

VI-884 - Avaliação Preliminar de Risco Ecológico da Lagoa de Piratininga, Niterói – RJ- Brasil

Priscila M. de O. M. Cunha ⁽¹⁾

Bióloga pela Universidade Gama Filho. Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Doutoranda em Engenharia Ambiental pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

Juliana Damico ⁽¹⁾

Bióloga pela Universidade Federal Fluminense. Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Doutoranda em Engenharia Ambiental pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

Julia Araújo Alves ⁽²⁾

Bióloga pela Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO). Mestre em Saúde Pública e Meio Ambiente (FIOCRUZ). Doutorado em andamento em Saúde Pública e Meio ambiente (FIOCRUZ).

Enrico Mendes Saggioro ⁽²⁾

Farmacêutico pela Universidade Federal de Juiz de Fora. Doutor em Saúde Pública e Meio Ambiente (FIOCRUZ). Pesquisador do Instituto Oswaldo Cruz (FIOCRUZ). Professor titular da Universidade Federal fluminense (UFF).

André Luís de Sá Salomão ⁽¹⁾

Biólogo pela Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO). Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Professor adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente (DESMA), da Faculdade de Engenharia (FEN) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

Endereço: ⁽¹⁾ Rua São Francisco Xavier, 524, sala 5024 Bloco E e sala 4105 Bloco F – UERJ- Maracanã – Rio de Janeiro - RJ – Brasil- CEP: 20550-013 – Membros do Grupo de Pesquisa BIOTEMA (@gpbiotema) Tel: (21) 99561-2031 - e-mail: pricunhabio@yahoo.com.br

⁽²⁾ Av. Brasil, 4365 – IOC- Pavilhão Lauro Travassos - FIOCRUZ - Mangueiras - Rio de Janeiro – RJ- Brasil - CEP: 20550-013

RESUMO

As lagoas costeiras são de fundamental importância, considerando sua rica biodiversidade e fauna associada, alta produtividade aquática e relevância econômica, social e turística. No entanto, as ações humanas degradam continuamente esses ambientes e ameaçam sua biodiversidade. A Lagoa de Piratininga sofre com o assoreamento e a ocupação de suas margens devido ao processo de urbanização iniciado há mais de 20 anos. Além disso, não houve o desenvolvimento de infraestrutura de saneamento adequada para coleta e tratamento de esgoto, culminando no lançamento de esgoto nesse ecossistema. O objetivo desse estudo foi realizar uma Avaliação de Risco Ecológico (ARE) para a Lagoa de Piratininga a partir de três linhas de evidência (LoE): Qualidade da Água, Ecotoxicológica e Ecológica. Amostras de águas superficiais foram coletadas em cinco pontos de amostragem da lagoa e em uma área de referência (P0) no mês de agosto. A LoE de Qualidade da Água se baseou em parâmetros físico-químicos e microbiológicos para estimar o Risco de Qualidade da Água; a LoE Ecotoxicológica em ensaios de ecotoxicidade, utilizando espécies de microalga e de microcústeo; e a LoE Ecológica na avaliação da riqueza, abundância e equitabilidade de espécies do fitoplâncton e nos biomarcadores do estresse oxidativo de peixes. O índice de risco ambiental (IR_{Amb}) foi estimado a partir da integração dos Índices de Risco (IR) das três LoE.

PALAVRAS-CHAVE: Lagoa costeira urbana, Qualidade da água, Ambiente aquático, Ensaios ecotoxicológicos.

INTRODUÇÃO

As lagoas costeiras urbanas são ambientes aquáticos fundamentais para manutenção da biodiversidade de espécies da fauna e flora, contribuindo com a saúde pública e a preservação de ecossistemas de grande importância ecológica, cultural e econômica para as cidades [1]. No entanto, as ações humanas vêm contribuindo para o agravamento do processo de degradação contínuo desses ambientes, ameaçando sua biodiversidade.

A Lagoa de Piratininga, no litoral do município de Niterói, localizada no Estado do Rio de Janeiro, é um clássico exemplo de lagoa costeira urbanizada que sofre há mais de 20 anos os impactos causados pela urbanização não planejada e sem uma infraestrutura compatível com seu desenvolvimento. Um dos impactos de grande importância é a redução da profundidade da lagoa em função do assoreamento causado pelo desmatamento e pela ocupação de suas margens [2]. Somado a isso, a falta de infraestrutura de saneamento adequada resulta em lançamentos constantes de esgoto doméstico sem tratamento ou tratamento inadequado na lagoa.

Os impactos em cursos hídricos podem ser mensurados por diversos métodos quantitativos e qualitativos, com o uso de diferentes parâmetros para caracterizar os efeitos adversos causados nos meios biótico e abiótico [3]. Entretanto, na maioria dos trabalhos, a avaliação ambiental é comumente apresentada de maneira isolada, para cada parâmetro analisado, sendo escassos os métodos que integram cada análise e que contribuem para uma melhor compreensão dos respectivos efeitos ao ecossistema [4].

Nesse contexto, a Avaliação de Risco Ecológico (ARE) é uma ferramenta importante para a gestão de ecossistemas contaminados, uma vez que é possível identificar efeitos adversos de contaminantes no ambiente em decorrência da exposição a estressores de origem antrópica [5]. Além disso, a ARE possibilita melhor gerenciamento de áreas contaminadas, pois inclui uma visão mais global dos riscos com a identificação dos efeitos adversos dos contaminantes no ambiente, a partir de análises químicas, físico-químicas, ecotoxicológicas e ecológicas [5].

OBJETIVOS

O objetivo desse estudo foi realizar uma Avaliação de Risco Ecológico (ARE) preliminar para a Lagoa de Piratininga, Niterói- RJ, a partir de uma visão mais global dos riscos, utilizando três linhas de evidência (LoE): Qualidade da Água, Ecotoxicológica e Ecológica.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo: A Lagoa de Piratininga (LP) possui superfície de 4,17 km² e profundidade entre 0,4 e 1,2 m [6]. Localizada na região metropolitana do estado do Rio de Janeiro, no município de Niterói, altamente influenciada pelos processos de urbanização, com elevada especulação imobiliária e ausência de infraestrutura de saneamento adequada [7].

As amostras de água superficial da lagoa foram coletadas em cinco pontos (P1-P5) em uma campanha de amostragem realizada em agosto de 2022. A área de referência (P0) foi o Açude do Camorim, no Parque Estadual da Pedra Branca (RJ).

Avaliação de Risco Ecológico (ARE): baseada na integração dos riscos estimados das 3 LoE (Qualidade da Água, Ecotoxicológica e Ecológica) para estimativa do Risco Ambiental da lagoa [8, 9]. Um peso específico foi atribuído para cada LoE: Qualidade da Água = 1,0; Ecotoxicológica = 1,5; Ecológica = 2,0. Os riscos estimados foram traduzidos em escalas de 0 a 1, onde: 0-0,25 correspondeu ao baixo risco; 0,25-0,50 ao risco moderado; 0,50-0,75 ao alto risco; e 0,75-1,0 ao risco muito alto.

LoE de Qualidade da Água (LoE_{QA}): foram analisados os parâmetros temperatura, pH, OD (Oxigênio Dissolvido), condutividade, salinidade, turbidez, DQO (Demanda Química de Oxigênio), nitrato, amônia, fósforo e série de sólidos, todos associados a contaminação por esgotos. As análises seguiram a metodologia da *American Public Health Association* [10], sendo que, algumas foram realizadas em campo com o auxílio da sonda multiparâmetro de campo Hanna, modelo HI9829 e outras em laboratório. As análises microbiológicas utilizaram o kit Collilert (Marca Ideux). Posteriormente foi realizado o cálculo do Índice de Qualidade da

Água (IQA) [10, 11], e o índice de risco de qualidade de água (IRQA), este foi calculado a partir de regressão linear, com base nos valores de IQA.

LoE Ecotoxicológica (LoE_{EcoTox}): foram realizados ensaios crônicos com a microalga fotossintética *Skeletonema costatum* [12] e ensaios agudos com o microcrustáceo *Artemia sp.* [13]. A atividade estrogênica foi monitorada por meio do ensaio *Yeast Estrogen Screen* (YES), que utiliza cepas recombinantes de *Saccharomyces cerevisiae* para avaliar a atividade estrogênica da amostra [14]. Ensaios de toxicidade crônica com *S. costatum* foram avaliados comparando as amostras coletadas com o controle, usando o *GraphPad Prism 5* (v. 5.02 para Windows, San Diego, EUA) com análise de variância de uma via seguida por Múltipla de *Dunnnett* Teste de comparação ($p < 0,05$). Para os ensaios com *Artemia sp.* foi utilizado *Trimmed Spearman-Kärber* e o programa *GraphPad Prism* versão 5 (v. 5.02 para Windows, San Diego, EUA). Já os dados do ensaio YES foram analisados no software *Origin®* 8.0, resultando em gráficos com as curvas dose-resposta em escala logarítmica e auxiliando no ajuste sigmoidal para a curva padrão do controle positivo por regressão linear.

LoE Ecológica (LoE_{Eco}): foram avaliadas a riqueza, abundância, equitabilidade e densidade dos organismos fitoplanctônicos [15] e os biomarcadores do estresse oxidativo realizado no fígado e músculo das tilápias (*Oreochromis niloticus* [16]. Tal determinação foi realizada por meio da atividade enzimática da Superóxido Dismutase (SOD) - kit Cayman Chemical Company (Michigan, EUA), Glutathione-S-Transferase (GST) [17], Glutathione Reduzida (GSH) [18]. Para a estatística descritiva a avaliação de normalidade ocorreu por meio do teste Shapiro-Wilk, os grupos que apresentaram a distribuição normal dos dados expressos por média $\pm$ DP (n). O índice de risco ecológico (EcoRI) foi calculado de acordo com as equações da Tríade BKX [9].

Índice de risco ambiental integrado (EnvRI): foi realizada uma integração a partir dos fatores de ponderação para cada LoE [9]. Sendo, EnvRI a média aritmética ponderada dos índices risco de cada LoE.



Figura 1- Pontos de coleta de água superficial na Lagoa de Piratininga (Niterói- RJ)
(Fonte: adaptado de Google Earth)

RESULTADOS

A partir das análises dos parâmetros selecionados de cada LoE, foi possível obter uma avaliação de risco ecológico ampla e ao mesmo tempo detalhada da Lagoa de Piratininga. Foi observada a concentração elevada de coliformes termotolerantes (3.410.000 NMP/ 100 mL no P1) e de DBO (308,3 mg.L⁻¹ no P3), a partir das análises de parâmetros físico-químicos das amostras de águas superficiais da lagoa, na campanha de amostragem realizada em agosto de 2022. O IQA da lagoa foi classificado como muito alto em todos os 5 pontos amostrados, com risco variando de 0,80 (P4) a 0,89 (P1). Assim, o Risco de Qualidade da Água demonstra que a água superficial da lagoa de Piratininga apresentou condições desfavoráveis tanto para biota como para a população do entorno, visto os riscos muito altos em todos os 5 pontos amostrados (Figura 2).

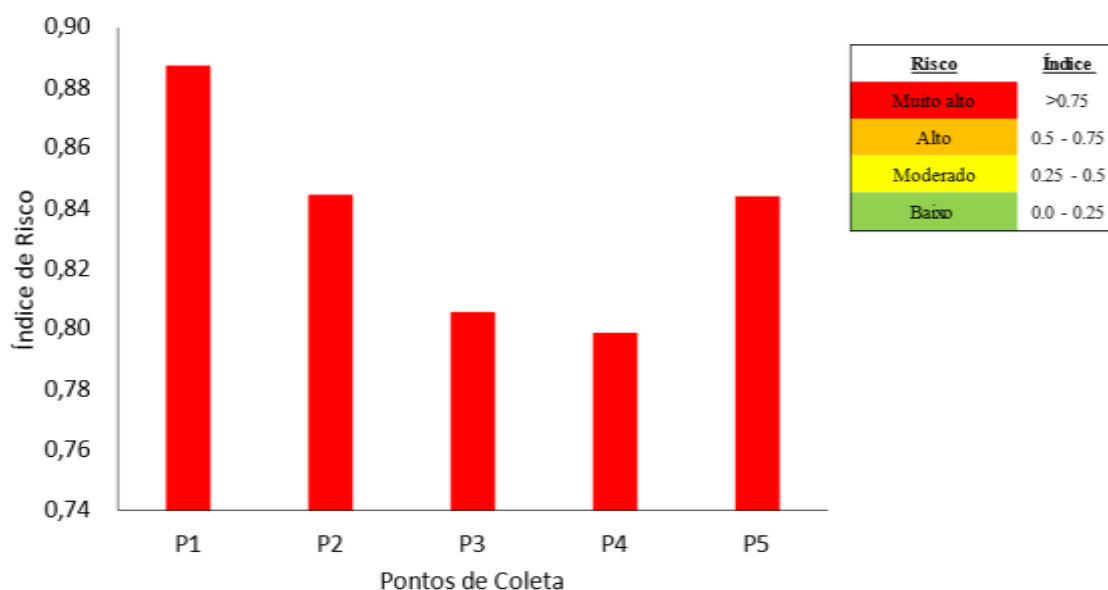


Figura 2- Índice de Qualidade da Água (IQA) e Risco de Qualidade da água da Lagoa de Piratininga, Niterói (RJ), a partir da análise de amostras da água superficial.

As amostras de água superficial da lagoa não causaram mortalidade para a *Artemia sp.*, pois não houve diferença estatística significativa do controle para todos os pontos amostrados. Quanto aos ensaios com a microalga *S. costatum* foi observado que a amostra do ponto P1 causou um estímulo ao crescimento das microalgas (aumento no número de indivíduos.mL⁻¹), o que pode estar associado a presença de matéria orgânica. No entanto, para os pontos P2, P4 e P5 foram observados efeitos tóxicos de inibição de crescimento.

Quanto às análises do YES, foi observada atividade estrogênica em todos os pontos da Lagoa de Piratininga, com concentração de equivalente de estradiol (EQ-E2 ng.L⁻¹) que variou entre 38,2 ng.L⁻¹ (P3) e 65,4 (P2). Dessa maneira, foi observado o menor risco ecotoxicológico no ponto P4 (0,74) e o maior risco no ponto P1 (0,85), classificados como baixo e moderado, respectivamente (Figura 3).

Um estudo realizado na Baía de Guanabara, detectou uma concentração máxima de EQ-E2 de 3,2 ng.L⁻¹ [19], já outro estudo em Darwin Harbour, um estuário na Austrália, detectou valores que variaram entre 1,29 a 5,66 ng.L⁻¹ [20]. Neste estudo foram encontrados valores de EQ-E2 superiores, isto se deve principalmente ao fato de os pontos amostrais deste trabalho se localizarem em algumas áreas onde é grande a influência dos corpos hídricos afluentes, alguns destes com elevada carga de efluente sanitário.

Um estudo realizado também na Lagoa de Piratininga detectou concentrações de EQ-E2 de 68,55 ng.L⁻¹ para o mês de agosto, sendo este um período de seca. Tais valores de atividade estrogênica são típicos de corpos hídricos que recebem elevado aporte de esgotos, uma vez que tais efluentes possuem altas concentrações de compostos estrogênicos [21]. Tais valores são preocupantes, visto que uma classificação preliminar de risco para peixes em ambientes ribeirinhos australianos, que recebem águas residuais tratadas [22], propõe que os valores de EQ-E2 na faixa de 1–10 ng.L⁻¹ representam um risco moderado.

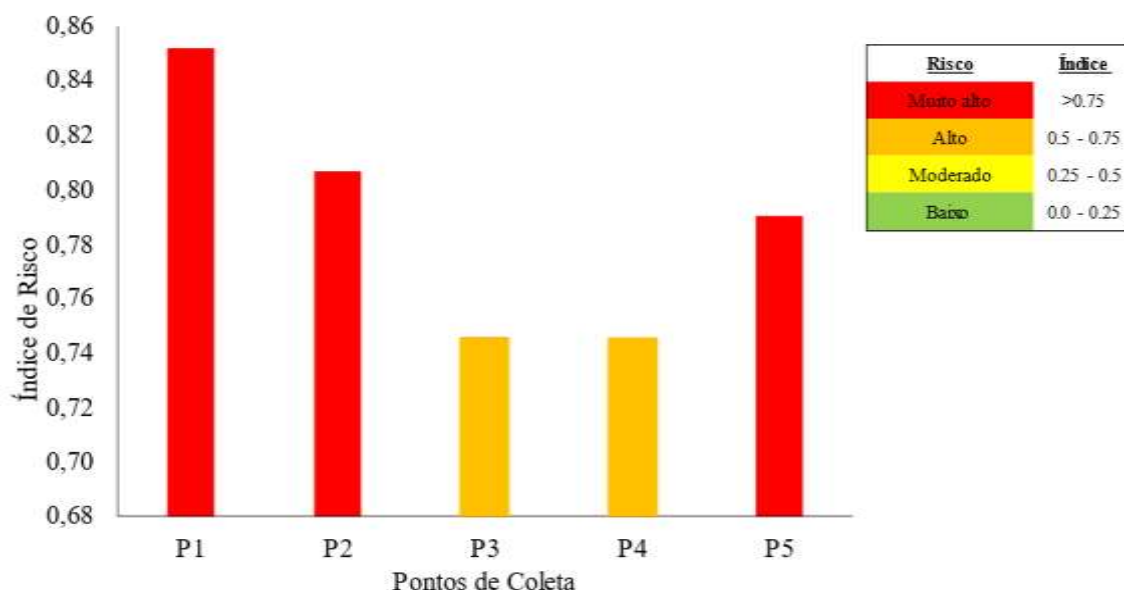


Figura 3- Risco Ecotoxicológico da Lagoa de Piratininga, Niterói (RJ), a partir da análise da água superficial em ensaios com a microalga *S. costatum* e o microcrustáceo *Artemia* sp.

O risco ecológico foi calculado com base nos resultados obtidos da contagem do número total de microalgas da lagoa, do número total de indivíduos e do número de indivíduos pertencente a cada classe taxonômica.

As análises do fitoplâncton permitiram observar a abundância de classes taxonômicas, com maiores valores para os grupos *Cyanobacteria*, *Bacillariophyceae* e *Chlorophyceae* (Figura 4). O P0 apresentou uma comunidade fitoplanctônica mais bem distribuída e equilibrada entre as espécies presentes, assim como, não foi verificada a presença de organismos do grupo *Cyanobacteria*. O que pode ser considerado como uma característica de ambientes ecologicamente mais estáveis [23]. Já os demais pontos apresentaram abundância, ou seja, uma grande presença de organismos do grupo *Cyanobacteria*, em relação aos outros grupos. Isto ocorreu, principalmente nos pontos P3 e P5, indicando pouca estabilidade ecológica na comunidade de fitoplâncton local [24]. As florações de cianobactérias em corpos hídricos são frequentes, no entanto, após o término da floração pode ocorrer um esgotamento significativo do teor de oxigênio da água e consequentemente, pode levar à mortandade de peixes de uma lagoa [25]

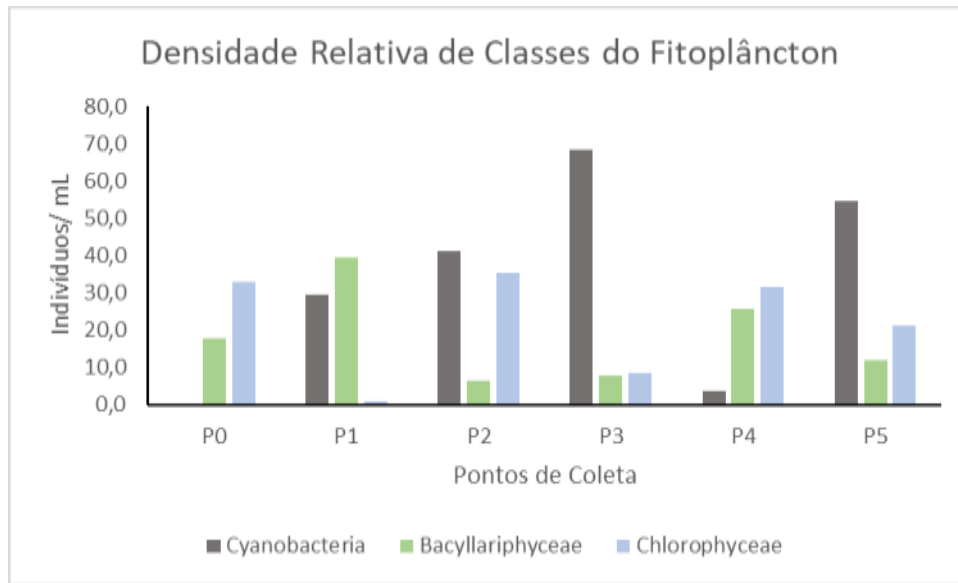


Figura 4- Densidade relativa das classes taxonômicas do fitoplâncton da Lagoa de Piratininga, para a amostragem realizada em agosto/2022.

Nas análises dos biomarcadores do estresse oxidativo enzimático dos peixes coletados na lagoa, os resultados de SOD foram expressos em U/mL. g⁻¹, leia-se unidade de atividade enzimática (U) por mililitro corrigido pela massa de tecido utilizada durante a extração (0,050 g de fígado e músculo). O kit de ensaio SOD utiliza um sal de tetrazólio para detecção de radicais superóxido gerados pela xantina oxidase e hipoxantina sendo a unidade de atividade enzimática (U) definida como a quantidade de enzima necessária para exibir 50% de dismutação do radical superóxido. Os resultados de GST foram expressos em U/mL. g⁻¹ sendo atividade enzimática por mililitro de amostra corrigido pela massa de tecido utilizada durante a extração (0,050 g de fígado e músculo). Os níveis do peptídeo GSH foram determinados pela concentração do peptídeo em cada tecido sendo representado por µmol. g⁻¹.

A enzima SOD constitui uma das primeiras etapas do sistema antioxidante tendo como função a transformação do radical superóxido (O₂⁻) em peróxido de hidrogênio (H₂O₂). A atividade da enzima evita a formação de espécies reativas de oxigênio com maior potencial deletério e sem defesa específica, como os radicais hidroxilas (OH⁻). Os peixes coletados durante o mês de agosto (n=10), foi observado no tecido hepático dos peixes uma média de 6.877 ± 3.430 U/mL. g⁻¹ de atividade da enzima, as atividades variaram entre mínimo de 2.675 e máximo de 13.898 U/mL. g⁻¹ apresentando, após análise de normalidade, dados com distribuição normal. Já no tecido muscular dos peixes do mesmo mês (n=13), a média de atividade enzimática foi de 1.970 ± 1.620 U/mL. g⁻¹ de atividade enzimática, com atividade mínima de 373,2 e máxima de 5.977 U/mL.g⁻¹de SOD (Figura 5).

Nas tilápias controle (cativeiro), no tecido hepático, foi encontrada uma atividade de 143,1± 10,6 U.mg⁻¹ de proteína (21,2±5,3 mg proteína total por 100 mg de tecido) [26]. Já nas amostras de músculo das tilápias controle, a atividade de SOD foi de 838,7 ± 91,5 U.mg⁻¹ de proteína [26]. Nestes peixes controle, a SOD em amostras hepáticas foi abaixo de 25 U.mg⁻¹ de proteína [27]. A indução de SOD pode ocorrer durante a produção excessiva do radical superóxido, indicando uma regulação positiva do sistema antioxidante do organismo avaliado. O aumento dessa enzima contribui para a eliminação das espécies reativas de oxigênio após a exposição à xenobióticos. Todavia serão necessárias mais coletas para uma observação mais precisa e conclusiva a respeito do comportamento enzimático do sistema antioxidantes dos peixes da Lagoa de Piratininga.

A enzima GST pertence as proteínas envolvidas no processo de detoxificação celular, catalisando a conjugação de peptídeos, como a GSH, à substratos eletrofilicos (fase II metabólica). Esse mecanismo torna as espécies mais solúveis em meio aquoso, diminuindo o seu potencial tóxico e aumentando as taxas de

eliminação. As atividades de GST nas amostras fígado dos peixes coletados na lagoa de Piratininga ($n=7$) variaram entre 3,622 e 18,84 U.g^{-1} com um média de $8,139 \pm 5,435 \text{ U.g}^{-1}$. Já nas amostras musculares para GST ($n=12$) foi verificada uma média de $11,16 \pm 4,974 \text{ U.g}^{-1}$ com um mínimo de 5,597 U.g^{-1} e um máximo de 22,59 U.g^{-1} (Figura 5).

No tecido hepático das tilápias controle as atividades de GST foram de $22,7 \pm 2,5 \text{ U.g}^{-1}$ por peso úmido de tecido [28]. As concentrações de GSH no fígado dos peixes da lagoa de Piratininga ($n=11$) variaram de 7,883 até 164,8 $\mu\text{mol.g}^{-1}$, com média de $48,43 \pm 49,47 \mu\text{mol.g}^{-1}$, os dados apresentaram distribuição não normal sendo melhor representados pela mediana de 23,76 $\mu\text{mol.g}^{-1}$ e o erro padrão de 14,92 $\mu\text{mol.g}^{-1}$. Nos músculos ($n=13$), os resultados estavam entre 6,634 e 29,97 $\mu\text{mol.g}^{-1}$ e média de $15,98 \pm 7,371 \mu\text{mol.g}^{-1}$ (Figura 5). Em um outro estudo com tilápias de cativeiro [29], foram encontrados níveis de concentração de GSH de $2,74 \pm 0,03 \mu\text{mol.g}^{-1}$ de tecido hepático. Segundo o estudo de tilápias expostas à microcistina em lagoas [30], já é esperado uma atividade de GSH em tecido muscular menor que no fígado sendo encontrados valores de GSH de 1,01 a 2,43 $\mu\text{mol.g}^{-1}$ enquanto os valores do fígado variaram de 4,89 a 5,38 $\mu\text{mol.g}^{-1}$; esses organismos foram indicados em estado de estresse devido a contaminação ambiental.

A GST é ativamente envolvida no processo de desintoxicação de xenobioticos no ciclo redox da glutathione sendo o aumento ou diminuição relacionados aos níveis de GSH suscetíveis à conjugação [31]. Faz-se necessário o acompanhamento de um número maior de indivíduos de peixes controle e da lagoa para a determinação dos níveis mais precisos da enzima GST e do peptídeo GSH.

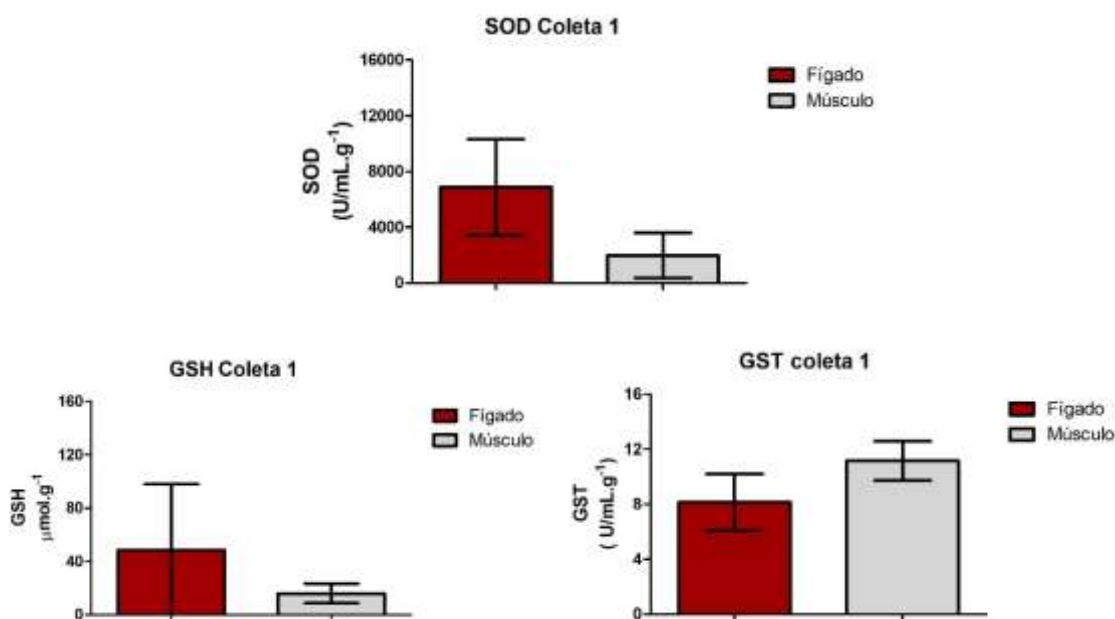


Figura 5- Dados dos biomarcadores SOD, GST e GSH analisados nos músculos e fígado dos peixes coletados na Lagoa de Piratininga.

Sendo assim, após estimar os riscos para cada ensaio da LoE Ecológica, foi observado que o risco foi classificado como muito alto para todos os pontos, não sendo observado diferença significativa entre eles (Figura 6).

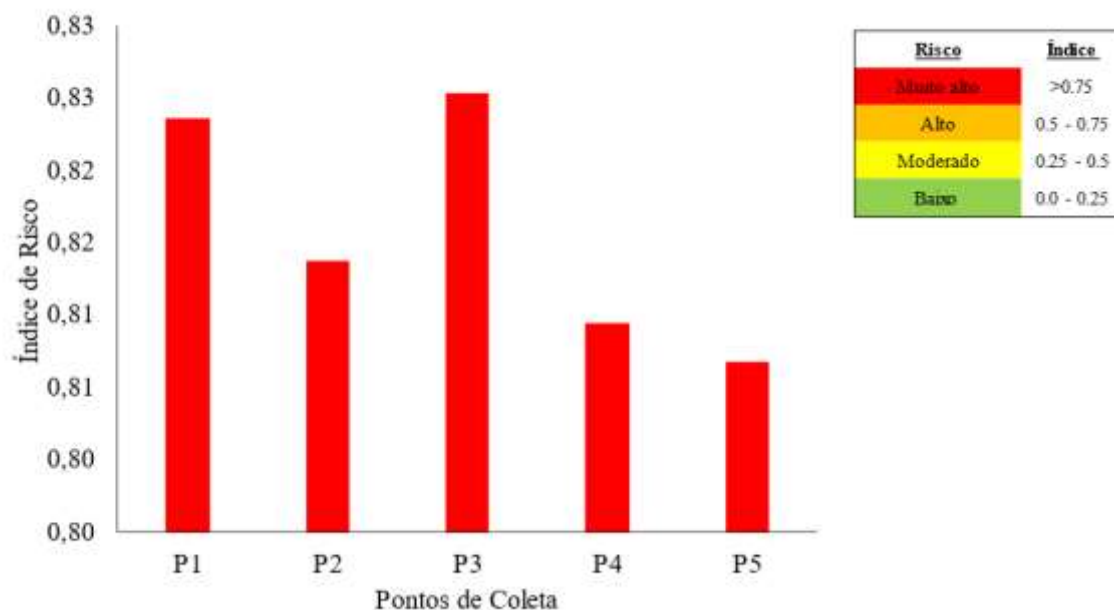


Figura 6- Risco Ecológico da Lagoa de Piratininga, Niterói (RJ), a partir da análise da riqueza e abundância das espécies de fitoplâncton e da análise dos biomarcadores do fígado e músculo dos peixes, ambos presentes na lagoa.

O índice de risco ambiental integrado foi estimado a partir dos resultados dos índices de risco específicos das linhas de evidência (LoE) da qualidade de água, ecotoxicológica e ecológica. Foram aplicados pesos diferentes para cada risco de cada linha de evidência, conforme descrito na metodologia. A Lagoa de Piratininga apresentou risco de qualidade da água muito alto ($>0,75$) na coleta de agosto de 2022, em todos os pontos (Figura 7). A coleta foi realizada em maré baixa e nesse período foi observado baixo índice pluviométrico, o que dificultou a renovação de água na lagoa.

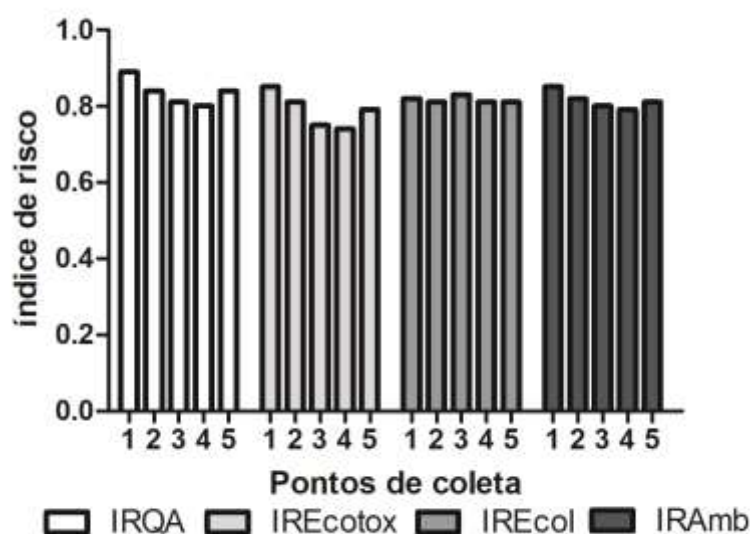


Figura 7- Risco Integrado da Lagoa de Piratininga, Niterói (RJ).

Uma ARE realizada na Lagoa de Jacarepaguá (RJ) [32], município vizinho a Niterói, observou características semelhantes ao corpo hídrico analisado no presente trabalho, tais resultados representam uma grande probabilidade de verificação de uma lagoa com um avançado processo de eutrofização e contaminação. Em seu estudo, Cunha [32] observou que, em geral o Risco Ambiental Integrado da lagoa de Jacarepaguá apresentou 60% dos resultados das análises dos pontos como risco muito alto e 40% como alto. O maior risco estava localizado em uma área próxima à condomínios residenciais e no período de inverno, de menor intensidade de chuvas.

Em um outro estudo, Sabino et al [8] verificou que o nível de risco do rio João Mendes, contribuinte da lagoa de Itaipu (Niterói-RJ), lagoa vizinha a de Piratininga, foi considerado muito alto (acima de 0,75), para todos os pontos amostrais, durante todas as coletas. Tanto os resultados esperados para a lagoa de Piratininga, quanto os resultados da lagoa de Jacarepaguá e do rio João Mendes demonstram alto grau de impacto e contaminação. Mesmo que estas áreas sejam consideradas com um alto grau de urbanização, tais áreas naturais ainda abrigam muitas espécies da fauna e da flora e de acordo com Jensen & Mesman [9], o nível de risco esperado para essas áreas deveria ser de 0,00-0,25 (baixo risco).

CONCLUSÕES

A abordagem metodológica utilizada no presente estudo para a realização de um ARE possibilitou a avaliação de risco da lagoa de Piratininga de forma eficaz. Por meio das análises de qualidade da água, ecotoxicológica e ecológica foi possível observar que a lagoa apresenta um risco ambiental muito alto para todos os pontos ($>0,79$). A partir da análise dos índices de risco ambiental da lagoa de Piratininga foi possível verificar qual a área mais impactada, permitindo avaliar as reais condições ambientais, ecológicas e da qualidade da água. Sendo isto, de grande relevância, visto que parte da população local utiliza a pesca na lagoa como forma de subsistência.

Com os resultados de risco ambiental nos diferentes pontos de monitoramento da lagoa, obtidos a partir da aplicação da metodologia de avaliação de risco ecológico, espera-se contribuir com ferramentas, modelos e dados de monitoramento para uma discussão mais ampla e profunda sobre quais caminhos deverão ser tomados para que sejam planejadas ações de gerenciamento e mitigação dos riscos ecológicos atuais e futuros na região, visto que há um projeto em andamento de recuperação da qualidade da água da lagoa. Além disso, espera-se que sejam intensificadas as ações de fiscalização ambiental, de forma a reduzir os impactos relacionados a contaminação por efluentes residenciais nos corpos hídricos afluentes.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa Carlos Chagas Filho do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ E-26/211.268/2021) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Sousa, L. P. et al. Incorporation of Local Knowledge in the Identification of Ria de Aveiro Lagoon Ecosystem Services (Portugal), J. Coas. Res. 65, 1051-1056. 2013.
2. Niterói. Plano de monitoramento do sistema lagunar Piratininga- Itaipu. Prefeitura municipal de Niterói- RJ. Contrato Sexec nº 07/2018 - Elaboração de estudos para análise da condição ambiental do sistema perilagunar Piratininga-Itaipu – Niterói. Elaborado por Hydrosience Consultoria Ambiental. 2021.
3. Pagliarini, E. C. et al. Aplicação da Análise de Risco Ecológico para Avaliação de Impactos em Ecossistemas Aquáticos Naturais. Ambiente & Sociedade, 22. 2019.
4. Ann Hauser, R & Parente, T. E. Ecotoxicology: Perspectives on Key Issues. CRC Press, 1ª ed. 290p. 2018.

5. USEPA United States Environmental Protection Agency. Framework for ecological risk assessment. Washington (DC): UEP Agency. (EPA/630/R-92/001). 1992.
6. Núcleo de estudos e projetos habitacionais e urbanos- NEPHU. <<http://nephu.sites.uff.br/programa/mapeando-conflitos/mapeando-comunidades/comunidades-de-niteroi/beira-da-lagoa-de-piratinunga/>>. 2022.
7. Scheidegger, S. Bacia da Lagoa de Piratinunga na Região Oceânica: estudo de valorização ambiental da paisagem. Área de Arquitetura Paisagística. Universidade de Évora, Évora, 61p. 2022.
8. Sabino, J. A. et al. Occurrence of organic micropollutants in na urbanized sub-basin and ecological risk assessment. Ecotoxicology. 2020.
9. Jensen, J. & Mesman, M. Ecological Risk Assessment of of Contaminated Land, RIMV. 2006.
10. APHA. Eaton, A. D et al. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22^a ed. Washington: American Public Health Association. 1360p. 2012.
11. ANA Agência Nacional de Águas. Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil. Brasília- DF: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. 2005.
12. ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR 16181-Ecotoxicologia aquática– Toxicidade crônica– Método de ensaio com microalga marinha, RJ, Brasil 2021a.
13. ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR 16530 Ecotoxicologia aquática–Toxicidade aguda–Método de ensaio com Artemia sp. (Crustacea, Brachiopoda), RJ, Brasil 2021b.
14. Routledge, E. J.; Sumpter, J. P. Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen. Environ. Toxicol. Chem. 15, 241–248p. 1996.
15. Lund, J.W.G. et al. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. Hydrobiologia 11.143–170p.1958
16. Aebi, H. Catalase in vitro. In: Methods in Enzymology. Elsevier. v.105p.121–126.1984.
17. HABIG, W. H.; PABST, M. J.; JAKOBY, W. B. Glutathione S-Transferases: The First Enzymatic Step In Mercapturic Acid Formation. Journal of Biological Chemistry, v.249, n. 22, p. 7130–7139, 25 nov. 1974.
18. Wilhelm Filho, D. et al. Effect of different oxygen tensions on weight gain, feed conversion, and antioxidant status in piapara, *Leporinus elongatus* (Valenciennes, 1847). Aquaculture, v. 244, n. 1, p. 349–357, 28 fev. 2005.
19. Nascimento, M.T.L., Santos, A.D.O., Felix, L.C., Gomes, G., Sá, M.O., Cunha, D.L., et al. Determination of water quality, toxicity and estrogenic activity in a nearshore marine environment in Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. Ecotoxicol Environ Saf. 2018, 149:197-202. 2017.
20. French, V.A., Codi King, S., Kumar, A., Northcott, G., McGuinness, K., Parry, D. Characterisation of microcontaminants in Darwin Harbour, a tropical estuary of northern Australia undergoing rapid development. Sci Total Environ. 2015, 536:639-647. 2015.
21. Andersen, H.R., Andersson, A.M., Arnold, S.F., Autrup, H., Barfoed, M., et al. Comparison of short-term estrogenicity tests for identification of hormone-disrupting chemicals. Environ Health Perspect. 107(Suppl 1):89-108. 1999.
22. Kumar, A., Williams, M., Woods, M., Kookana, R., Barber, L., Vajda, A., Doan, H., Gregg, A., Gonzago, D., Bain, P. Treated effluent in the aquatic environment: impact assessment of endocrine disrupting chemicals.

Report to the National Water Commission EP12292. CSIRO: Water for a Healthy Country National Research Flagship. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Campbell ACT, Australia. 2012.

23. REYNOLDS, C. S. Ecology of phytoplankton. Ecology, biodiversity, and conservation. Cambridge University Press. 2006.

24. Pielou, E. C. The measurement of diversity in different types of biological collections. Journal of Theoretical Biology, 13, 131-144. 1966.

25. Moustaka-Gouni, M., Hiskia, A., Genitsaris, S., Katsiapi, M., Manolidi, K., Zervou, S. K., Christophoridis, C., Triantis, T. M., Kaloudis, T., and Orfanidis, S. First report of *Aphanizomenon favaloroi* occurrence in Europe associated with saxitoxins and a massive fish kill in Lake Vistonis, Greece. Marine and Freshwater Research 68, 793–800. 2017.

26. Almeida, J. A. et al. The use of the oxidative stress responses as biomarkers in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to in vivo cadmium contamination. Environment International, v. 27, n. 8, p. 673-679, 2002.

27. Günel, A.Ç., Erkmen, B., Paçal, E. et al. Sub-lethal Effects of Imidacloprid on Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). Water Air Soil Pollut v. 231, p.4, 2020.

28. Alkaladi, A.; Mosleh, Y.Y.I.; Afifi, M. Biomarcadores bioquímicos e histológicos da poluição por Zn em Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Arco. Sci , v. 66, p. 295-311, 2013.

29. Matos, P. et al. Biochemical and histological hepatic changes of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* exposed to carbaryl. Pesticide Biochemistry and Physiology, v. 89, n. 1, p. 73-80, 2007.

30. Hauser-Davis, R. A. et al. Accumulation and toxic effects of microcystin in tilapia (*Oreochromis niloticus*) from an eutrophic Brazilian lagoon. Ecotoxicology and environmental safety, v. 112, p. 132-136, 2015.

31. Strange, R. C.; Jones, P. W.; Fryer, A. A. Glutathione S-transferase: genetics and role in toxicology. Toxicology letters, v. 112, p. 357-363, 2000.

32. Cunha, P.M.O.M. Avaliação de risco ecológico da Lagoa de Jacarepaguá-RJ. Dissertação de mestrado. Engenharia Ambiental. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ, 104p. 2020.