES; MORAES SOARES; AZEVEDO, 2001), realizado há duas décadas, já revelava alterações nas condições naturais do ambiente. Esse conjunto de fatores elencam a LJPA como um exemplo de área contaminada, sugerindo um ecossistema aquático impactado pelas ações antropogênicas nos últimos anos.

A Resolução CONAMA nº 430 dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes regulamentados no Brasil (BRASIL, 2011). Entretanto, uma série de compostos e substâncias não regulamentadas ainda pode oferecer risco a saúde, sendo estas categorizadas nos recém-determinados contaminantes emergentes (LIU; WONG, 2013; VERLICCHI *et al.*, 2010). Os contaminantes emergentes são um grupo de compostos e substâncias químicas, naturais ou sintéticas, encontradas no meio ambiente que ainda não fazem parte da rotina de monitoramento dos órgãos ambientais com alto potencial de causar danos à saúde ambiental e humana (PRASAD; VITHANAGE; KAPLEY, 2019). Nesse grupo, encontram-se uma vasta lista de produtos, dentre eles: fármacos de uso humano e veterinário, produtos de cuidado pessoal, produtos domissanitários, surfactantes, retardantes de chama, detergentes, hormônios, plastificantes, pesticidas e metais (BARCELÓ; LÓPEZ, 2008).

Uma das grandes problemáticas dos contaminantes emergentes é a sua persistência no ambiente, pois são continuamente encontrados nos efluentes em concentrações indo de $\mu\text{g L}^{-1}$ a ng L^{-1} , ou até mesmo abaixo disso. Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2019), o índice médio de tratamento dos esgotos coletados (volume de esgotos tratado em relação ao volume de esgotos coletado) no Brasil é de 73,7%. No entanto, mesmo quando tratados, os métodos usualmente aplicados nas estações de tratamento não são capazes de remover de forma eficiente alguns compostos que já estão previstos na legislação quiçá as substâncias inseridas neste grupo recentemente estudado (PAL *et al.*, 2014).

Este cenário é absolutamente incompatível com o proposto pela Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável mundial no que diz respeito aos objetivos relacionados a qualidade dos corpos hídricos, saneamento e preservação da ambiental (ONU, 2015). Ao todo são 17 objetivos indivisíveis e integrados que mesclam os três pilares da sustentabilidade: econômica, social e ambiental, gerando 169 metas (ONU, 2015). O estudo colabora para o cumprimento de algumas metas estabelecidas pelos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), principalmente o ODS 6 (água potável e saneamento) e o ODS 14 (vida na água), pois pode trazer informações para melhorar a qualidade da água de consumo e abastecimento, promover o saneamento e tratamento de efluentes e a preservação e recuperação do meio ambiente e biota aquática em questão. Desta forma, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a contaminação por pesticidas e outros contaminantes emergentes em águas superficiais e seus efeitos genotóxicos em tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) na Lagoa de Jacarepaguá (RJ).

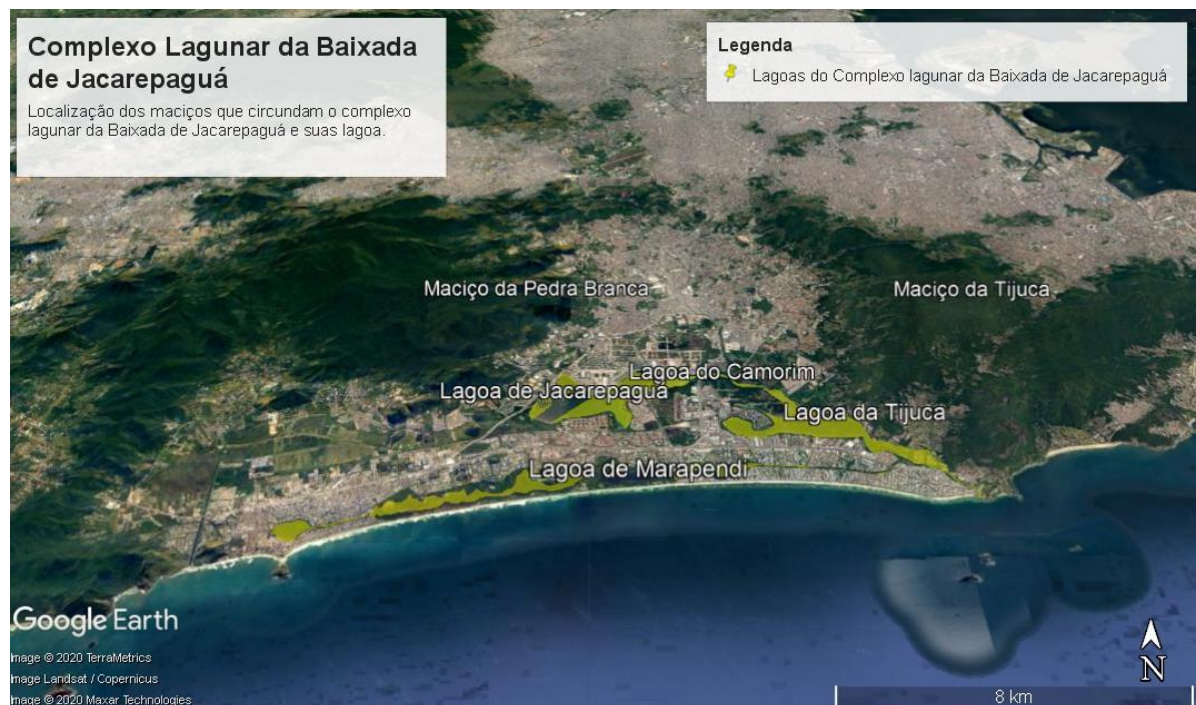
2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 O COMPLEXO LAGUNAR DA BAIXADA DE JACAREPAGUÁ

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá está situado em uma planície litorânea na zona oeste da Cidade do Rio de Janeiro, a Baixada de Jacarepaguá. A bacia hidrográfica é limitada pelas encostas atlânticas do Maciço da Pedra Branca à oeste, pelo Maciço da Tijuca à leste, pelo Oceano Atlântico ao sul e pela Serra do Valqueire ao norte. Ao Sul, a linha terrestre limite é a costa que segue do canal Visconde de Albuquerque até a Ponta de Grumari (RODRIGUES, 2015).

O complexo é composto pelas lagoas da Tijuca, Jacarepaguá, Camorim e Marapendi (Figura 1) configurando-se da seguinte forma: a lagoa da Tijuca está localizada logo abaixo do maciço de mesmo nome, por sua vez, está conectada ao mar pelo canal da Joatinga e a lagoa de Marapendi pelo canal, também de mesmo nome. A Lagoa de Jacarepaguá é a porção mais interna do complexo, conectando-se com a Lagoa da Tijuca pela Lagoa do Camorim, uma porção intermediária de ligação entre as lagoas (MASTERPLAN, 2015; SONDOTÉCNICA, 1998).

Figura 1: Localização das lagoas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi e os maciços da Pedra Branca e Tijuca.



Fonte: adaptado Google Earth.

A área de drenagem total da bacia hidrográfica de Jacarepaguá é de aproximadamente 280 km² (SONDOTÉCNICA, 1998). Este valor representa cerca de 25% do território do município do Rio de Janeiro, onde 176 km² referem-se às superfícies drenadas pelos rios. De acordo com Amorim (2015), esses rios nascem nas vertentes dos maciços da Tijuca e Pedra Branca e, durante o seu seguimento rumo ao oceano, desaguam na bacia pela planície costeira e por meio dos canais, Joatinga e Taxas.

A Lagoa Tijuca possui a maior área dentre as outras lagoas totalizando 4,8 km² e área drenante de 26 km², recebendo a contribuição do Rio das Pedras, Rio Retiro, Rio Carioca, Rio Muzema, Rio Itanhangá, Rio Leandro, Rio da Cachoeira, Rio Tijuca, Rio da Barra, Rio Gávea Pequena, Rio Jacaré e Córrego Santo Antônio (MASTERPLAN, 2015).

A Lagoa do Camorim é um canal de ligação entre as Lagoas da Tijuca e de Jacarepaguá com área total de 0,8 km². Apesar do pequeno tamanho, recebe contribuições de muitos rios que cortam os bairros da Cidade de Deus e Freguesia como o rio Arroio Fundo, Rio Banca da Velha, Rio Tindiba, Rio Pechincha, Riacho Palmital, Rio da Covanca, Rio Grande, Rio Pequeno, Rio Anil, Rio Sangrador, Rio Panela, Rio São Francisco, Rio Quitite e Rio Papagaio (MASTERPLAN, 2015).

A lagoa Marapendi situa-se paralelamente a faixa de praia, sendo caracterizada pelo seu formato em bolsões, que reduzem a troca de água da lagoa com o mar. A Lagoa possui área total de 3,5 km² com extensão de 10 km de comprimento e 350 m de largura, e recebe afluência do Rio das Piabas e do Canal das Taxas (MASTERPLAN, 2015).

A Lagoa de Jacarepaguá possui o segundo maior espelho d'água de todo o complexo, sendo 3,7 km² de área e 17,8 km de perímetro, e a maior área drenante da região totalizando 102,8 km². Os rios que desaguam na lagoa de Jacarepaguá percorrem grande parte dos bairros de Jacarepaguá e adjacências, carreando grande quantidade de sedimentos, resíduos domésticos e industriais; sendo eles o Rio Guerenguê, Rio Monjolo, Arroio Pavuna, Rio Areal, Córrego Engenho Novo, Rio Pavuninha, Rio Passarinhos, Rio Caçambé, Rio Camorim, Rio do Marinho, Rio Ubaeté, Rio Firmino, Rio Calembá, Rio Cancela, Rio Vargem Pequena, Canal do Portelo, Rio Canudo e Canal do Cortado (MASTERPLAN, 2015).

De acordo com a Resolução CONAMA n°357, de 17 de março de 2005, o complexo lagunar de Jacarepaguá é classificado como água salobra Classe II. O enquadramento permite a recreação de contato secundário logo entende-se que as atividades cujo contato é esporádico ou acidental e há pequena possibilidade de ingestão de água, como na pesca e navegação (PELLEGRINI, 2016). Além disso, essa classificação prevê a preservação da flora

e fauna, para uso estético e espécies destinadas à alimentação humana (CONAMA, 2005). O monitoramento da qualidade da água do complexo é efetuado mensalmente pelo INEA em oito estações, sendo dois pontos de coleta na lagoa de Jacarepaguá, três na Lagoa de Marapendi, um na Lagoa de Camorim e dois na Lagoa da Tijuca (PELLEGRINI, 2016). Os bairros que circundam a bacia hidrográfica totalizam em 18 bairros (Quadro 1).

Quadro 1: Principais bairros localizados na bacia hidrográfica de Jacarepaguá.

Regiões administrativas	Bairros
<u>Barra da Tijuca</u>	Barra da Tijuca
	Joá
	Itanhangá
	Recreio dos Bandeirantes
	Camorim
	Vargem Pequena
	Vargem Grande
	Grumari
<u>Jacarepaguá</u>	Jacarepaguá
	Anil
	Gardênia Azul
	Curicica
	Freguesia
	Pechincha
	Taquara
	Praça Seca
	Tanque
<u>Cidade de Deus</u>	Cidade de Deus (CDD)

Fonte: próprio autor.

2.1.1 A Lagoa De Jacarepaguá

A lagoa de Jacarepaguá (LJPA) é a lagoa mais interiorizada do complexo lagunar da Baixada de Jacarepaguá, possuindo diversos parâmetros bióticos e abióticos diferenciados das outras lagoas. A LJPA possui fatores que colaboram para o impacto ambiental atual, por exemplo, a falta de ligação direta com o Oceano Atlântico, a dificuldade de troca de água devido à morfologia irregular e o desague de rios degradados pela atividade humana da região (AMORIM, 2015). De acordo com Zee (ZEE, 2012), até os meados da década de 80, a

comunicação com o mar acontecia até a Lagoa do Camorim, entretanto as condições mudaram após o aumento da população no entorno da lagoa, agravando o assoreamento e a perda do espelho d'água das lagoas do complexo lagunar.

Segundo a divisão de bairros do município do Rio de Janeiro, todo o território se divide em cinco Áreas de Planejamento (APs) (AMORIM, 2015). A Lagoa de Jacarepaguá está localizada dentro dos limites da Área de Planejamento 4 (AP4), formada pelas regiões administrativas já listadas no Quadro 1. Nos últimos anos, a AP4 tem sofrido intensas modificações urbanas de diferentes fins para comportar o aumento da população de seus bairros. A Barra da Tijuca nos últimos 30 anos, segundo Pellegrini (2016), sofreu uma série de obras de adensamento urbano como: abertura de rodovias, construção de pontes, pavimentação de ruas, edificação de condomínios residenciais de grande porte, shopping centers, hospitais, prédios comerciais e criação de indústrias de diferentes segmentos. Sendo assim, o crescimento populacional pode ser um fator contribuinte, de forma direta ou indireta, dos impactos ambientais observados na lagoa atualmente (PELLEGRINI, 2016). Os corpos hídricos, por sua vez, não são capazes de assimilar todas as substâncias e produtos advindos das diversas atividades, como resíduos sólidos, esgoto doméstico e industrial, causando impactos ambientais relevantes, tais como: desmatamento, a retirada da faixa marginal das lagoas, a destruição da vegetação dos manguezais e restingas, a poluição dos corpos hídricos, o assoreamento, a eutrofização e diminuição espelho d'água das lagoas (AMORIM, 2015; PELLEGRINI, 2016; RODRIGUES, 2015).

Para construir o cenário atual em que a lagoa urbanizada está inserida, alguns dados fornecidos pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA) e o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) são extremamente úteis. De acordo com o último censo demográfico disponível (IBGE, 2010), a população residente da AP4 em 2010 totalizava 909.955 habitantes com estimativa de crescimento em 2016, como pode ser visualizado no Quadro 2.

Quadro 2: População residente e estimada para a Área de Planejamento 4.

Regiões Administrativas	População Residente	População Estimada	
	<i>2010</i>	<i>2016</i>	<i>2020</i>
Jacarepaguá	572.617	625.047	714.054 ^a
Barra da Tijuca	300.823	365.241	387.521 ^b
Total	909.955	1.077.930	1.188.634 ^c
Nota: cálculos baseados na taxa de crescimento populacional, sendo ^{a, b} (LIMA JUNIOR, 2017) e ^c (IBGE, 2010).			

Fonte: próprio autor baseado em Junior (2017) e IBGE (2010).

Segundo o trabalho de Junior (2017), grande parte do crescimento exponencial foi impulsionado pelas obras de infraestrutura de transportes e instalações esportivas para a Olimpíada de 2016 e, até a última década, esses bairros estavam entre os dez bairros em ascensão (maior crescimento). Os bairros da Barra da Tijuca e Jacarepaguá podem ser citados como os protagonistas desse cenário pois o crescimento era previsível pela oferta de espaços vazios, alavancando o mercado imobiliário da região; todavia, a falta de planejamento e o crescimento desordenado, trouxeram uma série de deficiências, entre elas a falta de saneamento básico adequado (CAVALCANTE, 2011). Em 2013, segundo a Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro (CEDAE), 60% das moradias da área não apresentavam tratamento de esgoto (BERNARDO; ZEE, 2014). Esta situação aumenta o volume de resíduos orgânicos e inorgânicos na lagoa, gerando os processos de eutrofização e a perda da qualidade da água.

Particularmente em Jacarepaguá, existe uma “zona industrial” circunvizinha da Lagoa de Jacarepaguá. Na década de 70, segundo Rodrigues e colaboradores (2018) o governo estadual pretendia realizar um incentivo fiscal para a área com a tentativa de alcançar a independência das importações do mercado internacional e, alguns pontos importantes indicavam para a área, como: (i) o preço dos terrenos eram menores; (ii) os terrenos eram grandes e permitiam grandes construções; (iii) o local, na época, ainda era livre de poluição (zona verde) (RODRIGUES; COSTA; KISS, 2018). Segundo Barcellos e colaboradores (1988), a lagoa recebia os efluentes de 235 fabricas, incluindo metalúrgicas, químicas, têxteis, farmacêuticas e alimentícias; sendo o maior contribuinte do carreamento dessas descargas o rio Arroio Pavuna. Estudos seguintes já demonstraram a aceleração do processo de eutrofização e a contaminação por excesso de metais derivado do aporte elevado de efluentes sem tratamento adequado (JORDÃO *et al.*, 2005; REBELO, 2016; RODRIGUES, 2015).

Tal situação abre uma lacuna de possibilidades para a contaminação por substâncias químicas — ainda pouco estudadas no local — por exemplo os contaminantes emergentes. De acordo com Lopes e colaboradores (2016), a análise da presença de determinados compostos em amostras de água do Rio Arroio Pavuna, que desemboca na LJPA, revelou as concentrações de alguns contaminantes emergentes como paracetamol ($0,11 \mu\text{g L}^{-1}$), ácido salicílico ($4,81 \mu\text{g L}^{-1}$), diclofenaco ($0,22 \mu\text{g L}^{-1}$) e bisfenol A ($39,86 \mu\text{g L}^{-1}$). Mesmo a situação da LJPA sendo considerada arriscada em termos de contaminação ambiental, a mesma continua sendo fonte de alimentação para as comunidades locais através da pesca (AMORIM, 2015; RODRIGUES, 2015).

As grandes indústrias farmacêuticas possuem sede em países desenvolvidos, onde ocorrem os principais investimentos em pesquisa, tecnologias e (RODRIGUES; COSTA; KISS, 2018); entretanto, a produção ocorre nas proximidades dos mercados consumidores. Quando não localizadas em países de primeiro mundo, as quantidades significativas de águas residuais dessas indústrias passam por tratamentos químicos e biológicos que não são eficazes na remoção dos insumos farmacêuticos liberados durante a produção. Em um raio de 8 km da Lagoa de Jacarepaguá existem 13 indústrias de diferentes seguimentos, como exemplos de farmacêuticas, farmoquímicas e cosméticas, dentre elas três das dez maiores empresas multinacionais farmacêuticas do mundo (FORBES BRASIL, 2015). Por sua vez, os efluentes dessas indústrias são eliminados nos rios que alimentam as lagoas do complexo lagunar da baixada de Jacarepaguá (PELLEGRINI, 2016).

2.2 CONTAMINANTES EMERGENTES

Em 2013, o INEA (Instituto Estadual do Meio Ambiente) publicou a primeira lista de áreas contaminadas no estado do Rio de Janeiro contendo o registro de 160 localidades listadas; em 2016, esse número já passava de 270 (TEIXEIRA; MOTTA; MORAES, 2016). Vale ressaltar que um contaminante pode ser definido como qualquer substância que, quando lançado ao ambiente, interfere no funcionamento natural pois não pertence àquele ecossistema (KLAASSEN; WATKINS III, 2012). Nos hábitos de vida da sociedade atual, é praticamente impossível não utilizar substâncias químicas, logo, a previsão é que a lista de áreas contaminadas continue aumentando (TEIXEIRA; MOTTA; MORAES, 2016).

Os efluentes urbanos são uma mistura complexa de materiais já encontrados na natureza com substâncias produzidas pela civilização. Inclui-se neste contexto, aqueles compostos que são carregados durante as chuvas e aqueles que são despejados diretamente nos corpos hídricos advindos de diferentes fontes (LIU; WONG, 2013; TORRES *et al.*, 2013). Esses compostos são oriundos das indústrias, casas, comércio locais, sedimentos e escoamento superficial e agricultura (ISLA, 2016). Segundo Walker e colaboradores (2016), atualmente, são criados mais de mil de novos compostos químicos a cada ano onde tais substâncias são lançadas pelos efluentes. Sendo assim, é importante ressaltar que é bastante desafiador para a ciência, acompanhar tal ritmo acelerado na determinação de quais os possíveis efeitos tóxicos dos xenobióticos nos organismos aquáticos (MILLER *et al.*, 2019).

Existem dificuldades e limitações ao se tratar de compostos já monitorados nas legislações vigentes, além disso temos as substâncias que não estão inclusas nesse grupo. Os

contaminantes emergentes são qualquer produto químico, sintético ou natural, ou microrganismo que não seja comumente monitorado no ambiente, mas que tenha o potencial de causar efeitos adversos ecológicos e na saúde humana (AUS DER BEEK *et al.*, 2016; BARCELÓ; LOPÉZ, 2008). O rol de contaminantes emergentes é vasto e engloba itens de cuidado pessoal, hormônios e esteroides, surfactantes, aditivos industriais, pesticidas, nanopartículas, microplásticos, drogas de abuso e compostos farmacêuticos (VERLICCHI *et al.*, 2010). Diversos estudos reportam detecção recorrente dessas substâncias em águas superficiais, como lagos, rios e estuários, e em água potável para abastecimento — uma vez que elas são derivadas das águas superficiais (HERNÁNDEZ; GIL; LACASAÑA, 2017; PAL *et al.*, 2014). As descargas de esgoto bruto ou com tratamento precário ainda são as principais fontes de contaminação, entretanto a deposição atmosférica, a lixiviação e drenagem dos solos são também possíveis fontes (MURRAY; THOMAS; BODOUR, 2010).

Há expectativa que esses contaminantes sejam regulamentados no futuro baseados em estudos toxicológicos que virão (PAL *et al.*, 2014); todavia, não são, necessariamente, substâncias químicas novas no mercado, apenas ganharam relevância no momento atual.

2.2.1 Produtos farmacêuticos e hormônios

A sociedade moderna não pode ser imaginada sem o consumo de produtos farmacêuticos, como por exemplo fármacos, hormônios, princípios ativo e medicamentos. Nas últimas décadas, diversos fatores como crescimento populacional, investimento nos setores de saúde e industrialização de países; contribuíram de forma significativa para o maior consumo dessas substâncias (AUS DER BEEK *et al.*, 2016). Não há dúvidas que o consumo de tais compostos tem como objetivo de melhorar a qualidade de vida da população humana. Entretanto, o uso excessivo e constante dos fármacos tem se mostrado prejudicial para os organismos selvagens expostos e o meio ambiente (MILLER *et al.*, 2018). A concentração de fármacos no ambiente vem aumentando e com isto também aumenta a preocupação relacionada aos possíveis efeitos danosos ao ecossistema e populações.

A produção atual de fármacos usados em humanos e animais engloba diferentes classes, tais como antibióticos, reguladores lipídicos, anti-inflamatórios, anticonvulsivos, tranquilizantes, meios de contraste, contraceptivos sintéticos e muitos outros (UNESCO; HELCOM, 2017). A presença desses compostos no ambiente não é apenas resultado da indústria farmacêutica, responsável pela produção, como também das ações da população humana, por exemplo, a descarga inadequada de medicamentos vencidos, águas residuais de

hospitais e excreção natural de resíduos de medicamentos e seus metabólitos (JISKRA; HOLLENDER, 2013). Há também o problema dos rejeitos das indústrias que não são eficientemente tratados para a remoção de tais compostos. Há falta de tecnologias para o tratamento adequado dessas substâncias ativas, o que permite a chegada dos efluentes em estado bruto e/ou inadequado nas águas superficiais (REICHERT *et al.*, 2019).

Neste contexto, em países em desenvolvimento como o Brasil, este é o ponto mais preocupante na contaminação por fármacos. Estudos disponíveis na literatura já comprovaram a presença dos fármacos em diferentes matrizes ambientais (Quadro 3). De acordo com Barceló e López (2008), outro fator relevante da poluição por fármacos é a presença simultânea de diferentes substâncias ativas que podem produzir efeitos sinérgicos nocivos e ainda desconhecidos. Segundo Torres (2009), estes micropoluentes são encontrados em água com concentrações na ordem de ng L^{-1} e $\mu\text{g L}^{-1}$ e mesmo assim podem apresentar risco a saúde humana e animal. A literatura mostra que grande parte dos estudos é realizada em águas superficiais, como rios e lagos (AUS DER BEEK *et al.*, 2016; VERLICCHI *et al.*, 2010), evidenciando o risco inerente dos fármacos a biota diretamente exposta e os demais organismos da cadeia trófica, como a população humana.

Quadro 3: Produtos farmacêuticos e hormônios determinados águas superficiais de diferentes localidades.

<u>LOCALIDADE</u>	<u>SUBSTÂNCIA</u>	<u>CONCENTRAÇÃO</u> (ng L ⁻¹)	<u>REFERÊNCIA</u>
Rio das Velhas (Minas Gerais, Brasil)	Estradiol	62,6 ^c	Moreira <i>et al.</i> (2011)
	Etinilestradiol	5,6 ^a – 63,8 ^b	
Bacia do rio Atibaia (São Paulo, Brasil)	17β-estradiol	106 ^a - 6,806 ^b	Montagner; Jardim (2011)
Rio Ebro (Catalunha, Espanha)	Carbamazepina	5,93 ^c	López-Serna; Petrović; Barceló (2012)
	Dimetil diazepam	0,15 ^c	
	Sulfametoxazol	0,51 ^c	
Município de Santa Maria Madalena (Rio de Janeiro, Brasil)	Ibuprofeno	<2,9 ^a - 640,5 ^b	Gonçalves (2012)
	Carbamazepina	<0,3 ^a - 309,8 ^b	
	Sulfametoxazol	<1,2 ^a - 81,6 ^b	
Rio Llobregat (Catalunha, Espanha)	Ibuprofeno	251,3 ^c	Proia <i>et al.</i> (2013)
	Lorazepam	158,9 ^c	
	Carbamazepina	51,9 ^c	
	Diazepam	2,8 ^c	
	Sulfametoxazol	210,3 ^c	
Rio Jiulong (Fujian, China)	Ibuprofeno	12,6 ^c	Lv <i>et al.</i> (2014)
Rio Piracicaba (São Paulo, Brasil)	Sulfametoxazol	0,7 ^c	Torres <i>et al.</i> (2015)
	Carbamazepina	0,6 ^c	
Acapantzingo (Morelos, México)	Sulfametoxazol	642 ^c	Rivera-Jaimes <i>et al.</i> (2018)
	Ibuprofeno	836 ^c	
	Carbamazepina	54 ^c	
Rio dos Macacos (Rio de Janeiro, Brasil)	Sulfametoxazol	60,3 ^c	Monteiro <i>et al.</i> (2018)
Rio Queimados (Rio de Janeiro, Brasil)		105 ^c	

Notas: ^a- valor mínimo; ^b- valor máximo; ^c- concentração média.

Fonte: próprio autor.

Ainda se tem muito a saber sobre os riscos e efeitos da contaminação por fármacos o que impulsiona um aumento no número de estudos. No entanto, a maioria dos estudos são realizados em países desenvolvidos como América do Norte e países europeus (AUS DER BEEK *et al.*, 2016). No Brasil, é crescente o número de trabalhos que tem como objetivo o desenvolvimento de técnicas e métodos analíticos mais sensíveis, estudo da capacidade de metabólitos atingirem organismos não-alvos, descobertas de efeitos adversos causados pela exposição à concentrações residuais, entre outros (REICHERT *et al.*, 2019; TORRES *et al.*, 2013).

2.2.2 Pesticidas

O Brasil é o maior consumidor de pesticidas mundial apresentando mais de 1500 produtos agrotóxicos comerciais registrados (CALDAS *et al.*, 2018). Os pesticidas podem ser naturais ou sintéticos e são produtos usados para prevenir e/ou destruir organismos prejudiciais às culturas agrícolas, incluindo os compostos reguladores de crescimento vegetal que colaboram na maior eficiência de produção (BRASIL, 2005). Segundo Neto (2000), há duas décadas os pesticidas já se encontravam na pauta acadêmica referente aos seus impactos à saúde e meio ambiente porém, ainda hoje, encontram-se em voga ao se tratar de questões de saúde pública e saneamento.

Apesar de o objetivo inicial ser a utilização na agricultura são largamente utilizados no meio urbano em ações de saúde pública para controlar a transmissão de doenças e pragas, ou como saneantes domissanitários e pesticidas de uso domésticos. Os produtos conhecidos como saneantes, inclusos nesta categoria compreendem os pesticidas de uso doméstico destinados ao uso confinado, como exemplo os praguicidas usados por empresas de detecção, produtos utilizados na jardinagem amadora, produtos de limpeza e repelentes (CARNEIRO, 2015). Também são aquelas substâncias destinadas à higienização e desinfecção de domicílios, hospitais, locais de uso coletivo e até no tratamento de água (CASTRO, 2011).

Na contramão dos benefícios oferecidos à agricultura e outras aplicações, os agrotóxicos podem oferecer efeitos adversos às outras populações que entram em contato com esses compostos (OGUT, 2019). O grande revés é a falta de especificidade desses produtos, ou seja, atuam em processos biológicos comuns a muitas outras espécies causando danos tanto nos organismos-alvos como também nos não-alvos (NETO, 2000). Além disso, muitos consumidores desconhecem as características e propriedades tóxicas dos produtos favorecendo à exposição ao perigo (CASTRO, 2011).

Lidar com o tópico dos pesticidas não é simples, porém em países em desenvolvimento como o Brasil, somadas a essas questões ainda se encontram fatores como a precariedade de saneamento básico, políticas de saúde pública ineficiente e poucas ações ambientais, colaborando para uma maior complexidade do problema nos países de terceiro mundo. A maneira como os contaminantes emergentes entram no ambiente depende da forma de uso e destino (FARRÉ *et al.*, 2008); podendo tais substâncias chegar às matrizes aquáticas por meio do escoamento, drenagem subterrânea e/ou lixiviação das áreas adjacentes (COSGROVRE, 2019). No Quadro 4 estão indicados alguns estudos que dispõem sobre a presença dos pesticidas em diversas matrizes ambientais.

Quadro 4: Pesticidas determinado em águas superficiais.

<u>MATRIZ</u>	<u>SUBSTÂNCIA</u>	<u>CONCENTRAÇÃO</u>	<u>REFERÊNCIA</u>
		$\mu\text{g L}^{-1}$	
Água superficial (Goiás, Brasil)	Aldrin	0,0240	Alves <i>et al.</i> , 2010
	Clordano	0,050	
	DDT	0,10	
	Endrin	0,070	
	Lindano	0,14	
	Metoxicloro	0,34	
	Mirex	0,10	
Água superficial (Sul e centro, EUA)	Tebuconazol	0,115	Battaglin <i>et al.</i> , 2011
	Tetraconazol	0,047	
Água superficial (Mato Grosso, Brasil)	Atrazina	4,92	Moreira <i>et al.</i> , 2012
	Endosulfan α	0,82	
	Malation	8,83	
	Metocloro	0,24	
	Permetrina	1,40	
Água da chuva (Mato Grosso, Brasil)	Atrazina	75,43	Moreira <i>et al.</i> , 2012
	Endosulfan α	11,45	
	Flutriafol	29,64	
Água subterrâneas (Sjælland, Dinamarca)	Metamitron	0,92	Mcknight <i>et al.</i> , 2015
	Epoxiconazol	0,055	
	Dimetoato	0,011	
	2,4-DDT	0,046	
Rio Ipojuca (Pernambuco, Brasil)	Ametrina	0,06	Ferreira <i>et al.</i> , 2016
	Diuron	1,4	
Água superficial (Região da Macedônia, Grécia)	Metamitron	0,035	Emmanouil-Nikolaos Papadakis <i>et al.</i> , 2018
	Dimetoato	0,282	
	Fospet	0,029	
	Atrazina	0,410	
	Metamitron	0,035	

Fonte: próprio autor.

No meio urbano, as principais fontes de poluição são provenientes das ações antrópicas, sendo as águas residuais e efluentes urbanos o vetor fundamental da contaminação ambiental (FARRÉ *et al.*, 2008; PAL *et al.*, 2014). Os tratamentos convencionais dos efluentes não é capaz de remover muitos desses compostos cuja as tecnologias de retirada dos

efluente, muita das vezes, é custosa e limitada (MOJIRI *et al.*, 2020). Esse conjunto de fatores permite que os resíduos dos pesticidas alcancem os corpos hídricos, resultando na contaminação ambiental.

2.3 BIOMONITORAMENTO AQUÁTICO E OS BIOINDICADORES

Uma das alternativas para observar a ocorrência dos impactos da contaminação no meio ambiente é a utilização do biomonitoramento ambiental (ALBERT ENZ, 2016). O biomonitoramento consiste em rastrear e mensurar àquelas substâncias nocivas ou potencialmente prejudiciais no meio ambiente a fim de prever as modificações nos habitats, seja qual for a matriz ambiental (AMADI; FRAZZOLI; ORISAKWE, 2020). Para isso, os indicadores biológicos, também nomeados bioindicadores, são seres vivos usados com o objetivo de auxiliar na avaliação dos impactos da contaminação ambiental e seus efeitos sobre a saúde do ambiente e outras populações (DALZUCHIO *et al.*, 2016). Os peixes são amplamente utilizados como bioindicadores, principalmente em locais contaminados e poluídos por diversas substâncias químicas (ALMEIDA; RIBEIRO, 2014). Por esses animais e plantas serem mais vulneráveis e sensíveis que os humanos aos contaminantes ambientais, eles podem reagir aos tóxicos presentes no meio ambiente e demonstrar efeitos adversos antes de que grandes mudanças ambientais ocorram servindo como uma alerta as condições do local (ISLA, 2016). Em analogia a função de vigia, os bioindicadores biológicos também podem denominados organismos “sentinela” (AMADI; FRAZZOLI; ORISAKWE, 2020).

O uso da ictiofauna como indicador é crucial para promoção da saúde pois estes animais possuem capacidade de responder prontamente à exposição aos contaminantes indicando efeitos da poluição nos ecossistemas aquáticos (AMIARD-TRIQUET; AMIARD, 2015). Além disso, os peixes reúnem uma série de características que facilitam o seu uso como modelos experimentais durante o biomonitoramento, por exemplo as altas taxas de assimilação e acumulação dos poluentes de forma direta (via tecido cutâneo e branquiais) e indireta (via alimentação); alta representatividade de espécies nos ecossistemas aquáticos com abrangência em níveis tróficos diversos; participação em relações interespecíficas com outros organismos aquáticos (cadeia e teia trófica); e constituem uma das principais rotas de exposição à contaminantes para os humanos através da pesca e consumo alimentício (HUSSAIN *et al.*, 2018; ALMEIDA; RIBEIRO, 2014; PARENTE; HAUSER-DAVIS, 2013).

A Tilápia do Nilo — *Oreochromis niloticus* — é um peixe de água doce pertencente à família *Cichlidae* e de origem africana (FROESE; PAULY, 2019). São peixes cultivados em diversos países ao redor do mundo mas, na região Sudeste do Brasil, foi introduzido pelo Centro de Pesquisas Ictiológicas do Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS) em 1982 (SOUZA; FONTANETTI, 2007). Diversas características das tilápias foram atrativas para a sua criação em cativeiro em aspecto mundial, por exemplo a facilidade de fertilização e reprodução, rápidas taxas de desenvolvimento, hábitos alimentares diversificados, resistência a doenças e condições adversas como superpopulação, baixos níveis de oxigênio, altos níveis de amônia), e os baixos investimentos nos tanques de aquicultura (BASSAY; MAKUMYAVIRI; OTIKEKE, 1997; DEY; GUPTA, 2000; VICENTE; FONSECA-ALVES, 2013). Tais vantagens singulares impulsionaram a espécie para que, nos dias atuais, esta fosse comercialmente relevante em termos de pesca e consumo humana mundial (DE SILVA *et al.*, 2004).

Todavia, a invasão em escala global de ecossistemas aquáticos por espécies não nativas como a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) equipara-se com o crescente uso na aquicultura (VICENTE; FONSECA-ALVES, 2013). Atualmente, a espécie pode ser encontrada em estuários de todo o mundo inclusive em águas contaminadas, sendo considerada espécie invasora. Os termos espécie invasora, introduzida, exótica, não-nativa, não-indígena, alóctone e derivadas são todos referentes àquelas espécies transportadas do seu meio natural pelo homem, seja naturalmente ou acidentalmente (VICENTE; FONSECA-ALVES, 2013). O domínio das tilápias do Nilo desestabiliza o equilíbrio local, causando impactos negativos em outras espécies e no ecossistema; protagonizando essa responsabilidade encontra-se as versatilidades e vantagens da espécie e sua importância econômica na aquicultura (GENOVEST, 2013). Dentre os impactos das tilápias introduzidas no ecossistema estão: extinção de espécies nativas, predação de ovos e espécies de peixes pequenos (CANONICO *et al.*, 2005).

Como a espécie é utilizada para subsistência e alimentação humana, os efeitos na saúde observados nesses organismos causados pela contaminação ambiental são de grande interesse para a pesquisa e para a saúde pública. O consumo desses peixes pode resultar em danos futuros à saúde humana uma vez que os animais se encontram em um ambiente não sadio, e como resultado, possuem a saúde debilitada. Deste modo, os estudos que visem o comportamento e respostas das tilápias locais frente às substâncias tóxicas, podem, portanto, ter uma alta relevância sobre a saúde de forma generalizada (PARENTE; HAUSER-DAVIS, 2013).

Nos estudos atuais, têm se buscado cada vez mais observar os efeitos subletais nos bioindicadores utilizados nos estudos científicos (HEMACHANDRA; PATHIRATNE, 2016; LIMBU *et al.*, 2018; MILLER *et al.*, 2018; TORRES *et al.*, 2015; ULLAH, 2015). Sendo os efeitos subletais aqueles decorrentes à uma exposição crônica aos contaminantes, não sendo capaz de causar a morte imediata dos indivíduos (HAUSER-DAVIS; PARENTE, 2018). Sejam em estudos de quantificação ou qualificação desses efeitos, avaliá-los permite antever alterações na qualidade e modo de vida dos organismos estudados (AMIARD e AMIARD-TRIQUET, 2015; AMORIM, 2003).

Os critérios biológicos avaliados durante o biomonitoramento não substituem os tradicionais métodos físico-químicos, mas aumentam a probabilidade de detecção de risco e danos derivado das ações antropogênicas (SOUZA; FONTANETTI, 2007). Neste contexto, tem-se empregado diversos testes para a avaliação do potencial genotóxico e mutagênico em locais que recebem algum tipo de descarga poluidora, visto que diversos contaminantes possuem a capacidade de danificar o genoma, estes podem levar a alterações que interferem em populações inteiras, causando mutações no DNA, desenvolvimento de tumores e más formações (HUSSAIN *et al.*, 2018). Esses resultados podem causar impactos significativos no modo de vida individual da espécie e na cadeia trófica da área em estudo, modificando toda a dinâmica ambiental direta e/ou indiretamente.

2.3.1 Genética Toxicológica e o Ensaio Cometa

Monitorar as substâncias químicas capazes de causar dano genético – agentes genotóxicos – nos bioindicadores beneficiam tanto a qualidade ambiental quanto a saúde humana (DA ROCHA *et al.*, 2009). O ensaio cometa é uma metodologia extensamente utilizada no biomonitoramento ambiental, genética toxicológica e ecotoxicologia genética (SOUZA; FONTANETTI, 2007), sendo um teste econômico e sensível que permite a verificação do possível dano celular causado por agentes genotóxicos, sendo amplamente utilizado na detecção de pequenas fragmentações de DNA em organismos eucariotos, dentre eles os peixes (HUSSAIN *et al.*, 2018).

O ensaio cometa é um método sensível, confiável e rápido para detectar fragmentos de fita simples ou dupla do material genético. A avaliação se dá nos sítios alcalinos das células eucarióticas (DA ROCHA *et al.*, 2009). A literatura demonstra que o dano ao DNA nos peixes pode ser observado em uma grande variedade de tecidos como sangue, fígado, rins, brânquias, gônadas, entre outros (MILLER *et al.*, 2018; SANDOVAL GÍO *et al.*, 2018; ULLAH, 2015). Todavia, sabe-se que os efeitos genotóxicos de diferentes contaminantes, geralmente,

atingem tecidos específicos (LEE; STEINERT, 2003). Dependendo do que se pretende avaliar podem ser escolhidos diferentes tipos celulares; as células hepáticas estão mais relacionadas as atividades de metabolização e desintoxicação, as células brânquias com atividades relacionadas ao primeiro contato com os contaminantes e assim por diante. Em maioria, as células mais selecionadas são os eritrócitos devido a facilidade de obtenção e a pré-tratamento desnecessário (isolamentos, purificação e separação das células) (MOHANTY *et al.*, 2011). O método utilizado no presente estudo utilizou os eritrócitos (células sanguíneas) dos peixes, visto que essas células do sistema circulatório podem representar de maneira mais generalizada os possíveis danos oriundos dos contaminantes (HEMACHANDRA; PATHIRATNE, 2016; HUSSAIN *et al.*, 2018; SPONCHIADO *et al.*, 2011).

Olive e colaboradores (1990), em 1984, nomearam a técnica de ensaio cometa, pois, após submeterem as células a um ensaio de eletroforese em gel, em pH 9,5, os fragmentos de DNA danificado estenderam-se em direção ao anodo (polo positivo) fazendo analogia a aparência de uma cometa. As condições já eram sensíveis na detecção das quebras de fita do DNA; no entanto, em 1988, Singh e colaboradores (1988) modificaram a eletroforese para pH > 13 o que possibilitou a técnica para a detecção de quebras de fita simples e dupla, sítios alcalinos lábeis e sítios incompletos de reparo de DNA (DA ROCHA *et al.*, 2009).

Atualmente, o uso dos peixes como bioindicadores juntamente com a técnica do ensaio cometa em estudos que envolvam avaliação genotóxicas vêm crescendo e se tornando uma ferramenta interessante para estudar os efeitos da contaminação ambiental causada pelas ações antrópicas (PARENTE; HAUSER-DAVIS, 2013). O Quadro 5 lista estudos recentes que possuem o seguimento citado anteriormente (Quadro 5).

Quadro 5: Estudos com o ensaio cometa para a avaliação dos efeitos genotóxicos utilizando peixes como bioindicadores de diferentes contaminantes ambientais.

BIOINDICADOR	CONTAMINANTE	REFERÊNCIA
<i>Salmo trutta</i>	Pesticidas	Bony <i>et al.</i> , 2008
<i>Geophagus brasiliensis</i>	HPA e metais	Osório <i>et al.</i> , 2014
<i>Channa punctatus</i>	Pesticidas	Dhawan; Bajpayee; Parmar, 2009
	Dimetoato (inseticida organo-fosforado)	Alia <i>et al.</i> , 2014
<i>Oreochromis niloticus</i>	Cromo	Matsumoto <i>et al.</i> , 2006
	Estradiol	Sponchiado <i>et al.</i> , 2011
	Efluente industrial	Souza; Fontanetti, 2007
	Resíduo da destilaria de cana-de-açúcar	Christofoletti <i>et al.</i> , 2017
	Xenobióticos (efluentes industriais e domésticos)	Castro <i>et al.</i> , 2018
<i>Danio rerio</i>	Mistura de tributilestanho, trifenilestanho e etinilestradiol	Micael <i>et al.</i> , 2007
	Antibiótico Amoxicilina	Chowdhury; Mandal; Mondal, 2020

Fonte: próprio autor.

Semelhante a outros vertebrados, a descrição da resposta ao estresse dos peixes pode ser segmentada em três etapas (OBA *et al.*, 2009). Sendo os efeitos primários, relacionados ao nível endócrino; os secundários, referente aos processos metabólicos como osmorregulação e imunossupressão, e o terceiro nível de estresse, relacionado aos processos de adoecimento do organismo e resistência às doenças (GALHARDO; OLIVEIRA, 2009). Dentro das respostas terciárias, a exposição crônica à agentes estressores, por exemplo níveis subletais de agentes tóxicos, já foram relatados efeitos duradouros, como redução no sucesso reprodutivo, decaimento das taxas de crescimento e diminuição da resistência às doenças (FONSECA; STREIT JR; MARQUES, 2017).

Consoante esta ideia, os peixes que vivem nessa condição de estresse podem apresentar uma situação de “costume” à exposição constante à poluição não apresentando alterações de forma desmedida. Em outras palavras, os organismos que se encontram nesse nível de estresse precisam ser observados de forma mais sutil a fim de visualizar modificações/danos

que afetam negativamente a qualidade de vida e saúde destes, porém, visto de forma individual, não são capazes de exibir alterações abruptas (OBA *et al.*, 2009).

Relacionados aos processos de resistência, alguns mecanismos de reparo já foram evidenciados na ictiofauna exposta à contaminantes ambientais. Quando comparados com os mamíferos, os peixes possuem atividades reparadoras de DNA mais baixas (BOLS *et al.*, 2005). Entre elas, o BER (do inglês *Base Excision Repair* - BER) é considerado o principal no reparo de bases e quebras de fitas simples do DNA (KIENZLER *et al.*, 2013). Este mecanismo reestrutura o genoma danificado pela remoção da base danificado. Segundo Costa e colaboradores (2018), a presença de compostos potencialmente tóxicos no ambiente diminui a capacidade do mecanismo de BER, prejudicando a saúde dos peixes que vivem em ambientes contaminados. O estudo de Notch *et al.* (2013) chamou atenção para o impacto que o desregulador endócrino 17 β -etinilestradiol (EE2) impacta os mecanismos de reparação por inserção de nucleotídeos no DNA de células hepáticas de *Danio rerio* (do inglês *Nucleotide Excision Repair* - NER). O NER seria uma das primeiras ferramentas de reparo para remoção de diversificadas estruturas de lesão do DNA nos peixes (NOTCH; MAYER, 2013). Esses mecanismos gera uma distorção helicoidal do genoma e permite o reconhecimento do dano, verificação do dano, desenrolamento do DNA, excisão, síntese de DNA e ligação (SANCAR *et al.*, 2004).

Visto isso, cabe ressaltar que essa condição de estresse crônico cria um dualismo entre: os peixes expostos à poluição estarem acostumados aos estressores e a atuação de algum mecanismo de reparo ou defesa. Sendo assim, é preciso manter-se vigilante ao ambiente em que os peixes são mantidos, a variedade dos possíveis agentes estressores e suas interações. Deste modo, pesquisas intencionadas no entendimento das modificações ambientais, fisiologia do estresse e identificação de agentes estressores possibilitam melhorias na saúde dos peixes e todos os outros organismos à eles relacionados.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar os impactos da contaminação ambiental da Lagoa de Jacarepaguá (LJPA) na qualidade das águas superficiais e os efeitos genotóxicos em tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*).

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Calcular o índice de qualidade de água (IQA) durante o monitoramento da LJPA;
- Avaliar a ocorrência de pesticidas, fármacos e hormônios em amostras de água superficial da LJPA;
- Avaliar efeitos genotóxicos em amostras de sangue de tilápias (*Oreochromis niloticus*) da LJPA;

4. METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM DE ÁGUA

A seleção dos pontos amostrais para coleta de água superficial foi baseada em toda a extensão da lagoa e na contribuição dos rios e canais que ali deságuam. O presente estudo foi executado em quatro campanhas bimestrais no período de maio/2019 a janeiro/2020 na LJPA, para coleta dos peixes, e quatro campanhas bimestrais no período de abril/2019 a outubro de/2019, para coleta de amostras de água.

Foram definidos cinco pontos amostrais georreferenciados (P1-P5) (Figura 3) - sendo quatro localizados próximos as margens e um na área central da lagoa. Para amostras controle de água, foi definido o ponto amostral de referência (P0) (Figura 4), que foi coletado no reservatório de Camorim no Parque Estadual da Pedra Branca (PEPB), área preservada e com ação antrópica reduzida sob as mesmas condições ambientais e climáticas da LJPA. O acesso ao P0 foi realizado via caminhada pelo PEPB enquanto as coletas nos pontos da lagoa foram realizadas com o auxílio de barco monomotor cedido pelos pescadores da cooperativa da Lagoa de Jacarepaguá.

Figura 2: Pontos de amostragem na lagoa de Jacarepaguá-RJ.



Fonte: adaptado Google Earth.

Figura 3: Vista do ponto de coleta próximo a margem da LJPA – P2 (A) e vista açude do Camorim - Ponto de referência (B).



Fonte: próprio autor

Em cada ponto de coleta, foram coletadas amostras de água superficial (<1 m de profundidade) com o auxílio de bombonas (5 L) de polietileno de alta densidade (PEAD), subdividas em amostras de 500 mL e preservadas de acordo com a exigência de cada parâmetros a ser analisado (análises físico-químicas), e garrafas de vidro âmbar (500 mL), destinadas as análises cromatográficas das substâncias químicas de interesse. As amostras foram preservadas em campo sob refrigeração (4 ± 2 °C) de acordo com o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (BRASIL, 2011) e encaminhadas para o Laboratório de Bioremediação e Fitotecnologias (LABIFI) -UERJ/RJ, onde foram armazenadas a -20 ± 2 °C até a análise de fato. As análises físico-químicas foram subdividas em dois momentos: em campo, utilizando sonda multipamétrica, e em laboratório, onde foram realizadas as análises de demanda química de oxigênio (DQO), amônia, nitrato e fósforo.

4.2 AMOSTRAGEM DE ESPÉCIMES DE TILÁPIA DO NILO (*Oreochromis niloticus*)

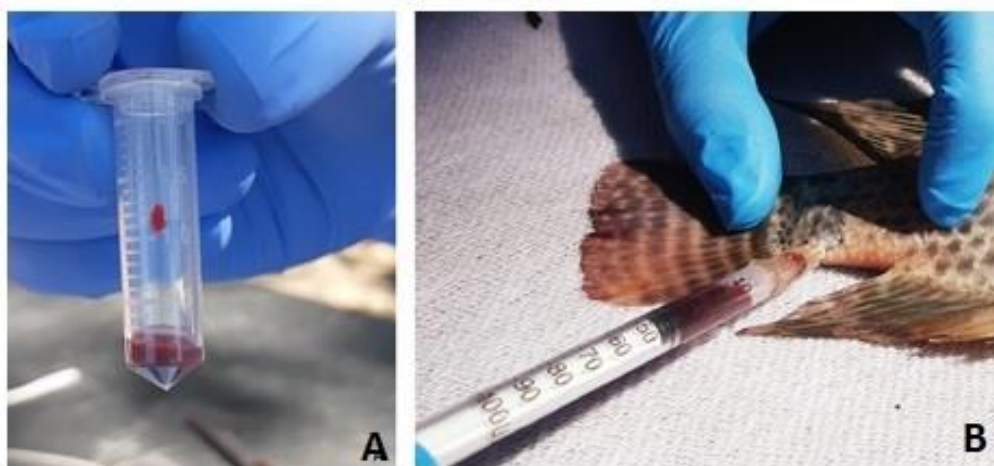
A família Cichlidae apresenta cerca de 800 espécies distribuídas na África e América Central e Sul (GIESSMANN, 1994). Este grande grupo de peixes é agrupado em dois gêneros: Tilapia, com o hábito alimentar macrófago e de substrato, e *Oreochromis*, micrófaga e que incubam os filhotes na boca — anteriormente eram conhecidas por *Saratherodon* (GIESSMANN, 1994). O gênero *Oreochromis* possui hábitos alimentares bem diversificado, o que contribui para a avaliação dos efeitos de contaminantes ambientais, sendo onívora e detritívora, incluindo em sua dieta fitoplâncton e zooplâncton, algas bentônicas, larvas de insetos e detritos de origem animal e vegetal. Os *O. niloticus* apresentam coloração cinza-claro podendo aparentar tons mais escuros conforme o status

agressivo ou para mimetização; comportamento diurno e alto grau de territorialidade, principalmente os machos, sendo observado comportamento agressivo de caráter intra e inter-específico as fêmeas incubam seus ovos na boca não necessitando da confecção de ninhos; são tolerantes à água salobra além de baixas concentrações de O₂ e altas de CO₂ e amônia (DEY; GUPTA, 2000; GIESSMANN, 1994; MANSOUR; SIDKY, 2002; VICENTE; FONSECA-ALVES, 2013).

A coleta dos peixes *Oreochromis niloticus* - Linnaeus, 1758, foi realizada com o auxílio do barco monomotor cedido pelos pescadores da cooperativa da Lagoa de Jacarepaguá. Com o uso de redes de pesca, por toda a extensão da lagoa, totalizaram-se nove espécimes em cada coleta. Os peixes foram mantidos vivos em bandejas plásticas para pescado de 42 L contendo água.

Em campo, o volume de 1 mL de sangue foi coletado da veia caudal de cada organismo (Figura 6) utilizando seringas (Agulha BD Ultra-Fine™ 50 U de 12,7 mm × 0,33 mm). As amostras foram homogeneizadas com heparina (anticoagulante), transferida para microtubos do tipo *ependorf* (1,500 µL) e acondicionados em gelo. As amostras de sangue total foram armazenadas em microtubos do tipo *ependorf* em freezer -20°C até serem analisadas.

Figura 4: Sangue total com heparina (A) e coleta de sangue pela veia caudal em *Oreochromis niloticus* (B).



Fonte: próprio autor.

4.3 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS EM ÁGUA SUPERFICIAL

Foram avaliados os parâmetros físico-químicos, a fim de verificar a qualidade da água da LJPA. Os valores encontrados para cada parâmetro nos cinco pontos foram comparados aos valores obtidos no ponto P0 (referência) com o objetivo de verificar os valores de ocorrência natural e para calcular o índice de qualidade de água.

Para isto, em cada ponto de amostragem, com auxílio de uma sonda multiparamétrica (Horiba U-50) foram medidos os seguintes parâmetros: potencial de hidrogênio (pH), potencial oxirredução, oxigênio dissolvido (OD), condutividade, salinidade, sólidos totais dissolvidos (STD), temperatura e turbidez.

Os parâmetros físico-químicos analisados em laboratório seguiram os métodos da Associação Americana de Saúde Pública (do inglês *American Public Health Association*) (APHA, 2012): Demanda Química de Oxigênio (DQO) (método 5220 D); Fósforo Total (kit de análise Hach TNT 843 e 844 -aprovados pela USEPA); Nitrato (NO₃-) (método 4500-NO₃-D); e Nitrogênio Amoniacal (NH₃) (método 4500-NH₃-F).

A análise de coliformes nas amostras de água superficiais foi realizada em parceria com o Laboratório de Bioremediação e Fitotecnologias (LABIFI) -UERJ/RJ que utilizou-se a técnica de fermentação dos tubos múltiplos (APHA, 2006). As amostras foram coletadas em frascos estéreis de poliprolileno de 60 mL e mantidas refrigeradas até a chegada ao LABIFI (UERJ/RJ). Foram realizadas três diluições (10⁰, 10⁻¹ e 10⁻²) de cada amostra, sendo posteriormente, inoculadas cinco réplicas em tubos de ensaio contendo caldo de lactose (APHA, 1992). O crescimento bacteriano (turbidez) com formação de gás foi considerado um resultado positivo e o número mais provável foi determinado pelos pesquisadores responsáveis pela análise. Os resultados foram expressos em número mais provável (NMP.100 mL⁻¹), conforme norma técnica (BRASIL, 2018), afim de padronizar a quantificação de bactérias fecais nas amostras.

4.4 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)

Segundo a ANA, para o cálculo de IQA nove variáveis (Quadro 6) são consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas tendo como determinante a utilização para o abastecimento público.

O IQA é calculado pelo produto ponderado das variáveis que integram o índice utilizando a fórmula abaixo:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q^w$$

Onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas (valores entre 0 e 100);

q : qualidade do n parâmetro (valores entre 0 e 100), obtido pela “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração;

w : peso correspondente dos n parâmetro (valores entre 0 e 1), atribuído em função a sua importância para o IQA global;

n : número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Para os cálculos de q individuais de cada parâmetro, foi utilizado as especificações e condicionantes descritos no Quadro 6.

Quadro 6: Dados dos parâmetros utilizados no cálculo de Índice de Qualidade das Águas.

Parâmetro	Peso (w)	Unidade de medida	Condicionante (q)
Coliformes Fecais	0,15	C.F/100 mL	Se C.F > 10^3 , $q = 3$
DBO	0,10	mg L ⁻¹	Se DBO > 30, $q = 2$
Fosforo Total	0,10	mg L ⁻¹	Se F.T > 10, $q = 1$
Nitrogênio Total	0,10	mg L ⁻¹	Se N.T > 100, $q = 1$
Oxigênio Dissolvido	0,17	% de saturação	Se O.D % sat > 140, $q = 47$
pH	0,12	Unidades de pH	Se pH < 2, $q = 2$ Se pH > 12, $q = 3$
Resíduo Total	0,08	mg L ⁻¹	Se R.T > 500, $q = 32$
Temperatura	0,10	Δ °C	Se Δt < 5, $q = 0$ (indefinido) Se Δt > 15, $q = 9$
Turbidez	0,10	U.F.T.	Se turbidez > 100, $q = 5$

Fonte: Apêndice C – índice de qualidade das águas (BRASIL, 2016).

Os valores do IQA diferenciam-se de acordo com cada Estado brasileiro. Segundo a Agência Nacional de Águas (BRASIL, 2005) para o Rio de Janeiro, os valores são classificados em faixas descritos na tabela 1 a seguir:

Tabela 1: Faixas e classificação da qualidade da água (IQA).

<u>Faixa de valores IQA</u>	<u>Classificação IQA</u>
100-91	Ótima
90-71	Boa
70-51	Razoável
50-26	Ruim
25-0	Péssima

Fonte: www.pnqa.ana.gov.br/indicadores-idade-aguas.aspx. (Acessado em 20/03/2021).

4.5 SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS DE INTERESSE EM ÁGUA SUPERFICIAL

Em laboratório, foram analisadas e quantificadas determinadas substâncias químicas de interesse, onde alguns fazem parte dos contaminantes emergentes, a fim de verificar a contaminação ambiental. As análises foram realizadas em colaboração com os laboratórios e as metodologias utilizadas foram divididas em dois grupos, sendo: fármacos e hormônios (LABIFI/UERJ) e pesticidas (CESTEH/Fiocruz).

4.5.1. Fármacos e hormônios

A análise de fármacos e hormônios foi realizada de acordo com o Procedimento Operacional Padrão interno do Laboratório de Bioremediação e Fitotecnologias (LABIFI) - UERJ/RJ. Para a preparação das amostras, 250 mL das amostras de água coletadas na LJPA foram previamente filtrados em membrana de fibra de vidro (47 μm) e extraídos por extração de fase sólida (do inglês *solid phase extraction* – SPE) em cartucho Strata X (200 mg / 6

mL). O condicionamento do cartucho foi realizado à vácuo com fluxo de gotejamento de aproximadamente 3 mL.min⁻¹ e com os seguintes solventes: 3x 2 mL de hexano, 1x 2 mL de acetona, 3x 6 mL de metanol, 5x 2 mL de água ultrapura em pH 3 (HCl 3M P.A.). Em seguida, 250 mL das amostras acidificadas (pH 3) foram percolados nos cartuchos no fluxo citado; o cartucho foi seco à vácuo por 10 minutos e armazenado em freezer (-20 °C).

Os analitos foram eluidos do cartucho com 4 mL de metanol, secos em fluxo de nitrogênio gasoso e ressuspensos em 1,25 mL de solução metanol:água (1:1). Este procedimento teve por objetivo atingir a concentração de 200 x das amostras.

Para a identificação dos analitos foi utilizado o equipamento de cromatografia líquida de ultra eficiência (do inglês *Ultra High Performance Liquid Chromatography*), com sistema Waters ACQUITY® acoplado ao espectrômetro de massas deionizadan *tandem* Xevo TQD®, triplo quadrupolo (UPLC-MS/MS Waters).

A coluna utilizada foi uma AQUITY UPLC® BEH C18, 1,7µm, 2,1 x 50mm (Waters) à 50°C, com fluxo de 0,4 mL.min⁻¹ e com as fases móveis água (A) e metanol (B). Em ambas as fases móveis foram inseridos hidróxido de amônio a concentração de 0.01 %. O volume de injeção foi de 5 µL e a corrida teve duração de 8 min em modo gradiente, sendo 90% da fase A até 4 min seguido da redução de 1% até 5 min. Após este procedimento, as condições da fase A foram retomadas e mantidas no estado inicial até o final da corrida.

O detector de massas com fonte de *ElectroSpray* (ESI) foi operado de modo negativo com Monitoramento de Reações Múltiplas (MRM). A voltagem empregada no capilar foi de 3,2kV e com temperatura da fonte e dessolvatação, respectivamente, de 150 °C e 600 °C. Como gás de cone e para dessolvatação, foi empregado o nitrogênio gasoso (N₂) (150 e 1100 L.h⁻¹, respectivamente). O argônio foi usado como gás de colisão no detector MS/MS (0,15 mL.min⁻¹).

Os dados foram processados pelo software Mass Lynx v 4.1 (Waters). Para cada analito, foram realizadas duas transições (confirmação e quantificação) na identificação, de acordo com a voltagem de cone e energia de colisão otimizadas. Buscou-se encontrar 11 produtos farmacêuticos e hormônios naturais vistos como os mais interessantes para o grupo de pesquisa do presente trabalho. Os parâmetros utilizados durante a análise de fármacos e hormônios foram listados na Tabela 2, a seguir:

Tabela 2: Parâmetros otimizados do detector MS/MS para os contaminantes emergentes (fármacos e hormônios) de interesse.

Composto	Modo de ionização (ESI ^{**})	Precursor (m/z)	Quantificação			Confirmação		
			Produto (m/z)	EC* (V)	Cone (V)	Produto (m/z)	EC* (V)	Cone (V)
Diazepam	+	285.0	193.0	32	55	154.0	26	55
Bromazepam	+	316.0	209.0	26	50	261.0	25	50
						288.0	21	50
Clonazepam	+	316.0	270.0	25	55	241.0	32	55
						214.0	35	55
Sulfametoxazol	+	254.0	92.00	30	40	156.0	15	40
Trimetoprim	+	291.3	231.3	25	50	261.3	25	50
Levonorgestrel	+	313.0	109.0	26	40	245.0	18	40
Ibuprofeno	-	205.1	161.1	6	20	X	X	X
17- α etiniles-tradiol	-	295.0	145.0	43	60	159.0	33	60
17- β estradiol	-	271.3	183.1	38	65	X	X	X
Estrona	-	269.2	145.0	65	36	143.0	65	48
Carbamazepina	+	237.0	194.0	11	35	192.0	11	35

Notas: *EC: Energia de Colisão; **ESI: Ionização por *Electrospray*.

Fonte: próprio autor.

A análise cromatográfica realizada neste estudo foi validada utilizando os parâmetros de linearidade, faixa de trabalho, Limite de Detecção (LD), Limite de Quantificação (LQ), exatidão (recuperação), precisão e efeito de matriz (WATSON, 2006).

Os padrões das SQI de fármacos foram preparados em concentração entre 0 e 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ (faixa baixa) e entre 50 e 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$ (faixa padrão). Foi proposto de usar estas duas faixas de concentração a fim de se cobrir as concentrações ambientais esperadas para cada analito analisado. As curvas de calibração foram obtidas por regressão linear (com razão entre a área de cada substância com seu π e a concentração do analito), respeitando a linearidade do coeficiente de determinação ($r^2 > 0,999$) e o teste ANOVA *lack-of-fit*. O Desvio Padrão Relativo (DPR) indicou conformidade, com valores menores que 15% para a precisão do método, em termos de repetitividade (n=6) e reprodutibilidade em análises realizadas em dias distintos.

Os Limites de Detecção (LDs) e Limites de Quantificação (LQs) (Tabela 3) foram calculados por 3 vezes e 10 vezes o desvio padrão estimado pela média do sinal do branco (n=6), respectivamente, dividido pelo *slope* de cada curva de calibração (BRASIL, 2017).

Tabela 3: Condições adotadas durante a realização da análise cromatográfica dos produtos farmacêuticos de interesse.

<u>Composto</u>	LD ($\mu\text{g L}^{-1}$)	MLQ (ng L^{-1})
Sulfametoxazol	0,25	8,4
Diazepam	0,15	4,9
Ibuprofeno	1,00	25,0
17 α -etinilestradiol	0,50	10,0
Carbamazepina	0,13	4,2
17 β -estradiol	0,50	10,0

Notas: LD - Limite de detecção; MLQ - limite de quantificação do método

Fonte: próprio autor.

O efeito de matriz (EM%) foi analisado para avaliar o grau de supressão ou enriquecimento de íons. Um valor de 100% indica que não há efeito de matriz, enquanto valores superiores a 100% apontam enriquecimento e inferiores supressão de sinal (PUGAJEVA *et al.*, 2017).

A equação utilizada para o cálculo está descrita abaixo:

$$\text{EM\%} = \frac{\text{slope matriz}}{\text{slope pd}} \times 100$$

Onde:

$\text{slope}_{\text{matriz}}$ = inclinações das curvas de calibração correspondentes à matriz preparada com água residual;

slope_{pd} = inclinações das curvas de calibração preparadas com água ultrapura;

A recuperação (rec%) foi verificada por meio dos ensaios SPE em dois níveis de concentração, baixo (0,125 ng ml^{-1}) e alto (0.350 ng ml^{-1}), conforme procedimento analítico de extração proposto neste estudo.

4.5.2. Pesticidas

As análises dos pesticidas em águas superficiais foram realizadas em colaboração com o Laboratório de Toxicologia/CESTEH, localizado na ENSP-FIOCRUZ e de acordo com o Procedimento Operacional Padrão interno nº70. O método utilizado foi através de extração em fase sólida (SPE) e detecção por cromatografia gasosa acoplada ao espectrômetro de massas com triplo quadrupolo. O equipamento utilizado foi o Cromatógrafo GC

MS/MS Triplo Quadrupolo TSQ EVO 8000 e Trace 1310. O total de pesticidas de interesse pesquisados nas amostras de água LJPA estão detalhados no Quadro 7.

Quadro 7: Pesticidas de interesse analisados na Lagoa de Jacarepaguá, durante as coletas de água superficial nos meses de abril, junho, agosto e outubro/2019.

<u>Pesticidas de Interesse</u>			
Acefato	Acetamiprida	Alacloro	α -Endosulfan
α -Clordano	Aldrin + Dieldrin	α -HCH	Acetocloro
Ametryn	Atrazina	Azinfos-etil	Azinfos-metil
Azoxistrobina	β -Endosulfan	β -HCH	Bifentrina
Bioaletrina (Aletrina)	Boscalida	Captan	Carboxina
Carfentrazona-etílica	Cifenotrina	Ciflutrina	Cipermetrina
Ciproconazol	Clorfeninfos	Clorotalonil	Clordano
Clorpirifós	Clorpirifós- Metil	Clorpirifós-Oxon	δ -HCH
δ -Aletrina	Deltametrina	Diazinon	Diclorvós
Dicofol	Difenoconazol	Dimetoato	Disulfoton
Endosulfan Sulfato	Endrin	Epoxiconazol	E -HCH
Esfenvalerato	Ethion	Etofenprox	Fenitrotiona
Fenotrina	Fenpropatrina (Danitol)	Fenthion	Fentoato
Fenvalerato	Fipronil	Flutriafol	Folpet
γ -Chlordane	γ -HCH (Lindane)	Heptachlor	Heptacloro Epóxido
Hexaclorobenzeno	Imidan (Fosmet)	Imiprotrina	Kresoxim-Metil
Lactofeno	λ - Cialotrina	Malaoxon	Malathion
Metamidofós	Metamitron	Methidathion	Metoxicloro
Metolacloro	Metribuzin	Mirex	Monocrotofos
Oxiclordano	Oxifluorfen	Paraoxon	Metil Paration
DDT Total (DDT + DDE + DDD)	Paration	Pendimetalina	Pentacloroanisol
Permetrina	Picoxistrobina	Pyraclostrobin	Primetanil
Pirimifós-Metil	Procimidona	Profenofos	Propanil
Piriproxifeno	Simazina	Tebuconazol	Terbufos
Tebutiuron	Tetraconazol	Trans-Nonacloro	Triazofos
Trifluralina	Triciclazol	Trifloxistrobina	-

Fonte: próprio autor.

As amostras (90 mL) foram previamente filtradas com fibra de vidro (47 μ m) a fim de evitar o entupimento nos cartuchos de extração em fase sólida. O condicionamento dos

cartuchos foi realizado à vácuo com fluxo de gotejamento e com adição dos seguintes solventes: 3 mL de hexano, 3 mL de metanol e 3 mL de água ultrapura. Em seguida, as amostras acidificadas (pH 3) foram percolados nos cartuchos e secas à vácuo por 40 minutos.

A eluição dos cartuchos foi realizada com 3 mL de hexano, 3 mL de diclorometano:hexano (1:1) e 3 mL de diclorometano; posteriormente, sendo adicionado 1mL de iso-octano e secos em fluxo de nitrogênio gasoso. Após completa secagem, as amostras foram ressuspensas em 90 µL de hexano e armazenadas em freezer (-20 °C) para posterior injeção no cromatógrafo. Para a verificação dos padrões internos foram adicionados, além do hexano, mais 10 µL de padrão interno (trifenilfosfato) com a concentração final de padrões à 1 µg mL⁻¹. Também foram preparados três controles fortificantes, sendo: (i) ponto 0,5.10⁻⁹ (10 µL de MIX à 5.10⁻⁶ em 100 mL de água deionizada); (ii) ponto 1.10⁻⁹ (20 µL de MIX à 5.10⁻⁶ em 100mL de água deionizada); (iii) ponto 2.10⁻⁹ (40 µL de MIX à 5.10⁻⁶ em 100mL de água deionizada). Todos os padrões internos e controles fortificantes foram transferidos para microtubos âmbar a fim de evitar a degradação dos compostos

A análise cromatográfica foi realizada por cromatografia em fase gasosa acoplada a espectrometria de massas com triplo quadrupolo (Figura 6). Foi utilizado um fluxo de arraste de N₂ (ultrapuro) foi de 1 mL.min⁻¹, no modo de fluxo constante e com injeção CT SPLITLESS utilizando uma coluna C18. O volume de injeção foi de 2 µL, com fluxo de purga de duração de 2 min de 30 mL, à 280°C e com as fases móveis água (A) e metanol (B), tendo duração total da corrida 51 minutos.

Figura 5: Cromatógrafo GC-MS/MS Triplo Quadrupolo TSQ EVO 8000 (Thermo Fischer Scientific) utilizado para a análise dos agrotóxicos de interesse.



Fonte: próprio autor.

A metodologia faz uso de um gradiente de temperatura (rampas de temperatura) (Tabela 4) para melhor separação dos analitos. A análise espectrométrica foi realizada por monitoramento seletivo de reação.

Tabela 4: Rampa otimizada utilizada no método de separação analítica.

	Taxa (°C min ⁻¹)	Temperatura (°C)	Tempo de retenção (min)
Inicial	-	50	2
1	10.0	180	0
2	3.0	230	0
3	5.0	280	0
4	15.0	310	7

Fonte: próprio autor.

4.6 AVALIAÇÃO DE GENOTOXICIDADE EM TILÁPIAS DO NILO (*Oreochromis niloticus*)

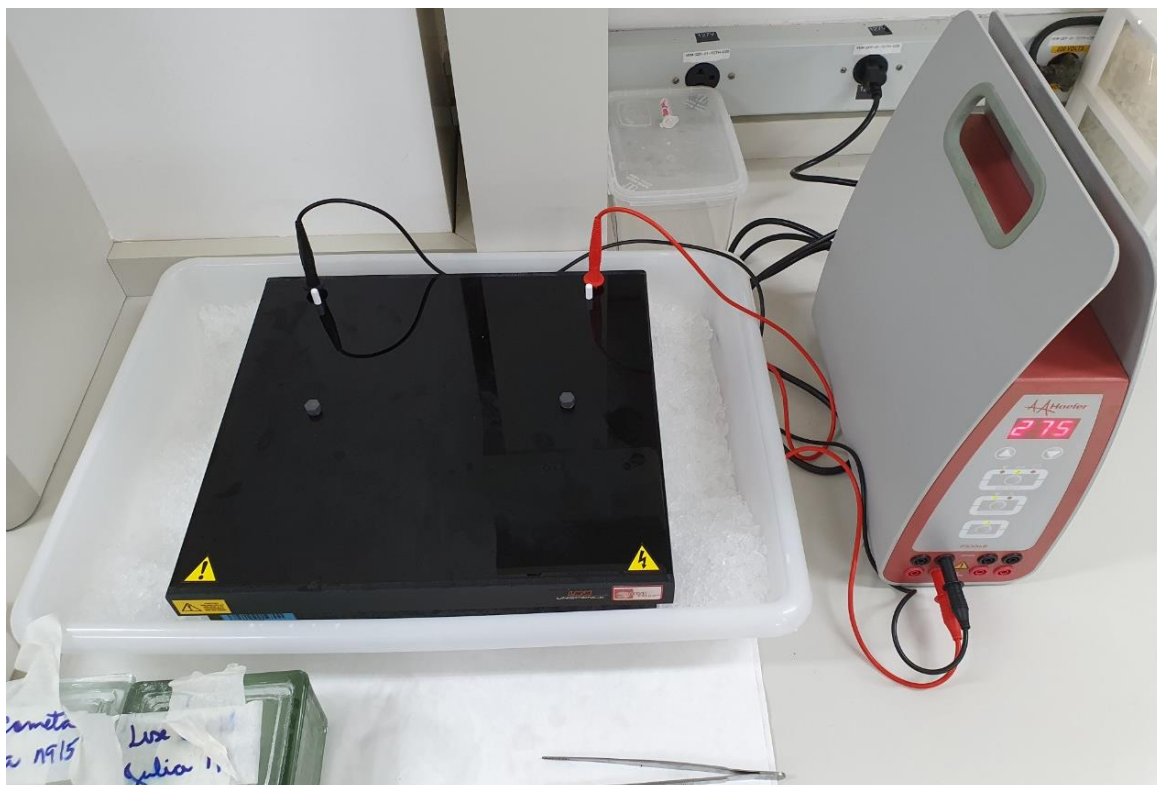
A avaliação de genotoxicidade foi realizada através do ensaio cometa por meio da adaptação do método descrito por Singh *et al.* (1988) no laboratório de Ecotoxicologia localizado no CESTEH/Fiocruz-RJ. O ensaio foi realizado em duplicata com as amostras de sangue total das tilápias. O sangue foi previamente diluído 10x em água deionizada para que não houvesse excesso de células sob a lâmina microscópica. As amostras de controle positivo foram compostas por sangue adicionadas de metilmetanosulfonato (MMS) em duas concentrações, 0,8 mmol L⁻¹ e 0,4 mmol L⁻¹.

Inicialmente, lâminas microscópicas foram cobertas com agarose de ponto de fusão normal (60 ± 1°C) e colocadas para secar (primeira camada). A segunda camada de gel das lâminas foi composta por 120 µL de agarose de baixo ponto de fusão (37 ± 1°C) adicionados a 10 µL de sangue diluído. Esta suspensão celular foi dividida em duas porções de 60 µL sob a lâmina e, em seguida, a lamínula deve ser posta sobre cada porção a fim de espalhar-se sobre a lâmina sem que haja o extravasamento da suspensão celular. As lâminas seguirão para a secagem em geladeira (4 ± 2°C) durante 5 minutos para a solidificação da agarose.

Após a secagem, as lamínulas foram removidas e imersas em solução de lise 1 — solução de NaCl 2,5 mol L⁻¹, EDTA 0,1 mol L⁻¹, Tris 0,01 mol L⁻¹, Triton X-100 e dimetilsulfóxido (DMSO) — por, pelo menos, 1 hora a 4°C protegidas da luz direta. A adaptação do método permite que as lâminas permaneçam imersas na solução de Lise 1 descrita acima por até quatro semanas sem alterações nos resultados. Em seguida, as lâminas foram trans-

feridas para uma cuba horizontal de eletroforese para ensaio cometa UNI-E03193 Uniscience (Figura 6). As lâminas devem ser alocadas na cuba de forma a ocupar todo o espaço vago sem haver sobreposição e seguindo a mesma direção e sentido. Completou-se o volume da cuba com tampão alcalino de eletroforese ($\text{NaOH } 10 \text{ mol L}^{-1}$ e $\text{EDTA } 0,2 \text{ mmol L}^{-1}$) até a total imersão das lâminas para realizar o desenrolamento do DNA.

Figura 6: Cuba horizontal de eletroforese para ensaio cometa UNI-E03193 Uniscience.



Fonte: próprio autor.

Após 20 min de imersão, iniciou-se a corrida de eletroforese para visualizar a formação dos “cometas”. O procedimento foi realizado em voltagem de 25 V e corrente de 300 mA. Ao final do procedimento, as lâminas foram cuidadosamente removidas da cuba e neutralizadas com três banhos de PBS (duração de 5 minutos cada banho) e encaminhadas para a secagem *overnight* à temperatura ambiente.

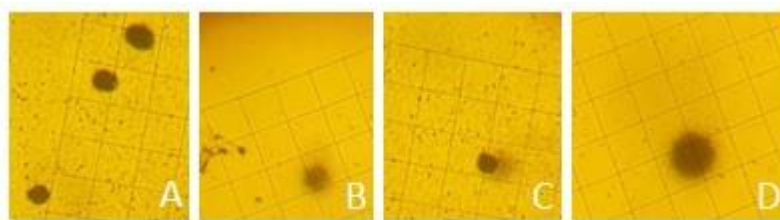
A coloração ocorreu em duas etapas: (i) aplicação de solução fixadora (150 g de ácido tricloroacético, 50 g de sulfato de zinco e 50 mL de glicerina em 1 L de água deionizada) por 10 min logo após a eletroforese com, pelo menos, 90 min de secagem; (ii) imersão em solução de nitrato de prata (132 mL solução A + 68 mL solução B) durante 15 min. A solução A foi ser composta por: 7,5 g de Carbonato de sódio 5% (Na_2CO_3) diluídos em 150 mL de

água deionizada; já a solução B: 0,1 g de nitrato de amônia; 0,1g de nitrato de prata; 0,25g de ácido Tungstosilícico; 150 μ L de formaldeído diluídos em 100 mL de água deionizada.

Após a coloração, as lâminas foram lavadas duas vezes com água destilada e em solução de parada (ácido acético 1 %) durante 5 minutos, depois lavadas novamente três vezes com água destilada e, por fim, deixadas para secar à temperatura ambiente.

A análise dos cometas foi realizada em microscópio óptico Binocular Coleman N120 no aumento de 400x, contabilizando a leitura de 100 células por lâmina. Os cometas foram classificados em quatro classes (0 a 3), sendo: (i) Classe 0: ausência de cauda; (ii) Classe 1: pequena cauda; (iii) Classe 2: grande cauda; (iv) Classe 3: dano total (inexistência de cabeça, todo DNA na cauda) (Figura 7).

Figura 7: Imagem em microscópio óptico (400x) de células de tilápias (*Oreochromis niloticus*) após o ensaio cometa, expostas a contaminação ambiental da lagoa de Jacarepaguá-RJ.



Legenda: A- classe 0; B- classe 1; C- classe 2 e D- classe 3. Fonte: próprio autor.

4.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A normalidade dos resultados de genotoxicidade foi avaliada por meio do teste Shapiro-Wilk. Nos resultados de unidade arbitrária, cada coleta (C1, C2, C3 e C4) foi comparada entre si pelo teste de análise de variância (ANOVA); enquanto nos resultados de % de dano, dentro de cada coleta, os grupos foram separados pelas classes (classe 0, 1, 2 e 3) e comparados entre si também pelo mesmo teste. Seguiu-se com o *post hoc* teste de Dunnett, quando a distribuição foi caracterizada como não-normal, e o teste de Kruskal-Wallis seguido do *post hoc* teste de comparação múltipla de Tukey's, quando a distribuição foi caracterizada normal.

Utilizou-se o programa *GraphPad Prism* versão 7 para as análises e confecção dos gráficos. Todas as análises utilizaram o intervalo de confiança de 95% ($p \leq 0,05$).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE ÁGUA

Ao total, foram mensurados 16 parâmetros distribuídos em físicos, químicos e biológicos. Estes foram escolhidos por serem os mesmos monitorados pela agência de vigilância regular da lagoa (INEA) e também são utilizados no cálculo do IQA. Na Tabela 5, encontram-se discriminados os valores encontrados. Os valores referência são obtidos na Resolução N° 357 (BRASIL, 2005) sendo utilizado aos valores da correspondente a águas salobras de classe II, para P1-P5, e água doce classe I, para o P0.

Tabela 5: Resultados dos ensaios físicos, químicos e biológicos realizados nas amostras de água coletada na Lagoa de Jacarepaguá - RJ, durante as quatro coletas nos meses de abril, junho, agosto e outubro de 2019.

Pontos de Coleta	pH	OD ^a (mg L ⁻¹)	CE ^b (μS cm ⁻²)	Turb. (UNT)	Temp. (°C)	POR ^c (mV)	STD ^d (mg L ⁻¹)	Salinidade	DQO ^e DBO ^f Fósforo NH ₄ NO ₃ CT ^g CTE ^h <i>E. coli</i>								
									(mg L ⁻¹)			(NMP/100 mL)					
Coleta 1	P0	8,37	10,00	3600	3,60	26,50	144	30	0	121,33	2,40	0,020	0,45	0,95	7,80	7,80	0,00
	P1	5,47	12,26	394	40,8	28,61	287	226	2	454,67	227,3	0,134	2,19	1,59	400,00	1100,00	0,00
	P2	8,13	11,98	1330	21,5	29,44	79	852	2	564,67	282,3	0,146	3,21	1,89	17000,00	54000,00	200,00
	P3	7,72	17,46	856	37,7	30,21	91	503	2	474,67	237,3	0,131	1,86	1,94	2300,00	4900,00	200,00
	P4	9,00	22,50	1040	16,0	31,43	79	659	1	324,67	162,3	0,121	2,11	1,72	0,00	200,00	0,00
P5	8,73	13,79	1120	29,7	31,36	69	715	1	291,33	145,7	0,047	3,27	1,47	3300,00	22000,00	0,00	
Coleta 2	P0	8,27	11,10	57	4,60	21,20	20	37	0	460,50	9,20	0,086	0,00	1,07	1600,00	20,00	0,00
	P1	4,90	8,89	781	53,4	24,88	308	446	1	663,83	331,9	0,171	3,47	2,80	7000,00	180,00	0,00
	P2	8,88	13,00	1370	101	26,20	72	808	2	728,83	364,4	0,225	2,55	3,26	14000,00	4900,00	200,00
	P3	7,68	13,80	886	81,5	27,15	14	502	2	523,83	261,9	0,173	3,23	3,02	>160000	0,00	0,00
	P4	7,08	16,25	1010	72,7	29,00	36	581	2	617,17	308,6	0,174	3,42	2,55	>160000	92000,00	0,00
P5	7,58	8,59	468	59,2	28,75	69	272	0	475,50	237,8	0,177	5,58	1,43	1600,00	>1600	0,00	
Coleta 3	P0	8,37	11,20	69	3,40	19,70	123	45	0	27,44	0,50	0,082	0,04	1,03	1,80	1,80	0,00
	P1	3,99	8,70	4480	0,40	22,10	287	2870	3	265,22	132,6	0,206	3,18	5,05	450,00	450,00	0,00
	P2	6,83	7,49	6470	40,7	22,35	169	4010	4	343,00	171,5	0,209	3,00	6,64	200,00	450,00	0,00
	P3	8,60	5,76	7390	78,4	22,47	72	4650	3	358,56	179,3	0,212	3,18	6,48	200,00	400,00	0,00
	P4	8,70	5,06	6990	79,2	22,91	71	4420	4	349,67	174,8	0,207	3,17	5,88	2200,00	370,00	18,00
P5	8,42	4,77	5450	80,6	22,79	-48	3470	1	286,33	143,2	0,247	5,08	4,69	79000,00	35000,00	0,00	
Coleta 4	P0	8,08	8,08	71	8,90	25,00	38	46	0	298,89	6,00	0,085	0,00	3,01	-	-	-
	P1	6,28	6,28	3120	89,5	27,27	281	1940	1	682,22	341,1	0,192	0,10	0,56	-	-	-
	P2	9,55	9,55	5240	104	29,17	91	3270	3	537,78	268,9	0,130	0,09	0,43	-	-	-
	P3	8,22	8,22	2430	67,7	29,91	171	1650	0	485,56	242,8	0,337	6,45	1,20	-	-	-
	P4	8,79	8,79	3390	89,2	29,71	-89	2090	3	516,67	258,3	0,151	0,12	0,48	-	-	-
P5	8,97	8,97	2920	82,6	29,35	-98	1960	0	438,89	219,4	0,347	6,95	1,58	-	-	-	

^aOD- Oxigênio dissolvido; ^bCE - Condutividade elétrica; ^cPOR- potencial oxirredução; ^dSTD- Sólidos totais dissolvidos; ^eDQO- Demanda química de oxigênio; ^fDBO- Demanda biológica de oxigênio; ^gCT- Coliformes Totais; ^hCTE- Coliformes Termotolerantes.

Nota 1: os valores de DBO foram estimados a partir da relação DBO/DQO (BOLLMANN; MARQUES, 2006).

Nota 2: a classificação do IQA foi determinada de acordo com a Agência Nacional de Águas (BRASIL, 2005)

Os resultados grifados em negrito estão acima do limite estabelecido na legislação vigente (BRASIL, 2005). Segundo a CONAMA nº357, para no P0 o pH deve estar na faixa de 6-9 enquanto nos demais pontos, na faixa de 6,5-8,5. O pH das amostras teve variação de 3,99 (C3-P1) a 9,55 (C4-P2), sendo a média $7,77 \pm 1,50$ (pH neutro) e mediana 8,24 (pH alcalino). A maior repetição dos valores alcalinos nos pontos da lagoa pode estar associada com as altas quantidades de material orgânico derivado do despejo de efluentes não tratados. As alterações no pH também podem alterar os efeitos das substâncias químicas nos organismos aquáticos.

Segundo a legislação, os valores de valores de OD precisam estar acima de 5 mg L^{-1} , para o P0, e $> 6 \text{ mg L}^{-1}$, para os demais pontos. Na LJPA os valores de OD variam de $4,77 \text{ mg L}^{-1}$ até $22,5 \text{ mg L}^{-1}$, com média de $10,60 \text{ mg L}^{-1} \pm 4,53$ e mediana de $8,93 \text{ mg L}^{-1}$, resultados acima do previsto na legislação. Altos valores de OD influenciam nos valores de DBO, nitrato e amônia, pois o oxigênio presente colabora fortemente com o ciclo de nitrogênio da lagoa, ajudando na incorporação de NO_3 e degradação de NH_4 (MIWA; FREIRE; CALIURI, 2007). Águas eutrofizadas, que é o caso da LJPA, apresentam valores $>10 \text{ mg L}^{-1}$ sendo uma condição conhecida como supersaturação (BRASIL, 2016). Nesta condição, as algas em excesso fazem fotossíntese, elevando os valores de OD durante o período de sol, e durante a noite, os organismos consome o oxigênio disponível, diminuindo os níveis de OD drasticamente. Segundo REBELO (2016), houve uma diminuição ao longo de 15 anos de monitoramento no OD da LJPA. O motivo seria a característica de ambiente lântico, ou seja, ambiente mais estático o que dificulta a renovação das águas, somada ao intenso assoreamento do terreno no entorno.

A condutividade elétrica não foi considerada para o cálculo de IQA deste trabalho. Durante a amostragem, a CE possuiu valor mínimo de $57 \mu\text{S cm}^{-2}$ e máximo de $73900 \mu\text{S cm}^{-2}$, onde a média dos pontos da LJPA é de $2856,75 \mu\text{S cm}^{-2}$. A CE não possui valor estabelecido pela legislação, porém a própria CETESB diz que, em ambientes contaminados por aporte de efluentes, apresentam valores superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-2}$ (BRASIL, 2019). Uma vez que a CE mede a capacidade de condução elétrica, esta está relacionada às concentrações de iônicos, sais e sólidos dissolvidos da amostra. Logo, os valores elevados de CE e STD indicam, indiretamente, altas concentrações de contaminantes com características corrosivas (BRASIL, 2018).

Em todas as coletas, os resultados mostram um sistema com alta turbidez e sólidos dissolvidos (STD). Naturalmente, os sólidos adentram no corpo hídrico pela erosão das rochas e lavagem do solo (lixiviação), todavia esse processo é intensificado devido às atividades humanas relacionadas à ocupação e mau uso do solo (REBELO, 2016). Diante disto, os sólidos podem ser utilizados como indicador de aporte de esgoto doméstico nas lagoas. Segundo a legislação águas doces de classe I devem apresentar valores de até 40 UNT e STD de até 500 mg L⁻¹, sendo assim, o P0 apresentou-se dentro da legislação. Os demais pontos, águas salobras de classe II, ambos os parâmetros devem ser virtualmente ausentes, não sendo perceptíveis pela visão, olfato ou paladar (BRASIL, 2005). Os valores variaram de 0,40 até 104 UNT e com mediana de 70 UNT. Assim como os sólidos, atualmente, a turbidez também é utilizada como indicador de aporte de esgoto sanitário. Segundo Lopes e colaboradores (2016), os resultados de turbidez e STD já são elevados nos principais rios que deságuam na LJPA, como o rio Arroio Pavuna (49 UNT e 516 mg L⁻¹) e Arroio Fundo (24 UNT e 264 mg L⁻¹). Estes rios e a própria lagoa possuem inúmeras evidências de contaminação pelo despejo de efluentes domésticos e industriais, o que colabora para os altos valores de turbidez e STD. Ademais, as lagoas costeiras se tratam de um ambiente de alta mistura da coluna d'água com o sedimento, o que ocasiona baixa transparência das amostras pela grande quantidade de material suspenso (CUNHA *et al.*, 2013). Em conformidade com Rebelo (2016), turbidez alta é indicativo de esgoto mais concentrado ou fresco e/ou solos mais erodidos. Sendo assim, a alta turbidez da LJPA pode ser justificada pelo motivo de os rios que nela deságuam, carregarem uma carga de contaminantes produzidas por cinco bairros com elevado adensamento populacional levando ao constante aporte de efluente na lagoa.

O fato de a LJPA tratar-se de um sistema lagunar com extensa área de drenagem, interligado a mais duas lagoas e com grande superfície para troca de gases (espelho d'água), alguns parâmetros são justificáveis por características intrínsecas da própria lagoa. Pode-se dizer que as amostras da LJPA possuem um relativo perfil homogêneo, sendo encontrados valores semelhantes de OD e temperatura na maioria dos pontos de coletas. Durante as coletas foi observada a abundante presença de algas e macrófitas aquáticas, que podem colaborar na biodegradação da matéria orgânica lançada na lagoa. Este processo é conhecido como autodepuração, onde a própria lagoa tem a capacidade de decompor os poluentes presentes na tentativa de restaurar suas condições ambientais normais. (AMORIM, 2015). Todavia, o processo de autodepuração possui um limite e o lançamento constante e abundante

de poluentes na LJPA pode resultar em falência do processo, levando a um ambiente altamente eutrofizado e degradado (CUNHA, 2020).

Em relação a DBO, para o P0 o valor estabelecido é de até 3 mg L^{-1} . O P0 nas coletas 2 e 4 se mostraram fora da legislação. Os parâmetros de DBO e DQO não possuem valores fixados para as águas salobras de classe II (BRASIL, 2005), entretanto, altos valores nesses parâmetros colaboram com a hipótese de lançamento de esgoto não tratado. A média de DQO e DBO foram de, respectivamente, 469,15 e 223,21 mg L^{-1} . A DQO representa a demanda aeróbica necessária para a degradação da matéria orgânica quimicamente, referente a qualquer ao material recalcitrante; esta foi realizada em laboratório de acordo com metodologia já citada. Para o cálculo da DBO foi usada a relação DBO/DQO com valor de 0,05, para P0, e 0,2, para os demais pontos (P1- P5) (BOLLMANN; MARQUES, 2006). Como a DBO mede apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO (relação mais próxima de zero), significa que mais facilmente biodegradável será o efluente (BRASIL, 2019). Os resultados então indicam o já conhecido despejo de efluentes domésticos na LJPA e revelam uma possível contaminação no ponto referência.

Quanto aos parâmetros químicos, o fósforo é um nutriente essencial para ciclo vital dos organismos; entretanto, ao mesmo tempo em que pode estimular a produtividade dos organismos fotossintetizante, também pode limitá-los quando em excesso (REBELO, 2016; BRASIL, 2019). Naturalmente, pode ter origem da decomposição de rochas, deposição atmosférica e decomposição da matéria orgânica, entretanto aparece. O acesso desse nutriente pelas ações antropogênicas se dá via esgoto sanitário, tendo como fonte produtos como: fertilizantes, pesticidas e saneantes domésticos, entre outros. É utilizado atualmente como indicador de aporte de esgoto (JORDÃO, 2005). A maioria dos valores de fósforo estão acima do permitido ($< 0,186 \text{ mg L}^{-1}$) até mesmo no ponto de referência ($< 0,020 \text{ mg L}^{-1}$) (CONAMA, 2005). Nos pontos da LJPA os valores variam de $0,047 \text{ mg L}^{-1}$ até $0,347 \text{ mg L}^{-1}$, sendo o máximo 1,86x maior que o permitido. Em águas naturais sem o aporte de esgoto, são encontrados valores na faixa de 0,01 a $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ (PELLEGRINI, 2016). Este nutriente é extremamente relevante para o processo de eutrofização dos sistemas lagunares. As regiões do entorno dos pontos amostrais são densamente ocupadas por condomínios residenciais e, durante as coletas, foi possível verificar a existência de pontos de lançamento de efluentes domésticos, o que explicaria os níveis de fósforo tão elevados.

A CONAMA n° 357 estipula valor máximo de $1,00 \text{ mg L}^{-1}$ de amônia, nas amostras do P0, e $0,7 \text{ mg L}^{-1}$, nos demais pontos da lagoa. Em relação ao nitrato, a forma oxidada do

nitrogênio, os valores são de, respectivamente, 10 mg L⁻¹ e 0,7 mg L⁻¹. Os valores de amônia no P0 estão dentro da legislação vigente, todavia, a maioria dos resultados está acima do permitido nos demais pontos da LJPA. Em relação ao NO₃, a mesma situação foi observada evidenciando o aporte de fluentes contaminados na LJPA. Segundo Jordão e colaboradores (2005), a Agência Estadual de Proteção Ambiental (INEA) reportou como dramática a situação do Rio Arroio Pavuna, o maior contribuinte de descarga de efluentes para a LJPA; evidenciando também altos valores de DQO e nitrogênio (nitrato e amônia). Além da sua origem natural, o nitrogênio é fortemente associado a presença de esgoto sanitário devido à presença de proteínas e, a forma amoniacal, devido à hidrólise de ureia (BRASIL, 2019; PELLEGRINI, 2016). A predominância de amônia indica uma zona de decomposição ativa (CETESB, 2019).

Dessa forma, pode se verificar que a LJPA se encontra em estágio avançado de eutrofização. Durante as coletas, se observou claros eventos de floração (*bloom*), característicos do crescimento excessivo de algas na superfície aquática devido ao enriquecimento das águas por nutrientes (INEA, 2015; MASTERPLAN, 2013). Possivelmente, essa floração de algas sejam cianobactérias o que aumenta a preocupação com a saúde e bem-estar das populações devido a produção de microcistinas. Alguns trabalhos mostraram o prejuízo desses eventos para a vida aquática, por exemplo, a presença de microcistinas em peixes utilizados para o consumo humano (FREITAS DE MAGALHÃES; MORAES SOARES; AZEVEDO, 2001; REBELO, 2016).

Para a verificação de parâmetros biológicos, foram analisados os coliformes totais (CT), coliformes termotolerantes (CTE) e a bactéria *E. coli*. Os CTE, de modo geral, não oferecem perigo a saúde, porém, inseridos neste grupo, podem compreender organismos patogênicos, como *Escherichia coli*. Os coliformes totais podem ocorrer em águas com alto teor de matéria orgânica e/ou decomposição de material vegetal e do solo (BRASIL, 2019). Os CTE devem apresentar valores de até 1000 NMP/100 mL de acordo com o estabelecido pela legislação (BRASIL, 2005). Na maioria das amostras, o parâmetro se mostrou acima do esperado com uma média de 14426,67 NMP/100 mL nos pontos da LJPA, absurdamente acima do limite da legislação. Segundo Torres (2015), em um monitoramento de CTE em amostras dos rios que desaguam na LJPA (Arroio Pavuna e Arroio Fundo), se verificou resultados de >1600 NMP/100mL.10⁻³ de CTE totais em maioria absoluta das amostras. A *E. coli* possui origem quase que exclusivamente fecal — há relatos da presença de *E. coli* em fontes de água longe do contato humano evidenciando outras possíveis fontes, não

apenas as fezes humanas — e possuem estabelecido pela CONAMA n°357 o seguinte:” as amostras não deve exceder um limite de 2500 por 100 mL em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral”. Infelizmente não foram realizadas coletas suficientes para evidenciar esta premissa, mas, de acordo com Pellegrini (2016), os valores monitorados durante os últimos anos excedem este limite comprovando o despejo de matéria orgânica, provavelmente de origem fecal.

O monitoramento dos parâmetros físico, químicos e microbiológicos, além do IQA, para a qualidade da água torna-se uma ferramenta categórica e eficiente para a verificação dos padrões na legislação vigente. Uma vez mensurados, poderão ser corrigidos ou mitigados a fim de restabelecer o equilíbrio e saúde do ecossistema (CUNHA, 2020).

5.1.1 Índice de Qualidade da água (IQA)

Para a caracterização das águas da LJPA foi realizado o cálculo de IQA nos pontos da lagoa. Segundo os Boletins de anuais qualidade ambiental fornecidos pelo INEA (2019), em 2019, a LPJA obteve classificação “Ruim”. Como só estão disponíveis os resultados anuais, o presente trabalho realizou o próprio cálculo de IQA com os mesmos parâmetros e metodologia utilizados pela agência a fim de observar um recorte mais detalhado da qualidade da água nos momentos de coleta.

Visto isso, a Tabela 6 apresenta os dados de IQA de cada ponto amostral; a média do IQA nos pontos P1-P5 das coletas 1, 2, 3 e 4 foi de 33,2. Este valor corresponde à mesma classificação observada no boletim anual: “Ruim”.

Tabela 6: Índice de Qualidade das águas (IQA) da Lagoa de Jacarepaguá durante as coletas de amostras superficiais, no ano de 2019.

	Pontos De Coleta	IQA	Classificação
COLETA 1	P0	81,7	Boa
	P1	36,0	Ruim
	P2	31,5	Ruim
	P3	34,3	Ruim
	P4	39,5	Ruim
	P5	26,7	Ruim
COLETA 2	P0	73,3	Boa
	P1	37,5	Ruim
	P2	26,9	Ruim
	P3	42,2	Ruim
	P4	25,2	Ruim
	P5	41,8	Ruim
COLETA 3	P0	85,3	Boa
	P1	33,7	Ruim
	P2	41,7	Ruim
	P3	37,4	Ruim
	P4	36,3	Ruim
	P5	24,6	Péssima
COLETA 4	P0	74,7	Boa
	P1	36,2	Ruim
	P2	30,2	Ruim
	P3	28,6	Ruim
	P4	28,5	Ruim
	P5	24,5	Péssima

Fonte: próprio autor.

Sendo assim, o resultado de IQA “Ruim” é reflexo da não conformidade dos parâmetros físico-químicos (Tabela 6) monitorados na lagoa. Buscou-se analisar a qualidade da água de maneira mais específica, ou seja, observando o IQA em cada ponto e em cada coleta, na tentativa de observar se a contaminação ambiental é proveniente de algo pontual ou algo que atinge a LJPA por completo. Em nenhum momento durante o monitoramento do presente estudo houve um IQA bem classificado, colaborando para a hipótese de a LJPA ser a representante de um ambiente contaminado pela descarga constante de esgoto. Segundo Portella (2019), a descarga de esgoto não tratado (*in natura*) ocorre de maneira ininterrupta e que as galerias subterrâneas responsáveis pela coleta de esgoto e águas da chuva, devido à falta de manutenção e infraestrutura, permitem o vazamento do material contaminando a lagoa.

5.1.2 Condições pluviométricas (maré e chuva)

A LJPA é uma lagoa de porte médio, entretanto, sua área de drenagem (área de escoamento) consiste é de 102,8 km². De toda a baixada de Jacarepaguá, a LJPA corresponde a 34,3% de área de drenagem deste local. Além disso, a lagoa está conectada a mais três lagoas (Tijuca, Camorim e Marapendi), fazendo contato indireto com o mar. A fim de elucidar melhor os resultados futuros, foram considerados as condições pluviométricas (chuvas) e de maré no momento de cada campanha.

As condições encontradas durante as coletas de água foram registradas na Tabela 7. Os maiores volumes de chuvas mensal foram observados nos meses de abril e junho, ambos no período do outono, apesar de ser caracterizado como uma temporada de transição entre o tempo mais úmido para mais seco. Todavia, o registro de 96 h (quatro dias) antecedentes a coleta, foram encontrados nas campanhas dos meses de agosto (C3) e outubro (C4).

Tabela 7: Precipitação atmosférica e condições de maré no período de coletas de água na Lagoa de Jacarepaguá.

Data (Mês/ano)	Coletas	Estação climática	Chuvas (mm)		Dados de maré	
			Mensal (30 dias)	96h	(m)	Classificação
Abril/2019	Coleta 1	Outono	149,6	0,0	0,4	Baixa
Junho/2019	Coleta 2	Outono	136,4	0,2	1,2	Alta
Agosto/2019	Coleta 3	Inverno	91,2	3,6	0,2	Baixa
Outubro/2019	Coleta 4	Primavera	65,4	2,4	0,5	Baixa

Fonte: www.sistema-alerta-rio.com.br (Acessado em 05/04/2021. Estação Telepluviométrica Barra/ Riocentro).

Ao se tratar da maré da lagoa, foi utilizado como referência o horário de 10h da manhã da data de cada campanha; quanto maior a amplitude (*m*), maior a variação entre os volumes de água entre a maré baixa e alta. Segundo (FONSECA *et al.*, 2020), valores altos de amplitude contribuem mais nos processos de transporte de sedimento e renovação das águas. A coleta do mês de junho (C2) obteve a maior amplitude, seguida do mês de outubro (C 4) e abril (C1). Os fatores de maré somados as condições de chuvas, fatores relevantes para a dispersão e diluição das substâncias químicas de interesse faladas nos tópicos seguintes.

O semelhante foi verificado para as datas de coleta de peixes, representadas na tabela 8. Nas C2 e C4 apresentaram os maiores valores de precipitação mensal, respectivamente 91,2 mm e 95,2 mm. Entretanto, o maior volume de chuva às 96h que antecederam a coleta foi obtido na C1 (41,2 mm de precipitação). Nas campanhas de tilápias, a maioria das coletas foi realizada em maré alta enquanto as de água em maré baixa.

Tabela 8: Precipitação atmosférica e condições de maré no período de coletas de Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) na Lagoa de Jacarepaguá.

Data (mês/ano)	Coletas	Estação climática	Chuvas (mm)		Dados de maré	
			Mensal (30 dias)	96h	(m)	Classificação
Maio/2019	Coleta 1	Outono	84,4	41,2	0,6	Baixa
Agosto/2019	Coleta 2	Inverno	91,2	8,4	1,1	Alta
Outubro/2019	Coleta 3	Primavera	65,4	0,0	0,4	Alta
Dezembro/2019	Coleta 4	Primavera	95,2	1,2	0,9	Alta

Fonte: www.sistema-alerta-rio.com.br (Acessado em 05/04/2021. Estação Telepluviométrica Barra/ Riocentro).

5.2 ANÁLISE DA PRESENÇA DOS FÁRMACOS E HORMÔNIOS

Durante a análise foram buscados 11 contaminantes emergentes, distribuídos em fármacos e hormônios, entretanto apenas seis constaram na cromatografia. A Tabela 9 mostra os fármacos e hormônios encontrados durante as análises das amostras de água superficial da LJPA nas quatro coletas no ano de 2019. Os dados em negritos são as concentrações capazes de serem quantificadas, ou seja, acima do LQ estabelecido pelo método e equipamento utilizados (Tabela 3).

Tabela 9: Resultados dos produtos farmacêuticos de interesse encontrados nas amostras de água coletada na Lagoa de Jacarepaguá - RJ, durante as coletas de 2019.

Pontos de Coleta	Sulfametoxazol		Diazepam		Ibuprofeno		EE2		Carbamazepina		E2	
	$\mu\text{g L}^{-1}$	DRP	$\mu\text{g L}^{-1}$	DRP	$\mu\text{g L}^{-1}$	DRP	$\mu\text{g L}^{-1}$	DRP	$\mu\text{g L}^{-1}$	DRP	$\mu\text{g L}^{-1}$	DRP
Coleta 1	P0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P1	-	-	-	-	<LD	-	5,293	0,053	<LD	-	-
	P2	<LD	-	-	-	<LD	-	4,576	0,054	<LD	-	-
	P3	<LD	-	-	-	<LD	-	2,968	0,028	<LD	-	-
	P4	<LQ	-	-	-	<LD	-	2,916	0,027	<LD	-	-
	P5	<LD	-	-	-	<LD	-	6,815	0,047	<LD	-	-
Coleta 2	P0	-	-	-	-	<LD	-	-	-	-	-	-
	P1	-	-	<LD	-	<LQ	-	2,832	0,066	<LD	-	-
	P2	-	-	<LD	-	<LD	-	2,814	0,038	<LD	-	-
	P3	<LD	-	<LD	-	<LD	-	3,555	0,050	<LD	-	-
	P4	<LD	-	<LD	-	<LD	-	6,859	0,012	<LD	-	-
	P5	<LD	-	-	-	<LD	-	8,797	0,043	<LD	-	-
Coleta 3	P0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P1	-	-	-	-	<LD	-	6,576	0,027	<LD	-	-
	P2	-	-	-	-	<LD	-	4,369	0,070	<LD	-	-
	P3	-	-	<LD	-	<LD	-	3,880	0,019	<LD	-	-
	P4	-	-	-	-	<LD	-	4,324	0,037	<LD	-	-
	P5	-	-	-	-	<LD	-	6,359	0,024	<LD	-	-
Coleta 4	P0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P1	-	-	<LQ	-	<LQ	-	3,855	0,069	<LD	-	-
	P2	-	-	-	-	<LQ	-	7,491	0,026	<LD	-	-
	P3	<LD	-	<LD	-	1,586	0,074	24,087	0,016	<LD	-	<LD
	P4	-	-	<LD	-	<LQ	-	5,398	0,041	<LD	-	-
	P5	<LD	-	-	-	2,211	0,088	27,580	0,025	<LD	-	<LD

DRP- Desvio relativo padrão; <LD – valor abaixo do limite de detecção; <LQ – detectado abaixo do limite de quantificação.

Fonte: próprio autor.

Nenhum dos compostos citados acima foi encontrado no ponto de referência (P0), o que evidencia a não-contaminação dessas águas pelos contaminantes emergentes analisados. Os fármacos sulfametoxazol e carbamazepina não foram detectados durante as coletas, exceto, na C1-P4 (sulfametoxazol) em concentrações não capazes de serem quantificadas pelo método. O benzodiazepínico Diazepam demonstrou um sinal de detecção durante a cromatografia em um ponto de uma única coleta (C4-P1), entretanto esta concentração está abaixo do LQ, não sendo possível mensurar o composto. O mesmo ocorreu com o anti-inflamatório ibuprofeno, na C4-P3 e C4-P5, onde os valores estão abaixo do LQ.

Todo o entorno da LJPA possui construções de condomínios residenciais e construções para infraestrutura e mobilidade urbana (Portella, 2019). Essa condição promove um alto adensamento popular e, conseqüentemente, alta excreção de substâncias nos efluentes dos condomínios e comércios. O P1 corresponde o fundo do conjunto de habitação particular Ilha pura e do centro de eventos Riocentro; o P2 são os fundos do condomínio de casas de padrão médio alto Alphaville e Quinta do Rio e os P3, P4 e P5 ficam ao redor do parque olímpico, bem atrás de conhecidos condomínios residências do bairro, o Cidade Jardim e Rio 2. Segundo o INEA (2010), a faixa marginal de proteção de lagoas urbanizada deve ser de, no mínimo, 30 m. O trabalho de Portella (2019) revela que, assim como o despejo de esgoto, essa norma não é respeitada pelos empreendedores e construtores locais. Durante as coletas é visto claramente que a LJPA apresenta pouca fiscalização e muitas fontes poluidoras, o que colabora para a situação degradante do corpo hídrico.

Quanto aos hormônios avaliados, não foi verificado a presença do hormônio natural 17β -estradiol (E2) em nenhuma das coletas, por outro lado, o hormônio sintético 17α -etinilestradiol (EE2), foi encontrado em todas as coletas. De acordo com Andrade (2013), o estradiol é facilmente degradado à estrona por ação da desidrogenase específica. Em condições aeróbicas, estima-se que o tempo de meia-vida do E2 é de apenas dois dias (LUPEPSA, 2017). Por mais que o E2 seja um hormônio abundante no meio ambiente, essas duas características favoreceram a não-detecção do composto nas amostras da LJPA.

Em contrapartida, a versão sintética do hormônio feminino (17α -etinilestradiol – EE2) foi mensurada em todos os pontos de coleta durante todas as coletas. As médias de concentração de EE2 encontradas durante as coletas foram de: C1- $4,513 \pm 1,647 \mu\text{g L}^{-1}$; C2 - $4,972 \pm 2,712 \mu\text{g L}^{-1}$; C3- $5,102 \pm 1,263 \mu\text{g L}^{-1}$ e C4 - $13,682 \pm 11,235 \mu\text{g L}^{-1}$. Observou-se um gradiente de crescimento para as concentrações de EE2 durante as coletas. Ao comparar com os índices de chuva durante as coletas (Tabela 7), as coletas 3 e 4 tiveram os maiores volumes de chuva no período de 96 h antecedente a amostragem. Uma possível justificativa para as altas concentrações de EE2 nas coletas 3 e 4 seria a movimentação da coluna d'água e ressuspensão do sedimento, que ocorre durante as chuvas tornando o fármaco mais disponível nas amostras e passível de ser detectado pelo método.

Estima-se que a excreção diária de 17α -etinilestradiol (EE2) é de $35 \mu\text{g L}^{-1}$ à depender das condições do corpo receptor sendo originado, principalmente, da eliminação natural feminina e excreção devido ao uso de contraceptivos sintéticos (AMORIM, 2016). É habitual encontrar a mesma faixa de concentração de EE2 em águas superficiais e no próprio esgoto, variando de $0,2 \text{ ng L}^{-1}$ – 50 ng L^{-1} (PEREIRA, 2011). Durante um estudo realizado em São

Paulo por Montagner e colaboradores (2019), no Rio Piracicaba foram encontradas concentrações médias de $0,777 \mu\text{g L}^{-1}$ EE2. No mesmo local foram encontradas concentração menores ($0,194 \mu\text{g L}^{-1}$) (TORRES *et al.*, 2015). Sodré *et al.* (2010) encontrou $0,182 \mu\text{g L}^{-1}$ EE2 em amostras de efluente bruto e $0,25 \mu\text{g L}^{-1}$ no Rio Atibaia, entretanto, Verlicchi *et al.* (2010) encontrou valores maiores em amostras de efluente urbano ($10 \mu\text{g L}^{-1}$). O encontrado na literatura demonstra que as concentrações encontradas na LJPAs são altas e podem prejudicar a biota aquática, uma vez que já são encontrados efeitos tóxicos a partir de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ (AMORIM, 2016; MONTAGNER *et al.*, 2019)

Diferente do hormônio natural, o análogo sintético tem baixa solubilidade em água o que favorece a sua persistência no ambiente (LUCENA, 2013). O EE2 é continuamente utilizado, pelas mulheres, como contraceptivo oral sintético e também no tratamento dos sintomas da menopausa, condições pós-parto, terapia hormonal e tratamentos cancerígenos (LUCENA, 2013). Essas indicações fazem com que o fármaco seja utilizado por uma grande parcela da população atual, o que torna praticamente impossível a ausência desse fármaco em um ambiente que recebe efluente constantemente de condomínios residenciais de grande porte.

Além da possível alta demanda de uso pelo grande número de pessoas residentes do local, estudos já demonstraram a fragilidade de remoção desses compostos no tratamento de esgoto comum (AMORIM, 2016; ANDRADE, 2013; SALOMÃO, 2014; VERLICCHI *et al.*, 2010); o que justificaria a alta presença de EE2 nas amostras de água coletadas em todos os pontos da lagoa.

Tanto o E2 como o EE2 já são reconhecidos como desreguladores endócrinos na biota aquática (BILA; DEZOTTI, 2007; SALOMÃO, 2014); e chegam as matrizes aquáticas, principalmente, pelo despejo de efluentes domésticos (FURTADO; VON MÜHLEN, 2015; SALOMÃO, 2014; TORRES *et al.*, 2013). Por definição, os desreguladores ou disruptores endócrinos são aquelas substâncias com capacidade de interação com os receptores hormonais de outros organismos, interferindo em todo o sistema endócrino (LUPEPSA, 2017). Posto isso, a exposição à E2 e EE2 para os peixes causa a feminização dos machos da espécie por estimular a produção de vitelogenina, uma proteína presente em alta concentração em peixes fêmeas cujo objetivo é a maturação dos óvulos (LUCENA, 2013). Ademais, a presença dos desreguladores endócrinos, além causar disfunções na reprodução dos peixes, ainda podem causar prejuízos ao sistema nervoso e imunológico, distúrbios no comportamento, malformações e prejudicar a homeostase dos organismos (NETO *et al.*, 2019). Por

exemplo, segundo Neto (2019), a presença de ambos os hormônios (E2 e EE2) são capazes de afetar severamente o desenvolvimento e reprodução das tilápias do Nilo.

5.3 ANÁLISE DA PRESENÇA DOS PESTICIDAS

A Tabela 10 apresenta os pesticidas encontrados nas análises das amostras de água superficial da LJPA durante as quatro coletas no ano de 2019. Os dados em negritos são as concentrações capazes de serem quantificadas, ou seja, acima do LQ estabelecido pelo método e equipamento utilizados (Tabela 10).

Tabela 10: Pesticidas presente nas amostras de água coletada na Lagoa de Jacarepaguá - RJ durante as quatro coletas de 2019.

COMPOSTO	Coleta 1						Coleta 2						LD ^a	LQ ^b
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	P0	P1	P2	P3	P4	P5	mg L ⁻¹	µg L ⁻¹
	µg L ⁻¹						µg L ⁻¹							
2,4'-DDD	-	-	-	-	-	<LD	<LD	-	-	-	-	-	0,0230	0,0683
4,4'-DDD	<LD	-	-	-	-	-	<LQ	-	-	-	-	<LQ	0,0190	0,0577
4,4'-DDT	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LQ	<LQ	-	-	<LQ	<LQ	0,0320	0,0955
AMETRINA	-	-	0,152	0,165	0,153	0,110	-	-	-	-	-	-	0,0300	0,0909
BOSCALIDA	-	-	<LD	<LD	<LD	<LD	-	-	<LD	<LD	<LD	<LD	0,0430	0,1311
CAPTAN	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	-	-	-	-	-	-	0,0150	0,0527
D-ALETRINA	<LQ	<LQ	0,445	<LQ	0,324	0,323	-	-	<LD	-	-	-	0,0990	0,2996
DIMETOATO	0,694	0,357	0,371	0,309	0,344	0,315	-	-	-	-	-	-	0,0830	0,2510
FENPROPATRINA (DANITOL)	1,408	0,483	0,559	0,663	0,210	0,298	-	0,114	0,179	0,116	0,103	-	0,0200	0,0604
FOLPET	0,107	-	-	-	0,078	-	-	-	<LQ	0,080	-	0,067	0,0110	0,0517
MALAOXON	<LD	-	-	<LD	<LD	<LD	<LD	-	-	<LD	<LD	<LD	0,0300	0,0914
METAMITRON	0,386	0,406	0,342	0,455	0,323	0,323	<LD	-	<LD	-	<LD	-	0,0210	0,0635
PARAOXON	0,284	0,275	0,220	0,281	0,262	0,147	0,067	-	-	<LQ	<LQ	-	0,0130	0,0505
TEBUCONAZOL	-	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	-	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0140	0,0979
TETRACONAZOL	0,795	0,262	0,266	0,404	0,126	0,184	-	-	-	-	-	-	0,0320	0,0737

Notas: ^a- Limite de Detecção; ^b – Limite de quantificação; <LD – valor abaixo do limite de detecção; <LQ – detectado abaixo do limite de quantificação

Fonte: próprio autor.

Observou-se pesticidas em concentrações acima do limite de detecção apenas nas coletas 1 e 2 não sendo detectados nas demais coletas. Na coleta 1 foram detectadas e quantificadas um grupo de oito compostos, com as seguintes médias de concentração entre os pontos LJPA: Ametrina ($0,145 \pm 0,024 \mu\text{g L}^{-1}$), D-Aletrin ($0,364 \pm 0,070 \mu\text{g L}^{-1}$), Dimetoato ($0,398 \pm 0,024 \mu\text{g L}^{-1}$), Fenpropratrina ($0,442 \pm 0,186 \mu\text{g L}^{-1}$), Folpet ($0,078 \mu\text{g L}^{-1}$), Metamitron ($0,373 \pm 0,058 \mu\text{g L}^{-1}$), Paraoxon ($0,237 \pm 0,055 \mu\text{g L}^{-1}$) e Tetraconazol ($0,248 \pm 0,104 \mu\text{g L}^{-1}$). Apenas o fungicida Captan esteve presente nas amostras em concentrações abaixo do limite de quantificação, não sendo passível de ser mensurado. Na coleta 2 um menor número de compostos foi verificado, sendo detectados um grupo de 6 agrotóxicos (4,4-DDD; 4,4-DDT; Fenpropratrina, Folpet, Paraoxon e Tebuconazol) sendo apenas 3 quantificados: Fenpropratrina ($0,1281 \mu\text{g L}^{-1}$), Folpet ($0,066 \mu\text{g L}^{-1}$) e Paraoxon ($0,06 \mu\text{g L}^{-1}$ - P0).

De acordo com Jacomini *et al.* (2011), resíduos com $0,50 \mu\text{g L}^{-1}$ de Ametrina foram encontrados em amostras de água superficial e também no sedimento ($0,5 - 2 \text{ ng g}^{-1}$) no rio Mogi-Guaçu, no estado de São Paulo. Em um estudo realizado com diferentes amostras de rio próximo a cidade de Colina, México, foram encontradas concentrações mais semelhantes ao do presente estudo, variando de $0,089-0,207 \mu\text{g L}^{-1}$ (SALVATIERRA-STAMP *et al.*, 2015). De acordo com a ANVISA, o herbicida Ametrina possui efeito sistêmico nas plantas infestantes (daninhas), utilizados em diversas culturas, principalmente de cana-de-açúcar, e com classificação toxicológica classe III (BRASIL, 2019). O estado de São Paulo possui uma das maiores área de plantação canavieira do país, revelando que o contato com essa substância é presente em áreas urbanizadas e desenvolvidas do país (JACOMINI *et al.*, 2011).

Assim como a Ametrina, o Metamitron é um herbicida participante do grupo das Atrazinas, sendo o Metamitron uma atrazona assimétrica (BRASIL, 2019). O composto foi encontrado em todos os pontos e no P0, com concentração média de $0,373 \pm 0,058 \mu\text{g L}^{-1}$. Após uma descarga acidental de Metamitron no terceiro maior rio da Alemanha, cientistas encontraram nas amostras de água superficial concentrações de variaram de $0,4 \mu\text{g L}^{-1}$ até $1,6 \mu\text{g L}^{-1}$ (GEERDINK, 1991). Utilizando este exemplo, a concentração encontrada no presente estudo está próxima ao mínimo, favorecendo a ideia de a fonte do herbicida ser residual. Entretanto, o estudo de Botelho e colaboradores (2015) verificou aumento na formação de micronúcleo em peixes a partir de concentrações de Atrazina de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ e anomalias cromossômicas a partir de $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$. Moron *et al.* (2006) observou redução dos íons sódio e cloro no plasma sanguíneo de pacu (*Piaractus mesopotamicus*) após exposição à $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$

¹. Demonstrando efeitos prejudiciais à biota aquática mesmo em concentrações consideradas pequenas.

As piretrinas são inseticidas naturais derivados das flores do gênero *Crysanthemum*, os crisântemos, enquanto os piretróides são os derivados sintéticos acrescido de um composto químico que aumenta a sua eficácia (ROSA, 2017). O piretróide D-Aletrina é classificado como inseticida, de classe toxicológica III e indicado como repelente e domissanitários (BRASIL, 2019). Na LJPA a concentração média do composto foi de $0,364 \pm 0,070 \mu\text{g L}^{-1}$ distribuídos entre três pontos onde foi possível a mensuração. Também vale dizer que o inseticida foi detectado no P0 em concentrações abaixo do limite de quantificação do método. A própria OMS, décadas atrás sugeriu o uso de piretróides e organofosforados para o controle de mosquitos nos grandes centros urbanos (WRIGHT, 1971). Os piretróides eliminam as pragas pela hiperexcitação das células levando a morte dos insetos, sendo até indicado no combate ao vetor *Aedes aegypti* (SANDOVAL GÍO *et al.*, 2018). De acordo com o estudo de Sandoval Gíó *et al.* (2018), a CL_{50} de tilápias do Nilo foi observada após a exposição de 84h-96h às concentrações de $1,4 \mu\text{g L}^{-1}$. O também piretróide Fenpropatrina apareceu durante as análises, inclusive foi a maior média entre os compostos encontrados, com o valor de $0,442 \pm 0,186 \mu\text{g L}^{-1}$. Além disso, esse composto foi o que obteve maior concentração no P0 ($1,408 \mu\text{g L}^{-1}$). Uma possível justificativa para a presença do composto é a precipitação através das chuvas; consiste em um importante via de contaminação ambiental, onde os agrotóxicos em locais próximos volatilizam, são transportados pelo vento e, por fim, precipitam (MOREIRA *et al.*, 2012).

O agrotóxico Dimetoato pertence à classe dos organofosforados e atua através da inibição da enzima acetilcolinesterase (AChE) (BRASIL, 2019). O inseticida foi encontrado em todos os pontos de coleta, com média de concentração de $0,398 \pm 0,024 \mu\text{g L}^{-1}$, inclusive no P0 ($0,694 \mu\text{g L}^{-1}$). Sendo assim, a presença do composto na LJPA e no ponto de referência alerta sobre o risco a saúde dos peixes e a humana. Em amostras de água coletadas no Rio Hasbani (Líbano), localizado em área agrícola, as concentrações de Dimetoato variaram de $0,003-0,054 \mu\text{g L}^{-1}$ e com média de $0,009 \mu\text{g L}^{-1}$ (AISHA *et al.*, 2017); esses achados levantam a dúvida para valores acima do esperado para um área urbano, revelando uma concentração alta do compostos na LJPA. Segundo Jardim *et al.* (2018), o Dimetoato é um dos organofosforados mais detectados em programas de monitoramento. Devido a sua alta mobilidade e baixa retenção, possui grande potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas à depender das condições (temperatura, pH, dentre outros) (JARDIM *et al.*, 2018), inclusive já sendo relatado, tempo de meia-vida de até 74 dias (VALLIM, 2019). De

acordo com Lima *et al.* (2007), o Dimetoato também possui alta capacidade de lixiviação e sorção à matéria orgânica presente nos sedimentos, outro fator relevante para a contaminação ambiental.

O Paraoxon é um metabólito do agrotóxico Parationa-metílica, pertencente ao grupo dos organofosforados (BRASIL, 2019). Mesmo proibido o seu uso no Brasil, o metabólito foi encontrado em todos os pontos de coleta (0,147 – 0,284 $\mu\text{g L}^{-1}$). Os organofosforados são um grande grupo, historicamente utilizados como agentes químicos de guerra e depois inseridos como inseticidas, por exemplo metamidofós e acefato (CARNEIRO, 2015). Tanto o Paraoxon como o Dimetoato são inibidores irreversíveis da enzima Acetilcolinesterase (AChE), uma enzima comum a uma série de seres vivos. Segundo Salles e colaboradores (DE SALLES *et al.*, 2015), a Parationa era extensivamente aplicada na agricultura, controle de pragas e até na indústria do pescado. Em 2016, foi proibido por ser comprovadamente mutagênico, causar danos reprodutivos e distúrbios hormonal sendo mais perigoso do que o demonstrado nos testes toxicológicos utilizados para a liberação do princípio ativo (BRASIL, 2016). Esta é uma proibição recente, o que colabora com o fato de o composto ainda poder estar “em circulação” e ainda ser utilizado em como inseticida e saneante pela população comum.

Vale ressaltar que os organofosforados já foram a classe química utilizada no combate de vetores (larva e adultos) do mosquito *Aedes aegypti* (LOREDO, 2017). A área de estudo em questão é circundada de condomínios e conjuntos residenciais, onde corriqueiramente é realizada a passagem dos carros “fumacê”. Essa prática que visa o combate das doenças consiste na pulverização de inseticidas afim de eliminar os organismos indesejados, por exemplo: mosquitos, formigas, entre outros (FERNANDES *et al.*, 2021). Atualmente, a prática ainda divide opiniões apesar de ser permitida nos condomínios (MENASCE; ARAÚJO, 2016).

Segundo o estudo de Denise Valle (2007), quatro dos cinco organofosforados utilizados nesse tipo de combate não possuem mais efeito sob o vetor devido ao desenvolvimento de mecanismo de resistência, além de não ser considerada a melhor forma de combate à dengue, zika e similares. Hoje, apenas o organofosforado Malathion é autorizado para a prática (MENASCE; ARAÚJO, 2016). Todavia, a presença de diversos compostos da mesma classe química na LJPA serve de alerta pois, por mais que não sejam substâncias exatamente iguais, possuem mecanismos e estruturas químicas similares (MOREIRA *et al.*, 2012). São necessárias avaliações mais profundas quanto a hipótese levantada pois, de modo geral, a

presença dos pesticidas foi encontrada em apenas uma das quatro coletas. Sugere-se a execução de mais coletas na LJPA afim de saber se a presença dos organofosforados é algo pontual ou não.

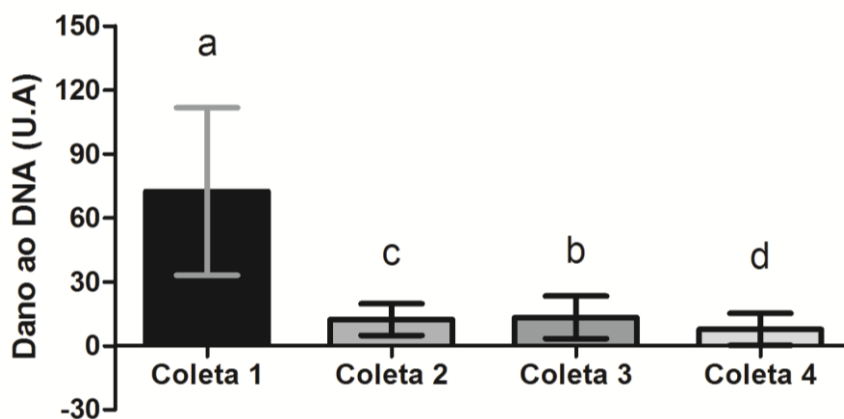
Os compostos Folpet e Tetraconazol pertencem ao grupo dos fungicidas onde ambos são indicados para a aplicação foliar em culturas de frutas e hortaliças (BRASIL, 2019). O Folpet (P4- $0,066 \mu\text{g L}^{-1}$) e o Tetraconazol (média= $0,248 \pm 0,104 \mu\text{g L}^{-1}$) foram encontrados na coleta 1 e, apenas o primeiro, na coleta 2 (média= $0,075 \pm 0,007 \mu\text{g L}^{-1}$). Apesar dos baixos valores de concentração, é importante ressaltar o perigo para a vida aquática que está exposta a esses compostos. A revisão de Bojarski e colaboradores (2020) revela o potencial dos fungicidas em afetar o sistema imunológico e hematológico, causando distúrbios na expressão proteica e em toda bioquímica dos peixes. O fungicida Propiconazol, com química e bioquímica parecida com o composto, a partir de concentrações de $500 \mu\text{g L}^{-1}$ causou alterações hematológicas após 30 dias de exposição ao peixe *Labeo rohita* (LI *et al.*, 2011).

No geral, é possível afirmar que em todos os pontos coletados na Lagoa foi verificada a presença de umas contaminantes (pesticidas), além de o ponto de referência. Em relação a coleta 3 e 4, a ausência de compostos no presente estudo pode ser justificada pela diluição das concentrações pelas das chuvas antecedente a data da coleta (Tabela 7). Visto que, nessas duas coletas, o volume de chuva 96h antes foram os maiores registrados. Todavia, seriam necessárias outras coletas para a determinação dessa ausência, uma vez que, a chuva recente também é um fator contribuinte para a lixiviação e carreamento de poluentes (MURRAY; THOMAS; BODOUR, 2010)

5.4 AVALIAÇÃO DA GENOTOXICIDADE (ENSAIO COMETA)

Os resultados de dano ao DNA das tilápias (*Oreochromis niloticus*) expostas à contaminantes ambientais, coletadas na LJPA, por meio do ensaio cometa, estão representados em unidade arbitrária (UA) na Figura 8 e em porcentagem em cada classe (danos 0,1,2 e 3) na Figura 9. A unidade arbitrária (UA) é definida pela soma ponderada das classes de dano dos cometas analisados durante a leitura das lâminas (GALLÃO *et al.*, 2019). Ao todo, foram avaliados nove indivíduos por coleta, sendo subdivididos em lâminas A e B, totalizando os dados de 72 amostras nas quatro coletas.

Figura 8: Avaliação de genotoxicidade através do ensaio cometa, representação do dano ao DNA em unidade arbitrária (UA) em Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) durante as campanhas no ano de 2019 na Lagoa de Jacarepaguá-RJ (n=9).

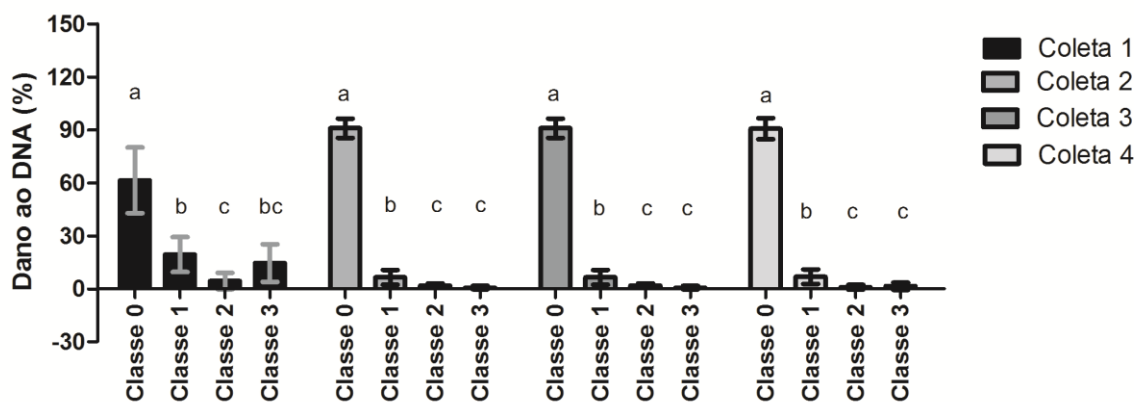


Fonte: próprio autor.

Nos resultados do ensaio cometa, observou-se que a Coleta 1 se diferenciou das demais, possuindo mais células com dano que as coletas 2, 3 e 4 ($p < 0,05$) (Figura 8). No entanto, entre as coletas 2, 3 e 4 não foram observadas diferenças entre os grupos. Foram contabilizadas as células em cada classificação, dentre aquelas com dano (classe 1, 2 e 3), foi realizada a média aritmética sendo as seguintes: C1- $72,33 \pm 39,31$ UA; C2- $12,33 \pm 7,44$ UA; C3- $13,33 \pm 10,03$ UA e C4- $-7,78 \pm 7,52$ UA.

A Figura 9 mostra a comparação entre as diferentes classes de danos de DNA. Observou-se que a coleta 1 apresentou maiores classes de dano, sendo distribuída de acordo com a grandeza correspondente. Durante as demais coletas (C2, C3 e C4), foi possível diferenciar células com todas as classes de dano (classe 1, 2 e 3) de células sem danos (classe 0), entretanto, não foi possível estabelecer diferenciação entre dano baixo (classe 1), médio (classe 2) e alto (classe 3) sendo as classes 1, 2 e 3 estatisticamente iguais ($p < 0,05$).

Figura 9: Representação do dano ao DNA, em porcentagem (%), por meio do ensaio cometa em tilápias (*Oreochromis niloticus*) durante as campanhas no ano de 2019 na lagoa de Jacarepaguá-RJ.



Fonte: próprio autor.

Por definição, as letras foram estabelecidas pela ordem decrescente dos valores observados em cada coleta, ou seja, “A” para as classes que obtiveram o maior número de células na contagem microscópica, “B” para o segundo maior valor e assim sucessivamente. A classificação do gradiente de danos encontrados nos eritrócitos das tilápias do Nilo expostas aos contaminantes ambientais presente na LJPA estão exemplificadas na Figura 7.

Sendo assim, na coleta 1 pode-se observar uma diferença entre a ausência de dano (classe 0) e todos os outros gradientes de dano (classes 1, 2 e 3) ($p < 0,05$). Além disto, também é possível verificar distinções entre danos baixos (classe 1) e danos medianos (classe 2). Na coleta 2, assim como na 3 e 4, só foi possível diferenciar a ausência de dano de danos baixo ou mediano, ou seja, nas classes 2 e 3 não houve distinção ($p < 0,005$).

Dessa forma, os resultados encontrados durante a avaliação de genotoxicidade corroboram com diversos autores que mostraram o efeito genotóxicos das substâncias encontradas nas águas da LJPA: hormônios e pesticidas (BROZINSKI *et al.*, 2013; OGUT, 2019); onde a maior prevalência de eritrócitos com algum grau de dano no DNA ocorreu na coleta onde foram encontrados maior volume das substâncias químicas de interesse (coleta 1). De acordo com o trabalho de Micael (2007), a EE2 também possui potencial genotóxico capaz de causar danos ao DNA verificados no peixe zebra (*Danio rerio*), expostos ao composto de maneira aguda e crônica, sendo observado dano a partir de $3,5 \text{ ng L}^{-1}$ (valor inferior a menor média encontrada durante as coletas - Coleta 1). No mesmo sentido, Sponchiado *et al.* (2011) demonstrou danos ao DNA causados pela exposição ao E2 (hormônio natural), em concentrações de 6 ng L^{-1} durante período crônico. Apesar desse trabalho avaliar o dano ao DNA

por outro teste de genotoxicidade (teste do micronúcleo), demonstrou-se que a exposição das tilápias do Nilo (*O. niloticus*) após exposição crônica curta (período de 24h e 48h) não diferiram do grupo controle, porém durante o período longo (10 dias), obteve-se uma renovação celular e uma redução na frequência de micronúcleo; favorecendo um possível mecanismo de defesa e/ou reparo (SPONCHIADO *et al.*, 2011). Outro estudo que reforça hipóteses semelhantes foi conduzido por Yamamoto (2011) utilizando injeção peritoneal de EE2 em exemplares de *Geophagus brasiliensis* com exposição quinzenal, onde o máximo de MN encontrados por lâminas foram de 3 unidades demonstrando duas possibilidades: (i) mecanismos de defesa contra o EE2 ou (ii) o composto pode possuir um efeito protetivo à espécie.

Os resultados de genotoxicidade processados durante a análise não foram suficientes para efetuar possíveis correlações e associações com os demais resultados. Porém, verificada a presença do fármaco na LJPA, os resultados de genotoxicidade servem de alerta para o possível prejuízo à saúde da ictiofauna e à saúde humana e também abre espaço para a investigação de possíveis mecanismos de defesa e reparo de tal compostos.

Todavia, o dano encontrado não pode ser atribuído apenas a apenas um contaminante. Em relação aos pesticidas, o estudo de Botelho *et al.* (2015) buscou verificar o efeito genotóxico das atrazinas e ametrinas em eritrócitos de *Danio rerio* onde foi observado a formação de micronúcleo, indicativo de dano ao DNA, em concentrações acima de $1,5 \mu\text{g L}^{-1}$. Na LJPA, foi verificado a presença do herbicida com média de $0,145 \mu\text{g L}^{-1}$ distribuídos nos pontos da lagoa, o que serve de alerta para a ameaça do risco para a biota aquática do local. O estudo indiano de Alia *et al.* (2014), demonstrou que a formação de micronúcleo (dano genotóxico) em peixes (*Channa punctatus*) a partir de concentrações de $2,2 \mu\text{g L}^{-1}$, aumentando também o dano de acordo com o aumento do tempo de exposição (24h e 96h). Isso pode ser um indicativo de que, em concentrações superiores àquelas encontradas na LJPA, o Dimetoato pode causar dano genético nos peixes; e/ou em concentrações menores, porém com o tempo de exposição maior, o mesmo pode ocorrer.

Quanto aos piretróides encontrados (D-aletrina e Fenpropatina), o potencial genotóxico já é reconhecido em peixes e em humanos (ÇAVAŞ; ERGENE-GÖZÜKARA, 2003). Sendo assim, é preocupante encontrar esse agrotóxico num ponto considerado de referência, revelando o risco iminente. Entretanto, o estudo de Bony *et al.* (2008) ao avaliar os danos em eritrócitos de *Phoxinus phoxinus* expostos ao piretróide diuron e fungicida azoxistrobina de forma crônica; verificou que a exposição houve uma adaptação metabólica e/ou fisiológica pois os dados genotóxicos encontrados voltaram ao mesmo patamar que os encontrados no grupo controle. Os pesquisadores levantam uma questão que pode justificar o que ocorreu

no presente estudo. Durante o ensaio cometa realizado na LJPA as células avaliadas foram os eritrócitos das tilápias do Nilo que, segundo Bony *et al.* (2008), possuem duração de 1 a 3 meses no sistema circulatório dos peixes.

Visto isso, acreditava-se que poderia se encontrar mais células com danos maiores (classes 2 e 3) devido ao já conhecido potencial genotóxico dos compostos encontrados, contudo, os danos foram majoritariamente classificados na classe 0 e classe 1. Ao se tratar de uma exposição crônica à concentrações em microgramas e nanogramas, após algum tempo, ocorre a renovação dos eritrócitos (BONY *et al.*, 2008). Sendo assim, as células com dano foram naturalmente substituídas e não foram encontradas durante o ensaio cometa realizado nesse estudo.

É sabido que os mecanismos de reparo e defesa dos peixes são distintos dos mamíferos. Segundo Bols *et al.* (2005) são necessários mais estudos investigativos quanto a esse assunto nas células piscianas, contudo, são relatadas a presença de mecanismos diferentes, ora muito rápidos ao ponto de serem observados no ensaios atuais, ora, necessário outros tipos de ensaios mais específicos. Sendo assim, não é suficiente para o estudo das questões citadas apenas reproduzir os ensaios aplicados aos mamíferos mas sim, buscar respostas e mecanismos específicos dos organismos aquáticos (BOLS *et al.*, 2005; KIENZLER *et al.*, 2013; YAMAMOTO, 2011).

6. CONCLUSÃO

A caracterização das águas da LJPA mostra a não conformidade com a legislação vigente, comprovando o não enquadramento nos padrões para lançamento de efluentes despejados na lagoa. Os parâmetros de turbidez, sólidos totais (STD), fósforo, amônia, nitrato e coliformes ficaram fora dos padrões em todas as coletas, evidenciando a baixa qualidade das águas, com IQA categorizado como “ruim”.

Na análise das substâncias químicas e contaminantes emergentes de interesse nas amostras de água da LJPA, o hormônio sintético 17 α -etinilestradiol foi encontrado em todas as coletas com concentrações distribuídas entre 2,814-27,580 $\mu\text{g L}^{-1}$. Quanto aos pesticidas, os compostos Ametrina, D-Aletrina, Dimentoato, Fenproprina, Metamitron, Paraoxon, Tetraconazol e Folpete estiveram presentes na coleta 1; os compostos Fenproprina e Folpete estavam presentes na coleta 2 e nas coletas 3 e 4 não foram encontrados agrotóxicos com os métodos usados. Encontrar esses compostos nas águas da LJPA revela alta variabilidade e complexidade na composição da lagoa e, também, abre portas para mais estudos que busquem a presença de outros compostos que pode trazer efeitos prejudiciais à saúde ambiental e humana.

Com avaliação da genotoxicidade através do ensaio cometa, concluiu-se que a exposição às águas contaminadas acarreta dano celular. Foi verificada a presença de maiores efeitos genotóxicos na coleta 1, onde mais substâncias químicas foram verificadas nas amostras de água. Através do ensaio cometa, foi possível diferenciar a ausência de dano (classe 0) do grau de baixo dano (classe 1) e médio dano (classe 2). Todavia, não foi possível os danos de classe 2 e 3 sendo os resultados estatisticamente semelhantes ($p \leq 0,05$).

Espera-se contribuir com dados de monitoramento para discussões futuras sobre a contaminação ambiental da LJPA, focando em avaliações mais abrangentes e profundas sobre quais diretrizes e ações deverão ser tomadas frente aos riscos oferecidos pelos contaminantes. Além disso, espera-se alertar sobre a fiscalização do cumprimento das normas ambientais, com o intuito de reduzir os impactos dos poluentes oriundos dos despejos de efluentes domésticos e industriais; tendo em vista a proteção e preservação da saúde animal, ambiental e humana da lagoa de Jacarepaguá e do complexo lagunar da Barra da Tijuca.

7. PERSPECTIVAS FUTURAS

O presente trabalho avaliou a ocorrência de contaminantes emergentes na LJPA e os efeitos genotóxicos derivados da contaminação ambiental em tilápias do local. Entretanto, sugere-se que, para o melhor e mais completo entendimento da contaminação ambiental, são necessárias análises complementares.

Primeiramente, sugere-se que sejam realizadas mais coletas durante o ano amostral a fim de contemplar os 12 meses do ano e todos os períodos sazonais. Esse tipo de abordagem demonstrará melhor a presença ou ausência dos contaminantes emergentes investigados (produtos farmacêuticos, fármacos e pesticidas), além da possibilidade de determinação de outros como surfactantes, PPCPs, plastificantes, metais e hidrocarbonetos (BTEX). Essa perspectiva permitirá uma visão mais ampla e robusta da variabilidade de contaminantes e complexidade da contaminação ambiental da lagoa.

Sugere-se a verificação da absorção e entrada de tais moléculas no organismo dos peixes uma vez que tais contaminantes já foram encontrados na matriz aquática. Torna-se interessante a verificação dos compostos emergentes e seus metabólitos no organismo dos peixes, por exemplo através de cromatografia em amostras sanguíneas, musculares, tecido cerebral, entre outras; a fim de observar como e quanto tais moléculas presentes na matriz aquática penetram no organismo dos peixes da LJPA.

À proporção que serão investigados mais compostos e substâncias, aumenta os possíveis efeitos nos peixes. Sugere-se, então, uma avaliação ecotoxicológica mais aprofundada, investigando os efeitos concretos e os riscos presença na área. Sendo assim, propõe-se a avaliação de atividade proteica e enzimática de biomoléculas relevantes (SOD, GPx, CAT, GST, MT, LPO, entre outras) e verificando o estresse oxidativo; realização da avaliação endócrina e seus desreguladores (atividade estrogênica e vitelogenina); outras análises genotóxicas (teste do MN, aberrações cromossômicas, entre outros); e, por fim, avaliar os possíveis mecanismos de reparo e defesa dos peixes contra tais contaminantes.

É importante ressaltar que essas sugestões buscarão embasar uma avaliação mais completa da saúde animal, ambiental e humana do local em questão; a partir dos resultados encontrados, iniciar com políticas de mitigação dos riscos, efeitos danosos e prejuízos à qualidade ambiental e animal.

REFERÊNCIAS

- AISHA, A. A. *et al.* Monitoring of 45 pesticides in Lebanese surface water using Polar Organic Chemical Integrative Sampler (POCIS). **Ocean Science Journal**, v. 52, n. 3, p. 455–466, 2017.
- ALIA, D. *et al.* Evaluation of genotoxic and oxidative stress response to dimethoate in freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch). **Chemical Speciation and Bioavailability**, v. 26, n. 2, p. 111–118, 2014.
- ALMEIDA, E. A.; RIBEIRO, C. A. O. **Pollution and Fish Health in Tropical Ecosystems**. 1. ed. Boca Raton: CRC Press, 2014. 402p.
- ALVES, M. *et al.* Avaliação da Contaminação por Pesticidas Organoclorados em Recursos Hídricos do Estado de Goiás. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 1, p. 67-74, 2010.
- AMADI, C. N.; FRAZZOLI, C.; ORISAKWE, O. E. Sentinel species for biomonitoring and biosurveillance of environmental heavy metals in Nigeria. **Journal of Environmental Science and Health, Part C**, v. 38, n. 1, p. 21–60, 2020.
- AMORIM, A. B. B. **Aplicação do Método de Valoração contingente para Estimar o Valor Econômico do Sistema Lagunar de Jacarepaguá**. 2015. 94 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.
- AMORIM, M. L. C. M. **Ocorrência de hormônios nas águas superficiais da Região Hidrográfica do Médio Curso do Rio Paraíba**. 2016. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2016.
- ANDRADE, L. R. D. E. **Poluição do Ambiente Aquático por Hormônios Naturais e Sintéticos: um estudo em Poços de Caldas / MG**. 2013. 94 f. Dissertação (Mestre em Desenvolvimento Sustentável e Qualidade de Vida) - Centro Universitário das Faculdades Associadas de Ensino, FAE, São Paulo, 2013.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Part 9221 B. Multiple-tube Fermentation Technique For Members Of The Coliform Group**. 1. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2006. 12 p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012. 1504 p.
- AUS DER BEEK, T. *et al.* Pharmaceuticals in the environment-Global occurrences and perspectives: Pharmaceuticals in the global environment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, n. 4, p. 823–835, 2016.
- BARCELLOS, C. DE C.; FERNANDES, H. M.; AZEVEDO, H. L. P. The role of the arroio pavuna river in the transport of particulate heavy metals to Jacarepaguá Lagoon, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 75, n. 2–3, p. 211–223, 1988.

- BARCELÓ, L. D.; LOPÉZ, M. J. **Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes**. 27 p. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas - Universidad de Sevilla, Barcelona, 2008.
- BASSAY, B. M.; MAKUMYAVIRI, A. M.; OTIKEKE, L. S. Diet evolution in Tilapia *rendalli* kept in heterogeneous breeding system in Lubumbashi, Congo. **Revue de Medecine Veterinaire**, v. 148, n. 10, p. 805–807, 1997.
- BATTAGLIN, W. A. *et al.* Occurrence of azoxystrobin, propiconazole, and selected other fungicides in US streams, 2005-2006. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 218, n. 1–4, p. 307–322, 2011.
- BERNARDO, C.; ZEE, D. **Meio ambiente urbano: desafios e soluções**. 1. ed. Rio de Janeiro: Letra Capital Editora LTDA, 2014. 197 p.
- BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e conseqüências. **Química Nova**, v. 30, n. 3, p. 651–666, 2007.
- BOJARSKI, B.; WITESKA, M. Blood biomarkers of herbicide, insecticide, and fungicide toxicity to fish — a review. **Environmental Science and Pollution Research Springer**, v. 27, n. 16, p. 19236 - 19250, 2020.
- BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. M. L. Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 343–352, 2006.
- BOLS, N. C. *et al.* Chapter 2 Use of fish cell lines in the toxicology and ecotoxicology of fish. Piscine cell lines in environmental toxicology. **Biochemistry and Molecular Biology of Fishes**, v. 6, n. C, p. 43–84, 2005.
- BONY, S. *et al.* Genotoxic pressure of vineyard pesticides in fish: Field and mesocosm surveys. **Aquatic Toxicology**, v. 89, n. 3, p. 197–203, 2008.
- BOTELHO, R. G. *et al.* Environmentally Relevant Concentrations of Atrazine and Ametrine Induce Micronuclei Formation and Nuclear Abnormalities in Erythrocytes of Fish. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 69, n. 4, p. 577–585, 2015.
- BRAGA, I. A.; VALLE, D. *Aedes aegypti*: histórico do controle no Brasil. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 16, n. 2, p. 113–118, 2007.
- BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília, DF: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2005.
- BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Proibido uso de agrotóxicos com Parationa Metilica (Resolução nº 2.297)**. Brasília: Ministério da Saúde, 2016. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/noticias-anvisa/2016/proibido-uso-de-agrotoxicos-com-parationa-metilica>. Acesso em: 6 maio. 2021.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Regularização de Produtos - Monografia de Agrotóxicos**. Brasília: Ministério da Saúde, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/acessoinformacao/dadosabertos/informacoes-analiticas/monografias-de-agrotoxicos>. Acesso em: 6 maio. 2021

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n° 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Brasília: CONAMA, 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 11 abr. 2021.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n° 430, de 13 de Maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA n° 357/2005**. Brasília: CONAMA, 2011. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 11 abr. 2021.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo 2010**. Brasília: IBGE, 2010.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE (MS). Resolução n° 166, de 24 de julho de 2017. **Dispõe sobre a validação de métodos analíticos e dá outras providências**. Brasília: MS, 2017.

BRASIL. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019**. Brasília: SNIS, 2020. 183 p.

BROZINSKI, J. M. *et al.* The anti-inflammatory drugs diclofenac, naproxen and ibuprofen are found in the bile of wild fish caught downstream of a wastewater treatment plant. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 1, p. 342–348, 2013.

CALDAS, S. *et al.* Occurrence of Pesticides and PPCPs in Surface and Drinking Water in Southern Brazil: Data on 4-Year Monitoring. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 30, n. 1, p. 71–80, 2018.

CANONICO, G. C. *et al.* The effects of introduced tilapias on native biodiversity. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 15, n. 5, p. 463–483 2005.

CARNEIRO, F. F. **Dossiê Abrasco: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde**. 1 ed. Rio de Janeiro: EPSJV, 2015. 624 p.

CASTRO, J. S. M. **Práticas e sentidos atribuídos ao uso e à divulgação de agentes químicos potencialmente tóxicos no ambiente doméstico**. 2011. 151 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública e Meio Ambiente) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2011.

- CASTRO, M. S. *et al.* River waters near to agricultural sites in the northeastern Brazil (Maranhão state) cause genetic damage in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Brazilian Journal of Biology**, v. 79, n. 2, p. 365–367, 2018.
- CAVALCANTE, N. **Bairros na zona oeste do rio crescem até 150%**. Portal G1, Rio de Janeiro, 2011.
- ÇAVALAŞ, T.; ERGENE-GÖZÜKARA, S. Evaluation of the genotoxic potential of lambda-cyhalothrin using nuclear and nucleolar biomarkers on fish cells. **Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 534, n. 1–2, p. 93–99, 2003.
- CHOWDHURY, J.; MANDAL, T. K.; MONDAL, S. Genotoxic impact of emerging contaminant amoxicillin residue on zebra fish (*Danio rerio*) embryos. **Heliyon**, v. 6, n. 11, p. e05379, 2020.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Apêndice D - Índices de Qualidade das Águas, Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**. São Paulo: ANA, 2018.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Apêndice E - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem, Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: ANA, 2019.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* - Determinação pela técnica de tubos múltiplos**. 5. ed. São Paulo: ANA, 2018. 29 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/normas-tecnicas-cetesb/normas-tecnicas-vigentes/para-enviar-aopscsm_-ntc-15-202_5aed-_dez-2018/. Acesso em: 11 abr. 2021
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: ANA, 2011. 327 p. Disponível em: <https://capacitacao.ana.gov.br/conhecerh/handle/ana/2211>. Acesso em: 11 abr. 2021
- CORREIA, J. E. *et al.* Comet assay and micronucleus tests on *Oreochromis niloticus* (Perciforme: Cichlidae) exposed to raw sugarcane vinasse and to physicochemical treated vinasse by pH adjustment with lime (CaO). **Chemosphere**, v. 173, p. 494–501, 2017.
- COSTA, S. R. *et al.* Comparison of the Base Excision Repair Activity in Liver Cell Models of Zebrafish (*Danio rerio*). **Zebrafish**, v. 15, n. 2, p. 107–111, 2018.
- CUNHA, P. M. O. M. **Avaliação de Risco Ecológico da Lagoa de Jacarepaguá- RJ**. 2020. 112 f. Dissertação (mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.
- CUNHA, R. W. *et al.* Water quality of a shallow lagoon in rural area in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 7, p. 770–779, 2013.
- DA ROCHA, C. A. M. *et al.* Evaluation of Genotoxic Effects of Xenobiotics in Fishes Using Comet Assay - A Review. **Reviews in Fisheries Science**, v. 17, n. 2, p. 170–173, 2009.

DALZUCHIO, T. *et al.* The use of biomarkers to assess the health of aquatic ecosystems in Brazil: a review. **International Aquatic Research**, v. 8, n. 4, p. 283–298, 2016.

DE SALLES, J. B. *et al.* Bioconcentration and Acute Intoxication of Brazilian Freshwater Fishes by the Methyl Parathion Organophosphate Pesticide. **BioMed research international**, v. 2015, p. 197196, 2015.

DE SILVA, S. S. *et al.* **Tilapias as alien aquatics in Asia and the Pacific: a review**. 1. ed. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2004. 65 p.

DEY, M. M.; GUPTA, M. V. Socioeconomics of disseminating genetically improved Nile tilapia in Asia: An introduction. **Aquaculture Economics and Management**, v. 4, n. 1–2, p. 5–11, 2000.

DHAWAN, A.; BAJPAYEE, M.; PARMAR, D. Comet assay: a reliable tool for the assessment of DNA damage in different models. **Cell Biology and Toxicology**, v. 25, n. 1, p. 5–32, 2009.

FARRÉ, M. L. *et al.* Fate and toxicity of emerging pollutants, their metabolites and transformation products in the aquatic environment. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 27, n. 11, p. 991–1007, 2008.

FERNANDES, E. F. *et al.* Uso do pulverizador fumacê no controle de formigas de fogo em área urbana. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 1, p. 6554–6565, 2021.

FERREIRA, A. DA S. G. *et al.* Occurrence and spatial-temporal distribution of herbicide residues in the Ipojuca River sub-basin, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 12, p. 1124–1128, 2016.

FONSECA, L. N.; STREIT JR, D. P.; MARQUES, L. S. Welfare and stress in fish. **IOSR Journal of Agriculture and Veterinary Science**, v. 10, p. 45-48, 2017.

FONSECA, V. F. *et al.* Roving pharmacies: Modelling the dispersion of pharmaceutical contamination in estuaries. **Ecological Indicators**, v. 115, 2020.

FORBES, R. **15 maiores empresas farmacêuticas do mundo** *Forbes Brasil*. Redação Forbes Brasil, 2015. Disponível em: <<https://forbes.com.br/listas/2015/07/15-maiores-empresas-farmacenticas-do-mundo/>>. Acesso em: 28 abr. 2021

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, v. 39, n. 7, p. 1077–1085, 2001.

FURTADO, C.; VON MÜHLEN, C. Endocrine disruptors in water filters used in the Rio dos Sinos Basin region, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2 suppl, p. 85–90, 2015.

GALLÃO, M. *et al.* The Impact of Sublethal Concentrations of Treated Leachate on Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 102, n. 4, p. 519–524, 2019.

- GALHARDO, L.; OLIVEIRA, R. F. Estresse psicológico e bem-estar em peixes. **Revisão Anual de Ciências Biomédicas**, v. 11, 2009.
- GEERDINK, R. B. Direct determination of metamitron in surface water by large sample by volume injection. **Journal of Chromatography A**, v. 543, n. C, p. 244–249, 1991.
- GENOVEST, P. **Aliens: The invase species bulletin**. 33 v. Rome: ISPRA, 2013. 56 p.
- GIESSMANN, G. H. **Interação , crescimento e comportamento de *Tilapia rendalli* (CICHLIDAE) E *Metynnis roosevelti* (CHARACIDAE) (Pisces)**. 1994. 164 p. Dissertação (Mestrado em Fisiopatologia e Comportamento de Organismos Aquáticos) - Pós-Graduação em Ciências Veterinárias do Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Parana, Curitiba, 1994.
- GONÇALVES, E. S. **Ocorrência e distribuição de fármacos, cafeína e bisfenol-A em alguns corpos hídricos no estado do Rio de Janeiro**. 2012. 198 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Geoquímica, Instituto de Química, Niterói, 2012. Disponível em: <<https://app.uff.br/riuff/handle/1/1675>>. Acesso em: 22 jun. 2021
- HAUSER-DAVIS, R. A.; PARENTE, T. E. **Ecotoxicology: perspectives on key issues**. 1. ed. Boca Raton: CRC Press , 2018. 282 p.
- HEMACHANDRA, C. K.; PATHIRATNE, A. Combination of physico-chemical analysis, *Allium cepa* test system and *Oreochromis niloticus* erythrocyte based comet assay/nuclear abnormalities tests for cyto-genotoxicity assessments of treated effluents discharged from textile industries. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 131, p. 54–64, 2016.
- HERNÁNDEZ, A. F.; GIL, F.; LACASAÑA, M. Toxicological interactions of pesticide mixtures: an update. **Archives of Toxicology**, v. 91, n. 10, p. 3211-3223, 2017.
- HUSSAIN, B. *et al.* Fish eco-genotoxicology: Comet and micronucleus assay in fish erythrocytes as in situ biomarker of freshwater pollution. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 25, n. 2, p. 393–398, 2018.
- INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **Faixa Marginal de Proteção**. Rio de Janeiro: INEA, 2010.
- INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) das obras de prolongamento do molhe existente na entrada do Canal da Joatinga e as melhorias da circulação hídrica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá**. Rio de Janeiro: INEA, 2015.
- ISLA, L. A. S. **O uso de peixes em estudos experimentais ecotoxicológicos “in situ”, avaliando os efeitos da poluição aquática urbana em reservatórios**. 2016. 88 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.
- JACOMINI, A. E. *et al.* Assessment of ametryn contamination in river water, river sediment, and mollusk bivalves in São Paulo State, Brazil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 60, n. 3, p. 452–461, 2011.

JARDIM, A. N. O. *et al.* Dietary cumulative acute risk assessment of organophosphorus, carbamates and pyrethroids insecticides for the Brazilian population. **Food and Chemical Toxicology**, v. 112, p. 108–117, 2018.

JISKRA, M.; HOLLENDER, J. Fate of the pharmaceutical diclofenac in the aquatic environment. **Biogeochemistry and Pollutant Dynamics**, n. 2000, p. 1–16, 2013.

JORDÃO, C. P. *et al.* Influence of domestic and industrial waste discharges on water quality at Minas Gerais State, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 16, n. 2, p. 241–250, 2005.

JUNIOR, E. F. L. **O Saneamento Básico da Área de Planejamento 4 (A.P.4): um estudo sobre a precariedade do serviço de coleta e tratamento de esgoto.** 2017. 18 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Administração Pública) - Instituto de Ciências Humanas e Sociais, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2017. Disponível em: <https://app.uff.br/riuff/handle/1/6295>. Acesso em: 28 mai. 2021.

KIENZLER, A. *et al.* Assessment of base-excision repair activity in fish cell lines: Toward a new biomarker of exposure to environmental contaminants? **Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 753, n. 2, p. 107–113, 2013.

LEE, R. F.; STEINERT, S. Use of the single cell gel electrophoresis/comet assay for detecting DNA damage in aquatic (marine and freshwater) animals. **Mutation Research/Reviews in Mutation Research**, v. 544, n. 1, p. 43–64, 2003.

LI, Z. H. *et al.* Use of hematological and plasma biochemical parameters to assess the chronic effects of a fungicide propiconazole on a freshwater teleost. **Chemosphere**, v. 83, n. 4, p. 572–578, 2011.

LIMA, L. M.; DE SOUZA, E. L.; FIGUEIREDO, R. D. O. Dimethoate retention and its relation to pH, clay and organic matter contents by sediments in non saturated zone of a small catchment of the northeast Pará. **Acta Amazonica**, v. 37, n. 2, p. 187–194, 2007.

LIMBU, S. M. *et al.* Chronic exposure to low environmental concentrations and legal aquaculture doses of antibiotics cause systemic adverse effects in Nile tilapia and provoke differential human health risk. **Environment International**, v. 115, p. 205–219, 2018.

LIU, J. L.; WONG, M. H. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): A review on environmental contamination in China. **Environment International**, v. 59, p. 208–224, 2013.

LOPES, V. S. A. *et al.* Development of a solid-phase extraction system modified for preconcentration of emerging contaminants in large sample volumes from rivers of the lagoon system in the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, n. 1, p. 572–577, 2016.

LÓPEZ-SERNA, R.; PETROVIĆ, M.; BARCELÓ, D. Direct analysis of pharmaceuticals, their metabolites and transformation products in environmental waters using on-line TurboFlow™ chromatography-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1252, p. 115–129, 2012.

LOUCKS, D. P.; BEEK, E. VAN. **Water resource systems planning and management: An introduction to methods, models, and applications**. 1. ed. Switzerland: Springer International Publishing, 2017. 624 p.

LUCENA, W. S. **O fármaco 17 α -etinilestradiol: seus possíveis efeitos à saúde humana e animal por exposições ambientais**. 2013. 65 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Tecnologias Industriais Farmacêuticas) - Instituto de Tecnologia em Fármacos - Farmanguinhos, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2013.

LV, M. *et al.* Pharmaceuticals and personal care products in a mesoscale subtropical watershed and their application as sewage markers. **Journal of Hazardous Materials**, v. 280, p. 696–705, 2014.

MANSOUR, S. A.; SIDKY, M. M. Ecotoxicological studies. 3. Heavy metals contaminating water and fish from Fayoum Governorate, Egypt. **Food Chemistry**, v. 78, n. 1, p. 15–22, 2002.

MASTERPLAN CONSULTORIA DE PROJETOS E MEIO AMBIENTE. **Relatório de Impacto Ambiental das obras de prolongamento do enrocamento (molhe) existente na entrada do canal da Joatinga e as melhorias da circulação hídrica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá**. Rio de Janeiro: INEA, 2015.

MATSUMOTO, S. T. *et al.* Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips. **Genetics and Molecular Biology**, v. 29, n. 1, p. 148–158, 2006.

MCKNIGHT, U. S. *et al.* Sources, occurrence and predicted aquatic impact of legacy and contemporary pesticides in streams. **Environmental Pollution**, v. 200, p. 64–76, 2015.

MENASCE, M.; ARAÚJO, V. **Contratação de fumacês provoca polêmica**. O globo. Disponível em: <https://oglobo.globo.com/sociedade/saude/contratacao-de-fumaces-provoca-polemica-no-rio-18688372#:~:text=A%20pesquisadora%20da%20Fiocruz%20Denise,j%C3%A1%20%C3%A9%20imune%20a%20quatro>. Acesso em: 19 mai. 2021

MICAEL, J. *et al.* Genotoxic effects of binary mixtures of xenoandrogens (tributyltin, triphenyltin) and a xenoestrogen (ethinylestradiol) in a partial life-cycle test with Zebrafish (*Danio rerio*). **Environment International**, v. 33, n. 8, p. 1035–1039, 2007.

MILLER, T. H. *et al.* A review of the pharmaceutical exposome in aquatic fauna. **Environmental Pollution**, v. 239, p. 129–146, 2018.

MILLER, T. H. *et al.* Biomonitoring of pesticides, pharmaceuticals and illicit drugs in a freshwater invertebrate to estimate toxic or effect pressure. **Environment International**, v. 129, n. May, p. 595–606, 2019.

MIWA, A. C. P.; FREIRE, R. H. F.; DO CARMO CALIURI, M. Nitrogen dynamic in waste stabilization ponds systems in the Ribeira's valley region São Paulo - Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 169–180, 2007.

- MOHANTY, G. *et al.* Application of comet assay in the study of DNA damage and recovery in rohu (*Labeo rohita*) fingerlings after an exposure to phorate, an organophosphate pesticide. **Ecotoxicology**, v. 20, n. 1, p. 283–292, 2011.
- MOJIRI, A. *et al.* Pesticides in aquatic environments and their removal by adsorption methods. **Chemosphere**, v. 253, p. 126646, 2020.
- MONTAGNER, C. C. *et al.* Ten years-snapshot of the occurrence of emerging contaminants in drinking, surface and ground waters and wastewaters from São Paulo State, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 30, n. 3, p. 614–632, 2019.
- MONTAGNER, C. C.; JARDIM, W. F. Spatial and seasonal variations of pharmaceuticals and endocrine disruptors in the Atibaia River, São Paulo State (Brazil). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, n. 8, p. 1452–1462, 2011.
- MONTEIRO, M. *et al.* Development and Validation of Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry Methods for Determination of Beta-Lactams, Macrolides, Fluoroquinolones, Sulfonamides and Tetracyclines in Surface and Drinking Water from Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 29, n. 4, p. 801–813, 2017.
- MOREIRA, J. C. *et al.* Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. **Ciencia e Saude Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1557–1568, 2012.
- MOREIRA, M. *et al.* Determination of endocrine-disrupting compounds in waters from Rio das Velhas, Brazil, by liquid chromatography/high resolution mass spectrometry (ESI-LC-IT-TOF/MS). **Environmental Technology**, v. 32, n. 12, p. 1409–1417, 2011.
- MORON, S. E. *et al.* Estudo de Alterações na Concentração dos Íons Plasmáticos e da Indução de Micronúcleos em *Piaractus mesopotamicus* Exposto ao Herbicida Atrazina. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 1, n. 1, p. 27–30, 2006.
- MURRAY, K. E.; THOMAS, S. M.; BODOUR, A. A. Prioritizing research for trace pollutants and emerging contaminants in the freshwater environment. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 12, p. 3462–3471, 2010.
- NETO, H. F. DA C. **Condições sanitárias do ambiente urbano e o uso de pesticida doméstico: implicações para a saúde**. 2000. 125 p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Instituto Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz, Recife, 2000. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/31541>. Acesso em: 29 abr. 2021.
- NETO, O. P. P. *et al.* Action of two endocrine disrupters on the sexual differentiation of Nile tilapia. **Revista Ciencia Agronomica**, v. 50, n. 3, p. 402–410, 2019.
- NOTCH, E. G.; MAYER, G. D. Impact of environmental estrogens on nucleotide excision repair gene expression in embryonic zebrafish. **Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology**, v. 157, n. 4, p. 361–365, 2013.
- OBA, E. T.; MARIANO, W. S.; SANTOS, L. R. B. Estresse em peixes cultivados: agravantes e atenuantes para o manejo rentável. *In*: TAVARES-DIAS, M. **Manejo e Sanidade de Peixes em Cultivo**. Macapá: Embrapa Amapá, 2009, p. 226–247.

OGUT, S. Genotoxic effects of pesticides. **Journal of Environmental Protection and Ecology**, v. 20, n. 1, p. 224–229, 2019.

OLIVE, P. L.; BANÁTH, J. P.; DURAND, R. E. Detection of etoposide resistance by measuring DNA damage in individual Chinese hamster cells. **Journal of the National Cancer Institute**, v. 82, n. 9, p. 779–783, 1990.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Agenda 2030**. New York: ONU, 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>. Acesso em: 29 abr. 2021.

OSÓRIO, F. H. T. *et al.* Water quality assessment of the Tubarão River through chemical analysis and biomarkers in the Neotropical fish *Geophagus brasiliensis*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 15, p. 9145–9160, 2014.

PAL, A. *et al.* Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. **Environment International**, v. 71, p. 46–62 2014.

PAPADAKIS, E. N. *et al.* Pesticides in the rivers and streams of two river basins in northern Greece. **Science of the Total Environment**, v. 624, p. 732–743, 2018.

PARENTE, T.; HAUSER-DAVIS, R. The Use of Fish Biomarkers in the Evaluation of Water Pollution. *In: Pollution and fish health in tropical ecosystems*. 1. ed. Boca Raton: CRC Press, 2014. 402 p.

PELLEGRINI, A. B. S.; CAMMAROTA, M. C. Estudo comparativo entre o crescimento populacional da Barra Da Tijuca e a degradação do Complexo Lagunar De Jacarepaguá nos últimos 30 anos. *In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL*, 10. ed., 2016, Porto Alegre. **Anais De Regulamentação Ambiental, Desenvolvimento e Inovação**. Porto Alegre: PUCRS, p. 12, 2016.

PEREIRA, M. A. Desenvolvimento insustentável, degradação dos recursos hídricos e a magnitude das doenças emergentes. *In: HAYASHI, C.; SARDINHA, D. S.; PAMPLIN, P. A. Z. Ciências ambientais : recursos hídricos*. 1. ed. Ribeirão Preto: Carmino Hayashi, 2020. p. 236–259.

PIMENTEL, M. P. *et al.* O Uso de *Artemia sp.* como Organismo-Teste para Avaliação da Toxicidade das Águas Residuárias do Beneficiamento da Castanha de Caju Antes e Após Tratamento em Reator Biológico Experimental. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 6, n. 1, p. 15–22, 2011.

PORTELLA, C. M. **No meu quintal tem uma lagoa: divulgação científica e proteção ambiental**. 2019. 85 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Divulgação e Popularização da Ciência) – Casa de Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2019.

PROIA, L. *et al.* Effects of pesticides and pharmaceuticals on biofilms in a highly impacted river. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 220–228, 2013.

PUGAJEVA, I. *et al.* Determination of pharmaceutical residues in wastewater using high performance liquid chromatography coupled to quadrupole-Orbitrap mass spectrometry. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, v. 133, p. 64–74, 2017.

REBELO, L. P. **Diagnóstico da Qualidade da Água do Complexo Lagunar de Jacarepaguá de 2001 a 2015**. 2016. 129 p. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <https://docplayer.com.br/21767709-Diagnostico-da-qualidade-da-agua-do-complexo-lagunar-de-jacarepagua-de-2001-a-2015.html>. Acesso em: 28 abr. 2021.

REICHERT, G. *et al.* Emerging contaminants and antibiotic resistance in the different environmental matrices of Latin America. **Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)**, v. 255, n. Pt 1, p. 113140, 2019.

RIVERA-JAIMES, J. A. *et al.* Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: Occurrence and environmental risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 613–614, p. 1263–1274, 2018.

RODRIGUES, M. **Evolução Temporal da Eutrofização no Complexo Lagunar de Jacarepaguá**. 2015. 126 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <http://drhima.poli.ufrj.br/index.php/br/discentes>. Acesso em: 22 jan. 2018.

RODRIGUES, P. H. A.; COSTA, R. D. F. DA; KISS, C. A evolução recente da indústria farmacêutica brasileira nos limites da subordinação econômica. **Physis: Revista de Saúde Coletiva**, v. 28, n. 1, 2018.

SALOMÃO, A. L. DE S. **Ocorrência e ecotoxicidade de desreguladores endócrinos químicos em ambientes aquáticos e em sistemas de tratamento de esgoto**. 2014. 99 p. Tese (doutorado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro em regime de cotutela com a Linnaeus University, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

SALVATIERRA-STAMP, V. D. C. *et al.* Emerging contaminant determination in water samples by liquid chromatography using a monolithic column coupled with a photodiode array detector. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 407, n. 16, p. 4661–4670, 2015.

SANCAR, A. *et al.* Molecular mechanisms of mammalian DNA repair and the DNA damage checkpoints. **Annual Review of Biochemistry**, v. 73, p. 39-85, 2004. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/15189136/>. Acesso em: 16 mai. 2021

SANDOVAL GÍO, J. J. *et al.* Toxicidad aguda diferencial de talstar® (Bifentrina) y biothrine® (Deltametrina) en la Tilapia Nilótica *Oreochromis niloticus*. **Revista Internacional de Contaminacion Ambiental**, v. 34, n. 1, p. 45–55, 2018.

SINGH, N. P. *et al.* A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. **Experimental Cell Research**, v. 175, n. 1, p. 184–191, 1988.

SODRÉ, F. F. *et al.* Assessing selected estrogens and xenoestrogens in Brazilian surface waters by Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. **Microchemical Journal**, v. 96, n. 1, p. 92–98, 2010.

SONDOTÉCNICA. **Estudo de impacto ambiental para projeto de recuperação ambiental macrobacia de projeto de recuperação ambiental**. 2. ed. Rio de Janeiro: INEA, 1998. Disponível em: [http://eadterrazul.org.br/pdf/documentos/outros estudos/estudo macrobacia de jacarepaguá/estudo de impacto ambiental para projetoderecuperaçãambiental macrobaciade projeto de recuperaçãambiental.pdf](http://eadterrazul.org.br/pdf/documentos/outros_estudos/estudo_macro_bacia_de_jacarepagua/estudo_de_impacto_ambiental_para_projeto_de_recuperacao_ambiental_macro_bacia_de_projeto_de_recuperacao_ambiental.pdf). Acesso em: 19 de dez. 2020.

SOUZA, T. S.; FONTANETTI, C. S. Ensaio do cometa para avaliação da qualidade das águas do Rio Paraíba do Sul, numa área sob influência de uma refinaria de petróleo. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISA E DESENVOLVIMENTO EM PETRÓLEO E GÁS, 4. ed., 2007, Campinas. **Anais do 4º PDPETRO**. Campinas: UNICAMP, 2007.

SPONCHIADO, G. *et al.* Genotoxic effects in erythrocytes of *Oreochromis niloticus* exposed to nanograms-per-liter concentration of 17 β -estradiol (E2): An assessment using micronucleus test and comet assay. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 218, n. 1–4, p. 353–360, 2011.

TEIXEIRA, C. E.; MOTTA, F. G.; MORAES, S. L. DE. **Panorama GAC: mapeamento da cadeia de gerenciamento de áreas contaminadas**. 1. ed. São Paulo: IPT, 2016. 141 p.

TORRES, N. H. *et al.* Fármacos no ambiente – revisão. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 14, n. 4, p. 67–75, 2013.

TORRES, N. H. *et al.* Detection of hormones in surface and drinking water in Brazil by LC-ESI-MS/MS and ecotoxicological assessment with *Daphnia magna*. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 6, p. 379, 2015.

ULLAH, S. Ecotoxicology: A Review of Pesticides Induced Toxicity in Fish. **Advances in Animal and Veterinary Sciences**, v. 3, n. 1, p. 40–57, 2015.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO); BALTIC MARINE ENVIRONMENT PROTECTION COMMISSION (HELCOM). **Pharmaceuticals in the aquatic environment of the Baltic Sea region – A status report**. 1. ed. 2017. Paris: UNESCO Publishing, 2017. Disponível em: <https://helcom.fi/helcom-at-work/publications/>. Acesso em: 15 jan. 2020.

VALLIM, J. H. **Avaliação dos efeitos toxicológicos do dimetoato e dimetoato nanoencapsulado em *Danio rerio* (zebrafish)**. 2019. 114 p. Tese (doutorado) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2019.

VERLICCHI, P. *et al.* Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. **Journal of Hydrology**, v. 389, n. 3–4, p. 416–428, 2010.

VICENTE, I. S. T.; FONSECA-ALVES, C. E. Impact of Introduced Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) on Non-native Aquatic Ecosystems. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 16, n. 3, p. 121–126, 2013.

WALKER, C. H. *et al.* **Principles of Ecotoxicology**. 4 ed. Boca Raton: CRC Press, 2016. 151 p.

WATSON, R. European Medicines Agency gives favourable ruling on NSAIDs. **BMJ (Clinical research ed.)**, v. 333, n. 7574, p. 873, 2006.

WRIGHT, J. W. The WHO programme for the evaluation and testing of new insecticides. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 44, n. 1, p. 11–22, 1971.

YAMAMOTO, F. Y. **Efeitos do 17 α - etinilestradiol em *Geophagus brasiliensis* e expressão da vitelogenina como um biomarcador de desregulação endócrina em peixes**. 2011. 100 p. Dissertação (mestrado em Biologia Celular) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/29605>. Acesso em: 15 de mai. 2021.

ZEE, D. **Barra da Tijuca: natureza & cidade**. v. 1. 1 ed. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson, 2012. 280 p.