



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia

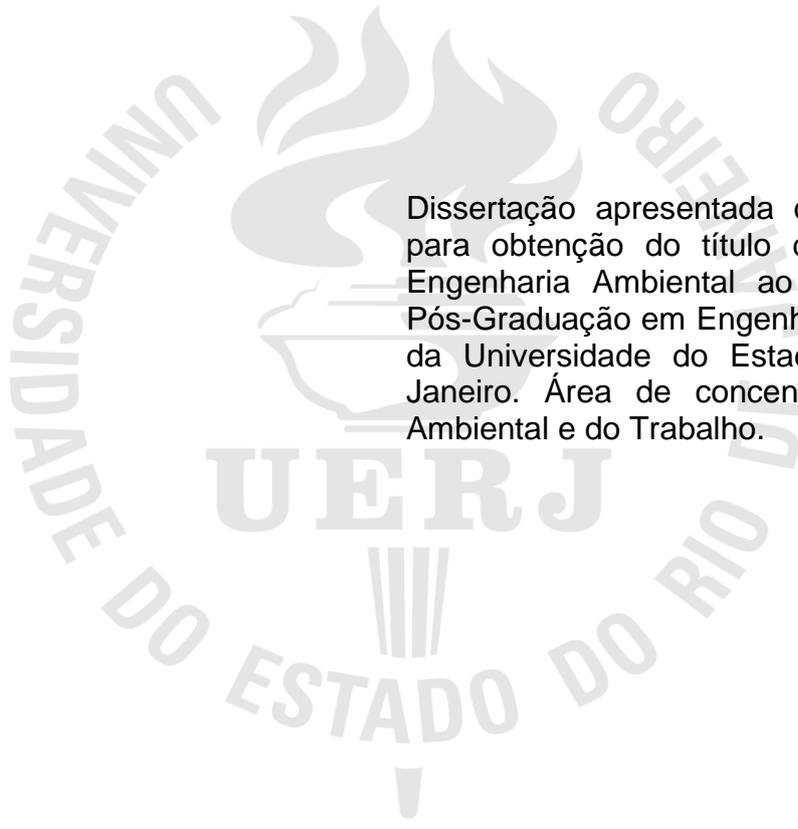
Juliana Schroeder Damico de Sousa

**Avaliação de risco ecológico da
Lagoa de Jacarepaguá – RJ: presença de aditivos plásticos**

Rio de Janeiro
2022

Juliana Schroeder Damico de Sousa

**Avaliação de risco ecológico da
Lagoa de Jacarepaguá – RJ: presença de aditivos plásticos**



Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saúde Ambiental e do Trabalho.

Orientador: Prof. Dr. André Luís de Sá Salomão

Coorientadora: Prof. Dra. Patrícia Domingos

Rio de Janeiro

2022

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

S725 Sousa, Juliana Schroeder Damico de.
Avaliação de risco ecológico da Lagoa de Jacarepaguá – RJ:
presença de aditivos plásticos / Juliana Schroeder Damico de
Sousa. – 2022.
98f.

Orientador: André Luís de Sá Salomão.

Coorientadora: Patrícia Domingos.

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de
Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Avaliação de riscos
ecológicos - Teses. 3. Água - Poluição - Teses. 4. Água -
Qualidade - Medição - Teses. 5. Testes de toxicidade - Teses. I.
Salomão, André Luís de Sá. II. Domingos, Patrícia. III.
Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de
Engenharia. IV. Título.

CDU 628.191:628.39

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial
desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Juliana Schroeder Damico de Sousa

Avaliação de risco ecológico da Lagoa de Jacarepaguá – RJ: presença de aditivos plásticos

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saúde Ambiental e do Trabalho.

Aprovada em 8 de março de 2022.

Banca examinadora:



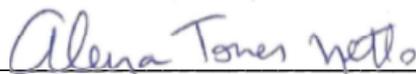
Prof. Dr. André Luís Sá Salomão (Orientador)

Faculdade de Engenharia – UERJ



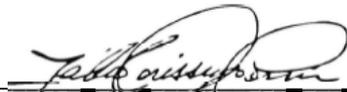
Profª. Drª. Patrícia Domingos (Coorientadora)

Faculdade de Biologia – UERJ



Profª. Drª. Alena Torres Netto

Faculdade de Engenharia – UERJ



Prof. Dr. Fábio Veríssimo Correia

Instituto de Biociências - CCBS - UNIRIO

Rio de Janeiro

2022

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer e dedicar essa dissertação às pessoas abaixo:

Aos Profs. Drs. André Luís de Sá Salomão e Patrícia Domingos pela orientação, dedicação, apoio e entusiasmo ao longo do nosso projeto de pesquisa.

Ao Alexandre Behnken por me apoiar e me incentivar durante esse período.

Aos amigos do LABIFI e do projeto de pesquisa pelas horas dedicadas ao projeto, amizades, momentos de descontração, carinho, por tudo.

Você precisa fazer aquilo que pensa que não é capaz de fazer.

Eleanor Roosevelt

RESUMO

SOUSA, Juliana Schroeder Damico de. *Avaliação de risco ecológico da Lagoa de Jacarepaguá – RJ: presença de aditivos plásticos*. 2022. 98f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

A Lagoa de Jacarepaguá vem sofrendo com o lançamento de efluentes e com o descarte irregular de resíduos sólidos, devido ao crescimento urbano acelerado ao seu redor, sem a presença de infraestrutura adequada de saneamento básico. Tanto os efluentes como os resíduos liberam na lagoa micropoluentes, que atuam como desreguladores endócrinos, além de aumentar a carga orgânica e a concentração de nutrientes. O objetivo desse trabalho foi desenvolver uma Avaliação de Risco Ecológico (ARE) a partir de quatro linhas de evidência (LoE): Qualidade da Água (QA), que avaliou parâmetros físico-químicos da lagoa; Química (Quim), que avaliou a concentração de aditivos plásticos nas amostras de água; Ecotoxicológica (Ecotox), que avaliou os efeitos tóxicos das amostras ambientais nos organismos-teste; e Ecológica (Eco), que avaliou parâmetros de riqueza, abundância e equitabilidade da comunidade fitoplanctônica da lagoa. Foram realizadas seis campanhas de coleta entre 2019 e 2020 em cinco pontos da Lagoa de Jacarepaguá e em um ponto no Açude do Camorim, usado como área de referência. O risco ambiental foi calculado a partir da integração dos riscos obtidos nas quatro linhas de evidência avaliadas. Os pontos da lagoa apresentaram risco alto (0,5-0,75) a muito alto (0,75-1,0) para LoE QA, LoE Quim e LoE Eco. A maioria dos pontos da lagoa apresentou risco alto (0,5-0,75) a muito alto (0,75-1,0) para LoE Ecotox. Na integração do risco das LoE, todos os pontos foram considerados de risco alto (0,5-0,75) a muito alto (0,75-1,0), a partir da média total dos valores integrados de risco, para cada ponto amostrado na lagoa. Portanto, conclui-se por meio desses resultados que a lagoa é um ecossistema eutrofizado em estágio avançado, devido ao lançamento de efluentes não tratados ou parcialmente tratados nos rios afluentes e ao descarte irregular de resíduos sólidos. Espera-se que os dados gerados possam ser usados futuramente em tomadas de decisão para eliminação das fontes poluidoras e para recuperação da Lagoa de Jacarepaguá.

Palavras-chave: Bisfenol. Comunidade fitoplanctônica. Ecotoxicologia aquática.

Linhas de evidência. Qualidade de água. Índice de Shannon.

ABSTRACT

SOUSA, Juliana Schroeder Damico de. *Ecological risk assessment of Jacarepaguá Lagoon – RJ: presence of plastic additives*. 2022. 98f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

The Jacarepaguá Lagoon has been suffering from the release of effluents and the irregular disposal of solid waste due to the accelerated urban growth of the surrounding areas without the presence of adequate infrastructure for basic sanitation. Both effluents and solid waste release micropollutants into the lagoon, which act as endocrine disruptors, in addition to increasing the organic matter and the concentration of nutrients. The objective of this work was to develop an Ecological Risk Assessment (ERA) based on four lines of evidence (LoE): Water Quality (WQ), which evaluated physical-chemical parameters; Chemistry (Chem), which evaluated the concentration of plastic additives in water samples; Ecotoxicological (Ecotox), which evaluated the toxic effects of environmental samples on test organisms; and Ecological (Eco), which evaluated the richness, abundance, and evenness of the phytoplankton community in the lagoon. Six campaigns were carried out between 2019 and 2020 at five points in the Jacarepaguá Lagoon and at one in the Camorim Dam, used as a reference area. The environmental risk was calculated from the integration of the risks obtained in the four lines of evidence evaluated. The lagoon points presented high risk (0.5-0.75) to very high risk (0.75-1.0) for LoE WQ, Chem and Eco. Most points in the lagoon presented high (0.5-0.75) to very high risk (0.75-1.0) for LoE Ecotox. In the risk integration, all points were considered high risk (0.5-0.75) to very high risk (0.75-1.0), based on the total average of the integrated risk values for each point in the lagoon. Therefore, it is concluded from these results that the lagoon is a eutrophic ecosystem in an advanced stage due to the release of untreated or partially treated effluents into rivers and the irregular disposal of solid waste. It is expected that the study can be used in the future to eliminate pollution sources and to recover the Jacarepaguá Lagoon.

Keywords: Bisphenol. Phytoplankton community. Aquatic ecotoxicology. Lines of evidence. Water quality. Shannon Index.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização do Complexo Lagunar de Jacarepaguá na zona oeste da cidade do Rio de Janeiro – RJ.	20
Figura 2 – Estrutura química do BPA.	24
Figura 3 – Estrutura química do DEP.	26
Figura 4 – Estrutura química da benzofenona.	28
Figura 5 - Fluxograma do modelo de Avaliação de Risco Ecológico.	30
Figura 6 - Mapa de localização do Açude do Camorim (área de referência).	34
Figura 7 - Pontos de coleta de água superficial da Lagoa de Jacarepaguá (P1, P2, P3, P4 e P5) e na área de referência no Açude do Camorim (P0).	35
Figura 8 – Foto do cromatógrafo do LABIFI.	41
Figura 9 – Cultivo da microalga <i>C. vulgaris</i> no LABIFI.	46
Figura 10 – Preparo do inóculo da microalga <i>C. vulgaris</i> no LABIFI.	47
Figura 11 – Câmara de Neubauer usada para contagem em microscópio óptico.	49
Figura 12 – Cultivo do microcrustáceo <i>C. dubia</i> no LABIFI.	49
Figura 13 – Microscópio invertido Olympus CKX41.	53
Figura 14 - Modelo conceitual da área.	58

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Risco da qualidade de água da Lagoa de Jacarepaguá nos pontos amostrados nas campanhas de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20. ...	64
Gráfico 2 - Risco químico dos pontos amostrados na Lagoa de Jacarepaguá nas campanhas de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20.....	70
Gráfico 3 - Risco ecotoxicológico da Lagoa de Jacarepaguá nos pontos amostrados nas campanhas de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20.	74
Gráfico 4 – Diversidade do fitoplâncton avaliada por meio do Índice de Shannon-Wiener nos pontos amostrados na Lagoa de Jacarepaguá nas campanhas de abr/19 (C1), jun/19 (C2), ago/19 (C3), out/19 (C4) e dez/19 (C5) e fev/20 (C6).....	76
Gráfico 5 – Composição Fitoplantônica: total de indivíduos fitoplanctônicos em relação ao total de cianobactérias de diferentes morfotipos e total de cianobactérias coloniais em relação ao total de cianobactérias nos pontos amostrados na Lagoa de Jacarepaguá nas campanhas de abr/19 (C1), jun/19 (C2), ago/19 (C3), out/19 (C4) e dez/19 (C5) e fev/20 (C6).....	77
Gráfico 6 - Risco ecológico da Lagoa de Jacarepaguá nos pontos amostrados nas campanhas de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20.....	80
Gráfico 7 - Risco ambiental integrado da Lagoa de Jacarepaguá nos pontos amostrados nas campanhas de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20. ...	81

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos de coleta de água superficial da Lagoa de Jacarepaguá (P1, P2, P3, P4 e P5) e da área de referência no Açude do Camorim (P0).....	36
Tabela 2 - Características dos frascos de coleta em relação ao tipo de análise.	37
Tabela 3 - Parâmetros usados no IQA e seus respectivos pesos.	39
Tabela 4 - Intervalos de faixas de IQA e sua relação com a qualidade da água.	40
Tabela 5 - Parâmetros do detector MS/MS para os analitos identificados.	43
Tabela 6 – Validação cromatográfica a partir da linearidade, faixa de trabalho, limite de detecção, limite de quantificação, exatidão ou recuperação e precisão e efeito de matriz.	44
Tabela 7 - Condições experimentais adotadas para os ensaios ecotoxicológicos com a microalga <i>C. vulgaris</i> de acordo com a ABNT NBR 12.648:2018.	48
Tabela 8 - Condições experimentais adotadas para os ensaios crônicos com o microcrustáceo <i>C. dubia</i> de acordo com a ABNT NBR 13.373:2017.	50
Tabela 9 - Valores do peso de evidência para as linhas de evidência.	56
Tabela 10 - Escala numérica relacionada ao tipo de risco.	56
Tabela 11 - Estação do ano, índice pluviométrico (nos 30 dias, 96h e 24h que precederam a coleta) e variações de maré durante o horário em que foram realizadas as seis coletas na Lagoa de Jacarepaguá.	59
Tabela 12 - Parâmetros físico-químicos avaliados nas amostras coletadas na LJPA em abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20.	60
Tabela 13 - Classificação do IQA e risco da qualidade da água.	65
Tabela 14 - Concentrações médias dos aditivos plásticos nos pontos amostrais nos meses de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20.....	67
Tabela 15 – Número médio de <i>C. vulgaris</i> por mL (\pm DP) e de filhotes por fêmeas de <i>C. dubia</i> (\pm DP) em função dos efeitos tóxicos ($p < 0,05$) das coletas de 2019-2020.	72

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA – Agência Nacional de Águas
APHA – American Public Health Association
ARE – Avaliação de Risco Ecológico
BP – Benzofenona
BPs – Bisfenóis
BPA – Bisfenol A
BPAF – Bisfenol AF
BPC – Bisfenol C
BPF – Bisfenol F
BPS – Bisfenol S
BPZ – Bisfenol Z
CE – Condutividade elétrica
CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CTE – Coliformes termotolerantes
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEP – Dietil ftalato
DQO – Demanda Química de Oxigênio
EFSA – European Food Safety Authority
H' – Índice de Shannon
ISO – International Organization for Standardization
IQA – Índice da Qualidade da Água
LABIFI – Laboratório de Biorremediação, Fitotecnologias e Inovação no Tratamento de Águas e Efluentes
LACQUA – Laboratório de Microbiologia das Águas
LAFEA – Laboratório de Ficologia e Educação Ambiental
LJPA – Lagoa de Jacarepaguá
LoE – Linha de Evidência
LoE Ecol – Linha de Evidência Ecológica
LoE Ecotox – Linha de Evidência Ecotoxicológica

LoE QA – Linha de Evidência da Qualidade da Água

LoE Quim – Linha de Evidência Química

MCA – Modelo Conceitual da Area

NBR – Norma Brasileira

NH₃ – Nitrogênio amoniacal

NMP – Número mais provável

NO₃ – Nitrato

OD – Oxigênio dissolvido

ORP – Potencial de Oxirredução

PEAD – Plástico inerte polietileno

pH – Potencial hidrogeniônico

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SQI – Substância Química de Interesse

USEPA – United States Environmental Protection Agency

USFDA – United States Food and Drugs Authority

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	14
1.OBJETIVOS	17
1.1. Objetivo geral	17
1.2. Objetivos específicos	17
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1. Lagoas costeiras	18
2.1.1. Complexo Lagunar da Baixada de Jacarepaguá	19
2.1.2. Lagoa de Jacarepaguá	20
2.2. Micropoluentes: aditivos plásticos	22
2.2.1. Bisfenol A (BPA) e análogos (BP)	23
2.2.2. Ftalato de dietila (DEP).....	24
2.2.3. Benzofenonas.....	27
2.3. Avaliação de Risco Ecológico (ARE).....	28
2.3.1. Tríade Holandesa	30
3.MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
3.1. Área de estudo	33
3.1.1. Lagoa de Jacarepaguá	33
3.1.2. Açude do Camorim (Ponto de Referência)	34
3.2. Pontos de coleta de água superficial e procedimento amostral	34
3.3. Avaliação de Risco Ecológico (ARE).....	37
3.3.1. Linha de Evidência da Qualidade da Água (LoE QA)	37
3.3.2. Linha de Evidência Química (LoE Quim)	41
3.3.3. Linha de Evidência Ecotoxicológica (LoE Ecotox)	46
3.3.4. Linha de Evidência Ecológica (LoE Ecol)	52
3.3.5. Cálculo do risco ambiental integrado.....	55
3.4. Modelo Conceitual da Área (MCA).....	56
4.RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	58
4.1. Modelo conceitual da área (MCA)	58
4.2. Risco da qualidade de água	59
4.3. Risco químico.....	66

4.4. Risco ecotoxicológico.....	71
4.5. Risco ecológico	75
4.6. Risco ambiental integrado.....	81
5.CONCLUSÃO.....	84
6.RECOMENDAÇÕES FINAIS	85
REFERÊNCIAS.....	86

INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes não tratados, ou tratados de maneira ineficiente, no ambiente aquático é um dos impactos mais recorrentes em ecossistemas costeiros (SABINO et al., 2020). De acordo com TOLEDO et al. (2020), o Município do Rio de Janeiro coleta menos da metade do esgoto gerado e apenas 64,5% passa por algum tratamento antes do lançamento em um corpo hídrico. Além da matéria orgânica e dos nutrientes, esses efluentes são fonte de inúmeros contaminantes emergentes, que geralmente não são removidos pelos tratamentos convencionais de esgoto (JIANG et al., 2013; LUO et al., 2014; MONTAGNER et al., 2017).

Os contaminantes emergentes também são chamados de micropoluentes (JIANG et al., 2013). Eles são substâncias tóxicas capazes de causar efeitos adversos em organismos e consistem em uma ampla variedade de substâncias naturais e antropogênicas, incluindo fármacos, produtos de higiene pessoal, hormônios, aditivos plásticos, esteroides, pesticidas, entre outros. Alguns destes compostos também podem ser classificados como desreguladores endócrinos e, mesmo em concentrações muito baixas (ng/L a µg/L), podem causar danos aos sistemas hormonais ligados à reprodução e ao desenvolvimento de organismos aquáticos (JIANG et al., 2013; LUO et al., 2014; MONTAGNER et al., 2017).

Os aditivos plásticos, como bisfenóis, benzofenona e dietil ftalato, são exemplos de compostos emergentes. Os aditivos plásticos são comumente usados na fabricação de uma grande variedade de produtos plásticos (AKHBARIZADEH et al., 2020a; PARK et al., 2020; DING et al., 2020; FRANKOWSKI et al., 2020), sendo o bisfenol A (BPA) o mais usado no mundo (PARK et al., 2020; FRANKOWSKI et al., 2020). Contudo, atualmente muitos países não permitem mais o uso desse aditivo em produtos plásticos devido aos efeitos adversos, causados tanto em humanos quanto em outros seres vivos. Porém, os compostos usados como alternativa ao BPA também podem atuar, ainda que em menor proporção, como desreguladores endócrinos, tais como bisfenol F (BPF), bisfenol AF (BPAF), bisfenol S (BPS), ftalatos, nonilfenol e benzofenonas. Alguns destes compostos podem causar efeitos adversos semelhantes ou até mesmo piores aos observados em exposições de organismos ao BPA (BARBOZA et al., 2020).

Os ecossistemas costeiros são ambientes sensíveis às alterações da qualidade da água, principalmente quando ocorrem lançamentos de efluentes em áreas urbanas extremamente adensadas e com baixa infraestrutura de saneamento básico (KENNISH & PAERL, 2010). A Lagoa de Jacarepaguá é um exemplo de ecossistema costeiro impactado pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais com alta presença de matéria orgânica, nutrientes e contaminantes emergentes, provenientes dos condomínios residenciais e industriais no seu entorno. Um dos efeitos negativos mais observados em corpos hídricos, afetados pelo lançamento de efluentes, é a elevada dominância de algumas espécies fitoplanctônicas, principalmente de cianobactérias (HUISMAM et al., 2018). Algumas destas, em eventos de floração, podem produzir cianotoxinas e causar agravos à saúde dos organismos aquáticos e até mesmo em humanos, levando à intoxicação e por vezes à morte (FERRÃO-FILHO & AZEVEDO, 2003; GOMES et al., 2009; FERRÃO-FILHO & KOZLOWSKY-SUZUKI, 2011; HERRERA et al., 2015; ZAMORA-BARRIOS et al., 2019). De acordo com o levantamento bibliográfico, ainda há poucos estudos sobre a presença de micropoluentes na Lagoa de Jacarepaguá.

Nesse contexto, a avaliação de risco ecológico (ARE) é uma ferramenta importante para a avaliação de ambientes contaminados, como a Lagoa de Jacarepaguá. Esse método engloba todo processo de coleta, organização e análise de dados ambientais com objetivo de estimar a probabilidade de efeitos adversos dos contaminantes ao ambiente a partir de análises químicas, físico-químicas e biológica (NORTON et al., 1992). Essa ferramenta foi inicialmente proposta pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) em 1992, devido ao aumento do número de áreas contaminadas e à crescente presença de micropoluentes em diferentes matrizes ambientais, como água, solo, sedimentos, efluentes, resíduos e ar. Ainda hoje, esta metodologia de avaliação de risco ecológico está em constante revisão e aprimoramento, sendo discutida, estudada e aplicada, em diferentes compartimentos ambientais por governos, empresas de consultoria ambiental, pesquisadores e estudantes, e em diversos países no mundo (CHEN et al., 2013; KOSZMA, 2018; MENDES et al., 2017; SABINO et al., 2020).

Frente ao cenário de degradação ambiental típico de ambientes costeiros de regiões com alto adensamento populacional, sem infraestrutura adequada para tratamento de efluentes e coleta de resíduos sólidos urbanos, em particular lagoas

costeiras urbanas, espera-se que a Lagoa de Jacarepaguá revele, a partir da avaliação de risco ecológico desenvolvida nesse estudo, valores indicadores de risco ambiental alto que possam promover o gerenciamento ambiental desse ecossistema.

1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo geral

Avaliar o risco ecológico da Lagoa de Jacarepaguá gerado pela presença de aditivos plásticos nas águas superficiais, provenientes tanto do lançamento de efluentes quanto do descarte irregular de resíduos sólidos.

1.2. Objetivos específicos

- Estimar o índice de risco de qualidade de água, por meio da análise de parâmetros físico-químicos e microbiológicos;
- Estimar o índice de risco químico a partir da quantificação de aditivos plásticos para amostras de água superficial da lagoa;
- Estimar o índice de risco ecotoxicológico baseado em efeitos crônicos sobre organismos aquáticos de laboratório;
- Estimar o índice de risco ecológico a partir da riqueza, abundância e diversidade da comunidade fitoplanctônica da Lagoa de Jacarepaguá;
- Estimar o índice de risco ambiental da Lagoa de Jacarepaguá a partir da integração dos índices de riscos específicos, estimados nas quatro linhas de evidência (LoE).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Lagoas costeiras

Lagoas costeiras são corpos d'água rasos, presentes nas regiões costeiras, separadas do mar por barreiras físicas permanentes ou intermitentes. São ainda ecossistemas de transição entre os domínios continental e marinho (ESTEVES, 1998; TUNDISI & TUNDISI, 2008). Esses ecossistemas podem ser classificados como sufocados, restritos ou vazantes de acordo com a quantidade de canais de ligação com o mar ou com corpos de água externos (KENNISH & PAERL, 2010).

Por possuírem pouca profundidade, as lagoas costeiras podem apresentar zona eufótica que se estende até o sedimento, alcançando os organismos bentônicos. Nesses casos, a produtividade primária bentônica é igual ou até superior à realizada pelo fitoplâncton na superfície. A alta produtividade de biomassa por organismos produtores torna as lagoas costeiras ambientes de alimentação, refúgio, abrigo e berçário para uma grande diversidade de espécies (KENNISH & PAERL, 2010). Apesar disso, os organismos residentes podem ser poucos, apresentando sua distribuição influenciada pelas variações de salinidade e temperatura, de acordo com as alturas das marés e estações do ano (TUNDISI & TUNDISI, 2008). Entretanto, tais flutuações causam mudanças determinantes na composição das comunidades aquáticas, inibindo o desenvolvimento de espécies mais sensíveis e favorecendo o desenvolvimento de espécies mais resistentes. Por outro lado, essas mesmas flutuações podem promover o aumento da diversidade, ao diminuir a dominância de espécies e criar microhabitats, por meio da estratificação ou do gradiente de salinidade e temperatura (ESTEVES, 1998; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Os impactos ambientais resultantes das atividades antrópicas em lagoas costeiras, geralmente estão relacionados ao acelerado crescimento populacional e ao crescimento/desenvolvimento das regiões costeiras. Tais fatos são frequentes, pois o processo de desenvolvimento não é acompanhado pela expansão dos serviços de infraestrutura urbana e de saneamento na mesma proporção. Alguns desses impactos negativos são: assoreamento acelerado, alteração das características físico-químicas das águas, diminuição da biodiversidade residente, diminuição do estoque pesqueiro local, processos de eutrofização, dentre outros (KENNISH & PAERL, 2010). Esses

impactos são associados principalmente ao lançamento de esgotos, sem o devido tratamento, o descarte irregular de resíduos sólidos e a ocupação desordenada e ilegal das suas margens, entre outros fatores (ESTEVES, 1998; DOMINGOS, 2001; TUNDISI & TUNDISI, 2008; SAMPAIO, 2008; KENNISH & PAERL, 2010; SANTOS et al., 2020; SOUZA & AZEVEDO, 2020).

2.1.1. Complexo Lagunar da Baixada de Jacarepaguá

O Complexo Lagunar da Baixada de Jacarepaguá está localizado na Planície Costeira de Jacarepaguá, Município do Rio de Janeiro. Esse complexo é formado pelas lagoas de Jacarepaguá, Tijuca, Marapendi e Camorim, e abastecido com as águas drenadas dos rios oriundos dos Maciços da Tijuca e Pedra Branca e pelo Canal da Joatinga (SOUZA & AZEVEDO, 2020; FERRÃO-FILHO & MOSCATELLI, 2020) (Figura 1).

A comunicação das Lagoas de Jacarepaguá e de Marapendi com a da Tijuca é realizada pela Lagoa de Camorim e pelo Canal de Marapendi, respectivamente. A Lagoa da Tijuca é a única que apresenta ligação com o mar, pelo Canal da Joatinga (ou da Barra) e, por isso, sofre maior influência da água salgada (SAMPALIO, 2008). Todas essas lagoas são classificadas como sufocadas, pois apresentam uma única comunicação com o mar e maior tempo de residência de suas águas (KJERFVE, 1994).

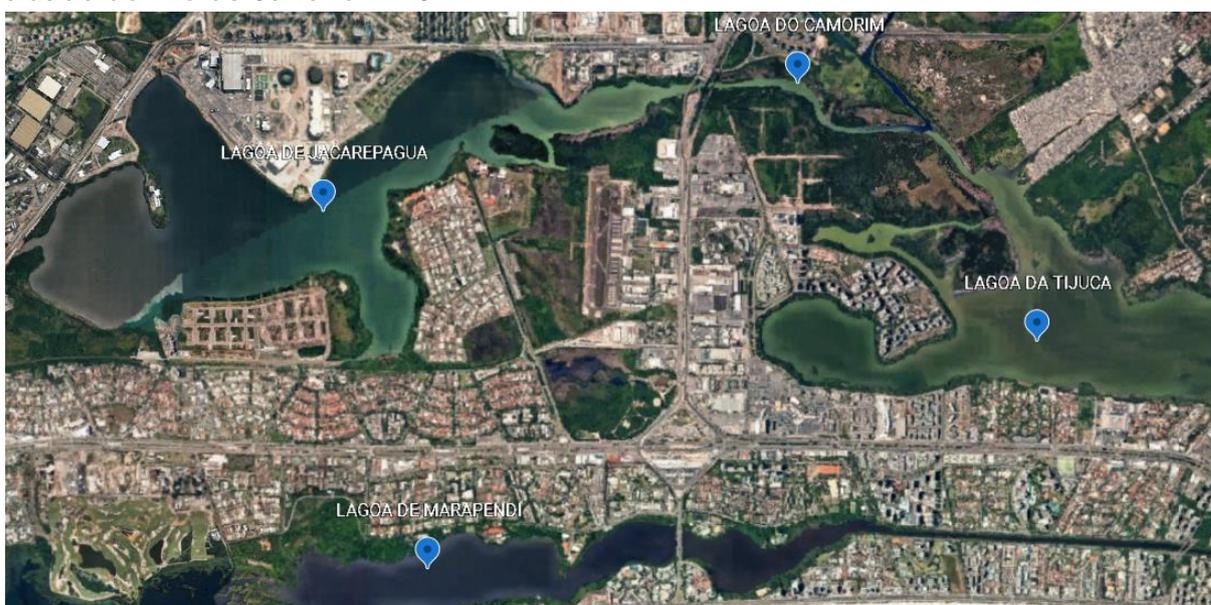
As lagoas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá são usadas pela população do seu entorno para atividades relacionadas ao lazer, harmonia paisagística, prática de esportes, fonte de renda para pescadores e demais serviços. A Resolução CONAMA nº 357/2005 indica classificação dessas lagoas como águas salobras de classe 2, com destino à pesca e recreação de contato secundário. As águas destas lagoas também são classificadas como apropriadas para recreação de contato secundário pela DZ-0110 R-1/1997 do INEA (CUNHA, 2020).

A ausência de investimentos em saneamento básico é um dos maiores e principais problemas que atinge o Complexo Lagunar de Jacarepaguá. De acordo com TOLEDO et al. (2020), o Município do Rio de Janeiro coleta apenas 44,8% do esgoto gerado e apenas 64,5% desse percentual é encaminhado para algum tipo de tratamento, antes do seu descarte em um corpo hídrico. Isso acarreta inúmeros

problemas à saúde ambiental e humana, sendo uma das consequências da ocupação urbana desordenada e do descompasso entre crescimento populacional e infraestrutura urbanística.

O aporte excessivo de matéria orgânica e de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo), trazido pelos rios e canais das bacias drenantes do complexo, cria as condições para o avanço do processo de eutrofização das lagoas. Tais avanços são descritos há décadas em diversos estudos acadêmicos anteriores nesta mesma área. Os impactos negativos para o ecossistema aquático são inevitáveis, principalmente em razão da alteração da qualidade da água e da redução da diversidade ecológica local (DOMINGOS, 2001; FERRÃO-FILHO et al., 2002; GOMES et al., 2009; SANTOS et al., 2020; SOUZA & AZEVEDO, 2020; FERRÃO-FILHO & MOSCATELLI, 2020).

Figura 1 - Localização do Complexo Lagunar de Jacarepaguá na zona oeste da cidade do Rio de Janeiro – RJ.



Fonte: Google Earth (acesso em 10 de março de 2022).

2.1.2. Lagoa de Jacarepaguá

A Lagoa de Jacarepaguá (LJPA) é considerada do tipo sufocado, assim como todas as lagoas do Complexo Lagunar, possuindo comunicação com o mar indiretamente por meio das Lagoas Camorim e Tijuca e do canal artificial da Joatinga (MAGALHÃES et al., 2001; FERRÃO-FILHO et al., 2002).

Ao longo das últimas décadas a LJPA sofreu diversos impactos ambientais negativos provenientes da urbanização acelerada das suas margens. Tais impactos foram intensificados principalmente após os últimos grandes eventos de expressão internacional, como as Olimpíadas e as edições do Rock in Rio, que trouxeram grandes avanços na especulação imobiliária da região do entorno da lagoa (CUNHA, 2020; SANTOS et al., 2020; TOLEDO et al., 2020).

O excesso de nutrientes na LJPA e o avanço nos processos de eutrofização vêm causando ao longo das últimas décadas o estabelecimento e a dominância de algumas espécies de cianobactérias, principalmente dos gêneros *Microcystis* e *Planktothrix*. Essa dominância também é favorecida por alguns fatores ambientais, tais como baixa luminosidade, principalmente para formas filamentosas, altas concentrações de Fósforo total (PT), baixo gás carbônico livre com elevado pH, elevada oferta de Nitrogênio total (NT), em particular sob a forma de amônia, entre outros (DOMINGOS, 2001; MAGALHÃES et al., 2001; FERRÃO-FILHO & AZEVEDO, 2003; GOMES et al., 2009; FERRÃO-FILHO & KOZLOWSKY-SUZUKI, 2011; MOTTA, 2015; ZAMORA-BARRIOS et al., 2019; FERRÃO-FILHO & MOSCATELLI, 2020).

Algumas cepas de cianobactérias produzem cianotoxinas durante os eventos de floração, destacando-se como importante fator que afeta negativamente os organismos aquáticos (CHORUS & BARTRAM, 1999; CHORUS & WELKER, 2021). Essas toxinas também podem causar efeitos negativos na população humana por meio do consumo de alimentos contaminados e da inalação de gotículas que contêm cianobactérias tóxicas, além do contato direto com a água em atividades recreativas. Além disso, algumas cianotoxinas podem ser bioacumuladas e biomagnificadas ao longo das cadeias tróficas (FERRÃO-FILHO & KOZLOWSKY-SUZUKI, 2011; HERRERA et al., 2015; ZAMORA-BARRIOS et al., 2019; MAO et al., 2020).

Contudo, outras características das cianobactérias podem tornar-se agravantes tanto quanto as cianotoxinas, como o tipo de morfologia celular. Colônias e filamentos de cianobactérias, por exemplo, interferem na ingestão de alimentos do zooplâncton e se acumulam nas brânquias de peixes, tornando difícil a respiração (FERRÃO-FILHO & AZEVEDO, 2003; FERRÃO-FILHO & KOZLOWSKY-SUZUKI, 2011; FERRÃO-FILHO & MOSCATELLI, 2020). Exatamente por isso, os diferentes morfotipos celulares de cianobactérias são analisados (célula isolada, filamentosos e colonial). Os morfotipos celulares do fitoplâncton, incluindo cianobactérias,

determinam respostas ecológicas e fisiológicas de suas populações, como taxa de reprodução, absorção de nutrientes, de luminosidade, crescimento celular, dentre outras (REYNOLDS, 2006; KRUK et al., 2010).

2.2. Micropoluentes: aditivos plásticos

Os micropoluentes são substâncias químicas potencialmente tóxicas capazes de causar danos à saúde humana e ambiental. Um dos grupos de micropoluentes são os aditivos plásticos, como bisfenóis, ftalatos e benzofenonas, usados na fabricação de produtos plásticos para conferir propriedades específicas, por exemplo, maior durabilidade. Esses aditivos plásticos estão se tornando uma grande preocupação mundial, pois são encontrados nos mais diversos compartimentos ambientais, principalmente, nos ambientes aquáticos, que têm sido a principal rota do lançamento de efluentes não tratados ou parcialmente tratados (USMAN et al., 2019; GERHARDT, 2019; VILARINHO et al., 2019; PELCH et al., 2019; LEE et al., 2019; AKHBARIZADE et al., 2020a).

A presença dos aditivos plásticos nos ambientes aquáticos é explicada pelo fato de que o tratamento convencional de esgoto não os remove totalmente. Além disso, estão presentes em concentrações muito baixas (ng/L a µg/L), o que dificulta tanto a detecção quanto a remoção destes aditivos nos efluentes, pelas tecnologias convencionais de tratamento (JIANG et al., 2013; LUO et al., 2014; VILARINHO et al., 2019; PELCH et al., 2019; LEE et al., 2019).

A desregulação endócrina é um dos efeitos adversos mais preocupantes em relação à saúde humana e ambiental dos aditivos plásticos. Outra preocupação é a exposição às misturas complexas dos diferentes tipos de aditivos plásticos, que podem influenciar a ação de outros compostos, promovendo efeitos sinérgicos, aditivos ou antagônicos, ainda não determinados (SIRACUSA et al., 2018; WANG et al., 2018; WU et al., 2018; NOSZCZYNSKA & PIOTROWSKA-SEGET, 2018; LI et al., 2018; WILLHITE, 2019; BARBOZA et al., 2020; PARK et al., 2020; DING et al., 2020). Mesmo com essas preocupações, são poucos os aditivos plásticos listados em legislações ambientais mundiais para monitoramento ambiental e muitos ainda não são monitorados e não apresentam limites seguros definidos (LOPES et al., 2016).

2.2.1. Bisfenol A (BPA) e análogos (BP)

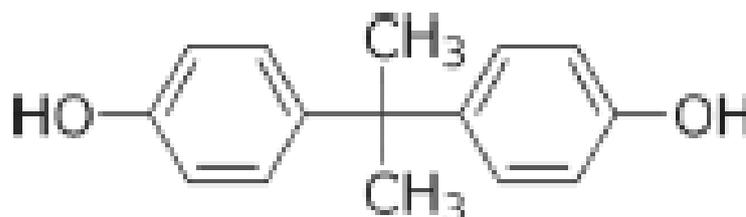
Os bisfenóis são usados na produção de policarbonatos e resinas (Figura 2). Estão presentes em diversos produtos industrializados, desde brinquedos até embalagens alimentícias (GUO et al., 2017; SPADOTO et al., 2017; LI et al., 2018; USMAN et al., 2019; PELCH et al., 2019; BARBOZA et al., 2020; FRANKOWSKI et al., 2020). O BPA é encontrado em muitos tipos de ambientes e matrizes ambientais devido à alta produção mundial. Com objetivo de substituir o BPA, em razão do seu comprovado efeito ecotoxicológico crônico em organismos expostos, alguns compostos análogos ao BPA, como outros bisfenóis, também são encontrados no ambiente em concentrações significativas (CORRALES et al., 2015; SIRACUSA et al., 2018; WU et al., 2018; PAHIGIAN & ZUO, 2018; NOSZCZYNSKA & PIOTROWSKA-SEGET, 2018; GERHARDT, 2019; VILARINHO et al., 2019; AKHBARIZADEH et al., 2020b).

Quando presentes nos ambientes, os bisfenóis podem atuar como desreguladores endócrinos em organismos expostos a determinadas concentrações (SPADOTO et al., 2017; GUO et al., 2017; WANG et al., 2018; LI et al., 2018; PARK et al., 2020; BARBOZA et al., 2020). De acordo com os dados da literatura, os efeitos mais preocupantes estão relacionados aos sistemas reprodutivos dos organismos, devido à exposição crônica aos compostos (WANG et al., 2018; WU et al., 2018; SIRACUSA et al., 2018; VILARINHO et al., 2019; PARK et al., 2020). Cabe ressaltar que o potencial tóxico e os efeitos de desregulação endócrina dos compostos análogos ao BPA ainda são pouco conhecidos (PELCH et al., 2019). Alguns desses compostos análogos (BPAF, BPC e BPZ) apresentam propriedades específicas, como caráter mais hidrofóbico ou lipofílico, o que possibilita a bioacumulação e a biomagnificação, representando um aumento do risco de exposição indireta e um possível efeito de desregulação endócrina (STANISZEWSKA et al., 2015; MONTAGNER et al., 2017; GUO et al., 2017; WANG et al., 2018; AKHBARIZADEH et al., 2020a; BARBOZA et al., 2020; WANG et al., 2020).

Canadá, Brasil, França, Japão, China e Estados Unidos são exemplos de países que proibiram o uso de BPA em mamadeiras, brinquedos, fórmulas para bebês e embalagens em contato direto com alimentos e bebidas. A União Europeia ainda estabeleceu um valor máximo diário para a ingestão de BPA de 4 µg/Kg por peso

corporal devido aos seus efeitos adversos (MONTAGNER et al., 2017; FDA, 2018; EFSA, 2018; NOSZCZYNSKA & PIOTROWSKA-SEGET, 2018; ANVISA, 2019; WILLHITE, 2019; VILARINHO et al., 2019; AZHBARIZADEH et al., 2020a; BARBOZA et al., 2020).

Figura 2 – Estrutura química do BPA.



Fonte: CAREGHINI et al., 2014.

2.2.2. Ftalato de dietila (DEP)

Os ftalatos são usados na produção de resinas plásticas, presentes em muitos produtos industrializados, como brinquedos, embalagens e até cosméticos e produtos de beleza (Figura 3) (GROUP, 1986; SOPHEAK et al., 2019; LEE et al., 2019; EFSA, 2019; PERPETUO et al., 2020; CHAVOSHANI et al., 2020; SURESH & JINDAL, 2020; FDA, 2020). O ftalato de dietila (DEP) é o composto de menor peso molecular dos ftalatos e, por isso, é usado principalmente em cosméticos e produtos de higiene pessoal. Um exemplo disso é a aplicação em perfumes, pois esse aditivo plástico evapora mais lentamente, prolongando a duração das fragrâncias (ABDEL DAIEMAN et al., 2012; SERRANO et al., 2014; SOPHEAK et al., 2019; FDA, 2020). Os DEPs podem ser encontrados em diversos compartimentos ambientais em razão da sua migração de produtos plásticos para o ambiente ser facilitada por estarem apenas ligados fisicamente aos plásticos e não quimicamente (FROMME et al., 2002; MIKULA et al., 2005; CHEN et al., 2019).

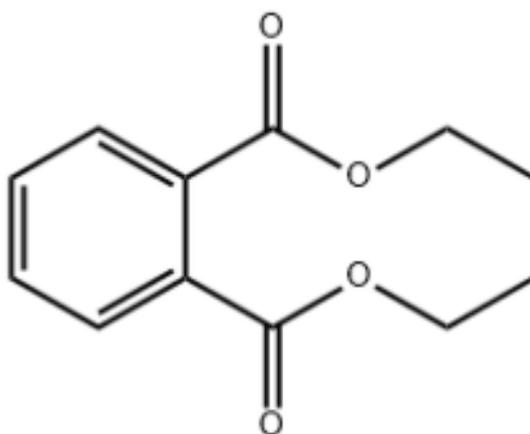
Os DEPs são considerados aditivos persistentes de difícil degradação no ambiente aquático em virtude da sua baixa solubilidade e alta afinidade (adsorção) com partículas em suspensão ou sedimentos, garantindo para esses compostos alto potencial para bioconcentração e bioacumulação (BRAUSCH & RAND, 2011; NET et al., 2018; CHEN et al., 2019; SURESH & JINDAL, 2020). A baixa solubilidade implica também em menor toxicidade para os organismos expostos, já que a

biodisponibilidade para organismos aquáticos seria menor (KAPANEN et al., 2007). De todos os ftalatos já produzidos, o DEP é considerado o mais solúvel, o que é preocupante em relação à sua dispersão pelo ambiente (PERPETUO et al., 2020).

Os ftalatos atuam como desreguladores endócrinos e os principais efeitos adversos observados estão relacionados à reprodução, assim como no caso dos bisfenóis (SOPHEAK et al., 2019; CHEN et al., 2019; SURESH & JINDAL, 2020; PERPETUO et al., 2020). Contudo, grupos empresariais ligados à produção de ftalatos alegam que as concentrações desses aditivos plásticos em produtos industrializados são baixas e não representam ameaça à saúde humana (ABDEL DAIEM et al., 2012).

Alguns países limitaram o uso de ftalatos em produtos industrializados devido ao risco para a saúde humana e ambiental. A União Europeia proibiu a presença de ftalatos em brinquedos infantis e embalagens alimentícias. A *European Food Safety Authority* (EFSA) ainda estipulou dose diária tolerável de 50 mg/Kg por peso corporal com base nos efeitos desses aditivos plásticos no sistema reprodutivo. O Estado da Califórnia também proibiu o uso desses aditivos em brinquedos infantis (ABDEL DAIEM et al., 2012; SERRANO et al., 2014; EFSA, 2019; SURESH & JINDAL, 2020). No Brasil, a ANVISA possui uma lista com os ftalatos proibidos em cosméticos, contudo, não são todos vetados. Um exemplo disso é o uso de ftalato de dibutila em esmaltes com concentrações de até 15% (BBC, 2018).

Figura 3 – Estrutura química do DEP.



Fonte: WANG et al., 2019.

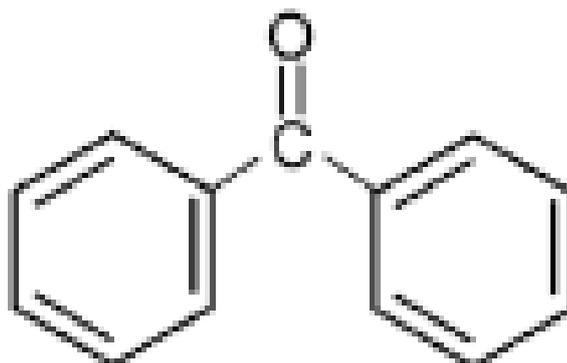
2.2.3. Benzofenonas

As benzofenonas são mundialmente usadas em alimentos para obtenção de sabores artificiais, fragrâncias, protetores solares e perfumes (Figura 4). Elas não são aditivos plásticos, mas são usadas na produção de plásticos e de diversos cosméticos devido a sua capacidade de proteger materiais contra os raios ultravioletas (radiação UV) (CAREGHINI et al., 2014; GUO et al., 2019; HE & GIN, 2019; GUO et al., 2019; LEE et al., 2020; CHEMICAL SAFETY FACTS, 2020). Alguns países aprovaram o uso de benzofenona-3 em protetores solares por conta da sua capacidade de proteger ou bloquear os raios UV (MAO et al., 2019; LEE et al., 2020). Em razão da alta produção e aplicação em diversos tipos de produto, especialmente nas últimas décadas, as benzofenonas são continuamente liberadas no ambiente aquático e atualmente são monitoradas em diferentes matrizes ambientais em alguns países (CARGHINI et al., 2014; MAO et al., 2019; GUO et al., 2019; LEE et al., 2020). Ressalta-se que, por serem insolúveis no ambiente aquático (hidrofóbicas) e constantemente encontradas em diferentes ambientes aquáticos, as benzofenonas são classificadas como persistentes e com alto potencial de bioacumulação (CARGHINI et al., 2014; MAO et al., 2019; GUO et al., 2019).

Esses compostos são classificados como desreguladores endócrinos, assim como descrito para os bisfenóis e ftalatos (CARGHINI et al., 2014; GUO et al., 2019; LEE et al., 2020). Muitos dos efeitos negativos observados estão relacionados a desequilíbrios nos hormônios sexuais e incapacidade de reprodução em peixes, além da inibição do crescimento de crustáceos, outros invertebrados e algas em geral (BRAUSCH & RAND, 2011; CARGHINI et al., 2014; MAO et al., 2019; LEE et al., 2019). Segundo a literatura, o potencial de bioacumulação pode ser comprovado com as altas concentrações de benzofenonas encontradas em peixes predadores e crustáceos (MAO et al., 2019).

A U.S. *Food and Drug Administration* (USFDA) retirou as benzofenonas das legislações que permitiam o seu uso em alimentos em 2018, em consequência do potencial cancerígeno desses compostos (CHEMICAL SAFETY FACTS, 2020). Enquanto isso, a EFSA determinou que a dose diária tolerável de benzofenona não ultrapasse 0,03 mg/Kg por peso corporal (EFSA, 2017).

Figura 4 – Estrutura química da benzofenona.



Fonte: CAREGHINI et al., 2014.

2.3. Avaliação de Risco Ecológico (ARE)

O aumento no número de áreas contaminadas e a crescente presença de micropoluentes nas diferentes matrizes ambientais vêm mostrando a necessidade do desenvolvimento de novas ferramentas e metodologias de avaliação das condições ambientais (NORTON et al., 1992; SEMENZIN et al., 2008). O uso e a aplicação de dados ecológicos para obtenção de índices de risco de qualidade ambiental e ecológico tiveram início nos Estados Unidos, ainda que não houvesse uma ferramenta adequada para isso (HOPE, 2006). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) formalizou a primeira proposta de avaliação de risco ecológico em 1992 e, ainda hoje, essa ferramenta está em constante revisão e aprimoramento (HOPE, 2006; TALLINI, 2010; CHEN et al., 2013; KOSZMA, 2018).

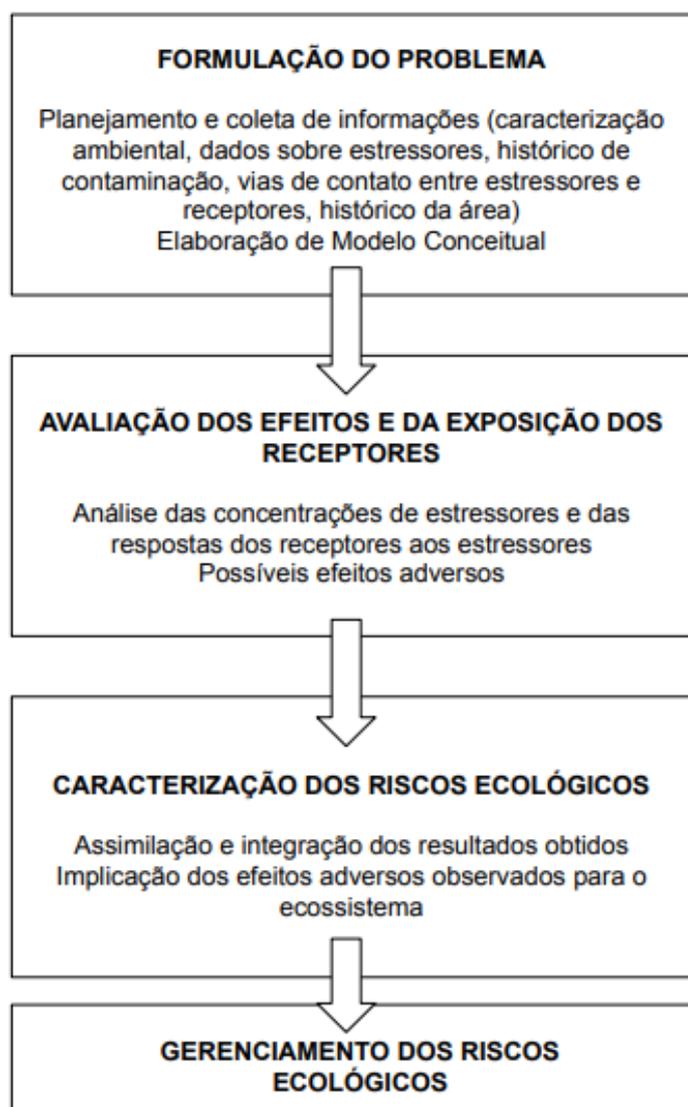
A ARE avalia a probabilidade de que efeitos ecológicos adversos possam ocorrer em receptores ecológicos, como consequência da exposição a estressores ambientais (interferentes, contaminantes ou poluentes ambientais), levando à estimativa de um índice de risco ambiental (SEMENZIN et al., 2008; TALLINI et al., 2012; CHEN et al., 2013; MENDES et al., 2017; SABINO et al., 2020). Os estressores podem ser agentes físicos, químicos ou biológicos, já os receptores podem ser indivíduos (organismos), populações, comunidades ou o próprio ecossistema (NORTON et al., 1992; HOPE, 2006; RODRIGUES et al., 2011). Em razão disso, a ARE é uma ferramenta para o gerenciamento de riscos aos receptores ecológicos e para o gerenciamento de áreas contaminadas por considerar as relações existentes

entre os diferentes níveis tróficos (TALLINI, 2010; CHEN et al., 2013; MENDES et al., 2017; KOSZMA, 2018; CUNHA, 2020; SABINO et al., 2020).

Esta ferramenta é composta por três etapas (Figura 5): (i) formulação do problema, que contempla o planejamento e a coleta de informações e a elaboração do modelo conceitual; (ii) avaliação dos efeitos e da exposição dos receptores, que contempla a análise das concentrações dos estressores ambientais, as respostas dos receptores ecológicos aos estressores e a identificação de possíveis efeitos adversos aos organismos ou ao próprio ecossistema; (iii) caracterização dos riscos, que contempla a assimilação e integração dos dados obtidos nas etapas anteriores e a elaboração de um relatório com a descrição da implicação dos efeitos adversos, observados no ecossistema avaliado. O gerenciamento dos riscos ambientais ocorre ao término das três etapas, podendo ser considerado uma última etapa na avaliação (TALLINI, 2010; RODRIGUES et al., 2011; MENDES et al., 2017; SABINO et al., 2020).

Muitos países usam a ARE para o gerenciamento de riscos ecológicos, elaborando inclusive metodologias próprias para isso. A norma brasileira de avaliação de risco ecológico ainda está em processo de desenvolvimento e aprimoramento, sendo ainda muito geral no que diz respeito às possíveis metodologias que podem ser utilizadas, entretanto a ferramenta é usada em muitos trabalhos, conforme o modelo descrito pela USEPA (PAGLIARINI et al., 2019).

Figura 5 - Fluxograma do modelo de Avaliação de Risco Ecológico.



Fonte: Adaptado de MENDES (2016), SABINO (2018) e CUNHA (2020).

2.3.1. Tríade Holandesa

A Tríade é uma metodologia de ARE desenvolvida por LONG & CHAPMAN (1985) para avaliar a qualidade ambiental de sedimentos. Essa metodologia foi adaptada posteriormente por JENSEN & MESMAN (2006), na Holanda, para ser usada em outros compartimentos ambientais, denominando-se assim Tríade Holandesa (LONG & CHAPMAN, 1985; CHAPMAN & HOLLERT, 2006; JENSEN & MESMAN, 2006; DAGNINO et al., 2008; SEMENZIN et al., 2008; RIBÉ et al., 2012; KOSZMA, 2018; PAGLIARINI et al., 2019).

A Tríade Holandesa é composta por três linhas de evidência (LoE): química, ecotoxicológica e ecológica (LONG & CHAPMAN, 1985; CHAPMAN & HOLLERT, 2006; JENSEN & MESMAN, 2006; DAGNINO et al., 2008; PAGLIARINI et al., 2019). Os dados ambientais (ou índices de risco específico) fornecidos pelas LoE são complementares. Com isso, somente quando integrados, os riscos específicos das LoE proporcionam informações mais globais e abrangentes da avaliação de risco ambiental ao ecossistema em questão (SEMENZIN et al., 2008; DAGNINO et al., 2008; SABINO et al., 2020). A integração dos índices de cada LoE é importante e necessária, pois a presença de contaminantes em um compartimento ambiental pode ou não afetar negativamente uma comunidade biológica, assim como a toxicidade desses contaminantes pode agir de maneira sinérgica, antagônica ou neutra (WAGELMANS, 2010).

As três LoE propostas por LONG & CHAPMAN (1985) para avaliação de sedimentos e usadas por JENSEN & MESMAN (2006) para outros compartimentos ambientais foram descritas a seguir:

Linha de Evidência Química (LoE Quim): Fornece dados sobre a concentração de substâncias químicas de interesse (SQI) nos diferentes compartimentos ambientais e auxilia na comparação dessas concentrações com os valores de referência estabelecidos em legislações ambientais (JENSEN & MESMAN, 2006; SEMENZIN et al., 2008; DAGNINO et al., 2008).

Linha de Evidência Ecotoxicológica (LoE Ecotox): Fornece dados sobre a toxicidade das misturas de diferentes contaminantes em organismos cultivados em laboratório, de diferentes níveis tróficos, a partir de amostras ambientais. Esses dados são obtidos por meio de ensaios com organismos-teste padronizados de laboratório (JENSEN & MESMAN, 2006; SEMENZIN et al., 2008; WAGELMANS, 2010; KOSZMA, 2018; PAGLIARINI et al., 2019; SABINO et al., 2020; CUNHA, 2020). Contudo, os ensaios realizados em laboratório não representam, com alto grau de realismo, as condições bióticas e abióticas locais e nem mesmo o histórico de contaminação da biota exposta *in situ*, mesmo com técnicas padronizadas (com organismos padronizados e sem exposições prévias) (SALOMÃO et al., 2020). A LoE

Ecológica consegue complementar as informações obtidas pela ecotoxicologia (LONG & CHAPMAN, 1985).

Linha de Evidência Ecológica (LoE Ecol): Fornece dados sobre os efeitos de exposição dos contaminantes aos organismos, assim como os efeitos nas estruturas das populações e comunidades, por meio de observações em campo ou do biomonitoramento *in situ* (JENSEN & MESMAN, 2006; SEMENZIN et al., 2008; WAGELMANS, 2010; TALLINI et al., 2012; SABINO et al., 2020; CUNHA, 2020). Todavia, torna-se necessário que efeitos que não estejam relacionados aos contaminantes sejam descartados, como competição entre espécies, tipo de solo, diferenças de temperatura e pH, etc. (SEMENZIN et al., 2008). Os efeitos dos contaminantes nos receptores podem ser descritos em função dos conceitos de riqueza, abundância e diversidade de espécies (JENSEN & MESMAN, 2006; DAGNINO et al., 2008; WAGELMANS, 2010; MENDES, 2016).

Índice de risco ambiental: As linhas de evidência apresentam um índice de risco estimado e específico para cada uma delas e esses valores de risco são usados para informar sobre o índice de risco ambiental com a integração dos riscos específicos (JENSEN & MESMAN, 2006; KOSZMA, 2018). As LoEs podem apresentar pesos de evidência distintos, de acordo com o tipo de informação que cada LoE fornece para a ARE e em função do grau de comprometimento ambiental. Assim, a aplicação de diferentes pesos às LoEs pode ser necessária para a estimativa do risco ambiental mais realista e fiel às condições do ecossistema avaliado (DAGNINO et al., 2008; RIBÉ et al., 2012; SABINO, 2018; CUNHA, 2020).

Vale enfatizar que as três linhas propostas inicialmente servem apenas como uma base para aplicação da metodologia Tríade na ARE. Portanto, a metodologia não precisa se limitar às três LoEs, com possibilidade de adição ou até mesmo substituição por outras linhas (Tétrade, Péntade, Hélixade), mais aderentes às condições ambientais encontradas (CHAPMAN & HOLLERT, 2006).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

3.1.1. Lagoa de Jacarepaguá

A Lagoa de Jacarepaguá (LJPA) é uma das lagoas que forma o Complexo Lagunar da Baixada de Jacarepaguá, localizado na zona oeste do Município do Rio de Janeiro (DOMINGOS, 2001; FERRÃO-FILHO et al., 2002; GOMES et al., 2009). Inicialmente a vegetação da lagoa era composta por floresta ombrófila densa, que foi aos poucos substituída por uma vegetação secundária após desmatamentos (FERRÃO-FILHO & MOSCATELLI, 2020).

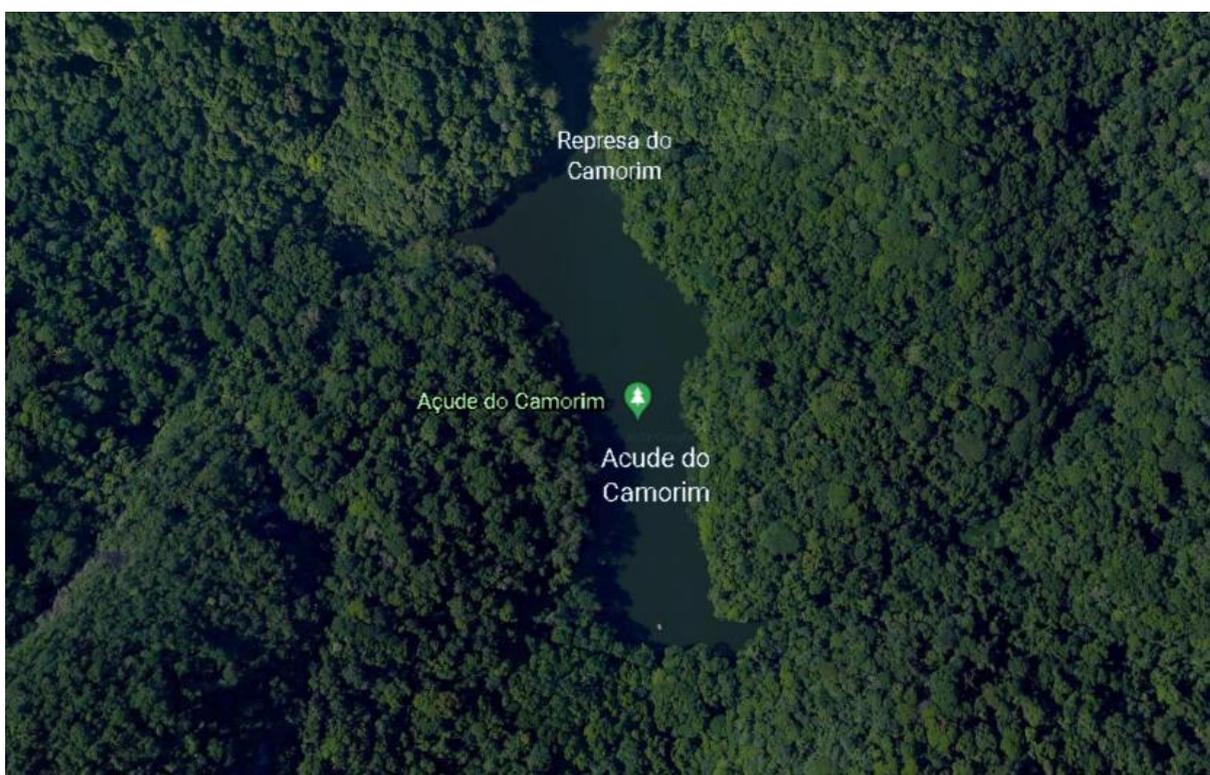
A LJPA é interiorizada, com pouca troca de água com o oceano e, por isso, apresenta baixa salinidade. Sua área superficial total é de 3,70 km² e a profundidade média é de 3,30 m (DOMINGOS, 2001; MAGALHÃES et al., 2001; FERRÃO-FILHO et al., 2002; GOMES et al., 2009; CUNHA, 2020). Ela possui a maior área de drenagem do Complexo Lagunar, apresentando 102,80 km², e possui como afluentes principais os Rios Arroio Pavuna, Arroio Fundo e o Canal do Rio Centro. Estes afluentes apresentam uma elevada carga poluente em função do escoamento superficial e do lançamento de efluentes domésticos e industriais e o descarte irregular de resíduos sólidos urbanos, o que aumenta a concentração de nutrientes e de micropoluentes nas águas da lagoa (DOMINGOS, 2001; MAGALHÃES et al., 2001; FERRÃO-FILHO et al., 2002; GOMES et al., 2009; FERRÃO-FILHO, 2009; CUNHA, 2020).

Os nutrientes em excesso levam à formação de florações de cianobactérias, que ocorrem frequentemente na lagoa, afetando a estrutura da comunidade aquática, as atividades socioeconômicas e a qualidade da água (DOMINGOS, 2001). Além disso, de acordo com SANTOS et al. (2020), as florações aumentam a turbidez da água e promovem a diminuição do oxigênio dissolvido na coluna d'água. Os micropoluentes também afetam os organismos aquáticos e aqueles que consomem produtos da pesca dessa lagoa, devido a sua atividade de desregulação endócrina (PELCH et al., 2019; AKHBARIZADEH et al., 2020a; PARK et al., 2020).

3.1.2. Açude do Camorim (Ponto de Referência)

O Açude do Camorim está localizado na zona oeste do Município do Rio de Janeiro, no Parque Estadual da Pedra Branca. Esse parque foi criado pela Lei Estadual nº 2.377 em 1974 e está localizado a 436 m do nível do mar dentro da Mata Atlântica, com 12.492 hectares de área. A represa do Camorim é o maior corpo d'água de Jacarepaguá, com volume de 210.000 m³ e profundidade média de 18 m. O principal contribuinte do açude é o Rio Camorim, com 6,5 km de extensão, que deságua na Lagoa de Jacarepaguá. O Açude do Camorim foi planejado e construído em 1908 para abastecer a região de Jacarepaguá (INEPAC, 2019) (Figura 1; Figura 6).

Figura 6 - Mapa de localização do Açude do Camorim (área de referência).



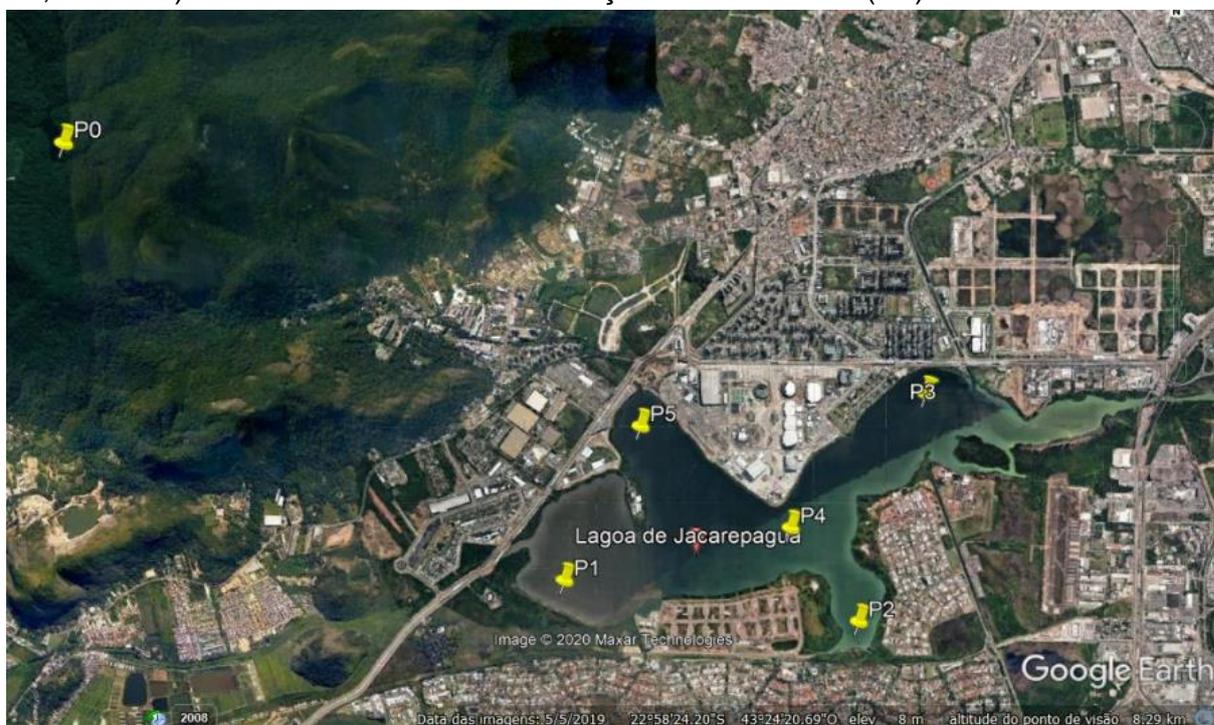
Fonte: Google Earth (acesso em 10 de março de 2022).

3.2. Pontos de coleta de água superficial e procedimento amostral

As amostras de água superficial foram coletadas em 2019 e 2020 em seis campanhas de coleta bimestrais (abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2019 e

fevereiro de 2020) e em cinco pontos amostrais (P1, P2, P3, P4 e P5) ao longo da Lagoa de Jacarepaguá. Esses pontos foram selecionados devido ao grau de contaminação, deságue dos rios afluentes, facilidade de acesso e abrangência da extensão total da lagoa. Também foram coletadas amostras de água superficial em uma única estação de coleta (P0) do Açude do Camorim, usado como ponto de referência ou ponto de controle para as análises realizadas em relação aos demais pontos de amostragem da lagoa. O ponto de controle foi escolhido em função da inexistência de lançamentos de efluentes domésticos e industriais e de áreas urbanas próximas, além das condições aparentes de preservação ambiental (Figura 7; Tabela 1).

Figura 7 - Pontos de coleta de água superficial da Lagoa de Jacarepaguá (P1, P2, P3, P4 e P5) e na área de referência no Açude do Camorim (P0).



Fonte: Google Earth (acesso em 10 de março de 2022).

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos de coleta de água superficial da Lagoa de Jacarepaguá (P1, P2, P3, P4 e P5) e da área de referência no Açude do Camorim (P0).

Pontos de coleta	Latitude	Longitude
P0	22°57'37" S	43°26'41" O
P1	22°59'12" S	43°24'53" O
P2	22°59'36" S	43°23'13" O
P3	22°58'30" S	43°22'44" O
P4	22°59'09" S	43°23'44" O
P5	22°58'32" S	43°24'12" O

Fonte: A autora .

A água superficial (5 cm abaixo da superfície) dos pontos amostrais foi coletada em: (i) frascos âmbar de vidro com volume de 500 mL para a realização das análises cromatográficas e da LoE Ecológica; (ii) frascos de plástico inerte polietileno de alta densidade (PEAD) com volume de 5000 mL (no laboratório foi transferida para frascos PEAD de 500 mL para facilitar o uso e o armazenamento das amostras) para realização das análises dos parâmetros físico-químicos e os ensaios da LoE Ecotoxicológica; e (iii) frascos estéreis de polipropileno com volume de 60 mL para realização das análises microbiológicas de coliformes. Foram usadas sondas de campo para medição de alguns parâmetros físico-químicos *in situ* nos pontos amostrais.

A água superficial dos pontos amostrais foi coletada de acordo com o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (ANA, 2011) e preservada de acordo com a ABNT NBR 15.469:2007 (ABNT, 2007) (Tabela 2).

Tabela 2 - Características dos frascos de coleta em relação ao tipo de análise.

Finalidade	Tipo de frasco	Volume	Manutenção
LoE Ecotox	PEAD	500 mL	Congelada
Físico-química	PEAD	500 mL	Refrigerada a 4°C ± 2°C
Cromatografia	Âmbar de vidro	250 mL	Refrigerada a 4°C ± 2°C
LoE Eco	PEAD	500 mL	Lugol
	Âmbar de vidro	250 mL	Refrigerada a 4°C ± 2°C
Coliformes	Estéril de polipropileno	60 mL	Refrigerada a 4°C ± 2°C

Fonte: A autora .

3.3. Avaliação de Risco Ecológico (ARE)

Esta metodologia foi baseada na integração das linhas de evidência (LoE) de CHAPMAN (1990). Nesse trabalho foram usadas quatro LoE (Qualidade da Água, Química, Ecotoxicológica e Ecológica) e, posteriormente, os riscos estimados em cada LoE foram integrados para o cálculo do Risco Ambiental Integrado.

3.3.1. Linha de Evidência da Qualidade da Água (LoE QA)

As análises da LoE QA foram realizadas no Laboratório de Biorremediação, Fitotecnologias e Inovação no Tratamento de Águas e Efluentes (LABIFI-UERJ) e no Laboratório de Microbiologia das Águas (LACQUA-UNIRIO).

3.3.1.1. Parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos *in situ* analisados por meio da Sonda Multiparâmetro Horiba (modelo U-50) foram: potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), sólidos suspensos totais (SST), turbidez e temperatura do líquido.

Os parâmetros físico-químicos analisados no LABIFI-UERJ seguiram os métodos descritos pela APHA (2012). Esses parâmetros foram: fósforo total – kit de análise da marca HACH modelos TNT 843 e 844 (aprovados pela USEPA), nitrato (NO_3^-) – método 4.500 – NO_3^- -D e nitrogênio amoniacal (NH_3) – método 4.500- NH_3 -F.

Os valores dos parâmetros físico-químicos dos P1–P5 foram comparados com P0 para que fosse verificada se a ocorrência dos mesmos era natural e para calcular o índice de qualidade da água e o risco de qualidade da água.

3.3.1.2. Análises Microbiológicas

As análises de coliformes em amostras de água foram realizadas por meio da técnica de fermentação de tubos múltiplos de acordo com os métodos descritos pela APHA (2005). Os resultados foram expressos em número mais provável (NMP 100 mL⁻¹) conforme a Norma Técnica da CETESB (2018). Dez mililitros de amostra foram inoculados em cinco tubos com caldo lactosado de concentração dupla. Em outros 5 tubos contendo caldo lactosado de concentração simples foram inoculados 1 mL de amostra de água e em outros 5 tubos 0,10 mL de amostra de água. Os 10 tubos foram colocados em estufa com temperatura de 37° C por 48 horas após a inoculação.

A presença de gás no interior dos tubos foi usada para confirmar a existência de coliformes totais. Os tubos que apresentaram coliformes seguiram para a etapa confirmativa, na qual os seus conteúdos foram repicados para tubos com meio Verde Brilhante (VB) e bile a 2% e para tubos com meio EC para verificar a existência de coliformes termotolerantes. Posteriormente, estes tubos foram colocados em estufa com temperatura de 37° C por 48 horas. A presença de coliformes termotolerantes foi confirmada pelos tubos com meio EC que apresentaram gás no seu interior. Foram adicionadas duas gotas do reagente KOVAC nos tubos com meio EC para verificar presença de *Escherichia coli*.

3.3.1.3. Análises do Índice da Qualidade da Água (IQA)

O IQA foi calculado de acordo com a metodologia proposta pela ANA (2005). Para isso foram usados nove parâmetros, que funcionam como indicadores para a presença de contaminação por lançamento de esgotos domésticos. Os pesos desses parâmetros para o IQA foram fixados em função da sua importância para a qualidade da água (Tabela 3).

Tabela 3 - Parâmetros usados no IQA e seus respectivos pesos.

Parâmetros do IQA	Peso (w)
Oxigênio dissolvido (OD)	0,17
Coliformes termotolerantes (CTE)	0,15
Potencial hidrogeniônico (pH)	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	0,10
Temperatura	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,80
Sólidos suspensos totais (SST)	0,80

Fonte: Adaptado da ANA (2005).

O IQA foi calculado a partir do produto ponderado dos nove parâmetros por meio da equação:

a) Cálculo do IQA:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i w_i \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

q_i = qualidade dos parâmetros, que é o resultado da análise.

w_i = peso correspondente aos parâmetros em função da sua importância para a qualidade da água.

O somatório dos pesos correspondentes aos parâmetros é calculado pela equação a seguir:

b) Cálculo do peso dos parâmetros em função da sua importância para a qualidade da água:

$$\sum_{i=1}^n W_i = 1 \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

n = número de parâmetros para o cálculo do IQA.

w_i = peso correspondente aos parâmetros em função da sua importância para a qualidade da água.

Os valores do IQA foram classificados em intervalos de qualidade de água, que variaram de ótima até péssima (Tabela 4).

Tabela 4 - Intervalos de faixas de IQA e sua relação com a qualidade da água.

Faixas de IQA	Avaliação da qualidade da água
$79 \leq 100$	Ótima
$51 \leq 79$	Boa
$36 \leq 51$	Razoável
$19 \leq 36$	Ruim
$0 \leq 19$	Péssima

Fonte: Adaptada da ANA (2005).

3.3.1.4. Cálculo do Risco da Qualidade da Água

O risco da qualidade da água foi calculado por regressão linear ($r^2 = 0,988$; $y = -0,012x + 1,1867$) com base no valor do IQA. Os resultados foram relacionados a uma escala quantitativa de 0 a 1, no qual 0 correspondeu ao risco mínimo e 1 ao risco máximo observado para determinado componente (Equação 3).

a) Cálculo do risco da qualidade da água:

$$R1 = (-0,01 * IQA) + 1$$

Equação 3

Onde:

R1 = risco da qualidade da água.

IQA = índice da qualidade da água.

3.3.2. Linha de Evidência Química (LoE Quim)

As análises da LoE Quim foram realizadas no Laboratório de Biorremediação, Fitotecnologias e Inovação no Tratamento de Águas e Efluentes (LABIFI-UERJ). Sendo, essas análises usadas para quantificar as substâncias químicas de interesse (SQI) que pertencem à classe de plastificantes: bisfenol A – BPA (CAS 80-05-7), bisfenol S – BPS (CAS 80-09-1), bisfenol F – BPF (CAS 620-92-8), bisfenol AF – BPAF (CAS 1478-61-1), Dietilftalato – DEP (CAS 84-66-2) e Benzofenona – BP (CAS 119-61-9).

As análises de cromatografia foram realizadas em um cromatógrafo líquido de ultraeficiência UPLC-MS-MS (marca Waters) acoplado ao espectrômetro de massas tipo *in tandem*, modelo Xevo TQD®, triplo quadrupolo (Figura 8). O UPLC contou com um sistema quaternário de gerenciamento de solvente (até 4 solventes) e sistema automatizado de injeção (*auto sampler*).

Figura 8 – Foto do cromatógrafo do LABIFI.



Fonte: A autora.

3.3.2.1. Quantificação das substâncias químicas de interesse (SQI)

As amostras foram filtradas em membranas de fibra de vidro de 0,70 μm e extraídas em SPE com cartucho STRATA X® de 200 mg/6 mL. O condicionamento

do cartucho foi efetuado à vácuo com fluxo de 3 mL/min (gotejamento) e com os solventes hexano (3x2 mL), acetona (1x2 mL), metanol (3x6 mL) e água ultrapura (5x2 mL) em pH 3 (HCl 3M grau P.A.). Foram percolados 250 mL das amostras em pH 3 nos cartuchos com fluxo de 3 mL/min após o procedimento anterior. Em seguida o cartucho foi seco à vácuo por 10 minutos e armazenado em freezer com temperatura de -20°C. Seguidamente os analitos presentes no cartucho foram eluídos com 4 mL de metanol e secos em fluxo de nitrogênio gasoso. Logo em seguida foram reconstituídos com 2 mL de solução de metanol e água.

A detecção e quantificação das substâncias químicas de interesse (SQI) foram por cromatografia líquida de ultraeficiência UPLC-MS-MS (Tabela 5) e as análises foram realizadas em coluna de fase reversa (AQUITY UPLC® BEH C18, 1,7µm, 2,1x50mm; Waters, MA, USA) a 50 °C, com fluxo de 0,4 mL/min., com A=água e B=metanol como fases móveis, ambas com 0.01% hidróxido de amônio. O volume de injeção foi de 5 µL, com tempo de corrida de 8 minutos, em modo gradiente, com condição inicial 98% de água até 4min. Em seguida, a condição inicial foi reduzida para 1% de água até 5minutos, e finalmente retornando e mantendo-se no estado inicial até o final da corrida. O detector de massas com fonte de electrospray (ESI) foi operado em modo positivo e negativo com monitoramento de reações múltiplas (MRM). A voltagem capilar foi de 3,2kV (ESI+) e 3,2kV (ESI-). A temperatura da fonte e de dessolvatação foi 150 °C e 600 °C, respectivamente. O N₂ foi usado como gás de cone e de dessolvatação (200 e 800L/h, respectivamente) (Tabela 5). O gás Argônio (Ar) foi usado como gás de colisão no MS/MS (0,15mL/min.). Para cada analito, duas transições (confirmação e quantificação) foram utilizadas para identificação, de acordo com uma voltagem de cone e uma energia de colisão, otimizadas para máxima intensidade. Os dados foram adquiridos e processados pelo Mass Lynx v4.1 (Waters, MA, USA).

Tabela 5 - Parâmetros do detector MS/MS para os analitos identificados.

Composto	Modo de ionização (ESI ^{**})	Precursor (m/z)	Quantificação			Confirmação		
			Produto (m/z)	EC* (V)	Cone (V)	Produto (m/z)	EC*	Cone (V)
Dietilftalato	+	223.1	149.0	20	20	177.0	10	20
Benzofenona	+	183.0	105.0	30	32	77.00	15	32
Bisfenol A	-	227.0	212.0	18	45	133.0	25	45
Bisfenol F	-	199.0	93.0	20	35	105.0	18	35
Bisfenol AF	-	334.9	265.0	25	35	197.0	30	35
Bisfenol S	-	249.0	108.0	25	35	159.0	25	35

Legenda: *EC: Energia de colisão.

Fonte: A autora .

A validação da cromatografia foi realizada a partir da avaliação da linearidade, faixa de trabalho, limite de detecção, limite de quantificação, exatidão ou recuperação e precisão e efeito de matriz de acordo com ICH (2005) (Tabela 6). Os padrões foram preparados em concentração de 0,10 a 150 µg/L para contemplar as faixas de concentração esperadas para cada substância plastificante nas amostras. As curvas de calibração externas foram obtidas por regressão linear a partir das áreas dos picos da solução padrão por suas respectivas concentrações, onde foram realizadas injeções de sete réplicas de cada concentração. A curva analítica foi ajustada com base na avaliação do nível de incerteza dos dados ($\leq 20\%$) e na determinação do coeficiente de correlação linear, sendo este superior a 0,98, conforme recomendado pela ANVISA (2003).

Tabela 6 – Validação cromatográfica a partir da linearidade, faixa de trabalho, limite de detecção, limite de quantificação, exatidão ou recuperação e precisão e efeito de matriz.

Analito	Faixa Linear	n	^a LD (µg L ⁻¹)	^b LQ (µg L ⁻¹)	^c MLD (ng L ⁻¹)	^d MLQ (ng L ⁻¹)	Equação Y=	R ²	^e F	p-valor
Benzofenona	1-150	8	0,23	0,77	2,3	7,7	0,448 + 1,0507x	0,9993	1,06	0,426
Dietilftalato	1-150	8	0,04	0,14	0,4	1,4	2,360 + 1,8453x	0,9998	1,86	0,159
Dietilftalato	10-1000	9	-	-	-	-	4,75 + 1,9222x	0,997	0,99	0,468
Bisfenol A	1-150	8	0,29	0,96	2,9	9,6	-0,0272 + 0,054714x	0,9984	1,13	0,387
Bisfenol S	1-200	9	0,38	1,27	3,8	12,7	-0,0318 + 0,011262x	0,9940	2,33	0,095
Bisfenol F	1-150	8	0,50	1,00	5,0	10,0	-0,0205 + 0,019298x	0,9982	2,13	0,114
Bisfenol AF	1-150	7	0,28	0,93	2,8	9,3	0,0199 + 0,51887x	0,9999	2,76	0,074

Legenda: Limite de detecção; ^b Limite de quantificação; ^c Limite de detecção do método; ^d Limite de quantificação do método; ^e F calculado.

Fonte: A autora.

O limite de detecção foi obtido a partir de uma relação entre a intensidade de pico e a intensidade do ruído na injeção, o limite de quantificação foi obtido a partir do menor valor da curva analítica para cada analito e o efeito de matriz foi obtido para avaliar o grau de supressão ou enriquecimento de íons (Tabela 6). A recuperação foi aferida por meio dos ensaios SPE em faixas de concentração alta e baixa, segundo o procedimento analítico proposto para essa pesquisa (CUNHA, 2020). A fórmula a seguir demonstra como foi realizado o cálculo para o efeito de matriz:

a) Cálculo do efeito de matriz:

$$EM (\%) = (\text{slopematriz}/\text{slopePd}) \times 100$$

Equação 4

Onde:

EM = efeito de matriz (avaliado segundo a metodologia proposta por PUGAJEVA et al. (2017)). Cabe ressaltar que valores iguais a 100% indicam que não há efeito matriz, valores maiores do que 100% indicam enriquecimento e valores menores do que 100% indicam supressão de sinal.

slopematriz = matriz preparada com água residual.

slopePd = matriz preparada com água pura.

A concentração de cada SQI foi comparada aos valores de PNEC achados em legislações internacionais (ENVIRONMENT CANADA & HEALTH CANADA, 2008).

3.3.2.2. Cálculo do risco químico

O risco químico foi calculado de acordo com a metodologia proposta por JENSEN & MESMAN (2006) e, posteriormente, modificada por MENDES (2016). Essa metodologia foi baseada no cálculo da pressão tóxica de cada substância, na posterior correção dos valores em relação à área de referência e no cálculo do risco integrado das substâncias químicas (Equação 5, 6 e 7). Os resultados foram relacionados a uma escala quantitativa de 0 a 1, no qual 0 corresponde ao risco mínimo e 1 ao risco máximo observado para determinado componente.

a) Cálculo da pressão tóxica (R3) de cada substância:

$$R3 = 1/(1+(\exp^{(\log R2 - \log R1)/\beta})) \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

R1 = concentração de cada substância nos pontos amostrados.

R2 = valores de referência para os contaminantes.

R3 = pressão tóxica de cada substância.

β = valor padrão estabelecido por meio dos ensaios ecotoxicológicos ($B = 0,4$).

b) Correção dos valores obtidos para a área de referência:

$$R4 = (R3 - R3Ref)/(1 - R3Ref) \quad \text{Equação 6}$$

c) Cálculo do risco integrado para substâncias químicas:

$$R5 = 1 - ((1-R4)^1 \cdot (1-R4)^2 \cdot (1-R4)^3 \dots (1-R4))^n$$

Equação 7

3.3.3. Linha de Evidência Ecotoxicológica (LoE Ecotox)

As análises da LoE Ecotox foram realizadas no Laboratório de Biorremediação, Fitotecnologias e Inovação no Tratamento de Águas e Efluentes (LABIFI-UERJ). Os ensaios ecotoxicológicos crônicos foram realizados com as espécies *Chlorella vulgaris* (microalga) e *Ceriodaphnia dubia* (microcrustáceo), contemplando dois níveis tróficos em uma cadeia alimentar.

3.3.3.1. Ensaio com microalgas

Cultivo de microalgas: A microalga *Chlorella vulgaris* foi cultivada em frascos de 250 mL do tipo balão chato, em meio oligotrófico, de acordo com a ABNT NBR 12.648:2018. As microalgas foram mantidas em incubadora (marca Nova Ética BOD) com temperatura a 25° C e com agitação manual. O fotoperíodo contemplado foi de 16 horas de luz por 8 horas de escuro (Figura 9).

Figura 9 – Cultivo da microalga *C. vulgaris* no LABIFI.



Fonte CUNHA (2020).

Preparo do inóculo: Uma alíquota do cultivo das microalgas foi inserida em frascos Erlenmeyer de 250 mL com 150 mL do meio oligotrófico para preparação do inóculo. Os Erlenmeyer foram lavados e esterilizados anteriormente. Esses frascos foram

mantidos em uma incubadora (marca Nova Ética BOD 411D) com temperatura a 25° C, luz contínua e aeração por cinco dias ou até o momento em que fosse verificado um crescimento exponencial das microalgas. O preparo do inóculo ocorreu conforme a ABNT NBR 12.648:2018 (Figura 10).

Figura 10 – Preparo do inóculo da microalga *C. vulgaris* no LABIFI.



Fonte CUNHA (2020).

Ensaio de toxicidade crônica: As amostras foram congeladas a -20° C para preservação após a coleta (até 60 dias). Os ensaios foram realizados em quatro replicatas sem diluição e em frascos Erlenmeyer de 125 mL para cada ponto de coleta. O controle negativo foi realizado da mesma forma com apenas meio de cultivo e microalgas. As microalgas do inóculo foram inseridas em frascos Erlenmeyer de 125 mL com 75 mL de cada amostra (P0, P1, P2, P3, P4 e P5) com quatro replicatas (n=4) cada e no controle negativo (n=4) para que ao final a densidade das microalgas fosse 10^5 cel/mL. As amostras foram incubadas por 96 horas de acordo com a ABNT NBR 12.648:2018 (Tabela 7). Após as 96h, foi coletado e preservado 1 mL de cada amostra em tubos de Eppendorfs de 2,5 mL com uma gota de Lugol para contagem celular das microalgas em microscópio óptico (400x).

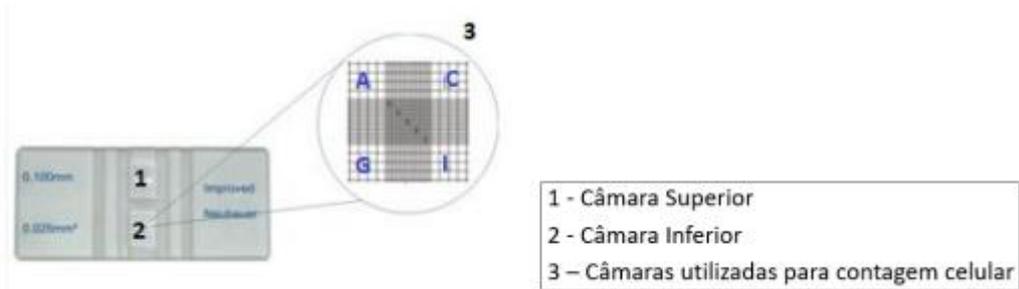
Tabela 7 - Condições experimentais adotadas para os ensaios ecotoxicológicos com a microalga *C. vulgaris* de acordo com a ABNT NBR 12.648:2018.

Requisitos	Condições
Ensaio	Estático
Inóculo	Cultivo em fase exponencial de crescimento
Replicatas por amostra	04
Temperatura	25° C ± 2° C
Iluminação	Constante a 5.000 lux
Agitação	Manual
Efeito observado	Inibição de crescimento
Expressão dos resultados	Tóxico e Não-tóxico Aumento no número de algas

Fonte: Adaptada de ABNT NBR 12.648:2018.

Contagem em microscópio óptico: A contagem das microalgas foi realizada em microscópio ótico (marca Nikon modelo Elipse E200) na câmara de Neubauer (Figura 11), dividida em parte superior e inferior, contendo cada parte nove quadrantes. Os quadrantes são divididos em 16 outros quadrantes de 1/25 mm². As células foram contadas até atingir 400 indivíduos ou até a leitura dos quadrantes A, C, G e I. A contagem foi realizada tanto na parte superior quanto na inferior da câmara de Neubauer. O cálculo para obtenção do número total de microalgas em 1 mL foi realizado após a leitura da câmara de Neubauer. O número obtido de microalgas para cada amostra foi subtraído do número inicial do ensaio (número de microalgas inoculado no dia da preparação do ensaio). O resultado final foi comparado aos valores obtidos no ensaio controle negativo para verificar o efeito crônico de inibição do crescimento de biomassa durante 96 horas. Os resultados dos efeitos tóxico e não-tóxico foram obtidos por meio da análise estatística segundo a ABNT NBR 12.648:2018, na qual foi aplicada ANOVA seguido pelo *DUNNETT* para comparar as amostras com o controle negativo e os pontos amostrais (P1, P2, P3, P4 e P5) com o ponto de referência (P0), com auxílio do *software GraphPad Prism v.5.1*.

Figura 11 – Câmara de Neubauer usada para contagem em microscópio óptico.



Fonte: CUNHA (2020).

3.3.3.2. Ensaio com microcrustáceos

Cultivo de microcrustáceos: O cultivo de *Ceriodaphnia dubia* foi realizado em incubadora com temperatura e fotoperíodo controlados de acordo com a ISO 20.665 (2008) e a ABNT NBR 13.373 (2017) (Figura 12). Os microcrustáceos foram cultivados em água mineral (Bioleve) com água de mina d'água natural (localizada em Angra dos Reis) para ajuste da dureza (valor ideal entre 40-48 mg CaCO₃/L). O parâmetro pH foi ajustado por intermédio de solução de ácido clorídrico (pH 6–7) quando necessário.

Figura 12 – Cultivo do microcrustáceo *C. dubia* no LABIFI.



Fonte: CUNHA (2020).

Ensaio de toxicidade crônica: O efeito crônico analisado correspondeu à taxa de reprodução dos organismos em contato com as amostras durante sete dias (168 horas). Os ensaios foram realizados em béqueres de 30 mL, mantidos em incubadora (marca Nova Ética BOD 411D) com temperatura e fotoperíodo controlados segundo a ABNT NBR 13.373:2017 (Tabela 8). Cada ponto amostral foi analisado sem diluição e com 10 replicatas (n=10). O ensaio controle negativo foi preparado somente com água de cultivo com as mesmas condições (n=10). Cada uma das réplicas continha uma fêmea de 6 a 24 horas de vida e 15 mL da amostra. Os organismos foram alimentados todos os dias com microalgas. A limpeza dos frascos e a retirada de neonatos gerados por partenogênese também ocorreu todos os dias. Ao longo do período de exposição, o ensaio foi renovado duas vezes, e os dados de reprodução e sobrevivência das fêmeas foram contabilizados. A validação dos ensaios foi dada quando a letalidade dos organismos adultos no controle negativo foi $\leq 20\%$ e quando o número médio de neonatos produzidos por cada fêmea no controle foi ≤ 15 . A análise de variância amostral pelo método ANOVA e o teste de comparação de *DUNNETT* foram realizados com auxílio do *software* TOXSTAT v.3.5 para estimar o efeito da toxicidade nos ensaios crônicos.

Tabela 8 - Condições experimentais adotadas para os ensaios crônicos com o microcrustáceo *C. dubia* de acordo com a ABNT NBR 13.373:2017.

Requisitos	Condições
Sistema de ensaio	Semiestático
Idade	6 h a 24 h
Período de exposição	Sete a oito dias
Água de diluição	Água natural
Volume soluções-teste/recipiente	15 mL
Número de replicatas/soluções- teste	10
Número de organismos por recipiente	Uma fêmea
Alimentação	Sim, cultura de algas
Temperatura	23° C a 27° C
Fotoperíodo	16 h de luz
Renovação da solução-teste	Duas renovações
Efeito observado	Reprodução
Expressão dos resultados	Tóxico e Não-tóxico Número total de filhotes

Fonte: Adaptada de ABNT NBR 13.373:2017.

3.3.3.3. Cálculo do risco ecotoxicológico

O risco ecotoxicológico foi calculado com base nos resultados dos ensaios crônicos realizados de acordo com a metodologia proposta por JENSEN & MESMAN (2006) e, posteriormente, modificada por MENDES (2016), levando em consideração cada controle negativo de cada ensaio (Equação 8, 9, 10, 11 e 12). Os resultados foram relacionados a uma escala quantitativa de 0 a 1, no qual 0 corresponde ao risco mínimo e 1 ao risco máximo observado para determinado componente.

a) Divisão dos valores X (expressos em %) por 100 (R1):

$$R1 = X/100$$

Equação 8

b) Correção dos valores obtidos em relação ao controle:

$$R2 = (R1-Ref)/(1-Ref)$$

Equação 9

Onde:

R1 = valores obtidos na etapa A.

Ref = resultados obtidos no controle.

c) Aplicação da fórmula de risco:

$$R3 = \log(R2-1)$$

Equação 10

As fórmulas a seguir demonstram como foi realizado o cálculo para o risco ecotoxicológico integrado:

d) Cálculo da média aritmética dos valores obtidos na etapa C:

$$R4 = (R31+...R3n)/n$$

Equação 11

e) Integração dos resultados dos ensaios por meio do cálculo de R5:

$$R5 = 1 - (10^{-R4})$$

Equação 12

Onde:

R5 = risco integrado da LoE Ecotoxicológica.

3.3.4. Linha de Evidência Ecológica (LoE Ecol)

As análises da LoE Ecol foram realizadas no Laboratório de Ficologia e Educação Ambiental (LAFEA-UERJ). Os ensaios ecológicos foram realizados no LAFEA-UERJ a partir de amostras com lugol e amostras em condições reais *in-situ* (biomonitoramento ativo) com objetivo de identificar e contabilizar os organismos fitoplanctônicos das amostras coletadas. A identificação correta dos organismos fitoplanctônicos durante a contagem foi importante para a obtenção de um panorama da composição da comunidade fitoplanctônica.

Preparo das amostras: As amostras coletadas foram fixadas com lugol na razão de 0,50 mL para cada 100 mL de amostra de acordo com a metodologia proposta por LUND et al. (1958) para que os organismos fitoplanctônicos pudessem ser quantificados em microscópio invertido (marca Olympus CKX41 em aumento 400X) (Figura 13). O lugol também foi usado para eliminar gases presentes nos vacúolos de alguns organismos da comunidade fitoplanctônica. Os grandes grupos taxonômicos foram identificados de acordo com os critérios de VAN DEN HOECK et al. (1997), em microscópio ótico Nikon E-200, para todos os grupos de algas e para cianobactérias foi utilizada bibliografia específica (KOMAREK & ANAGNOSTIDIS, 1999; KOMAREK, 2013), sendo as populações fitoplanctônicas identificadas, sempre que possível, a nível de espécie, em amostras vivas. As amostras passaram por um processo de sedimentação em tubos por ação da gravidade (câmaras de Uthermohl), que são colunas verticais acopladas a uma base por meio da qual foi possível observar o conteúdo em microscópio invertido. A formação de bolhas de ar durante a sedimentação foi evitada para que não houvesse diminuição da densidade do material. As amostras ficaram abrigadas da luz e em temperatura ambiente durante a

sedimentação, que teve como duração 3 horas para cada centímetro de amostra, segundo a metodologia de UTHERMOHL (1958). Ao todo foram sedimentados 2 mL de cada amostra para os pontos P0, P1, P2, P3, P4 e P5. As amostras iniciais foram ainda sedimentadas em 5 mL para garantir o inventário das espécies menos frequentes. Essa metodologia visa permitir o registro de mais diversidade. Com o tempo, observou-se a adequação da sedimentação de 2 mL, que foi mantida em todas as amostragens posteriores. O material sedimentado foi transferido para a câmara de contagem no microscópio invertido para iniciar a contagem dos organismos fitoplanctônicos.

Figura 13 – Microscópio invertido Olympus CKX41.



Fonte: Retirado de <<http://www.laboquimia.es>> (acesso em 10 de março de 2022).

Contagem em microscópio invertido: A quantificação dos organismos (colônias, filamentos, células) foi realizada por meio da contagem em campos aleatórios na câmara de contagem de acordo com a metodologia de UHELINGER (1964). A definição do número de campos contados foi a partir da construção de uma curva que registra o número de novos táxons a cada campo considerado. A partir da estabilização do número de espécies novas durante a contagem, foram quantificados mais cinco campos para que as espécies menos frequentes fossem incluídas na composição fitoplanctônica. Segundo a metodologia de LUND et al. (1958), ao menos 100 indivíduos do táxon dominante ou 400 indivíduos ao total foram enumerados durante a contagem. A quantificação foi realizada em microscópio invertido

(OLUMPUS, CKX41) e o biovolume fitoplanctônico ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) foi estimado através de formas geométricas aproximadas (HILLEBRAND et al., 1999).

3.3.4.1. Cálculo do Índice de Shannon (H') e de risco ecológico

A riqueza e a abundância relativa por classes taxonômicas foram calculadas, sendo a riqueza representada pelo número de táxons identificados e a abundância relativa representada pela classe taxonômica em relação ao total de indivíduos quantificados. O Índice de Shannon foi usado para o cálculo da diversidade de táxons (Equação 13 e 14). A análise estatística foi realizada pelo *software* PAST v.2.16. O Índice de Shannon (H') usa os conceitos de abundância, riqueza e equitabilidade, que é a distribuição do número de indivíduos encontrados em uma amostra em relação ao total de táxons identificados ou é a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre os táxons determinados. O elevado valor de H' significa maior diversidade de espécies, ou seja, um ambiente ao qual se pode atribuir maior estabilidade ecológica. Já o menor valor para H' significa menor diversidade, que pode ser traduzido pela ocorrência de poucas espécies ou pela dominância de uma ou poucas espécies, ou seja, baixa equitabilidade (PIELOU, 1966; MARTINS & SANTOS, 1999). Para esse estudo foi considerado que valores menores ou iguais a 1,5 representam ambientes instáveis ecologicamente ou desequilibrados, enquanto valores maiores que 1,5 representam ambientes ecologicamente estáveis.

a) Cálculo do Índice de Shannon (H'):

$$H' = - \sum_{e=1}^S Pe \text{ Log } Pe \quad \text{Equação 13}$$

b) Abundância relativa de espécies:

$$Pe = ne/N \quad \text{Equação 14}$$

Onde:

Pe = abundância relativa da espécie.

ne = número de indivíduos da espécie.

N = número total de indivíduos.

S = número total de espécies.

3.3.4.2. Cálculo do risco ecológico

A metodologia usada para o cálculo do risco ecológico foi baseada na fórmula de JENSEN & MESMAN (2006) sobre escalonamento dos parâmetros ecológicos avaliados em um único valor – BKX Triad (Equação 15).

$$\text{Risco} = 1 - 10^{((\sum \log x_i)/n)} \quad \text{Equação 15}$$

Onde:

x_i = resultado da divisão do valor da amostra pelo valor de referência.

3.3.5. Cálculo do risco ambiental integrado

O cálculo do Risco Ambiental integrado foi baseado na integração dos índices de risco encontrados para cada linha de evidência (LoE) para cada para cada ponto amostrado. O cálculo seguiu a metodologia proposta por MENDES et al. (2017) (Equação 16 e 17).

a) Cálculo dos valores de R1:

$$R1 = (1 - \log x) \quad \text{Equação 16}$$

b) Cálculo das médias aritméticas ponderadas de R2:

$$R2 = \frac{(R1_{\text{Quím}} * A) + (R1_{\text{Ecotox}} * B) + (R1_{\text{Eco}} * C) + (R1_{\text{Qualid}} * D)}{A + B + C + D} \quad \text{Equação 17}$$

Onde:

x = valor de risco associado às linhas de evidência.

A = peso da LoE Química.

B = peso da LoE Ecotoxicológica.

C = peso da LoE Ecológica.

D = peso da LoE Qualidade da água.

Os pesos aplicados aos índices de risco específicos de cada LoE estão presentes na Tabela 9. Os maiores pesos foram aplicados nas LoE Ecotoxicológica e Ecológica, pois essas linhas avaliam os efeitos das amostras ambientais em organismos-teste e a comunidade local que se encontra na lagoa, respectivamente. Já os menores pesos foram aplicados nas LoE Qualidade da Água e Química, pois essas linhas avaliam parâmetros pré-determinados e que variam de acordo com cada estudo.

Esses pesos foram usados no cálculo para integração dos riscos específicos de cada LoE para estimar o Índice de Risco Ambiental da Lagoa de Jacarepaguá. Os resultados foram relacionados a uma escala numérica, ou seja, um índice de risco (Tabela 10), proposta por JENSEN & MESMAN (2006).

Tabela 9 - Valores do peso de evidência para as linhas de evidência.

Índice de Risco	Parâmetro	Fator de peso	Padrão de valores de peso
Quim	Concentração total das SQI	WfQuim	1,00
QA	IQA	WfQA	1,00
Ecotox	Ensaio ecotoxicológico	WfEcotox	1,50
Eco	Monitoramento ecológico (índice de diversidade)	WfEco	2,00

Fonte: A autora.

Tabela 10 - Escala numérica relacionada ao tipo de risco.

Escala numérica	Tipo de risco
0 a 0,25	Baixo
0,25 a 0,50	Moderado
0,50 a 0,75	Alto
>0,75	Muito alto

Fonte: Adaptada de JENSEN & MESMAN (2006).

3.4. Modelo Conceitual da Área (MCA)

A partir dos dados sobre contaminantes ou estressores, fontes de poluição, histórico de contaminação da área, vias de contato entre estressores e receptores e possíveis efeitos adversos nos receptores foi possível elaborar o modelo conceitual

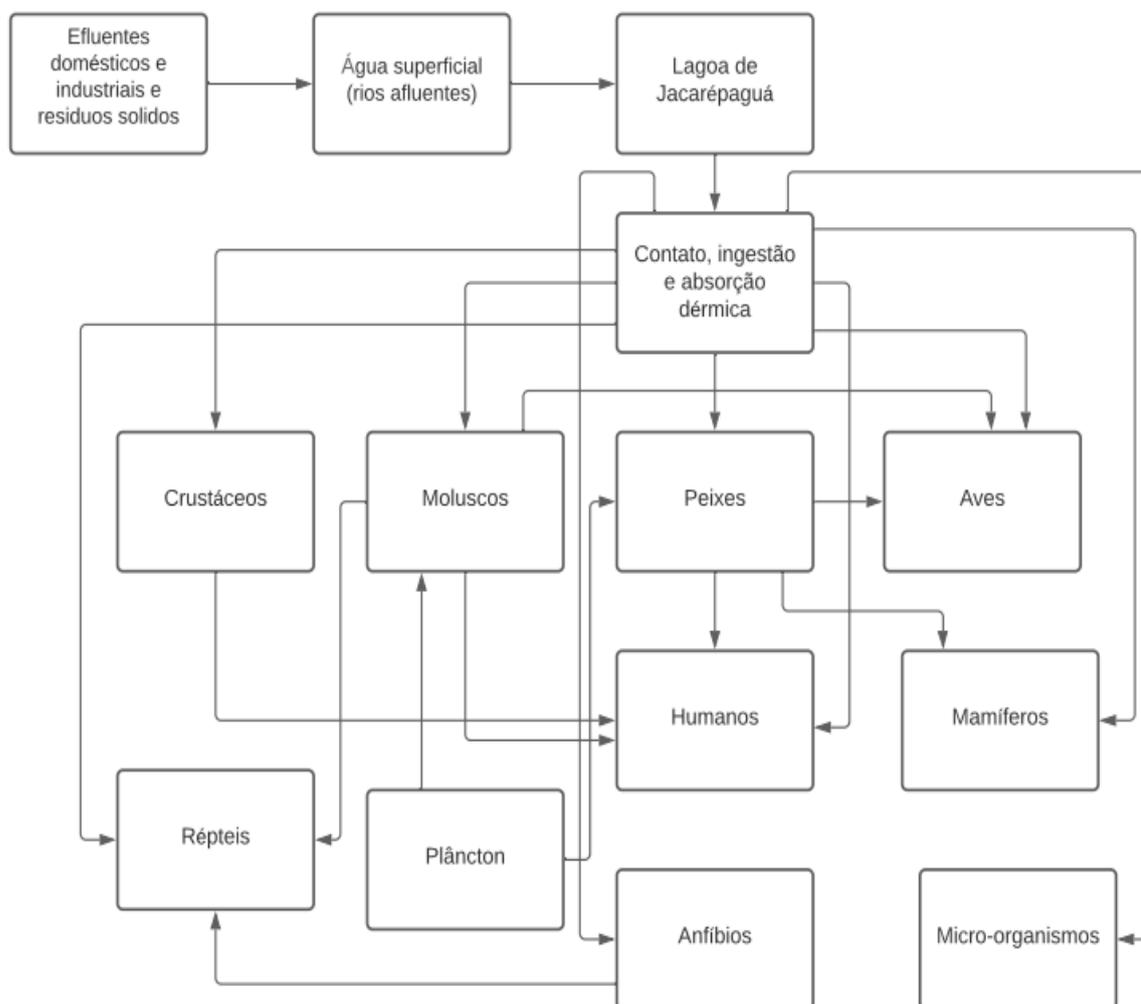
da Lagoa de Jacarepaguá, que estabelece as vias de exposição dos receptores aos estressores e os receptores mais atingidos ou vulneráveis na área contaminada (RODRIGUES et al., 2011; MENDES, 2016; SABINO, 2018; CUNHA, 2020). O modelo conceitual para essa pesquisa considerou os contaminantes, as rotas e as vias de exposição aos contaminantes, além dos possíveis receptores ecológicos afetados pelos contaminantes.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Modelo conceitual da área (MCA) da Lagoa de Jacarepaguá

A Figura 14 apresenta o modelo conceitual da Lagoa de Jacarepaguá. Esse modelo funciona como guia analítico para a Avaliação de Risco Ecológico (ARE), já que resume as informações levantadas durante a etapa de formulação do problema. O MCA considera fontes de poluição da lagoa, formas de exposição aos aditivos plásticos e receptores ecológicos expostos aos poluentes. O MCA desse estudo foi baseado nos modelos de SABINO (2018) e CUNHA (2020).

Figura 14 - Modelo conceitual da área da Lagoa de Jacarepaguá.



Fonte: A autora.

4.2. Risco da qualidade de água

A Tabela 11 apresenta dados sobre os índices pluviométricos de cada mês de coleta, os tipos de marés durante as coletas e as estações do ano correspondentes. Esses dados foram considerados importantes para a análise dos parâmetros físico-químicos e para o cálculo do risco estimado da qualidade da água. A maré alta e a incidência de chuva diminuem a concentração de poluentes em corpos hídricos, pois promovem a renovação de água. Já a maré baixa e pouca incidência de chuvas levam ao aumento da concentração de poluentes.

Os meses mais chuvosos foram abr/19, jun/19 e dez/19 e fev/20. O último mês de coleta apresentou o maior índice pluviométrico 96h e 24h antes da coleta (81,4 mm e 15,4 mm, respectivamente). Em relação às variações de maré, os meses de jun/19 e dez/19 apresentaram as maiores marés durante a amostragem (1,2 m e 1,3 m, respectivamente).

Tabela 11 - Estação do ano, índice pluviométrico (nos 30 dias, 96h e 24h que precederam a coleta) e variações de maré durante o horário em que foram realizadas as seis coletas na Lagoa de Jacarepaguá.

Coleta	Estação do ano	Chuva [#] (mm)			Maré (m)*	
		30 dias	96h	24h		
C1 (abr/2019)	Outono	149,6	0	0	Baixa	0,4
C2 (jun/2019)	Outono	136,4	0,2	0	Alta	1,2
C3 (ago/2019)	Inverno	91,2	3,6	0	Baixa	0,2
C4 (out/2019)	Primavera	65,4	2,4	0	Baixa	0,5
C5 (dez/2019)	Primavera	128,0	1,2	0	Alta	1,3
C6 (fev/2020)	Verão	172,4	81,4	15,4	Baixa	0,6

* A maré levada em consideração foi a que ocorreu durante o horário das coletas.

Fonte: www.sistema-alerta-rio.com.br (acessado em 20/02/2020).

A Tabela 12 apresenta os resultados dos parâmetros físico-químicos com a classificação do IQA. Os pontos da LJPA foram comparados aos valores permitidos (VMP) pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de classe 2 e o ponto de referência foi comparado com os valores para água doce de classe 2.

Tabela 12 - Parâmetros físico-químicos avaliados nas amostras coletadas na LJPA em abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20.

Pontos de Coleta	pH	OD (mg/L)	Turbidez (NTU)	Temp. liq. (°C)	DBO	Fósforo (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	NT (mg/L)	CTE (NMP/100mL)	E. coli (NMP/100mL)	IQA	Classificação	
C1 (abr/19)	P0	8,37	10,00	3,6	26,50	2,4	0,020	0,45	0,95	1,40	7,8	0	81,7	Ótima
	P1	5,47	12,26	40,8	28,61	227,3	0,134	2,19	1,59	3,78	1100	0	36,0	Ruim
	P2	8,13	11,98	21,5	29,44	282,3	0,146	3,21	1,89	5,10	54000	200	31,5	Ruim
	P3	7,72	17,46	37,7	30,21	237,3	0,131	1,86	1,94	3,80	4900	200	34,3	Ruim
	P4	9,00	22,50	16,0	31,43	162,3	0,121	2,11	1,72	3,83	200	0	39,5	Regular
C2 (jun/19)	P5	8,73	13,79	29,7	31,36	145,7	0,047	3,27	1,47	4,74	22000	0	26,7	Ruim
	P0	8,27	11,10	4,6	21,20	9,2	0,086	0,00	1,07	1,07	20	0	73,3	Boa
	P1	4,90	8,89	53,4	24,88	331,9	0,171	3,47	2,80	6,26	180	0	37,5	Regular
	P2	8,88	13,00	101,0	26,20	364,4	0,225	2,55	3,26	5,80	4900	200	26,9	Ruim
	P3	7,68	13,80	81,5	27,15	261,9	0,173	3,23	3,02	6,25	0	0	42,2	Regular
C3 (ago/19)	P4	7,08	16,25	72,7	29,00	308,6	0,174	3,42	2,55	5,97	92000	0	25,2	Ruim
	P5	7,58	8,59	59,2	28,75	237,8	0,177	5,58	1,43	7,01	1600	0	41,8	Regular
	P0	8,37	11,20	3,4	19,70	0,5	0,082	0,04	1,03	1,08	2	0	85,3	Ótima
	P1	3,99	8,70	0,4	22,10	132,6	0,206	3,18	5,05	8,23	450	0	33,7	Ruim
	P2	6,83	7,49	40,7	22,35	171,5	0,209	3,00	6,64	9,64	450	0	41,7	Regular
C4 (out/19)	P3	8,60	5,76	78,4	22,47	179,3	0,212	3,18	6,48	9,66	400	0	37,4	Ruim
	P4	8,70	5,06	79,2	22,91	174,8	0,207	3,17	5,88	9,04	370	18	36,3	Ruim
	P5	8,42	4,77	80,6	22,79	143,2	0,247	5,08	4,69	9,77	35000	0	24,6	Ruim
	P0	8,08	10,00	8,9	25,00	6,0	0,085	0,00	3,01	3,01	10	-	74,7	Boa
	P1	6,28	11,51	89,5	27,27	341,1	0,192	0,10	0,56	0,66	577	-	36,2	Regular
C5 (dez/19)	P2	9,55	6,76	104,0	29,17	268,9	0,130	0,09	0,43	0,52	5723	-	30,2	Ruim
	P3	8,22	2,38	67,7	29,91	242,8	0,337	6,45	1,20	7,65	2650	-	28,6	Ruim
	P4	8,79	2,32	89,2	29,71	258,3	0,151	0,12	0,48	0,60	4295	-	28,5	Ruim
	P5	8,97	2,50	82,6	29,35	219,4	0,347	6,95	1,58	8,53	8325	-	24,5	Ruim
	P0	8,14	9,96	0,5	24,10	5,8	0,089	0,00	1,32	1,32	11	-	83,1	Ótima
C6 (fev/20)	P1	6,3	36,81	111,0	26,17	281,3	0,207	0,111	3,99	4,10	647	-	31,1	Ruim
	P2	9,43	22,58	63,0	26,89	305,2	0,199	0,048	4,75	4,80	9489	-	27,5	Ruim
	P3	8,97	30,74	50,2	26,35	229,6	0,189	0,463	5,27	5,73	2144	-	33,2	Ruim
	P4	9,45	24,47	101,0	27,19	271,8	0,210	0,020	4,29	4,31	14085	-	22,4	Ruim
	P5	8,69	24,11	50,2	26,91	217,9	0,284	6,90	2,68	9,58	13845	-	26,7	Ruim
C6 (fev/20)	P0	6,27	8,82	0,3	22,30	2,6	0,084	0,00	0,77	0,77	14	-	82,0	Ótima
	P1	7,02	8,13	41,1	27,24	134,8	0,196	2,99	1,22	4,21	930	-	42,2	Regular
	P2	7,76	3,03	64,0	26,83	289,3	0,181	2,085	2,89	4,98	450	-	34,7	Ruim
	P3	8,04	3,20	59,2	26,51	281,5	0,201	1,921	1,37	3,30	120	-	37,0	Regular
	P4	7,3	2,84	75,3	25,68	287,1	0,201	2,15	2,05	4,21	680	-	33,1	Ruim
P5	8,24	2,38	10,7	24,91	62,1	0,162	3,988	0,46	4,45	2300	-	34,1	Ruim	

Nota 1: Classificação dos corpos hídricos realizada com base na CONAMA 357/2005. P0 classificado como água doce 2 e P1 a P5 como água salobra 2. **Nota 2:** Valores em negrito estão acima dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). **Nota 3:** Classificação realizada segundo ANA. *DBO

foi estimada a partir da relação DBO/DQO, com valor de 0,05 para P0 e 0,20 para os demais pontos (P1 a P5) (BOLLMANN & MARQUES, 2006). Fonte: A autora.

O ponto de referência (P0) desse estudo apresentou todos os parâmetros físico-químicos e microbiológicos dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para água doce de classe 2. Apenas fósforo total nos meses de jun/19, ago/19, out/19, dez/19 e fev/20 e nitrogênio total nos meses de jun/19, out/19 e dez/19 estiveram acima do limite estabelecido pela Resolução (0,020 mg/L para fósforo e 10,0 mg/L para nitrato).

O pH das águas superficiais da LJPA apresentou valores neutros a alcalinos, corroborando com FERRÃO-FILHO et al. (2002) e GOMES et al. (2009). GOMES et al. (2009) associou o aumento do pH ao verão, contudo nesse estudo o aumento do pH para valores mais alcalinos coincidiu com os meses de out/19 e dez/19, que correspondem a primavera. Nesse estudo, a estação da primavera apresentou as maiores temperaturas (26,17°C a 29,91°C). Entretanto, ressalta-se que as estações do ano em ambientes tropicais não são tão demarcadas como em ambientes temperados, o que pode explicar valores mais alcalinos de pH na primavera. A amostragem de fev/20 foi a única que apresentou todos os pontos com valores de pH dentro do permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de classe 2 (6,5 a 8,5).

As maiores concentrações de OD foram observadas em dez/19 (22,58 mg/L a 36,81 mg/L), enquanto que nos meses de out/19 (2,32 mg/L) e fev/20 (2,38 mg/L) foram observadas as menores concentrações nesse estudo. Inclusive, essas concentrações foram menores do que o permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece que o OD não pode ser inferior a 4 mg/L. As variações nas concentrações de OD já foram observadas anteriormente na LJPA por FERRÃO-FILHO et al. (2002) e são consideradas típicas de ambientes eutrofizados (DOMINGOS et al., 2012).

As amostras dos meses de ago/19 e dez/19 apresentaram valores acima do permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de classe 2 (0,186 mg/L) em todos os pontos amostrais para fósforo. Os maiores valores foram observados no P5 para esses dois meses (0,247 mg/L e 0,284 mg/L, respectivamente), devido possivelmente a sua localização em área próxima do deságue do Rio Camorim, que apresenta alta carga de matéria orgânica, nutrientes e poluentes. Já foi observado por LOPES et al. (2016) concentração de 0,28 mg/L fósforo total no Rio Camorim. Esse mesmo ponto apresentou 0,347 mg/L de fósforo

em out/19, muito acima do valor permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Nesse caso, a maré baixa pode ter influenciado o aumento da concentração de fósforo, somado a sua área de localização.

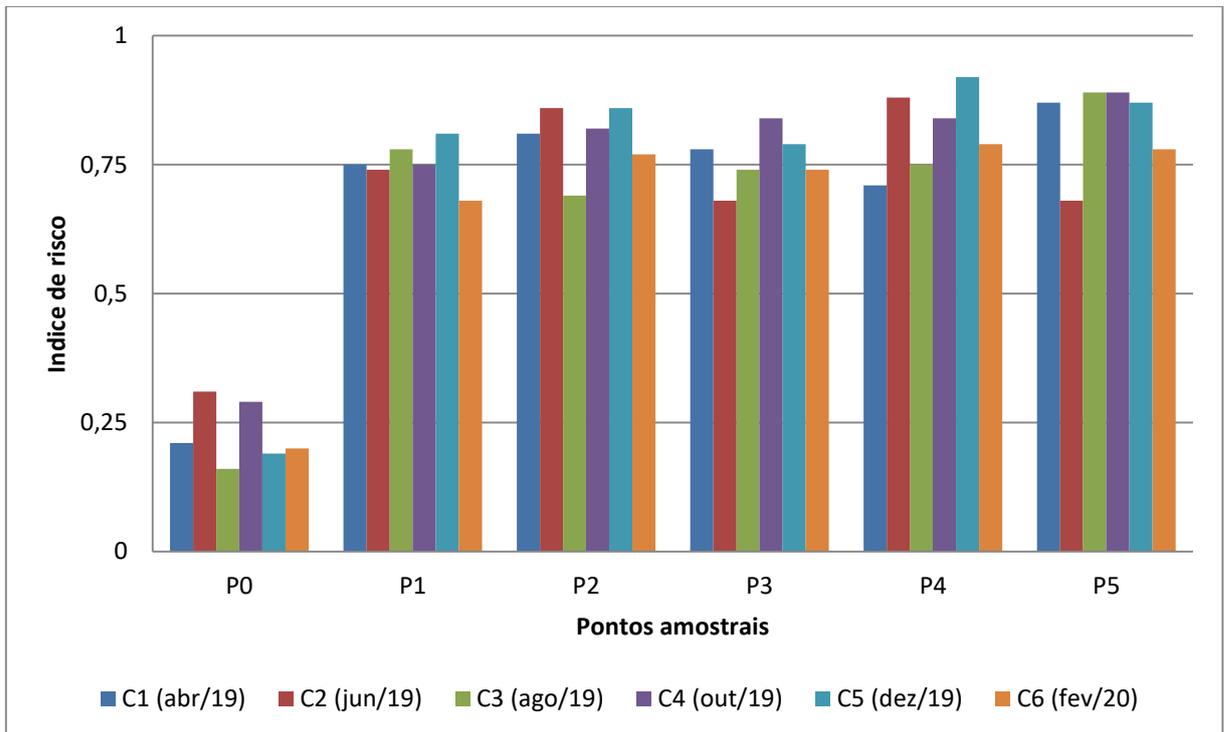
Os meses amostrais de abr/19, jun/19, ago/19, dez/19 e fev/20 apresentaram valores acima de 0,70 mg/L de nitrato, que é o máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de classe 2. Das coletas citadas acima, o P2 apresentou o valor observado mais elevado de nitrato (6,64 mg/L – ago/19), possivelmente em função da maré baixa, que promove a concentração de poluentes, e da sua localização muito próxima de condomínios residenciais. Tanto nitrato quanto fósforo são nutrientes geralmente encontrados em excesso em ambientes eutrofizados. Em elevadas concentrações, como as encontradas nesse estudo, tornam-se preocupantes, pois podem afetar ou interferir na riqueza de espécies, estimulando a dominância de uma ou mais espécies na comunidade fitoplanctônica (DAI et al., 2016; CUNHA, 2020).

A concentração de amônia esteve presente acima do limite estabelecido (0,7 mg/L) pela Resolução CONAMA nº 357/2005 em ao menos um ponto de amostral em todas as coletas. Nos meses de abr/19, jun/19, ago/19 e fev/20, as coletas apresentaram todos os seus pontos amostrais acima do máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/200. Já em relação aos pontos amostrados, o P5 apresentou a maior concentração de amônia em todos os meses, com valor mais elevado em out/19 (6,95 mg/L). Essas concentrações podem ser relacionadas ao deságue do Rio Camorim e a localização desse ponto na LJPA.

Em relação aos valores de colimetria, as amostras de 2019 apresentaram valores acima dos estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 para água salobra de classe 2 (4.000 coliformes termotolerantes por 100 mL) na maioria dos pontos amostrados. Os valores mais elevados foram observados em P2 (54.000 NMP/100 mL – abr/19), P5 (22.000 NMP/100 mL – abr/19), P4 (92.000 NMP/100 mL – jun/19) e P5 (35.000 NMP/100 mL – ago/19). Visto que os coliformes são indicadores específicos de poluição por esgoto, a alta presença de coliformes termotolerantes pode ser explicada pela elevada carga de esgoto *in natura* nos pontos amostrais (CUNHA, 2020). A coleta de fev/20 não apresentou coliformes acima do estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, possivelmente devido a alta incidência de chuvas nas 24h antes da amostragem.

O Gráfico 1 apresenta o risco da qualidade da água da LJPA nos pontos amostrados ao longo das seis campanhas amostrais, já a Tabela 13 apresenta a classificação do IQA e o risco da qualidade da água. A LJPA apresentou risco alto a muito alto. Os maiores valores de risco foram observados nos pontos P4 (0,92) e P5 (0,89). Os meses de out/19 e dez/19 apresentaram todos os pontos amostrais com risco muito alto, com exceção do ponto de referência.

Gráfico 1 - Risco da qualidade de água da Lagoa de Jacarepaguá nos pontos amostrados nas campanhas de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20.



Fonte: A autora.

Tabela 13 - Classificação do IQA e risco da qualidade da água.

	Pontos de Coleta	IQA	Classificação	LoE QA	Risco
C1 (abr/19)	P0	81,7	Ótima	0,21	Baixo
	P1	36,0	Ruim	0,75	Muito alto
	P2	31,5	Ruim	0,81	Muito alto
	P3	34,3	Ruim	0,78	Muito alto
	P4	39,5	Regular	0,71	Alto
	P5	26,7	Ruim	0,87	Muito alto
C2 (jun/19)	P0	73,3	Boa	0,31	Moderado
	P1	37,5	Regular	0,74	Alto
	P2	26,9	Ruim	0,86	Muito alto
	P3	42,2	Regular	0,68	Alto
	P4	25,2	Ruim	0,88	Muito alto
	P5	41,8	Regular	0,68	Alto
C3 (ago/19)	P0	85,3	Ótima	0,16	Baixo
	P1	33,7	Ruim	0,78	Muito alto
	P2	41,7	Regular	0,69	Alto
	P3	37,4	Ruim	0,74	Alto
	P4	36,3	Ruim	0,75	Muito alto
	P5	24,6	Ruim	0,89	Muito alto
C4 (out/19)	P0	74,7	Boa	0,29	Moderado
	P1	36,2	Regular	0,75	Muito alto
	P2	30,2	Ruim	0,82	Muito alto
	P3	28,6	Ruim	0,84	Muito alto
	P4	28,5	Ruim	0,84	Muito alto
	P5	24,5	Ruim	0,89	Muito alto
C5 (dez/19)	P0	83,1	Ótima	0,19	Baixo
	P1	31,1	Ruim	0,81	Muito alto
	P2	27,5	Ruim	0,86	Muito alto
	P3	33,2	Ruim	0,79	Muito alto
	P4	22,4	Ruim	0,92	Muito alto
	P5	26,7	Ruim	0,87	Muito alto
C6 (fev/20)	P0	82,0	Ótima	0,20	Baixo
	P1	42,2	Regular	0,68	Alto
	P2	34,7	Ruim	0,77	Muito alto
	P3	37,0	Regular	0,74	Alto
	P4	33,1	Ruim	0,79	Muito alto
	P5	34,1	Ruim	0,78	Muito alto

Fonte: A autora.

4.3. Risco químico

A quantificação das substâncias químicas de interesse (SQI) em cada ponto amostral e a comparação dessas concentrações com o ponto de referência (P0) foram levadas em consideração para o cálculo do risco químico. A Tabela 14 apresenta as substâncias identificadas por meio da cromatografia, que foram BPA, BPS, dietilftalato e benzofenona. Foram usados valores de PNEC (*Predicted No-Effect Concentration*) e de legislações internacionais para avaliar os limites máximos permitidos para os aditivos plásticos detectados na LJPA, pois esses limites ainda não estão listados em legislações brasileiras. Ressalta-se que os aditivos BPF e BPAF não foram detectados durante o monitoramento, ou seja, ficaram abaixo do limite de detecção e por isso não foram considerados no cálculo dessa linha de evidência.

As coletas dos meses jun/19, ago/19, out/19, dez/19 e fev/20 apresentaram concentrações acima do valor de PNEC (0,1 µg/L) para BPS em todos os pontos da lagoa. As maiores concentrações desse aditivo foram detectadas nos P3 (fev/20 – 2,562 µg/L), P4 (out/19 – 3,578 µg/L) e P5 (jun/19 – 0,397 µg/L; ago/19 – 1,087 µg/L; dez/19 – 2,011 µg/L). O BPS já foi detectado em esgotos, águas superficiais de rios, lagos e lagoas, sedimentos, estações de tratamento de efluentes e influentes e alimentos (WU et al., 2018; HUANG et al., 2019; DING et al., 2020) em concentrações menores, semelhantes e maiores do que as desse estudo. Por meio de um levantamento bibliográfico, DING et al. (2020) relataram a detecção de 7,2 µg/L nas águas superficiais do Rio Adyar (Índia) em 2015. Esses mesmos autores relataram também concentrações menores de BPS em estações de tratamento de esgoto na Inglaterra (0,306 µg/L) em 2016 e no Rio das Pérolas (0,135 µg/L) (China) em 2015. WU et al. (2018) também detectaram concentrações de BPS em ng/L (menores do que as desse trabalho) em 46 amostras de água superficial coletadas nos Rios Liaohe, Hunhe e Taihu (China) em 2016.

Tabela 14 - Concentrações médias dos aditivos plásticos nos pontos amostrais nos meses de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20.

Pontos de coleta	Benzofenona		Dietilftalato		BPA		BPS		
	µg/L	DRP	µg/L	DRP	µg/L	DRP	µg/L	DRP	
C1 (abr/19)	P0	0,117	0,081	2,269	0,027	0,146	0,060	ND	-
	P1	0,210	0,043	3,246	0,011	0,256	0,058	0,081	0,050
	P2	0,151	0,161	2,525	0,032	0,245	0,079	0,098	0,128
	P3	0,126	0,042	2,807	0,019	0,238	0,073	0,075	0,094
	P4	0,119	0,125	2,584	0,016	0,189	0,050	0,050	0,131
	P5	0,182	0,031	2,762	0,004	0,216	0,066	0,227	0,083
C2 (jun/19)	P0	0,158	0,066	3,420	0,017	0,188	0,106	ND	-
	P1	0,113	0,156	2,919	0,009	0,260	0,122	0,159	0,036
	P2	0,141	0,148	3,705	0,008	0,196	0,070	0,121	0,100
	P3	0,121	0,109	1,205	0,053	0,212	0,080	0,215	0,076
	P4	0,342	0,056	4,522	0,008	0,249	0,053	0,323	0,028
	P5	0,168	0,109	1,464	0,045	0,224	0,056	0,397	0,018
C3 (ago/19)	P0	0,116	0,088	0,143	0,167	ND	-	ND	-
	P1	0,229	0,106	3,501	0,021	0,288	0,073	0,942	0,032
	P2	0,268	0,080	5,474	0,014	0,219	0,176	0,847	0,020
	P3	0,234	0,049	4,133	0,014	0,232	0,051	0,232	0,073
	P4	0,224	0,049	4,238	0,010	0,193	0,086	0,207	0,046
	P5	0,230	0,039	5,595	0,019	0,231	0,071	1,087	0,026
C4 (out/19)	P0	0,074	0,138	1,092	0,010	0,028	0,804	ND	-
	P1	0,568	0,025	5,526	0,017	0,485	0,098	0,754	0,062
	P2	0,241	0,038	4,678	0,003	0,949	0,054	0,864	0,023
	P3	0,123	0,016	5,444	0,016	0,460	0,092	2,582	0,032
	P4	0,269	0,043	3,509	0,016	2,044	0,015	1,663	0,029
	P5	0,139	0,023	5,209	0,014	0,587	0,039	3,578	0,039
C5 (dez/19)	P0	0,044	0,099	1,133	0,015	0,074	0,208	ND	-
	P1	0,283	0,031	3,628	0,005	0,403	0,058	0,479	0,048
	P2	0,215	0,048	3,740	0,015	0,673	0,036	0,316	0,055
	P3	0,354	0,005	4,252	0,015	0,651	0,038	0,510	0,041
	P4	0,310	0,019	4,145	0,015	0,531	0,028	0,349	0,045
	P5	0,203	0,035	2,798	0,018	0,671	0,063	2,011	0,019
C6 (fev/20)	P0	0,065	0,021	0,165	0,059	0,064	0,207	ND	-
	P1	0,089	0,080	0,196	0,026	0,371	0,061	0,377	0,051
	P2	0,101	0,032	0,094	0,034	0,442	0,078	0,939	0,024
	P3	0,171	0,048	0,070	0,033	0,369	0,056	2,562	0,026
	P4	0,118	0,077	0,393	0,023	0,361	0,045	0,492	0,109
	P5	0,107	0,091	0,083	0,010	0,525	0,086	1,532	0,019

Legenda: ND – não detectado; DRP – desvio padrão.

Fonte: A autora.

Mesmo com a presença desse aditivo plástico no ambiente, ainda são poucos os estudos sobre a quantificação e sobre os efeitos negativos do BPS em humanos e outros organismos. Atualmente sabe-se que o BPS atua como estrogênico, progesterônico e antiandrogênico, alterando a concentração de hormônios estimulantes da tireoide (TSH); aumentando as taxas de estradiol e de más formações morfológicas em peixes; e alterando de maneira negativa a sinalização hormonal e a motilidade de espermatozoides em ratos (USMAN et al., 2019; PELCH et al., 2019; SIRACUSA et al., 2018). Como o BPS é um dos substitutos de BPA mais usados, há o potencial para aumentar a carga desse aditivo plástico em diferentes compartimentos ambientais e os efeitos adversos em humanos e outros organismos (DING et al., 2020).

Já em relação ao BPA, todas as coletas apresentaram concentrações acima do valor de PNEC (0,175 µg/L). As maiores concentrações foram observadas no P1 (abr/19 – 0,256 µg/L; jun/19 – 0,260 µg/L; ago/19 – 0,288 µg/L), P2 (dez/19 – 0,673 µg/L), P4 (out/19 – 2,044 µg/L) e P5 (fev/20 – 0,525 µg/L). O BPA assim, como o BPS, é detectado em diversos ambientes em concentrações maiores ou menores do que as detectadas nesse estudo (SIRACUSA et al., 2018; GERHARDT et al., 2019; PELCH et al., 2019; AKHBARIZADEH et al., 2020a). AKHBARIZADEH et al., 2020a detectaram concentrações de 1,1 µg/L em um ecossistema marinho no Kuwait em 2015, já GERHARDT et al., 2019 detectaram concentrações de 6,5 ng/L água potável na China até 33,5 mg/L em lixiviados de aterros, estações de tratamento de água e esgoto e usinas de reciclagem de papel em 2018.

Mesmo em concentrações baixas, como ng/L, o BPA pode causar efeitos adversos, tanto em humanos quanto em outros organismos, quando expostos por longos períodos. Foi identificada uma associação entre níveis elevados desse aditivo plástico na urina de humanos e maior produção de testosterona, estradiol, progesterona e alterações no metabolismo de esteroides em mulheres (SIRACUSA et al., 2018; PELCH et al., 2019). Já em invertebrados e peixes foi observada a presença de órgãos sexuais femininos adicionais e alteração das atividades dos receptores de estrogênio, respectivamente (FLINT et al., 2012).

As coletas dos meses de ago/19 e out/19 foram as únicas que apresentaram concentrações acima do valor de PNEC (5 µg/L) para DEP nos P2 (5,474 µg/L – ago/19), P1 (5,526 µg/L – out/19), P3 (5,444 µg/L – out/19) e P5 (5,595 µg/L – ago/19).

e 5,209 µg/L – out/19). Os ftalatos estão presentes em diversas matrizes ambientais (água superficial, mares, esgoto) e em alimentos e bebidas, podendo chegar a concentrações de 215 µg/L em leite (SOPHEAK et al., 2019). Em águas superficiais, as concentrações de ftalatos (DEP e outros) chegaram a variar de 1,69 mg/L a 4,79 mg/L na cidade de Guangzhou (China) (ABDEL DAIEM et al., 2012).

Ftalatos afetam negativamente a reprodução humana, incluindo problemas de fertilidade, desenvolvimento de recém-nascidos e câncer. Eles também afetam o sistema imunológico, a tireoide e outros processos metabólicos (SURESH & JINDAL, 2020). Quando misturados com outros compostos androgênicos, seus efeitos se tornam cumulativos, levando a danos ao desenvolvimento do sistema reprodutivo masculino em fetos durante o período de diferenciação sexual. Em peixes e outros mamíferos, os ftalatos estão envolvidos em efeitos adversos na fisiologia reprodutiva (SOPHEAK et al., 2019).

Foi detectada a presença de benzofenona em todas as coletas realizadas na LJPA, mas nenhuma dessas concentrações ficou acima do seu valor de PNEC (3 µg/L). As benzofenonas já foram detectadas em rios, lagoas, reservatórios de água, água subterrânea, sedimentos e água marinha, principalmente, devido ao uso intenso de protetores solares contendo esse composto (BRAUSCH et al., 2011; CAREGHINI et al., 2014; GUO et al., 2019; MAO et al., 2019; LEE et al., 2020). MAO et al. (2019) identificaram, por meio de um levantamento bibliográfico, concentrações de até 223 µg/L em estações de tratamento de efluentes (ETE) no Reino Unido em 2009. Em 2012 estes mesmos autores encontraram concentrações de 10 µg/L, 7,8 µg/L, 5,6 µg/L e 3,1 µg/L em afluentes de ETEs nos Estados Unidos, Suíça, China e Austrália, respectivamente (MAO et al., 2019).

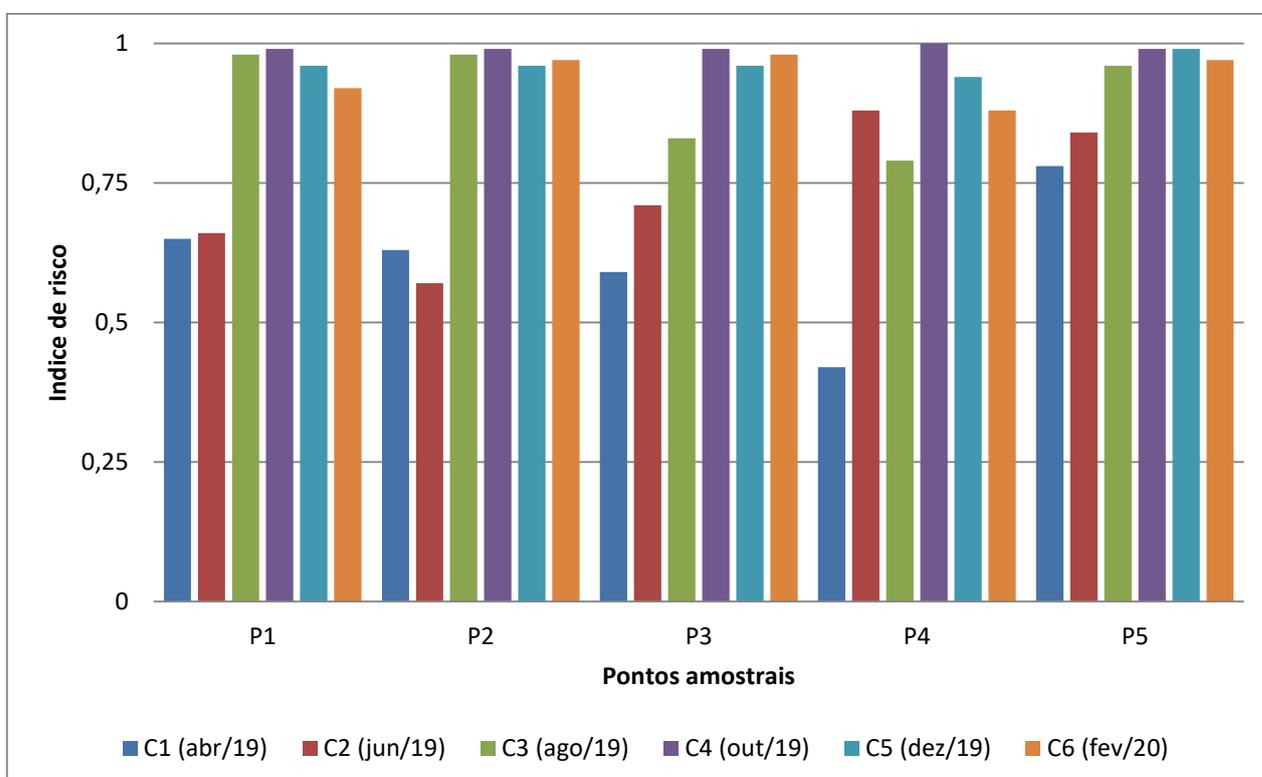
Por ser encontrado no ambiente com frequência, alguns estudos avaliaram as concentrações de Benzofenona e os seus efeitos de desregulação endócrina em organismos, constatando, que em peixes este composto afeta negativamente a reprodução e as atividades hormonais. Já em algas ocorre uma redução da taxa de crescimento (BRAUSCH et al., 2011; CAREGHINI et al., 2014). Acredita-se que esses compostos possam ser carcinogênicos para humanos, mas não há ainda muitos dados para esta comprovação (CAREGHINI et al., 2014).

Alguns dos efeitos adversos causados pela desregulação endócrina de aditivos plásticos já foram identificados (MAO et al., 2019; BARBOZA et al., 2020; LEE et al.,

2020; DING et al., 2020), contudo, muitas pesquisas sobre esses efeitos não levam em consideração que o ambiente natural apresenta inúmeras substâncias misturadas, e que podem influenciar na ação umas das outras, promovendo efeitos sinérgicos, aditivos ou antagônicos. Além disso, muitos estudos não consideram a bioacumulação e biomagnificação desses compostos.

O Gráfico 2 apresenta o risco químico da LJPA nos pontos amostrados nas seis campanhas amostrais. A LJPA não apresentou gradiente de variação grande entre as campanhas, com classificação de risco químico muito alto. Apenas os pontos P1, P2 e P3 das coletas de abr/19 e jun/19 apresentaram risco alto (0,5-0,75). O P5 apresentou os maiores valores de risco em todas os meses devido a sua localização na lagoa. O mês de out/19 apresentou os maiores valores de risco (0,99 a 1), com classificação de risco muito alto. Os menores valores (0,42 a 0,78) foram observados em abr/19, ainda sim com a classificação de risco alto a muito alto. Vale ressaltar que o ponto de referência (P0) não apresentou risco, pois é usado como balizador de comparação para os demais pontos.

Gráfico 2 - Risco químico dos pontos amostrados na Lagoa de Jacarepaguá nas campanhas de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20.



Fonte: A autora.

4.4. Risco ecotoxicológico

A toxicidade dos ensaios com as espécies *Chlorella vulgaris* e *C. dubia* foi considerada para o cálculo do risco ecotoxicológico. A Tabela 15 apresenta os resultados dos efeitos de inibição das amostras ambientais no crescimento das microalgas e na reprodução dos microcrustáceos.

Os ensaios ecotoxicológicos com *C. dubia* apresentaram efeitos tóxicos nas coletas dos meses de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 em todos os pontos amostrados na lagoa. O mês de fev/20 apresentou efeito tóxico apenas nos pontos P2 e P5. Além dos efeitos tóxicos na reprodução do microcrustáceo, também foi observado que algumas amostras ambientais apresentaram efeito letal para as fêmeas expostas de *C. dubia*. A letalidade ocorreu nos pontos P1 a P4 da coleta de abr/19, P2 a P4 na de ago/19, P1 a P4 na de out/19 e P4 na de dez/19.

Variações na qualidade de água podem afetar espécies sensíveis a pequenas alterações (CUNHA, 2020), o que foi observado na LoE da Qualidade da Água, pois a lagoa apresentou risco alto a muito alto nas amostras. É possível que a letalidade tenha sido influenciada pela maré baixa durante a coleta nos meses de abr/19, ago/19 e out/19, promovendo um acúmulo maior de poluentes na lagoa, como os aditivos plásticos.

A exposição a aditivos plásticos também pode promover efeitos tóxicos em organismos aquáticos. A toxicidade de aditivos plásticos já foi relatada em estudos anteriores (LI et al., 2017; SPADOTO et al., 2017; LI et al., 2018; GERHARDT, 2019; LIU et al., 2019). Nesse estudo, as amostras que causaram letalidade apresentaram concentrações de pelo menos um aditivo plástico acima do seu valor de PNEC, o que pode explicar o efeito letal nas fêmeas dos microcrustáceos. A mistura de variados tipos de compostos químicos pode aumentar efeitos tóxicos e causar até mesmo efeitos letais (SIRACUSA et al., 2018; WANG et al., 2018; LI et al., 2018; DING et al., 2020). Cabe ressaltar que os organismos presentes na lagoa (não avaliados no presente estudo) estão expostos aos aditivos plásticos detectados nesse estudo, além de outros aditivos e/ou substâncias não avaliadas nesse estudo, de maneira ininterrupta.

Tabela 15 – Número médio de *C. vulgaris* por mL (\pm DP) e de filhotes por fêmeas de *C. dubia* (\pm DP) em função dos efeitos tóxicos ($p < 0,05$) das coletas de 2019-2020.

Pontos de coleta	<i>C. vulgaris</i>			<i>C. dubia</i>		
	Nº de algas	Toxicidade	Media filhotes	Toxicidade	Mortalidade	
C1 (abr/19)	BR	3825000	-	25,4	-	-
	P0	380000	Crônica	0	Tóxico	Tóxico
	P1	1875000	Crônica	0	Tóxico	Tóxico
	P2	1620000	Crônica	0,4	Tóxico	Tóxico
	P3	2475000	Crônica	0	Tóxico	Tóxico
	P4	1575000	Crônica	2,1	Tóxico	Tóxico
	P5	2150000	Crônica	3,1	Tóxico	Não tóxico
C2 (jun/19)	BR	7960000	-	15	-	-
	P0	3510000	Não tóxico	8,4	Tóxico	Não tóxico
	P1	6710000	Crônica	7,6	Tóxico	Não tóxico
	P2	7570000	Não tóxico	4,1	Tóxico	Não tóxico
	P3	4290000	Crônica	5,9	Tóxico	Não tóxico
	P4	6620000	Não tóxico	4	Tóxico	Não tóxico
	P5	6110000	Não tóxico	2,1	Tóxico	Não tóxico
C3 (ago/19)	BR	3650000	-	25,4	-	-
	P0	263500	Crônica	0,8	Tóxico	Tóxico
	P1	962500	Crônica	9,9	Tóxico	Não tóxico
	P2	1062500	Crônica	0	Tóxico	Tóxico
	P3	780000	Crônica	0	Tóxico	Tóxico
	P4	460000	Crônica	0	Tóxico	Tóxico
	P5	636250	Crônica	0,5	Tóxico	Não tóxico
C4 (out/19)	BR	2380000	-	26,3	-	-
	P0	1140000	Não tóxico	6,7	Tóxico	Não tóxico
	P1	16900000	Crônica	2,4	Tóxico	Tóxico
	P2	10380000	Crônica	0	Tóxico	Tóxico
	P3	1300000	Não tóxico	0	Tóxico	Tóxico
	P4	17140000	Crônica	0	Tóxico	Tóxico
	P5	7860000	Crônica	8,1	Tóxico	Não tóxico
C5 (dez/19)	BR	5090000	-	15	-	-
	P0	990000	Não tóxico	13,6	Não tóxico	Não tóxico
	P1	9075000	Não tóxico	3,2	Tóxico	Não tóxico
	P2	11665000	Tóxico	8	Tóxico	Não tóxico
	P3	6340000	Não tóxico	3,9	Tóxico	Não tóxico
	P4	9200000	Não tóxico	0	Tóxico	Tóxico
	P5	5900000	Não tóxico	4,8	Tóxico	Não tóxico
C6 (fev/20)	BR	882500	-	15	-	-
	P0	122500	Não tóxico	15	Não tóxico	Não tóxico
	P1	738750	Não tóxico	13,7	Não tóxico	Não tóxico
	P2	767500	Não tóxico	7	Tóxico	Não tóxico
	P3	2050000	Tóxico	18,3	Não tóxico	Não tóxico
	P4	1195000	Não tóxico	11,7	Não tóxico	Não tóxico
	P5	286250	Não tóxico	4,1	Tóxico	Não tóxico

Legenda: (DP): Desvio padrão, (BR): controle dos ensaios.

Fonte: A autora.

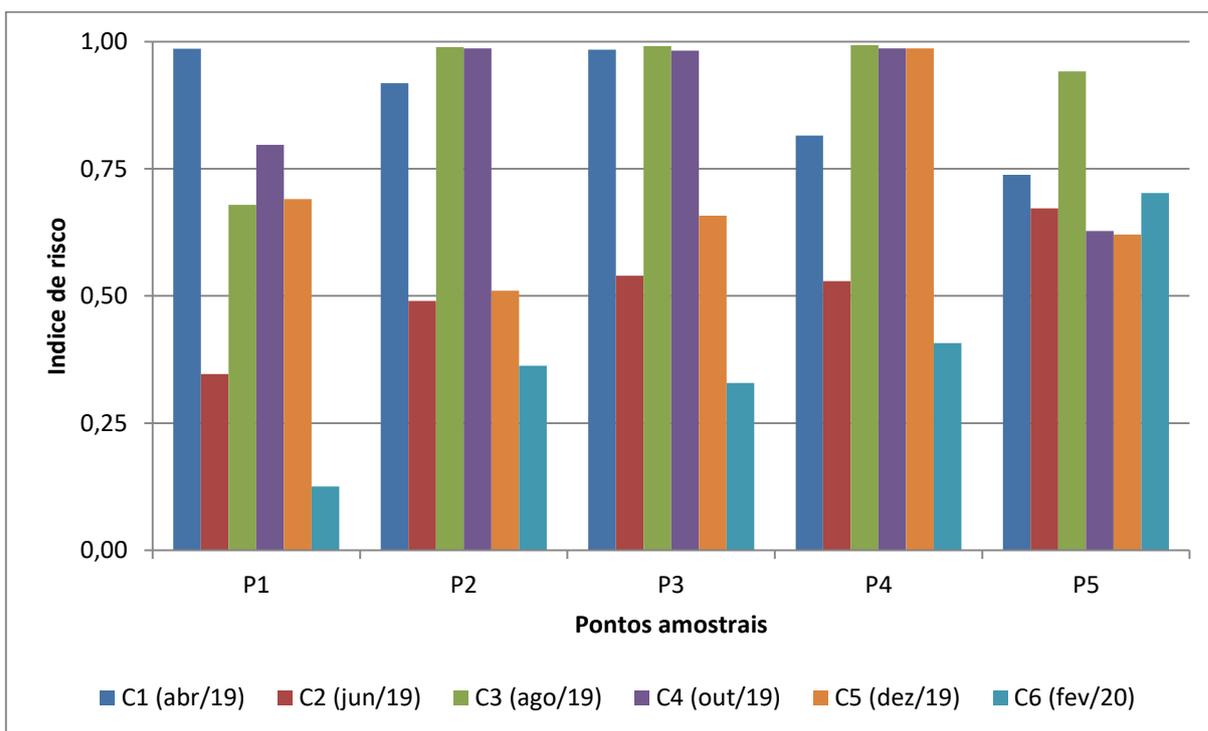
Os ensaios ecotoxicológicos com *C. vulgaris* apresentaram efeitos tóxicos crônicos em todas as amostras dos meses de abr/19 e ago/19, com inibição do crescimento da microalga. Na coleta de jun/19 o P3 também apresentou inibição de

crescimento, assim como os pontos P1, P2, P4 e P5 nas amostras de out/19 (Tabela 15). Um dos fatores que possivelmente explica a inibição de crescimento é a baixa variação de maré, que dificulta a renovação de água na lagoa. Isso leva ao acúmulo de poluentes, como os aditivos plásticos, que podem causar inibição no crescimento de microalgas. Todas as amostras desse estudo apresentaram aditivos plásticos, com pelos um deles acima do seu valor de PNEC.

A toxicidade dos aditivos plásticos na mesma espécie de microalga já foi observada antes. Esse espécie teve sua taxa de crescimento afetada negativamente em 41,6%, após 2 dias de exposição com 1 mg/L de BPS (DING et al., 2020). Já a benzofenona inibiu o crescimento de *Scenedesmus obliquus* em 23% a 3mg/L (LEE et al., 2020). Assim como nos ensaios com *C. dubia*, as concentrações desses estudos são maiores do que as detectadas na Lagoa de Jacarepaguá. Além disso, são amostras ambientais com misturas de aditivos plásticos, que podem causar efeitos sinérgicos ou até mesmo antagônicos, ainda que em concentrações baixas (SIRACUSA et al., 2018; WANG et al., 2018; LI et al., 2018; DING et al., 2020).

O Gráfico 3 apresenta o risco ecotoxicológico da LJPA nos pontos amostrados nas seis campanhas amostrais. A LJPA apresentou risco ecotoxicológico muito alto (>0,75). Os meses de abr/19, ago/19 e out/19 apresentaram risco muito alto, enquanto que os meses de jun/19 e dez/19 apresentaram risco alto (0,5-0,75). Apenas a coleta de fev/19 apresentou risco moderado (0,25-0,5). O P5 foi o único que apresentou risco alto em todos os meses de coleta, com exceção do mês de ago/19, que foi classificado como muito alto, já o P4 apresentou risco muito alto, com exceção das coletas nos meses de jun/19 e fev/20.

Gráfico 3 - Risco ecotoxicológico da Lagoa de Jacarepaguá nos pontos amostrados nas campanhas de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20.



Fonte: A autora.

4.5. Risco ecológico

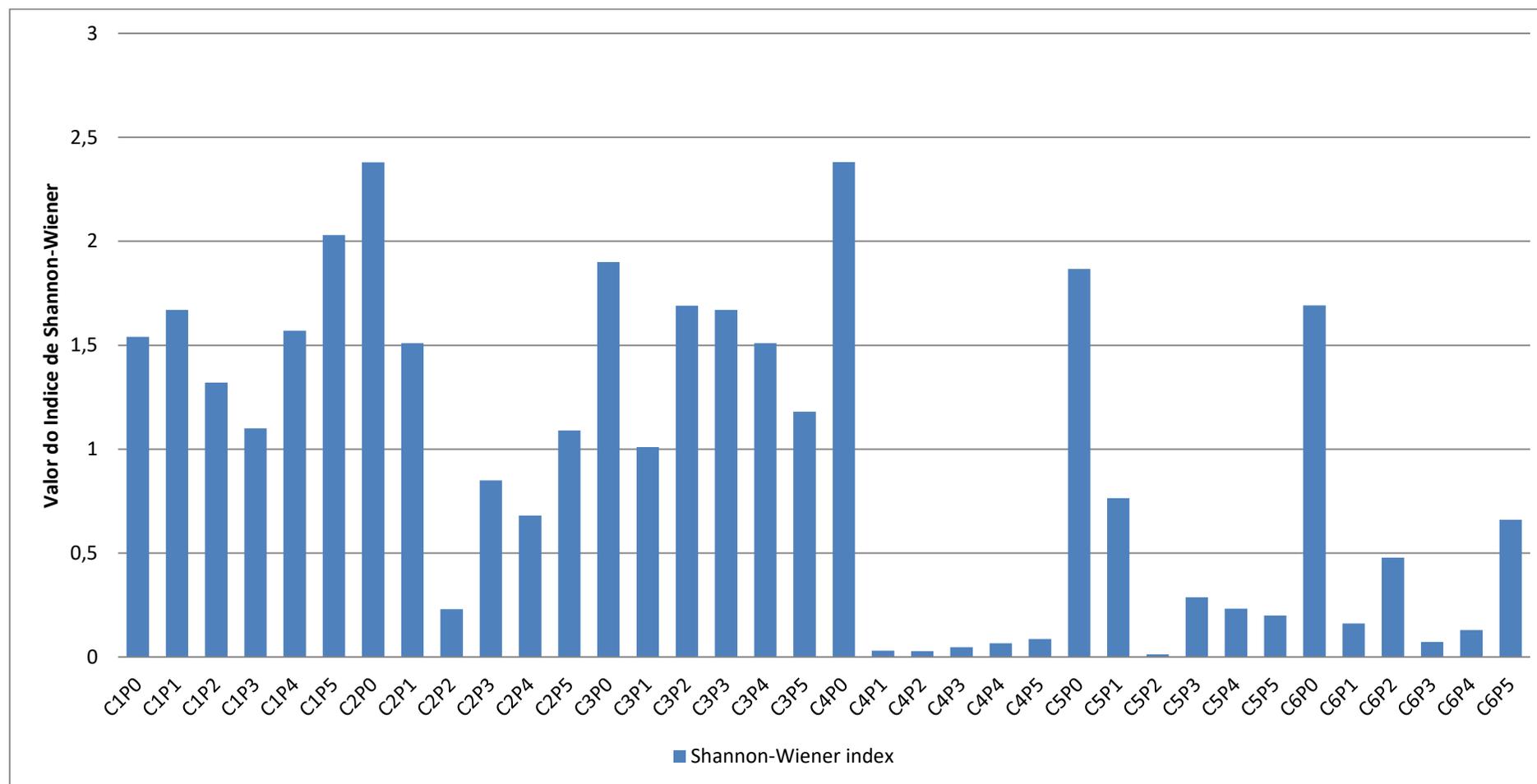
O Gráfico 4 apresenta a diversidade da comunidade fitoplanctônica da LJPA ao longo das seis campanhas amostrais, considerando o total de táxons presentes nas amostras em função do Índice de Shannon-Wiener. Já o Gráfico 5 apresenta a composição qualitativa do fitoplâncton, que foi avaliada a partir das contribuições relativas (%) dos diferentes morfotipos de cianobactérias (coloniais, unicelulares e filamentosas) e demais indivíduos presentes.

O ponto de referência (P0) apresentou valores razoáveis para o Índice de Shannon-Wiener em todos os meses de amostragem, com valor mínimo de 1,53 bits/ind. em abr/19 e máximo de 2,38 bits/ind. em out/19. Ou seja, o Índice de Shannon-Wiener no P0 foi considerado característico de ambientes ecologicamente mais estáveis (PIELOU, 1966; MARTINS & SANTOS, 1999). Além disso, a contribuição relativa de cianobactérias foi menor dentro da comunidade fitoplanctônica, permitindo maior riqueza de espécies e equitabilidade entre essas espécies.

As amostras desse estudo apresentaram cianobactérias em todos os pontos da LJPA, com contribuição relativa alta na composição fitoplanctônica. A dominância do fitoplâncton por cianobactérias na lagoa, observada em estudos anteriores, é considerada característica de ambientes eutrofizados (FERRÃO-FILHO et al., 2002a; FERRÃO-FILHO & AZEVEDO, 2003; GOMES et al., 2009; SANTOS et al., 2020). Essa dominância leva a eventos de florações na LJPA, gerados com frequência pelo gênero *Microcystis* (morfotipo colonial), deteriorando a qualidade da água e intoxicando animais e humanos (DOMINGOS, 2001; FERRÃO-FILHO et al., 2009).

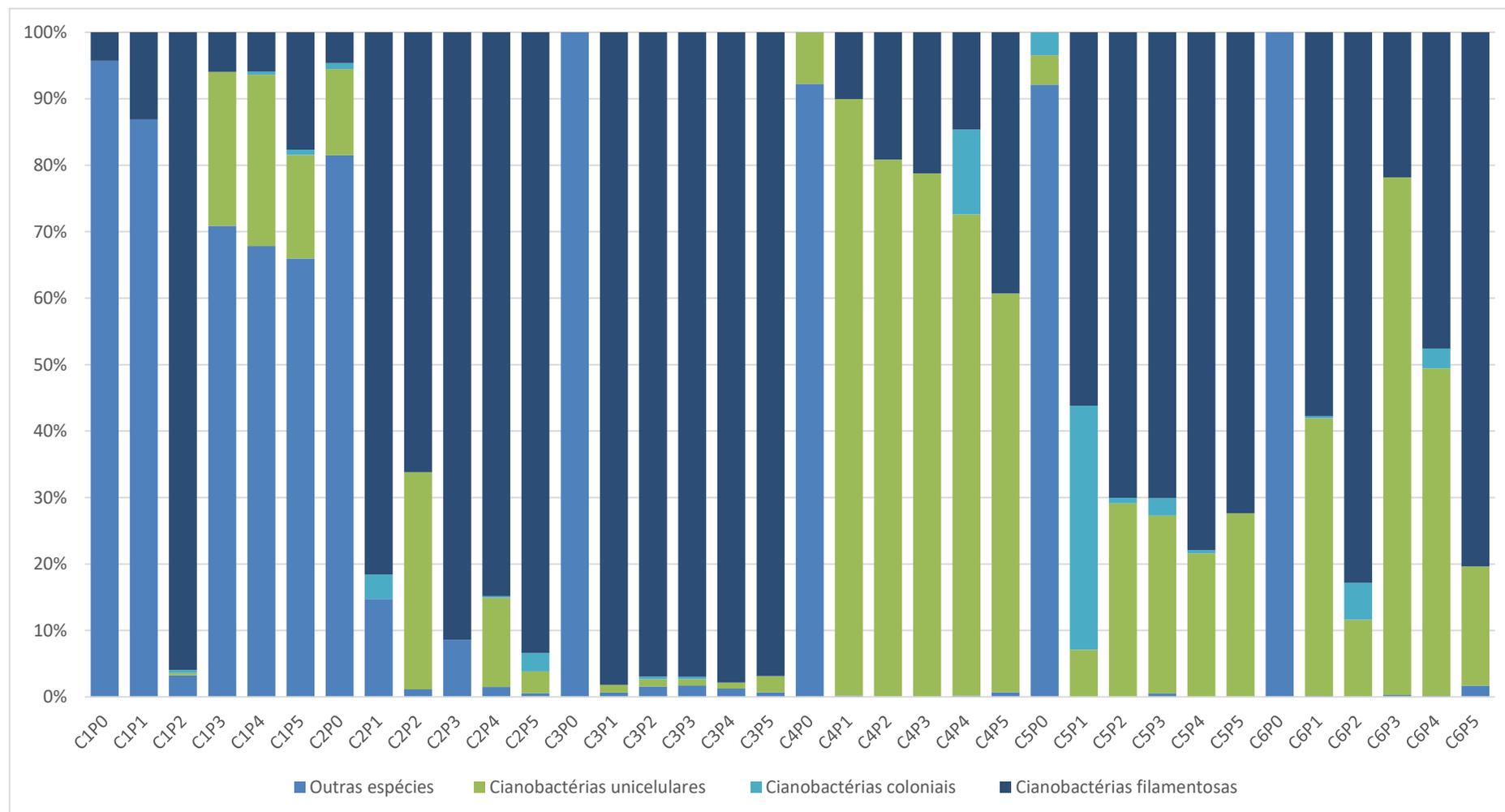
O Índice de Shannon-Wiener nos meses de out/19, dez/19 e fev/20 foi baixo, com valores variando de 0,013 bits/ind. a 0,76 bits/ind., com exceção do P0. Esses valores baixos demonstram baixa diversidade fitoplanctônica, ou seja, durante essas coletas a LJPA apresentou baixa equitabilidade, correspondendo a ambientes com pouca estabilidade ecológica (PIELOU, 1966; MARTINS & SANTOS, 1999). Esses mesmos meses apresentaram fitoplâncton composto por cianobactérias.

Gráfico 4 – Diversidade do fitoplâncton avaliada por meio do Índice de Shannon-Wiener nos pontos amostrados na Lagoa de Jacarepaguá nas campanhas de abr/19 (C1), jun/19 (C2), ago/19 (C3), out/19 (C4) e dez/19 (C5) e fev/20 (C6).



Fonte: A autora.

Gráfico 5 – Composição Fitoplantônica: total de indivíduos fitoplanctônicos em relação ao total de cianobacterias de diferentes morfotipos amostrados na Lagoa de Jacarepaguá nas campanhas de abr/19 (C1), jun/19 (C2), ago/19 (C3), out/19 (C4) e dez/19 (C5) e fev/20 (C6).



Fonte: A autora.

GOMES et al. (2009) relataram concentração elevada de cianobactérias na LJPA nos meses de verão, com temperaturas mais altas ($>20^{\circ}\text{C}$) e pH mais alcalino. O que foi observado nesse estudo está em consonância com os dados obtidos por GOMES et al. (2009). Porém, as amostras dos meses anteriores, que também apresentaram temperaturas altas ($>20^{\circ}\text{C}$) e pH mais alcalino, tiveram a sua comunidade fitoplanctônica mais diversificada, o que demonstra que esses parâmetros físico-químicos não são os únicos responsáveis pela dominância de cianobactérias. Outros fatores, por exemplo, podem ser turbidez e excesso de nutrientes (DOMINGOS, 2001; FERRÃO-FILHO et al., 2009; MAO et al., 2020).

Em relação à turbidez, apenas as amostras out/19 e dez/19 apresentaram esse parâmetro elevado. Já em relação aos nutrientes, essas coletas apresentaram fósforo e nitrogênio total e nitrato acima do limite permitido pela Resolução CONAMA nº 237/2005 para águas salobras classe 2. A presença desses parâmetros elevados pode influenciar o estabelecimento e a dominância das cianobactérias, mas o ambiente natural possui muitas interações entre fatores ambientais, que não conseguem ser mensurados em amostras. Ademais, as cianobactérias são um grupo heterogêneo com alta tolerância às variações ambientais e ampla diversidade morfológica e fisiológica (DOMINGOS, 2001). É possível também que a baixa diversidade tenha relação com a presença dos aditivos plásticos na LJPA (MAO et al., 2020). Os últimos três meses de amostragem apresentaram nesse estudo concentrações acima dos valores de PNEC para BPS e BPA. Além disso, o mês de out/19 ainda apresentou DEP acima do valor de PNEC, o que pode ter influenciado na presença de cianobactérias.

As coletas dos meses de abr/19, jun/19 e ago/19 apresentaram Índice de Shannon-Wiener com valores mais elevados (valor máximo de 2,03 bits/ind.), o que significa que a comunidade fitoplanctônica exibiu maior diversidade e equitabilidade. Esses três primeiros meses apresentaram fitoplâncton composto por outros organismos e por cianobactérias, justificando o valor de Shannon-Wiener mais elevado. Entretanto, o P2 em jun/19 apresentou fitoplâncton completamente composto por cianobactérias e o menor Índice de Shannon-Wiener (0,23 bits/ind.) dessas três primeiras campanhas. Esse ponto apresentou pH alcalino, elevada turbidez e concentrações de fósforo e nitrato acima do permitido pela Resolução CONAMA nº 237/2005. Além desses fatores ambientais, que podem influenciar a dominância de

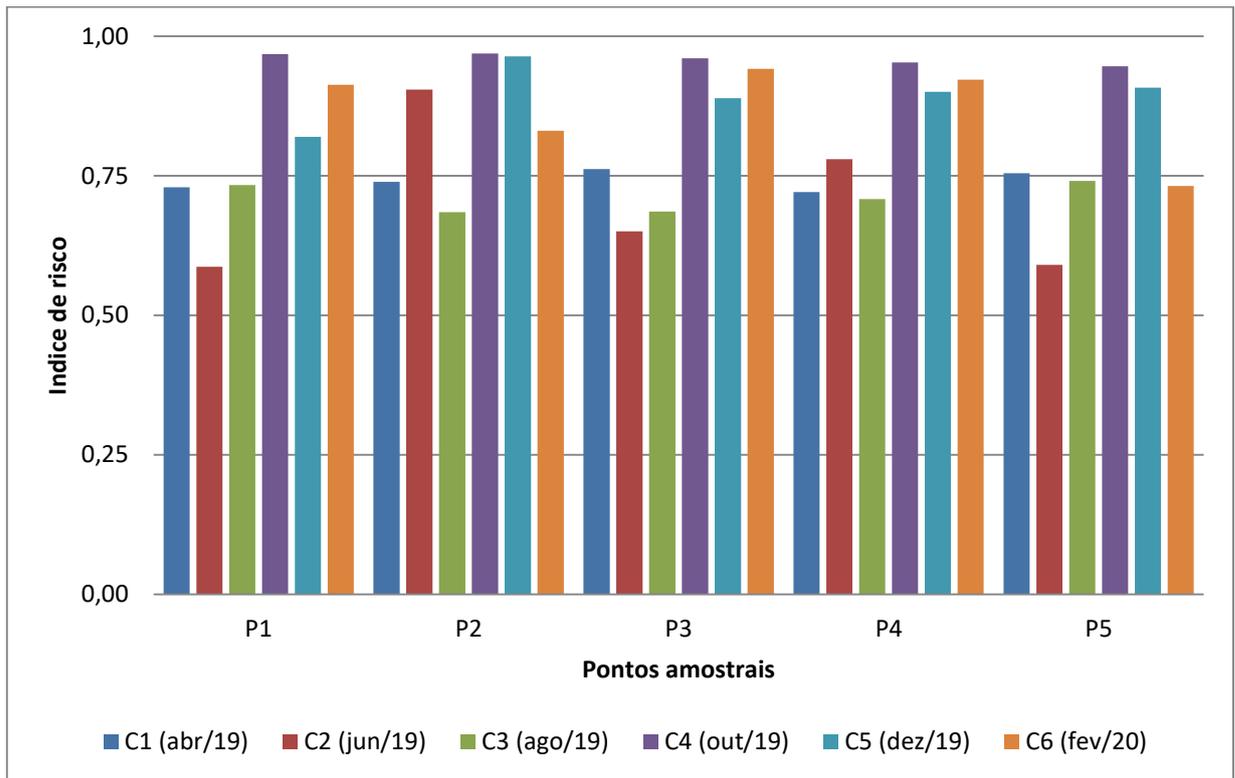
cianobactérias, a localização do ponto amostral na lagoa certamente contribuiu para isso devido à proximidade com condomínios (pontos de lançamento de efluentes) e baixa renovação de água.

Quanto à composição das cianobactérias, os morfotipos unicelular, colonial e filamentosos foram monitorados. Contudo, o morfotipo colonial é o mais relevante para esse estudo em virtude da produção de cianotoxinas realizada por esse grupo. Como mencionado anteriormente, o gênero *Microcystis* é o mais encontrado na LJPA (FERRÃO-FILHO et al., 2002; FERRÃO-FILHO & AZEVEDO, 2003; GOMES et al., 2009; SANTOS et al., 2020), sendo responsável pelos efeitos adversos causados pela produção de cianotoxinas na comunidade aquática, inclusive pela bioacumulação dessas toxinas ao longo da cadeia trófica. As amostras de jun/19, ago/19 e dez/19 apresentaram maior contribuição relativa do morfotipo colonial. Em relação aos pontos amostrais, o P2 do mês de abr/19 apresentou contribuição relativa de cianobactérias coloniais.

As cianobactérias estiveram presentes ao longo de todo o período desse estudo, demonstrando que a composição fitoplanctônica da LJPA é dominada por esses organismos. Em relação ao Índice de Shannon-Wiener, seus valores de diversidade foram baixos ($< 1,5$ bits/ind.), principalmente nas últimas três coletas. Com esses dados, a lagoa pode ser considerada um ecossistema ecologicamente desequilibrado, com elevada dominância de cianobactérias ao longo de todo o ano, com baixa riqueza de espécies e baixa equitabilidade (PIELOU, 1966; MARTINS & SANTOS, 1999).

O Gráfico 6 apresenta o risco ecológico da LJPA nos pontos amostrados nas seis campanhas amostrais. A LJPA apresentou risco ecológico alto (0,5-0,75) a muito alto ($>0,75$). As coletas dos meses de abr/19, jun/19 e ago/19 apresentaram risco alto, com exceção dos pontos P2 e P4 na segunda coleta. Já as coletas de out/19, dez/19 e fev/20 apresentaram risco muito alto em todos os pontos, menos no P5 da última coleta. O mês de out/19 apresentou os maiores valores de risco em todos os pontos. O P2 apresentou os maiores valores de risco em jun/19, out/19 e dez/19, possivelmente, por conta da sua localização em uma área com muitos condomínios residenciais e pouca renovação de água.

Gráfico 6 - Risco ecológico da Lagoa de Jacarepaguá nos pontos amostrados nas campanhas de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20.



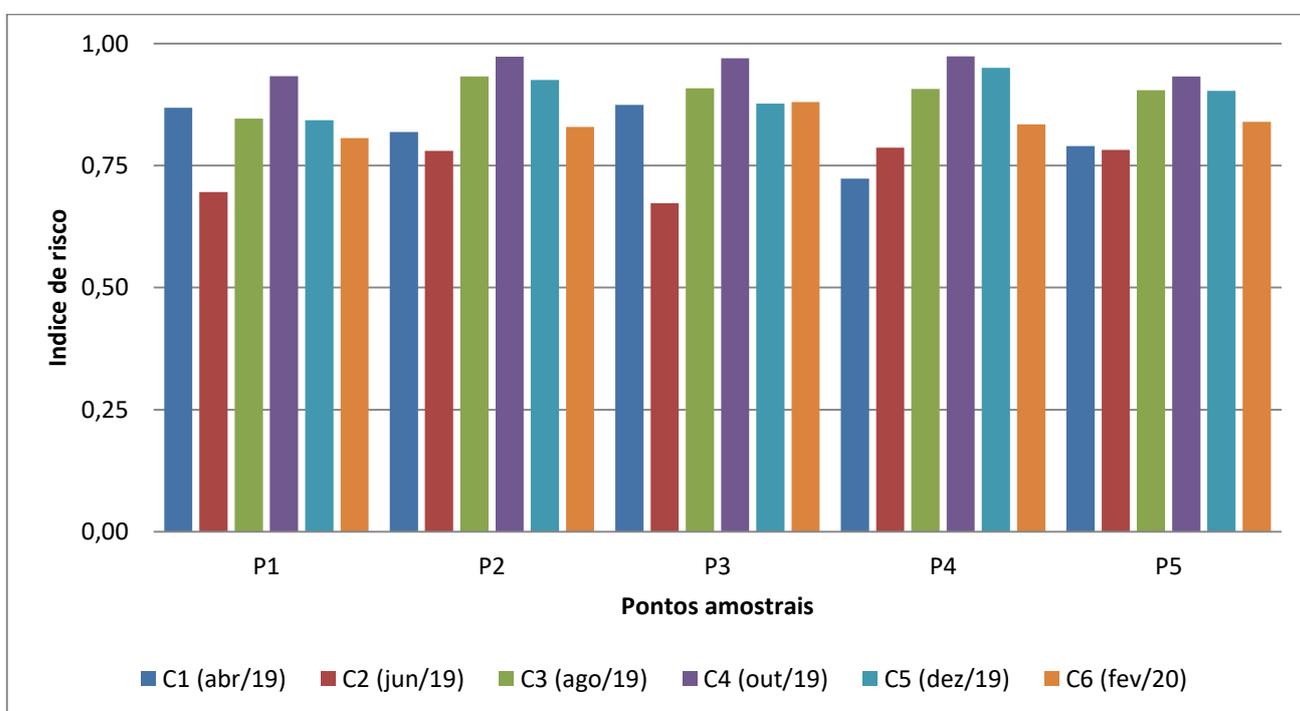
Fonte: A autora.

4.6. Risco ambiental integrado

O risco ambiental integrado foi calculado a partir dos resultados dos índices de risco das LoE Qualidade da Água, Química, Ecotoxicológico e Ecológica. Foram aplicados pesos diferentes para cada risco de cada linha de evidência, conforme descrito na metodologia na Tabela 9.

O Gráfico 7 apresenta o risco ambiental integrado da LJPA nos pontos amostrados nas seis campanhas amostrais. A LJPA apresentou risco ambiental integrado muito alto ($>0,75$) em todo estudo, com exceção dos pontos P1 e P3 em jun/19, que apresentaram risco alto (0,5-0,75). Os maiores valores de risco foram observados em ago/19, out/19, dez/19 e fev/19. Contudo, a amostra de out/19 apresentou os valores de risco mais altos dentre essas coletas (0,85 a 0,93), o que pode ser explicado pelo risco muito alto estimado nas LoE Qualidade da Água, Química, Ecotoxicológica e Ecológica. É possível que isso tenha ocorrido devido à maré baixa e à menor quantidade de chuva, em comparação aos outros meses de coleta, o que dificulta a renovação de água na lagoa.

Gráfico 7 - Risco ambiental integrado da Lagoa de Jacarepaguá nos pontos amostrados nas campanhas de abr/19, jun/19, ago/19, out/19 e dez/19 e fev/20.



Fonte: A autora.

A alteração da qualidade da água em determinadas épocas do ano (período seco e chuvoso) promoveu a dominância das cianobactérias, com a formação de eventos de floração, observados com frequência na área durante determinados períodos desse estudo e também em outros anos, conforme descrito na literatura (FERRÃO-FILHO et al., 2002; DOMINGOS et al., 2012). Em out/19 foram observados valores baixos no Índice de Shannon-Wiener, demonstrando que neste período a lagoa apresentava pouca estabilidade ecológica (PIELOU, 1966; MARTINS & SANTOS, 1999). As alterações dos parâmetros físico-químicos da água, assim como a composição fitoplanctônica, tipicamente dominada por cianobactérias são características observadas em ambientes eutrofizados, nos quais ocorrem lançamentos de esgotos não tratados ou tratados ineficientemente (FERRÃO-FILHO et al., 2002a; FERRÃO-FILHO & AZEVEDO, 2003; GOMES et al., 2009; SANTOS et al., 2020).

Além disso, a amostra de out/19 apresentou concentrações de aditivos plásticos acima dos valores de PNEC, principalmente de dietilftalato, BPS e BPA. Esses aditivos plásticos estão presentes no esgoto lançado na lagoa, devido à ineficiência do tratamento convencional de esgoto presente nos condomínios de casas e apartamentos, na remoção desses micropoluentes. Estes podem ser classificados como desreguladores endócrinos, pois causam efeitos adversos tanto em organismos aquáticos quanto em humanos. Tais fatos foram determinantes para que a amostra de out/19 apresentasse uma classificação de risco químico muito alto. Cabe ressaltar ainda que, esses aditivos podem bioacumular e biomagnificar e podem agir em sinergia, aumentando os seus efeitos tóxicos (CHAPMAN & HOLLERT, 2006; WU et al., 2018; PELCH et al., 2019; DING et al., 2020).

Os pontos P2 e P5 foram os únicos pontos que apresentaram risco ambiental integrado muito alto em todas as coletas. O ponto P2 está localizado próximo a condomínios residenciais, em uma área com pouca renovação de água, e P5 está próximo ao Rio Centro, Parque Olímpico e a Vila dos Atletas (conjunto de mais de 30 prédios residenciais). Esses dois pontos também apresentaram toxicidade em *C. dubia* nos ensaios ecotoxicológicos. Possivelmente a atividade humana intensa, presente nas áreas desses pontos, contribuiu para riscos tão elevados, em virtude deterioração da qualidade da água, presença de aditivos plásticos e dominância de

cianobactérias, resultantes do lançamento de esgotos. Sendo assim, o risco ambiental integrado muito alto pode ser explicado pelo risco muito alto estimado nas LoE Qualidade da Água, Química e Ecológica para estes dois pontos de coleta.

A LJPA possui um processo intenso e avançado de eutrofização e de contaminação por aditivos plásticos, que vêm resultando na deterioração da qualidade de suas águas e na alteração da comunidade fitoplanctônica, além de causar efeitos adversos de desregulação endócrina nos organismos que possuem contato (direto ou indireto) com a lagoa. No geral, o risco ambiental integrado da lagoa foi classificado como muito alto ($>0,75$).

5. CONCLUSÃO

A avaliação de risco ecológico nos moldes desse trabalho mostrou ser uma ferramenta essencial para a análise da integridade ecológica da LJPA, pois permitiu a avaliação de dados físico-químicos, microbiológicos, químicos, ecotoxicológicos e ecológicos. A partir de cada linha de evidência analisada nesse trabalho foi possível confirmar que a LJPA está em estágio avançado de eutrofização devido ao lançamento de efluentes, não tratados ou tratados de maneira ineficiente, e devido ao descarte irregular de resíduos sólidos.

Tanto o lançamento de efluentes quanto o descarte de resíduos altera a qualidade das águas da LJPA, o que fica evidente a partir das análises realizadas nesse trabalho. Com essas análises comprovou-se a presença de micropoluentes, como os aditivos plásticos, alterações da comunidade fitoplanctônica e o quanto que as águas da LJPA podem ser tóxicas para os organismos ali presentes. Já as análises físico-químicas comprovaram que a LJPA recebe esgoto in natura devido a presença de coliformes. Todas essas análises demonstram a importância do desenvolvimento do saneamento básico e da gestão de resíduos sólidos para a saúde ambiental da lagoa.

Espera-se que os dados obtidos e analisados nesse trabalho possam ser usados como base para o monitoramento contínuo da LJPA e para futuras tomadas de decisão para a eliminação das fontes poluidoras e para a recuperação da LJPA.

6. RECOMENDAÇÕES FINAIS

Em primeiro lugar, recomenda-se a continuidade do monitoramento da LJPA quanto à presença de aditivos plásticos, já que eles não são removidos pelo tratamento convencional de efluentes e atuam como desreguladores endócrinos. Em segundo lugar, recomenda-se avaliar se a presença desses aditivos plásticos influencia na dominância de cianobactérias e em eventos de floração na LJPA. E, por último, recomenda-se o monitoramento das demais lagoas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá quanto à presença de micropoluentes e quanto a composição fitoplanctônica.

REFERÊNCIAS

- ABDEL DAIEM, M. M.; RIVERA-UTRILLA, J.; OCAMPO-PÉREZ, R.; MÉNDEZ-DÍAZ, J. D. & SÁNCHEZ-POLO, M. Environmental impact of phthalic acid esters and their removal from water and sediments by different technologies – a review. **Journal of Environmental Management**, 109: 164-178, 2012.
- AKHBARIZADEH, R.; MOORE, F. & KESHAVARZI, B. Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian Gulf. **Environmental Pollution**, 2017.
- AKHBARIZADEH, R.; MOORE, F.; MONTEIRO, C.; FERNANDES, J. O. & CUNHA, S. C. Occurrence, trophic transfer, and health risk assessment of bisphenol analogues in seafood from the Persian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, 154: 111-036, 2020a.
- AKHBARIZADEH, R.; DOBARADARAN, S.; SCHMIDT, T. C.; NABIPOUR, I. & SPITZ, J. Worldwide bottled water occurrence of emerging contaminants: a review of the recent scientific literature. **Journal of Hazardous Materials**, 392: 122271, 2020b.
- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. 2019. **Bisfenol A**. Disponível em <<http://portal.anvisa.gov.br/alimentos/embalagens/bisfenol-a>>. Acesso em 13 de novembro de 2019.
- BARBOZA, L. G. A.; CUNHA, S. C.; MONTEIRO, C.; FERNANDES, J. O. & GUILHERMINO, L. Bisphenol A and its analogs in muscle and liver of fish from the North East Atlantic Ocean in relation to microplastic contamination: exposure and risk to human consumers. **Journal of Hazardous Materials**, 2020.
- BBC Brasil. 2018. **As substâncias proibidas na Europa e nos EUA e usadas pela indústria de cosméticos do Brasil**. Disponível em <<https://www.bbc.com/portuguese/geral-45376503>>. Acesso em 30 de agosto de 2021.
- BOLLMANN, H. A. & MARQUES, M. Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 11: 175-184, 2006.

BRAUSCH, J. M. & RAND, G. M. A review of personal care products in the aquatic environment: environmental concentrations and toxicity. **Chemosphere**, 82: 1518-1532, 2011.

ENVIRONMENT CANADA & HEALTH CANADA. Disponível em <http://www.ec.gc.ca/substances/ese/eng/challenge/batch2/batch2_80-05-7_en.pdf>. Acessado em 08 de novembro de 2021.

CAREGHINI, A.; MASTORGIO, A. F.; SAPONARO, S. & SEZENNA, E. Bisphenol A, nonylphenols, benzophenones, and benzotriazoles in soils, groundwater, surface water, sediments, and food: a review. **Environmental Science Pollution Research**, 2014.

CHAVOSHANI, A.; HASHEMI, M.; AMIN, M. M. & AMETA, S. C. **Personal care products as an endocrine disrupting compound in the aquatic environment**. In: Micropollutants and Challenges. Elsevier, 2020.

CHAPMAN, P. M. Ecological risk assessment (ERA) and hormesis. **The Science of the Total Environment**, 288: 131-140, 2002.

CHAPMAN, P. M. & HOLLERT, H. Should the sediment quality triad become a tetrad, a pentad, or possibly even a hexad? **Journal Soils & Sediments**, 6: 4-8, 2006.

CHEMICAL SAFETY FACTS. 2020. **Benzophenone**. Disponível em <<https://www.chemicalsafetyfacts.org/benzophenone/#:~:text=While%20FDA%20states%20that%20benzophenone,can%20cause%20cancer%20in%20animals>>. Acesso em 16 de novembro de 2020.

CHEN, S.; CHEN, B. & FATH, B. D. Ecological risk assessment on the system scale: a review of state-of-the-art models and future perspectives. **Ecological Modelling**, 250: 25-33, 2013.

CHEN, H.; MAO, W.; SHEN, Y.; FENG, W.; MAO, G.; ZHAO, T.; YANG, L.; YANG, L.; MENG, C.; LI, Y. & WU, X. Distribution, source, and environmental risk assessment of phthalates esters (PAEs) in water, suspended particulate matter, and sediment of a typical Yangtze River delta City, China. **Environmental Science and Pollution Research**, 2019.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring, and management.** World Health Organization, 1999.

CHORUS, I. & WELKER, M. **Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring, and management.** 2nd Edition. World Health Organization, 2021.

CORRALES, J.; KRISTOFKO, L. A.; STEELE, W. B.; YATES, B. S.; BREED, C. S.; WILLIAMS, E. S. & BROOKS, B. W. Global assessment of bisphenol a in the environment: review and analysis of its occurrence and bioaccumulation. **Dose-Response: An International Journal**, 2015.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Classificação de águas doces, salobras e salinas do Território Nacional** – Resolução CONAMA nº 357/2005. Brasília: SEMA. 2005.

CUNHA, P. M. O. M. **Avaliação de risco ecológico da Lagoa de Jacarepaguá – RJ.** 2020. 118 p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

DAI, R.; WANG, P.; JIA, P.; ZHANG, Y.; CHU, X. & WANG, Y. A review on factors affecting microcystins production by algae in aquatic environments. **World J Microbiol Biotechnol**, 32: 51, 2016.

DAGNINO, A.; SFORZINI, S.; DONDERO, F.; FENOGLIO, S.; BONA, E.; JENSEN, J. & VIARENGO, A. A “weight-of-evidence” approach for the integration of environmental “triad” data to assess ecological risk and biological vulnerability. **Integrated Environmental Assessment and Management**, 4: 314-326, 2008.

DAI, R.; WANG, P.; JIA, P.; ZHANG, Y.; CHU, X. & WANG, Y. A review on factors affecting microcystins production by algae in aquatic environments. **World Journal Microbiology Biotechnology**, 32:51, 2016.

DING, T.; LI, W.; YANG, M.; YANG, B. & LI, J. Toxicity and biotransformation of bisphenol S in freshwater green alga *Chlorella vulgaris*. **Science of the Total Environment**, 2020.

DOMINGOS, P. **Dominância de cianobactérias produtoras de microcistinas na Lagoa de Jacarepaguá (RJ)**. 2001. 195 p. Dissertação (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Biotecnologia Vegetal, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

DOMINGOS, P.; GÔMARA, G. A.; SAMPAIO, G. F.; SOARES, M. F. & SOARES, F. F. L. Eventos de mortandade de peixes associados a florações fitoplanctônicas na Lagoa Rodrigo de Freitas: programa de 10 anos de monitoramento. **Oecologia Australis**, 16 (3): 441-466, 2012.

EFSA. European Food Safety Authority. 2018. **Bisphenol A**. Disponível em <<https://www.efsa.europa.eu/en/topics/topic/bisphenol>>. Acesso em 13 de novembro de 2019.

EFSA. European Food Safety Authority. 2019. **Phthalates**. Disponível em <<https://www.efsa.europa.eu/en/news/faq-phthalates-plastic-food-contact-materials>>. Acesso em 16 de novembro de 2020.

EFSA. European Food Safety Authority. 2017. **Benzophenone**. Disponível em <<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2903/j.efsa.2017.5013>>. Acesso em 16 de novembro de 2020.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, FINEP, 1998.

FAILACE, D. M. **Implicações ecológicas e ecotoxicológicas de cianobactérias e cianotoxinas em peixes**. 2015. 63 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2015.

FDA. U. S. Food and Drug Administration. 2018. **Bisphenol A (BPA): use in food contact application**. Disponível em <<https://www.fda.gov/food/food-additives-petitions/bisphenol-bpa-use-food-contact-application>>. Acesso em 13 de novembro de 2019.

FDA. U. S. Food and Drug Administration. 2020. **Phthalates**. Disponível em <<https://www.fda.gov/cosmetics/cosmetic-ingredients/phthalates>>. Acesso em 16 de novembro de 2020.

FERRÃO-FILHO, A. S.; DOMINGOS, P. & AZEVEDO, S. M. F. O. Influences of a *Microcystis aeruginosa* Kutzing bloom on zooplankton populations in Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). **Limnologic**, 32: 295-308, 2002.

FERRÃO-FILHO, A. & AZEVEDO, S. M. F. O. Effects of unicellular and colonial forms of toxic *Microcystis aeruginosa* from laboratory cultures and natural populations on tropical Cladocera's. **Aquatic Ecology**, 37: 23-35, 2003.

FERRÃO-FILHO, A. S. Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. **Oecologia Australis**, 13: 272-312, 2009.

FERRÃO-FILHO, A.; MOLICA, R. & AZEVEDO, S. M. F. O. Ecologia, ecofisiologia e toxicologia de cianobactérias. **Oecologia Brasiliensis**, 13 225-228, 2009.

FERRÃO-FILHO, A. S. & KOZLOWSKY-SUZUKI, B. Cyanotoxins: bioaccumulation and effects on aquatic animals. **Marine Drugs**, 9: 2729-2772, 2011.

FERRÃO-FILHO, A. & MOSCATELLI, M. Risco recreacional associado à presença de cianobactérias no estuário do Complexo Lagunar da Baixada de Jacarepaguá, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Scielo**, 2020.

FLINT, S.; MARKLE, T.; THOMPSON, S. & WALLACE, E. Bisphenol A exposure, effects and policy: a wildlife perspective. **Journal of Environmental Management**, 104:19-34, 2012.

FRANKOWSKI, R.; ZGOLA-GRZESKOWIAK, A.; GRZESKOWIAK, T. & SÓJKA, K. The presence of bisphenol A in the thermal paper in the face of changing European regulations – a comparative global research. **Environmental Pollution**, 2020.

FROMME, H.; KUCHLER, T.; OTTO, T.; PILZ, K.; MULLER, J. & WENZEL, A. Occurrence of phthalates and bisphenol A and F in the environment. **Water Research**, 36:1429-1438, 2002.

GERHARDT, A. Plastic additive bisphenol A: toxicity in surface and groundwater crustaceans. **Journal of Toxicology and Risk Assessment**, 2019.

GHORPADE, N.; MEHTA, V.; KHARE, M.; SINKAR, P.; KRISHNAN, S. & RAO, C. V. Toxicity study of diethyl phthalate on freshwater fish *Cirrhina mrigala*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 53: 255-258, 2002.

GOMES, A. M. A.; SAMPAIO, P. L.; FERRÃO-FILHO, A. S.; MAGALHÃES, V. F.; MARINHO, M. M.; OLIVEIRA, A. C. P.; SANTOS, V. B.; DOMINGOS, P. & AZEVEDO, S. M. F. O. Florações de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrófica do Rio de Janeiro - RJ (Brasil) e suas consequências para saúde humana. **Oecologia Brasiliensis**, 13: 329-345, 2009.

GROUP, E. F. Environmental fate and aquatic toxicology studies on phthalate esters. **Environmental Health Perspectives**, 65: 337-340, 1986.

GUO, Q.; WEI, D.; ZHAO, H. & DU, Y. Predicted no-effect concentration determination and ecological risk assessment for benzophenone-type UV filters in aquatic environment. **Environmental Pollution**, 2019.

GUO, R.; DU, Y.; ZHENG, F.; WANG, J.; WANG, Z.; JI, R. & CHEN, J. Bioaccumulation and elimination of bisphenol a (BPA) in the alga *Chlorella pyrenoidosa* and the potencial for trophic transfer to the rotifer *Brachionus calyciflorus*. **Environmental Pollution**, 227: 460-467, 2017.

HERRERA, N. A.; ECHEVERRI, L. F. & FERRÃO-FILHO, A. S. Effects of phytoplankton extracts containing the toxin microcystin-LR on the survival and reproduction of cladocerans. **Toxicon**, 95: 38-45, 2015.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN C.D.; KIRSTEL, D.; POLLINGHER, U. & ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology** 35: 403–424, 1999.

HOPE, B. K. Na examination of ecological risk assessment and management practices. **Environmental International**, 32: 983-995, 2006.

HUISMAM, J.; CODD, G. A.; PAERL, H. W.; IBELINGS, B. W.; VERSPAGEN, J. M.; VISSER, P. M. Cyanobacterial blooms. **Nature Reviews Microbiology**, 16 8): 471-483, 2018.

INEA. Instituto Estadual do Ambiente. **Diretriz de classificação das Lagoas de Jacarepaguá** – DZ-0110.R-1/1977. Rio de Janeiro, 1977.

INEPAC. Instituição Estadual do Patrimônio Cultural. **Açude do Camorim**. Disponível em <http://www.inepac.rj.gov.br/index.php/bens_tombados/detalhar/372>. Acesso em 16 de novembro de 2020.

JENSEN, J. & MESMAN, M. **Ecological risk assessment of contaminated land**. RIMV, 2006.

JIANG, J.; ZHOU, Z. & SHARMA, V. K. Occurrence, transportation, monitoring and treatment of emerging micropollutants in waste water – a review from global views. **Microchemical Journal**, 2013.

KAPANEN, A.; STEPHEN, J. R.; BRUGGEMANN, J.; KIVIRANTA, A.; WHITE, D. C. & ITÄVAARA, M. Diethyl phthalate in compost: ecotoxicological effects and response of the microbial community. **Chemosphere**, 67: 2201-2209, 2007.

KENNISH, M. J. & PAERL, H. W. **Coastal lagoons – critical habitats of environmental change**. CRC Press, Taylor & Francis Group, 2010.

KJERFVE, B. **Costal lagoon process**. Elsevier Science Publishers, 1994.

KOMAREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. 2000. **Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales**. In Süßwasserflora von Mitteleuropa, Berlin.

KOMÁREK, J. 2013. **Cyanoprokaryota. 3. Teil: Heterocytous genera**. In Süßwasserflora von Mitteleuropa (Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L. & Schager, I. M., eds.) v. 19/3. Elsevier/Spektrum, Heidelberg, Germany. 1130 p.

KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; WILSON, A. E. & FERRÃO-FILHO, A. S. Biomagnification or biodilution of Microcystis in aquatic food webs? Meta-analyses of laboratory and field studies. **Harmful Algae**, 18: 47-55, 2012.

KOSZMA, I. A. **Análise de risco ecológico da cabeceira de um Ribeirão Urbano**. Dissertação (Mestrado) – Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, 2018.

KRUK, C., HUSZAR, V. L. M., PEETERS, E. H. M., BONILLA, S., COSTA, L., LURLING, M., REYNOLDS, C. S. & SCHEFFER, M. 2010. **A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton.** *Freshwater Biology*, vol. 55, n. 3, p. 614-627.

LEE, S.; XIONG, J.; RU, S.; PATIL, S. M.; KURADE, M. B.; GOVINDWAR, S. P.; OH, S. & JEON, B. Toxicity of benzophenone-3 and its biodegradation in a freshwater microalga *Scenedesmus obliquus*. **Journal of Hazardous Materials**, 389, 2020.

LEE, C.; HSIEH, C.; CHEN, C. S. & TIEN, C. Emergent contaminants in sediments and fishes from the Tamsui River (Taiwan): their spatial-temporal distribution and risk to aquatic ecosystems and human health. **Environmental Pollution**, 258, 2019.

LI, D.; CHEN, H.; BI, R.; XIE, H.; ZHOU, Y.; LUO, Y. & XIE, L. Individual and binary mixture effects of bisphenol A and lignin-derived bisphenol in *Daphnia magna* under chronic exposure. **Chemosphere**, 191: 779-786, 2018.

LIU, Y.; YAN, Z.; ZHANG, L.; DENG, Z.; YUAN, J.; ZHANG, S.; CHEN, J. & GUO, R. Food up-take and reproduction performance of *Daphnia magna* under the exposure of bisphenols. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 170: 47-54, 2019.

LONG, E. & CHAPMAN, P. M. A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. **Marine Pollution Bulletin**, 16: 405-415, 1985.

LOPES, V. S. A.; RIENTE, R. R.; SILVA, A. A., TOQUILHO, D. F.; CARREIRA, R. S. & MARQUES, M. R. C. 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**, 2016.

LUO, Y.; GUO, W.; NGO, H. H.; NGHIEM, L. D.; HAI, F. I.; ZHANG, J.; LIANG, S. & WANG, X. C. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, 473-474: 619-641, 2014.

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. **Toxicol**, 39: 1077-1085, 2001.

MAO, F.; HE, Y. & GIN, Y. Antioxidant responses in cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* caused by two commonly used UV filters, benzophenone-1 and benzophenone-3, at environmentally relevant concentrations. **Journal of Hazardous Materials**, 396, 2020.

MAO, F.; HE, Y. & GIN, K. Y. Occurrence and fate of benzophenone-type UV filters in aquatic environments: a review. **Environmental Science Water Research & Technology**, 5, 2019.

MENDES, M. P.; SALOMÃO, A. L. S.; NIEMEYER, J. C.; MARQUES, M. Ecological risk assessment in a tropical wetland contaminated with gasoline: tier 1. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**. 2017.

MENDES, M. P. **Avaliação de risco ecológico em área alagada contaminada por gasolina**. 2016. 178 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

MIKULA, P.; SVOBODOVÁ, Z. & SMUTNÁ, M. Phthalates: toxicology and food safety – a review, **Czech Journal of Food Science**, 23: 217-223, 2005.

MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C. ACAYABA, R. D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, 40: 1094-1110, 2017.

NET, S.; DELMONT, A.; SEMPERE, R.; PALUSELLI, A. & OUDDANE, B. Reliable quantification of phthalate in environmental matrices (air, water, sludge, sediment and soil): a review. **Science of the Total Environment**, 2018.

NORTON, S. B.; RODIER, D. J.; GENTILE, J. H.; VAN DER SCHALIE, W. H.; WOOD, W. P. & SLIMAK, M. W. A framework for ecological risk assessment at the EPA. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 11: 1663-1672, 1992.

NOSZCZYNSKA, M. & PIOTROWSKA-SEGET, Z. Bisphenols: application, occurrence, safety and biodegradation mediated by bacterial communities in wastewater treatment plants and rivers. **Chemosphere**, 2018.

PAGLIARINI, E. C.; OLIVEIRA, V. B. M. & ESPINDOLA, E. L. G. Aplicação da análise de risco ecológico (ARE) para avaliação de impactos em ecossistemas aquáticos naturais. **Ambiente & Sociedade**, 22: 1-20, 2019.

PAHIGIAN, J. M. & ZUO, Y. Occurrence, estrogen-related bioeffects and fate of bisphenol A chemical degradation intermediates and impurities: a review. **Chemosphere**, 2018.

PARK, C.; SONG, H.; CHOI, J.; SIM, S.; KOJIMA, H.; PARK, J.; IIDA, M. & LEE, Y. The mixture effects of bisphenol derivatives on estrogen receptor and androgen receptor. **Environmental Pollution**, 260: 114036, 2020.

PELCH, K.; WIGNALL, J. A.; GOLDSTONE, A. E.; ROSS, P. K.; BLAIN, R. B.; SHAPIRO, A. J.; HOLMGREN, S. D.; HSIEH, J.; SVOBODA, D.; AUERBACH, S. S.; PARHAM, F. M.; MASTEN, S. A.; WALKER, V.; ROONEY, A. & THAYER, K. A. A scoping review of the health and toxicological activity of bisphenol A (BPA) structural analogues and functional alternatives. **Toxicology**, 424: 152235, 2019.

PERPETUO, E. A.; SILVA, E. C. N.; KAROLSKI, B. & NASCIMENTO, C. A. O. Biodegradation of diethyl-phthalate (DEP) by halotolerant bacteria isolated from an estuarine environment. **Biodegradation**, 2020.

PUGAJEVA, I.; RUSKO, J.; PERKONS, I.; LUNDANES, E. & BARTKEVICS, V. Determination of pharmaceutical residues in wastewater using high performance liquid chromatography coupled to quadrupole-Orbitrap mass spectrometry. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, 133: 64–74, 2017.

REYNOLDS, C. S. 2006. **Ecology of phytoplankton (ecology, biodiversity and conservation)**, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

RIBÉ, V.; AULENIUS, E.; NEHRENHEIM, E. MARTELL, U. & ODLARE, M. Applying the Triad method in a risk assessment of a former surface treatment and metal industry site. **Journal of Hazardous Material**, 207-208: 15-20, 2012.

RODRIGUES, A. P. C.; CASTILHOS, Z. C.; CESAR, R. G.; ALMOSNY, N. R. P.; LINDE-ARIAS, A. R. & BIDONE, E. D. **Avaliação de risco ecológico: conceitos básicos, metodologia e estudo de caso**. Rio de Janeiro: CETEM-MCT, 2011.

SABINO, J. A. **Avaliação de risco ecológico decorrente da presença de micropoluentes na Sub-Bacia Hidrográfica urbanizada do Rio João Mendes, Niterói – RJ.** 2018. 120 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

SABINO, J. A.; SALOMÃO, A. L. S.; CUNHA, P. M. O. M.; COUTINHO, R. & MARQUES, M. Occurrence of organic micropollutants in na urbanized sub-basin and ecological risk assessment. **Ecotoxicology**, 2020.

SALOMÃO, A. L. S.; HAUSER-DAVIS, R. A. & MARQUES, M. Critical knowledge gaps and relevant variables requiring consideration when performing aquatic ecotoxicity assays. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 2020.

SAMPAIO, G. F. **Cianobactérias como parâmetro de qualidade ambiental: um estudo do Complexo Lagunar de Jacarepaguá.** 2008. 169 p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SANTOS, A.; RACHID, C.; PACHECO, A. B. & MAGALHÃES, V. Biotic and abiotic factors affect microcystin-LR concentrations in water and sediment interface. **Microbiological Research**, 236: 126452, 2020.

SEMENZIN, E.; CRITTO, A.; RUTGERS, M. & MARCOMINI, A. Integration of bioavailability, ecology and ecotoxicology by three lines of evidence into ecological risk indexes for contaminated soil assessment. **Science of the Total Environment**, 389: 71-86, 2008.

SERRANO, S. E.; BRAUN, J.; TRASANDE, L.; DILLS, R. & SATHYANARAYANA, S. Phthalates and diet: a review of the food monitoring and epidemiology data. **Environmental Health**, 13:43, 2014.

SIRACUSA, J. S.; YIN, L.; MEASEL, E.; LIANG, S. & YU, X. Effects of bisphenol A and its analogs on reproductive health: a mini review. **Reproductive Toxicology**, 79: 96-123, 2018.

SOPHEAK, N.; SEMPERE, R.; DELMONT, A.; PALUSELLI, A. & OUDDANE, B. Occurrence, fate, behavior and ecotoxicological state of phthalates in different environmental matrices. **Science and Technology**, 49: 4019-4035, 2019.

SOUZA, F. P. & AZEVEDO, J. P. S. Panorama das lagoas urbanas no Rio de Janeiro: aspectos relevantes na gestão das Lagoas Rodrigo de Freitas, Araruama e Complexo Lagunar de Jacarepaguá. **Engenharia Sanitária Ambiental**, 25, 2020.

SPADOTO, M.; SUEITT, A. P. E.; GALINARO, C. A.; PINTO, T. S.; POMPEI, C. M. E.; BOTTA, C. M. R. & VIEIRA, E. M. Ecotoxicological effects of bisphenol A and nonylphenol on the freshwater cladocerans *Ceriodaphnia silvestrii* and *Daphnia similis*. **Drugs and Chemical Toxicology**, 2017.

STANISZEWSKA, M.; NEHRING, I. & ZGRUNDO, A. The role of phytoplankton composition, biomass and cell volume in accumulation and transfer of endocrine disrupting compounds in the Southern Baltic Sea (The Gulf of Gdanck). **Environmental Pollution**, 207: 319-328, 2015.

SURESH, A. & JINDAL, T. Phthalate toxicity. **Preprints**, 2020.

TALLINI, K. **Metodologia de avaliação de risco ecológico em ambiente aquático a partir de evidências químicas, biológicas e ecotoxicológicas**. 2010. 115 p. Dissertação (Tese) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2010.

TALLINI, K.; GUIMARÃES, L. S. P.; FACHEL, J. M. G. & RODRIGUEZ, M. T. R. Estabelecimento de protocolo de avaliação de risco ecológico em ambiente aquático tendo o Programa de monitoramento do Rio Jacuí, São Jerônimo (RS). **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, 7: 55-63, 2012.

TOLEDO, G. A.; CHOEN, S. C.; KLIGERMAN, D. C. & SAGGIORO, E. M. Cidade do Rio de Janeiro (RJ) sustentável? Análise da evolução do planejamento para o esgotamento sanitário. **Saúde Debate**, 44: 234-250, 2020.

TUNDISI, J. G. & TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008.

UHELINGER, V. 1964. Étude statistique des methodes de dénombrement planctonique. **Archive de Science** 17: 121223.

USMAN, A.; IKHLAS, S. & AHMAD, M. Occurrence, toxicity and endocrine disrupting potencial of bisphenol B and bisphenol F: a mini review. **Toxicology Letters**, 312: 222-227, 2019.

VAN DEN HOEK, C.; MANN, D. G. & JAHNS, H. M. 1997. **Algae: an introduction to phycology**. Cambridge University Press, Cambridge, 1997.

VILARINHO, F.; SENDÓN, R.; KELLEN, A; VAZ, M. F. & SILVA, A. S. Bisphenol A in food as a result of its migration from food packaging. **Trends in Food Science & Technology**, 91: 33-65, 2019.

WAGELMANS, M. **Ecological risk assessment: the traid approach**. In: TIMMIS, K. N. (ed). Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology. Springer, 2010.

WANG, Q.; CHEN, M.; SHAN, G.; CHEN, P.; CUI, S.; YI, S. & ZHU, L. Science of the Bioaccumulation and biomagnification of emerging bisphenol analogues in aquatic organisms from Taihu Lake, China. **Total Environment**, 598: 814-820, 2017.

WANG, L.; WANG, Z.; LIU, J.; JI, G.; SHI, L.; XU, J. & YANG, J. Deriving the freshwater quality criteria of BPA, BPF and BPAF for protecting aquatic life. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 164: 713-721, 2018.

WANG, Y.; ZHU, H. & KANNAN, K. A review of biomonitoring of phthalate exposures. **Toxics**, 7 (2), 21, 2019.

WANG, Q.; CHEN, M.; QIANG, L.; WU, WEI; YANG, J. & ZHU, L. Toxicokinetics and bioaccumulation characteristics of bisphenol analogues in common carp (*Cyprinus carpio*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 191: 110-183, 2020.

WIEGAND, C. & PFLUGMACHER, S. Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. **Toxicology and Applied Pharmacology**, 2005.

WILLHITE. Bisphenol exposure, hazard and regulation. **Toxicology**, 425: 152243, 2019.

WU, L.; ZHANG, X.; WANG, F.; GAO, C.; CHEN, D.; PALUMBO, J. R.; GUO, Y. & ZENG, E. Y. Occurrence of bisphenol S in the environment and implications for human exposure: a short review. **Science of the Total Environment**, 615: 87-98, 2018.

ZAMORA-BARRIOS, C. A.; NANDINI, S. & SARMA, S. S. S. Bioaccumulation of Microcystis in seston, zooplankton and fish: A case study in Lake Zumpango, Mexico. **Environmental Pollution**, 249: 267-276, 2019.