

Avaliação de biomarcadores bioquímicos em peixes em pesque pague de Lages (Santa Catarina)

Solange Antunes Branco ^{1*}, Indianara Fernanda Barcarolli ²

¹Mestranda em Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Santa Catarina, Brasil (sol-993@hotmai.com)

²Professora Associada do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade do Estado de Santa Catarina, Brasil

Histórico do Artigo: Submetido em: 21/06/2023 – Revisado em: 30/10/2023 – Aceito em: 30/03/2024

RESUMO

Os peixes são particularmente sensíveis à contaminação ambiental devido à sua natureza de vida aquática, meio onde diversos agentes tóxicos geralmente ocorrem e expressam presença. Biomarcadores da presença desses agentes que sejam mensuráveis em peixes podem ser utilizados para avaliar a qualidade ambiental em locais de interesse, como no caso do pesque-pague. Assim, o objetivo principal do trabalho foi avaliar, por meio de biomarcadores, a presença de agentes tóxicos em jundiá (*Rhamdia quelen*), carpa comum (*Cyprinus carpio*) e tilápia (*Oreochromis niloticus*), coletados em lagos de um pesque-pague localizado em Lages, Santa Catarina. Para isso, 10 peixes de cada espécie foram coletados vivos e, em seguida, dispostos em caixa térmicas refrigeradas com gelo e encaminhados para realização das análises. Amostras de tecidos de brânquias, fígados e cérebro dos peixes foram retiradas para determinação da atividade das enzimas catalase (CAT), glutatona-S-transferase (GST) e acetilcolinesterase (AChE). A atividade de CAT nas brânquias foi semelhante entre as espécies, entretanto, no fígado, foi maior em jundiá e carpa e menor em tilápias. A atividade de GST no fígado foi menor na carpa em relação à tilápia, enquanto nas brânquias, foi maior em carpas do que nas duas outras espécies que não diferiram entre si. A atividade da AChE no cérebro foi semelhante nas espécies jundiá e carpa. Não foram detectadas alterações expressivas nos biomarcadores bioquímicos avaliados.

Palavras-Chaves: Biomarcadores, Atividade enzimática, Agentes tóxicos.

Biochemical Biomarkers Evaluation in Fish at fish and pay in Lages (Santa Catarina)

ABSTRACT

Fish are particularly sensitive to environmental contamination due to their aquatic life nature, where the presence of toxic agents is usually found and expressed. Biomarkers of the presence of these agents that are measurable in fish can be used to assess environmental quality in places of interest, such as in the case of fishing ponds. Thus, the main objective of the work was to evaluate, through biomarkers, the presence of toxic agents in catfish (*Rhamdia quelen*), common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), collected from lakes of a fishing pond located in Lages, Santa Catarina. For that, 10 fish of each species were collected and then placed in thermal boxes with ice and sent to the laboratory for analysis. Samples of gills, livers and brains tissues of the fish were collected to determine the activity of catalase (CAT), glutathione-S-transferase (GST) and acetylcholinesterase (AChE) enzymes. Cat activity in the gill was similar among species, however, in the liver, was larger in catfish and common carp and smaller in tilapia. The activity of GST in the liver was smaller in common carp than in tilapia, while in the gills, was larger in carp than in the two other species that did not differ from each other. The activity of the AChE in the brain was similar in catfish and common carp species. No significant changes were detected in the evaluated biomarkers.

Keywords: Biomarkers, Enzymatic activity, Toxic agents.

Branco, S., Barcarolli, I., (2024). Avaliação de biomarcadores bioquímicos em peixes em pesque pague de Lages (Santa Catarina). *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v.12, n.2, p.39-50.



1. Introdução

A piscicultura é a técnica de criar e multiplicar peixes que representa uma importante atividade econômica, como fonte de emprego e renda em praticamente todo o mundo, além de contribuir para aumentar a oferta de proteína para a população (Peixe br, 2022). A arte da criação de peixes remonta ao período anterior à era cristã, pois existem registros sobre prática da piscicultura no período (3.500 a.C a 476 d.C) em vários continentes, destacando-se os povos chineses e egípcios (Peixe br, 2022). Espécies como carpas (*Cyprinus carpio*) e tilápias (*Oreochromis niloticus*), serviam como ornamentação e, principalmente, para o consumo e, mesmo tendo técnicas consideradas primitivas, esses povos consociavam a rizicultura com o cultivo de carpas, em várias regiões da Ásia (Bravo *et al.*, 2016).

A piscicultura é uma atividade importante pois representa uma alternativa de geração de emprego e renda no meio rural (Moro *et al.*, 2013). Além disso, quando associada ao serviço de pesque-pague, a atividade também representa uma opção de lazer para a população (Espíndola, 2008). Entre os aspectos favoráveis para a piscicultura em Santa Catarina, destacam-se o fato de ocupar áreas que não são adequadas para a agricultura e pecuária (Corrêa e Ribeiro, 2020). Conforme publicado por esses autores, o estado se caracteriza por apresentar a maioria de suas propriedades rurais com tamanhos inferiores a 50 hectares, que apresentam potencial para desenvolver a atividade de piscicultura.

A queda da qualidade e quantidade de pescado nas áreas públicas de pesca, principalmente devido à poluição e desmatamento, bem como alto custo de deslocamento e legislação pesqueira mais rígida, motivou o surgimento de pesque-pague localizados próximos às cidades (Torres *et al.*, 2005). Esses autores destacam que com essa atividade, tornou-se possível pescar com segurança, sem a necessidade de deslocamentos para grandes distâncias, além de ser uma atividade recreativa em família, pois muitos dos pesqueiros atendem tanto os pescadores quanto suas famílias (Espíndola, 2008).

Os impactos causados pela atividade pesqueira também necessitam cuidados e medidas imediatas, quando ocorrem alterações ambientais da área que é afetada diretamente e indiretamente. Entre a essas alterações, destacam-se a diminuição da concentração de oxigênio e o aumento de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica na água e no sedimento do criatório (Américo *et al.*, 2013). Segundo Silva e Camargo (2008), a piscicultura torna-se uma atividade degradante à medida que aumenta a produtividade intensificando os impactos causados no meio, o que requer monitoramento e a avaliação de impacto ambiental na área. Tavares *et al.* (2008) destaca que, por possuírem uma alta concentração de material orgânico, o lançamento dos resíduos gerados na piscicultura em corpos hídricos pode proporcionar uma depleção na concentração de oxigênio dissolvido do curso d'água. O descarte do efluente da piscicultura de maneira inadequada, causa o desequilíbrio ambiental em diversos níveis, nos campos social, ambiental e econômico (Moura *et al.*, 2014).

As águas dos rios, lagos, aquíferos e mares acabam sendo o destino de uma ampla gama de agentes tóxicos residuais das atividades antrópicas (Costa *et al.*, 2008). Segundo esses autores, o ambiente aquático é extremamente dinâmico e os organismos que nele vivem enfrentam alterações ambientais dificilmente enfrentadas por animais terrestres, como mudanças rápidas ou extremas de temperatura, na concentração de oxigênio dissolvido, no pH, na concentração e nos tipos de íons. Assim, a contaminação dos corpos aquáticos é uma das consequências do crescimento populacional humano que acarreta graves alterações na qualidade da água, como a presença de metais pesados, mudanças no pH, na quantidade de oxigênio dissolvido e na transparência, além de outras características físico-químicas (Leira *et al.*, 2017; Rosa; Santos e Freitas, 2018).

Entretanto, as águas utilizadas nos lagos de criação e manutenção de peixes podem ser afetadas pela contaminação por agentes tóxicos, derivados de efluentes urbanos e industriais e do uso de agrotóxicos na agricultura (Costa *et al.*, 2008) ou, ainda, por toxinas geradas por microalgas que podem se multiplicar demasiadamente em ambientes aquáticos enriquecidos de nutrientes (Bortoli e Pinto, 2022).

Além dos impactos diretos sobre os organismos aquáticos, os impactos negativos sobre o meio ambiente do entorno dos corpos d'água, como os que incidem sobre os organismos terrestres, como aves piscívoras,

também devem ser considerados. Assim, avaliar os efeitos potenciais de agentes tóxicos em peixes são um componente indispensável das estratégias integradas de teste de toxicidade para o ambiente (Lammer et al., 2009; Su et al., 2021).

Os peixes constituem cerca de 53% de todas as espécies animais vertebrados conhecidos, o grupo mais diversificado de vertebrados. Segundo Nelson *et al.* (2016), das 60.000 espécies de vertebrados descritas, 32.000 são peixes, e esse número ainda não é definitivo. Com isso, existem espécies com variadas adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais, possibilitando sua ocorrência nos mais diversos tipos de ambientes (Moro *et al.*, 2013). O gerenciamento dos ecossistemas aquáticos se baseia na verificação da qualidade da água, envolvendo fatores bióticos e abióticos (Silveira, 2004).

O monitoramento das águas naturais através de bioindicadores é uma ferramenta indispensável para a prevenção da degradação de ecossistemas aquáticos e para a conservação da ictiofauna (Masese *et al.*, 2013; Nascimento *et al.*, 2020). Em função de sua vida aquática, os peixes são particularmente expostos à contaminação, pois grande parte do descarte de efluentes e resíduos da sociedade moderna, acabam convergindo para os mananciais de águas, aportando agentes tóxicos que representam riscos à saúde animal e humana (Amorim, 2003). A presença de agentes tóxicos na água, mesmo em concentrações abaixo daquelas que causam intoxicação aguda em organismos vivos, podem gerar alterações fisiológicas dos peixes que podem ser detectados através de avaliações de biomarcadores (Cunico *et al.*, 2006).

Os chamados biomarcadores são sinalizadores das respostas biológicas que ocorrem em um organismo após sua exposição a um agente tóxico (Lins *et al.*, 2010). A avaliação de biomarcadores tem sido utilizada para avaliar o estado de saúde da ictiofauna e outros organismos aquáticos e na avaliação da qualidade ambiental, com resultados altamente promissores e eficazes, especialmente, na detecção preventiva de efeitos adversos de poluentes nas águas de rios e lagos (Amorim, 2003; Jesús e Carvalho, 2008; Lins *et al.*, 2010).

Assim, a análise de biomarcadores para a presença de agentes tóxicos, que sejam mensuráveis em organismos vivos, pode ser utilizada para o monitoramento da qualidade ambiental e prevenir riscos toxicológicos em ambientes naturais e em locais de interesse da sociedade humana. Vale destacar a importância dessas avaliações da presença de agentes tóxicos em peixes que são tradicionalmente utilizadas nas criações para consumo humano, especialmente em instalações do tipo pesque-pague, como as espécies jundiá (*Rhamdia quelen*) carpa comum (*Cyprinus carpio*) e tilápia (*Oreochromis niloticus*).

Levando em considerações essas situações, o presente estudo tem como objetivo principal avaliar os efeitos tóxicos em peixes das espécies jundiá (*Rhamdia quelen*), carpa comum (*Cyprinus carpio*) e tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), coletados em pesque-pague localizado em Lages, Santa Catarina, por meio de alterações na atividade das enzimas catalase, glutamina-S-transferase e acetilcolinesterase nas brânquias, fígado e cérebro desses peixes.

2. Materiais e Métodos

As avaliações foram realizadas em exemplares de peixes das espécies carpa comum (*Cyprinus carpio*), tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*) e jundiá (*Rhamdia quelen*) coletadas no mês de outubro de 2022 em um pesque-pague localizado próximo à rodovia SC 114 na localidade dos índios do município de Lages Santa Catarina.

O empreendimento, está em atividade há mais de 25 anos e possui 16 lagos abastecidos por nascentes e riacho que são tributários do rio Canoas. Os dois maiores desses lagos possuem aeradores tipo chafariz, para melhor oxigenação da água. São criados e mantidos peixes jovens e adultos de espécies endêmicas, como jundiá e exóticas, como carpas e tilápias, a partir de alevinos periodicamente adquiridos de pesqueiros do Vale do Itajaí. Quando chegam ao pesque-pague, os alevinos são mantidos em lago separado dos demais por uma semana, para observação de seu estado de saúde.

O ambiente conta com espaço de restaurante, caso o cliente, opte por comer pescado no local e, a partir de 2022, também passou a oferecer estadia em cabanas.

2.1 Coleta de Espécies.

Foram coletados em pesque-pague, exemplares de jundiá (*Rhamdia quelen*), carpa comum (*Cyprinus carpio*) e tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) no início da manhã, sob condições climáticas amenas e antes dos peixes serem alimentados, com auxílio de uma rede tarrafa de fio nylon de 0,40mm e malha 30mm. Em seguida, foram selecionados 10 peixes de cada espécie, com tamanho de aproximadamente 20cm, e peso médio em torno de 600gr.

2.2 Preparação dos tecidos para análise

Logo após os peixes serem eutanasiados, por ruptura cervical que provoca insensibilização, evitando dor ou sofrimento durante o procedimento, em conformidade com parecer do comitê de ética da universidade, foram retiradas porções dos tecidos das brânquias, cérebro e fígado, com emprego de tesoura e pinça de inox. Amostras desses tecidos foram imediatamente colocados em micro tubos do tipo “Eppendorf” de polietileno, devidamente identificados (Figura 1).

Em seguida, as amostras foram homogeneizadas com solução-tampão e dispostas sob refrigeração para evitar a degradação dos tecidos. Cabe ressaltar que para o jundiá não foi possível coletar o cérebro, pois os peixes já se encontravam em estágio com forte formação óssea.

Figura 1 - Amostras de tecidos homogeneizadas, prontas para refrigeração.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

2.3 Análise de Catalase

O protocolo para determinação da atividade da enzima catalase (CAT) foi proposto por Beutler (1975). Os coeficientes utilizados na equação para estimar a atividade da enzima catalase foram obtidos a partir de dados experimentais realizados pelo autor do protocolo em condições específicas, reproduzidas nos métodos utilizados neste trabalho.

A solução-tampão da CAT foi preparada com a seguinte composição: Tris HCl 1mol L⁻¹ (PM = 121,1), EDTA 5mol L⁻¹ (PM = 372,24) e pH igual 8,0 e o substrato da reação foi preparado em uma proporção de 100 µL de H₂O₂ 30% em 100 mL de água destilada.

As amostras foram colocadas em cubetas de quartzo, tendo-se utilizado uma cubeta para o branco que recebeu somente 2,0 mL da solução-tampão CAT.

As cubetas com amostras dos tecidos dos peixes, receberam 2,0 mL de solução-tampão CAT, 10 µL da

amostra a ser analisada (fígados ou brânquias) e 10 µL de substrato de peróxido de hidrogênio H₂O₂. As leituras de absorbância foram feitas em espectrofotômetro com comprimento de onda ajustado em 240 nm. Em cada amostra, foram efetuadas 5 leituras, separadas por intervalos de 30 segundos.

2.4 Análise de Glutathione-S-Transferase

O protocolo para determinação da atividade da enzima glutathione-S-transferase (GST) foi proposto por Keen; Habing e Jacob (1976). A solução tampão de GST foi preparada com a seguinte composição: 400 mL de água destilada, 3,4 g de fosfato de potássio monobásico (PM = 136,09), 4,35 g de fosfato de potássio dibásico (PM = 174,18) e pH igual 7,0. Foram preparadas duas soluções para substrato da reação. A primeira solução contendo 0,02 g de 1-cloro-2,4-di-nitrobenzene (CNDB) para 1,0 mL de álcool 100% e a segunda contendo 0,03 g de glutathione reduzida (GSH) para 1,0 mL de solução tampão de GST.

As leituras foram realizadas em espectrofotômetro ajustado no comprimento de onda 340 nm, utilizando-se cubetas de quartzo. Em uma cubeta preparou-se o branco com 2,0 mL de solução tampão de GSH, enquanto, nas cubetas para leituras, foram adicionados 2,0 mL de solução tampão, 10 µL de amostra (fígado ou brânquias), 10 µL de substrato de CDNB e 10 µL de substrato de GSH. Foram realizadas 5 leituras por amostra com um intervalo de 30 segundos entre elas.

2.5 Análise da Acetilcolinesterase

Na determinação da atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE), utilizou-se o método baseado em Ellman *et al.* (1961) que consiste na determinação da taxa de produção de tiocolina. O substrato, iodeto de acetilcolina, é hidrolisado pela enzima, liberando tiocolina e acetato. A tiocolina reage com o íon 5,5'-ditiois-(2-nitrobenzoato) para produzir o ânion amarelo 5-tio-nitrobenzoato.

A solução tampão de fosfato foi preparada utilizando 8,5 g de KH₂PO₄ dissolvido em 250 mL de água destilada e 2,5 g de hidróxido de sódio (NaOH) em 250 mL de água destilada. Foram misturadas 50 mL da solução de KH₂PO₄ com 39,5 mL da solução de NaOH e o pH foi ajustado em 7,4.

O substrato foi preparado pesando 5,4 mg de iodeto de acetilcolina para 1 mL de água destilada. Como reagente de cor foi dissolvido 39,6 g de ácido 5,5'-ditiois-(2-nitrobenzoato) (DTNB) em 10 mL de tampão fosfato (0,1M) e após, adicionado 15 mg de bicarbonato de sódio (NaHCO₃).

Em cubeta de quartzo, foram adicionados 2,0 mL de tampão fosfato, 100,0 µL de substrato, 100,0 µL de reagente de cor (DTNB) e 100,0 µL de amostra. Foram realizadas 4 leituras em cada amostra, com um intervalo de 30 segundos entre elas, em espectrofotômetro com comprimento de onda ajustado em 412 nm.

2.6 Análises de Proteínas.

A determinação da quantidade de proteínas de cada amostra foi realizada pelo método do biureto. Para isso, foram adicionados 50 µL de amostra, 1,5 mL do reagente de biureto e duas gotas de NaOH em cubetas de quartzo. Foi realizada uma única leitura por amostra em espectrofotômetro com comprimento de onda ajustado em 550 nm.

2.7 Análise Estatística

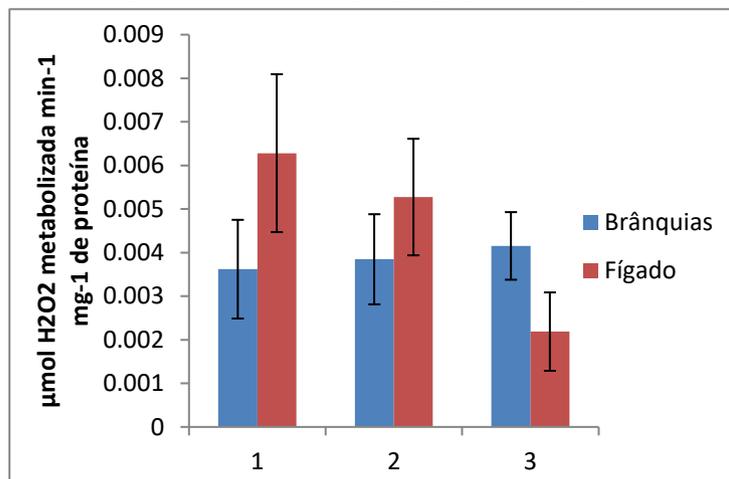
Os resultados foram submetidos a análise estatística descritiva seguidas da análise da variância (ANOVA) utilizando o software Jamovi (2021).

3. Resultados e Discussões

3.1 Catalase CAT

Os resultados da atividade enzimática de catalase nas brânquias e fígado das três espécies de peixes, e seu respectivo desvio padrão, encontram-se representados na Figura 2. Nessa figura, encontra-se representada de forma gráfica a atividade dessa enzima, expressa em μmol de H_2O_2 metabolizada para cada mg de proteína em um minuto, com o respectivo desvio padrão, nas amostras de brânquias e fígado das três espécies avaliadas.

Figura 2 - Atividade da enzima CAT em tecidos de brânquias e fígado das espécies de peixes jundiá (1), carpa comum (2) e tilápia (3) coletados em pesque pague em Lages SC.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Constatou-se que a atividade da catalase nas brânquias foi semelhante nas três espécies avaliadas, não tendo diferença estatística entre os peixes testados. No fígado a atividade dessa enzima também não teve diferença significativa entre jundiá e carpa, entretanto, nessas duas espécies, a atividade foi superior a observada na tilápia.

A enzima CAT está presente em ampla variedade de tecidos dos vertebrados, mas geralmente é maior no fígado, rim, tecido adiposo e hemácias (Switala e Loewen, 2002). A atividade dessa enzima é alterada pela exposição a agentes, como aminotriazóis, certos íons metálicos, pH ácido e altas concentrações de peróxido de hidrogênio e é sensível a cianeto e azida (Gallo, 2008).

Cremonini e Barcarolli, (2022), observaram aumento na atividade da CAT nas brânquias de tilápia submetidas a um efluente do tratamento de resíduos do processamento de carne de frango, na diluição de 10% do resíduo, em relação à água potável, utilizada como controle. Os autores atribuíram esse resultado à geração de peróxido de oxigênio nas células devido o contato dos peixes com compostos químicos presentes no efluente que provocou maior produção da enzima para decompor o peróxido, em água e oxigênio molecular. Com isso, o organismo evita que essas espécies reativas de oxigênio (EROs) causem lesões celulares. Ramos *et al.*, (2014), também relatam que um aumento da atividade CAT pode ser resultado da geração de maiores quantidades de peróxido de hidrogênio, que sua vez, é consequência de aumento de EROs.

Batista *et al.* (2014) ao avaliar os níveis de CAT em peixes *Astyanax bimaculatus* coletados em três locais do rio Una, observou que nas duas áreas com maior concentração de poluentes, a atividade dessa enzima foi 149% e 202% maior do que os valores encontrados nos peixes do local com baixo índice de poluição. Já, Rocha *et al.* (2022), observaram aumento na atividade da CAT nas brânquias de tilápias submetidas a meio

aquático enriquecido com doses subletais de progesterona.

Estudando efeito tóxico do herbicida atrazina, Silva *et al* (2023) encontraram aumento da atividade das enzimas antioxidantes como a catalase (CAT) nos músculos de peixes lambari (*Astyanax altiparanae*), causada pela concentração de $11,66 \mu\text{m L}^{-1}$ do composto na água em comparação como o controle, sem adição do produto.

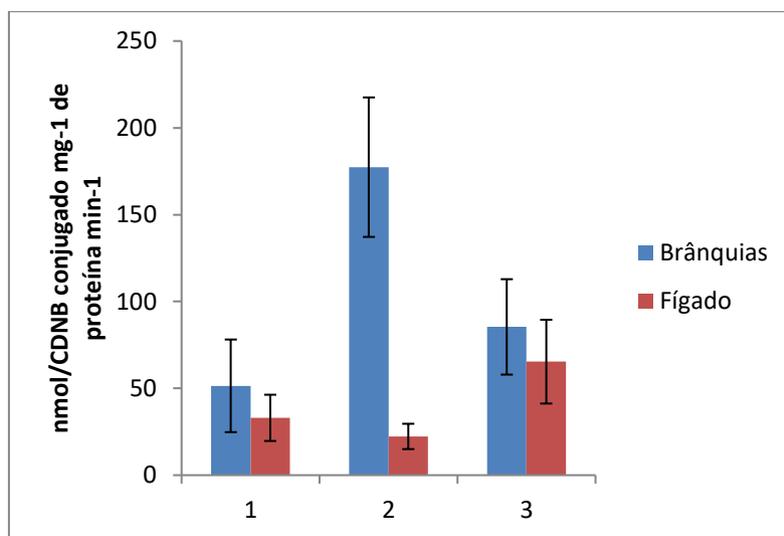
Gallep *et al.*, (2018) em trabalho com exposição de *Danio rerio* a nanopartículas de óxidos de Fe_2O_3 (ferro), também constataram que a atividade enzimática da catalase, aumentou no fígado, confirmando o papel deste órgão no processo de desintoxicação e a capacidade do órgão de eliminar o peróxido de hidrogênio H_2O_2 .

Em estudo envolvendo carpas incubadas em águas contendo pesticidas utilizados em lavouras de arroz, Clasen *et al.* (2018) também observaram que a atividade da catalase aumentou no fígado dos peixes. Rocha *et al.* (2022), em estudo avaliando a toxicidade da progesterona sintética em tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), também observaram aumento na atividade enzimática de CAT nas brânquias dos peixes expostos em meio com concentração de $600\mu\text{g/L}^{-1}$ do composto.

3.2 Glutathione-S-Transferase (GST).

Os resultados da atividade enzimática de glutathione-S-transferase encontram-se representados na Figura 3. Essa figura, representa de forma gráfica a atividade dessa enzima, expressa em nmol do conjugado formado com o CDNB para cada mg de proteína em um minuto, com o respectivo desvio padrão, nas amostras de brânquias e fígado das três espécies avaliadas.

Figura 3 - Média e desvio padrão da enzima GST em tecidos de brânquias e fígado das espécies de peixes jundiá (1), carpa (2) e tilápia (3) coletados em pesque pague em Lages, SC.



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Nas brânquias, houve maior expressão da atividade enzimática de GST na Carpa em relação as demais espécies. Entretanto, no fígado, a atividade dessa enzima foi menor em carpa do que em tilápia, embora teve semelhante entre essa espécie e jundiá.

Clasen *et al.* (2018) observaram que a atividade da enzima GST aumentou no fígado, brânquias e músculos em carpas incubadas em águas contendo pesticidas utilizados em lavouras de arroz. Silva *et al* (2023) também observaram aumento da atividade da enzima glutathione S-transferase (GST) no fígado de peixes

lambari (*Astyanax altiparanae*), provocada pela presença do herbicida atrazina na água composto em comparação ao controle, mesmo em baixas concentrações, como $0,56 \mu\text{g L}^{-1}$ do composto.

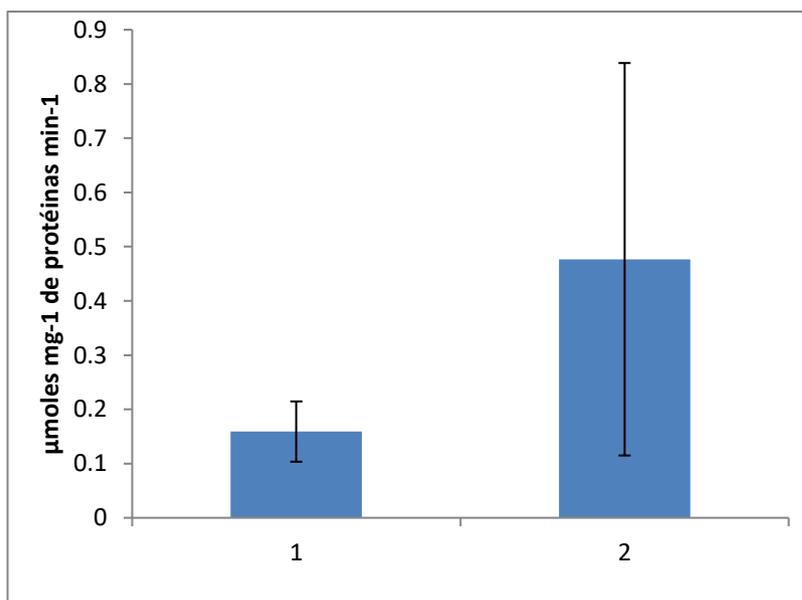
Em estudo realizado na área da Baía do Mucuri, no estado do Ceará, onde há presença de compostos derivados de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PHA) e alquilbenzenos lineares (LAB) em seus sedimentos, Moreira *et al.* (2020), observaram que após 28 dias de análise, o sedimento não provocou efeito tóxico em *Anomalocardia flexuosa*. No entanto, foi observada bioacumulação desses poluentes nos tecidos dos organismos testados, o que a longo prazo causaria danos crônicos à sua fisiologia.

Estudos realizados por Girvan; Munro, 2016 e Srikanth *et al.*, 2013 também relataram maior atividade da enzima GST em organismos submetidos à presença de agentes tóxicos, destacando essa enzima como marcador da rota responsável pela desintoxicação xenobiótica, corroborando para sua importância com biomarcador de estresse ambiental.

3.3 Acetilcolinestrerese AChE

A Figura 4, apresenta os resultados da atividade enzimática da AChE, com seu respectivo desvio padrão. Nessa figura, a atividade dessa enzima encontra-se representada de forma gráfica, expressa em μmol de tiocolina para cada mg de proteína em um minuto, com o respectivo desvio padrão, nas amostras de tecido cerebral das três espécies carpa e tilápia.

Figura 4 - Média e desvio padrão da atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE) em exemplares de peixes carpa (1) e tilápia (2) coletados em pesque pague em Lages, SC.



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Os resultados mostraram valores numéricos distintos de atividade da acetilcolinesterase no cérebro dos organismos testados, porém não houve diferença estatisticamente significativa. Essa falta de efeito significativo, provavelmente, resultou do alto desvio padrão amostral observado na determinação dessa atividade enzimática no tecido cerebral da espécie tilápia.

Em estudo relatado por Gupta (2014), foi observada uma diminuição de 47% na atividade da AChE em relação ao controle, no cérebro de alevinos de carpas comum (*Cyprinus carpio*), após 15 dias de exposição ao produto fipronil. Entretanto, Antunes *et al* (2016) constataram um aumento inesperado da atividade da

acetilcolinesterase em peixes truta arco-íris expostos a concentrações de Cloreto de benzalcônio a partir de 0,180 mg L⁻¹.

Em estudo sobre efeitos tóxicos do organofosforado Chlorpyrifos realizado por Kavitha; Rao (2008), os resultados mostraram que, em concentração de 297µg L⁻¹, esse agrotóxico causou efeito inibitório sobre a enzima AChE em peixes mosquito (*Gambusia affinis*).

Vale destacar que a enzima AChE ocorre principalmente no sistema nervoso central, nos músculos esqueléticos e na membrana dos eritrócitos, sendo responsável por hidrolisar o neurotransmissor acetilcolina (AChE) nas sinapses colinérgicas e atua transmitindo a mensagem de um neurônio a outro (Araújo *et al.*, 2016). Essas sinapses colinérgicas estão amplamente distribuídas no sistema nervoso central (SNC) e periférico (SNP), sendo importante para a manutenção de inúmeras funções fisiológicas (Lionetto *et al.*, 2013).

4. Conclusão

A enzima catalase medida nas brânquias, apresenta atividade semelhante entre as espécies de peixes avaliadas, porém, no fígado, apresenta maior expressão em jundiá e carpa e menor em tilápia.

A atividade da enzima glutathione-S-transferase variou entre as espécies avaliadas, tanto nas brânquias, onde é maior em carpa, quanto no fígado, onde é maior em tilápia.

A acetilcolinesterase, no cérebro não apresenta variação de atividade entre as espécies carpa e tilápia.

Não foram detectadas alterações expressivas nos biomarcadores catalase, glutathione-S-transferase e acetilcolinesterase avaliados nos tecidos de peixes das espécies carpa (*Cyprinus carpio*), jundiá (*Rhamdia quelen*) e tilápia (*Oreochromis niloticus*).

5. Agradecimentos

A minha orientadora, Profa. Dra. Indianara Fernanda Barcarolli, que foi maravilhosa, para me conduzir com tranquilidade e determinação, me acalmando em dias difíceis. A minha família, em especial em memória de meu querido irmão Felipe, que hoje não se encontra mais conosco. A minha querida amiga Glauce, e a todos os meus formadores que participaram diretamente me incentivando constantemente.

6. Referência Bibliográfica

AMÉRICO, J. H. P. *et al.* Piscicultura em tanques-rede: impactos e consequências na qualidade da água. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 6, n.7, p. 137-150, 2013.

AMORIM, L. C. A. Os biomarcadores e sua aplicação na avaliação da exposição aos agentes químicos ambientais. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 6, n. 2, p. 158-170, 2003.

ANTUNES, S. C. *et al.* Effects of chronic exposure to benzalkonium chloride in *Oncorhynchus mykiss*: cholinergic neurotoxicity, oxidative stress, peroxidative damage and genotoxicity. **Environ Toxicol Pharmacol.** v. 45, p. 115-122, 2016. DOI. 10.1016/j.etap.2016.04.016.

ARAÚJO, C. R. M.; SANTOS, V.L.A.; GONSALVES, A.A. Acetilcolinesterase - AChE: Uma Enzima de Interesse Farmacológico. **Revista Virtual de Química**, v. 8, n. 6, p. 1818–1834, 2016.

BATISTA, M. T. O. K. *et al.* Tissue levels of the antioxidant enzymes superoxide dismutase and catalase in fish *Astyanax bimaculatus* from the Una River Basin. **Ambiente e Água.** v.9, n.4, p. 621-631, 2014. DOI. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1473>.

BORTOLI, S.; PINTO, E. microcistina: a toxina mais comum produzida por cianobactérias. *In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Org) Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos*. São Paulo: USP. 2022. p. 71-101.

BRABO, M. F.; FERREIRA, L. A.; VERAS, G. C. **Aspectos históricos do desenvolvimento da piscicultura no nordeste paraense: trajetória do protagonismo à estagnação**. Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá. v. 9, n. 3, p. 595-619, 2016. DOI. <http://dx.doi.org/10.17765/2176-9168.2016v9n3p595-615>.

CLASEN, B. *et al.* Bioaccumulation and oxidative stress caused by pesticides in *Cyprinus carpio* reared in a rice-fish system. **Sci. Total Environ.** 626, 737-743, 2018. DOI. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.154>.

CORRÊA, L. F.; RIBEIRO, E. A. W. Diagnóstico da piscicultura com ênfase no clima e ambiente – Massaranduba-SC. **InterEspaço: Revista De Geografia E Interdisciplinaridade**, v. 6, p. 01-24, 2020. DOI. <https://doi.org/10.18764/2446-6549.e202038>

COSTA, C. R. *et al.* A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

CREMONINI, J.; BARCAROLLI, I. F. Análise de biomarcadores em tilápias submetidas ao efluente tratado de indústria de carne de frango. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.4, p.205-216, 2020. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.004.0018>.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1101-1110, 2006.

ESPÍNDOLA, E. A. **Os pesque-pagues da bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu: uma análise do perfil socioeconômico e da percepção ambiental de seus usuários**. 2008. 147f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

ELLMAN, G.L., COURTNEY, K.D., ANDRES, V., FEATHERSTONE, R.M. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology*, v. 7, p. 88-95, 1961.

GALLEP, T. B. B. *et al.* Efeitos de nanopartículas comerciais de óxidos de ferro: citocidade. **Química Nova**. V. 41, n. 9, p. 974-981, 2018.

GALLO, M. A. History and scope of Toxicology. *In: KLAASSEN CD. Toxicology: the Basic Science of Poisons*. 7th ed. New York: McGraw Hill; 2008. p.1331. DOI: 10.1036/0071470514.

GIRVAN, H. M.; MUNRO, A. W. Applications of microbial cytochrome P450 enzymes in biotechnology and synthetic biology. **Current Opinion in Chemical Biology**, v. 31, p. 136-145, 2016.

GUPTA, R. C. **Biomarkers in Toxicology**. Kentucky: Elsevier, 2014 eBook ISBN: 9780124046498.

JESÚS, T. B.; DE CARVALHO, C. E. V. Utilização de biomarcadores em peixes como ferramenta para avaliação descontaminação ambiental por mercúrio (Hg). **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 4, p. 680-693, 2008.

- KAVITHA, P.; RAO, J. Toxic effects of chlorpyrifos on antioxidant enzymes and target enzyme acetylcholinesterase interaction in mosquito fish, *Gambusia affinis*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 26, p. 192-198, 2008. DOI. 10.1016/j.etap.2008.03.010.
- KEEN, J.H., HABIG, W.H., JAKOBI, W.B., 1976. Jakobi Mechanism for the several activities of the glutathione-S-transferases. *J. Biol. Chemical*, v. 251, p. 6183-6188, 1976.
- LAMMER, E. *et al.* Is the fish embryo toxicity test (FET) with the zebrafish (*Danio rerio*) a potential alternative for the fish acute toxicity test? **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology**, v. 149, n. 2, p. 196–209, 2009.
- LEIRA, M. *et al.* Qualidade da água e seu uso em pisciculturas. **Pubvet**, v. 11, n. 01, p. 11-17, 2017. DOI.10.22256/pubvet.v11n1.11-17.
- LINS, J. A. P. N. *et al.* Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 8, n. 4, p. 469-484, 2010.
- LIONETTO, M. G. *et al.* Acetylcholinesterase as a biomarker in environmental and occupational medicine: new insights and future perspectives. **BioMedical Research International**, v. 2013, p. 1-8, 2013.
- MASESE, F. O.; OMUKOTO, J. O.; NYAKEYA, K. Biomonitoring as a prerequisite for sustainable water resources: a review of current status, opportunities and challenges to scaling up in East Africa. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 13, n. 3, p. 173-191, 2013.
- MOREIRA, L. B. *et al.* Biomarkers responses of the clam *Anomalocardia flexuosa* in sediment toxicity bioassays using dredged materials from a semi-arid coastal system. **Heliyon**, v. 6, n. 5, p. e04030, 2020.
- MORO, G. V. *et al.* Espécies de peixe para piscicultura. In: RODRIGUES *et al.* (eds) **Piscicultura de Água Doce: multiplicando conhecimentos**. Brasília: Embrapa, 2013. p. 29-67.
- MOURA, R. S. T. *et al.* Sedimentação de nutrientes e material particulado em reservatório sob influência de atividades de piscicultura no semiárido do Rio Grande do Norte. **Revista Química Nova**, v. 37, n. 8, p. 1283-1288, 2014.
- NASCIMENTO, G. B. *et al.* Hematological parameters of *Matrinxã brycon amazonicus* (Characidae: Bryconinae) created in captivity in the Amazon region. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 3303-3315, 2020.
- NELSON, J. S.; GRANDE, T. C. & WILSON, M. V. H. **Fishes of the world**. 5 ed. John Wiley & Sons, 2016. 752p.
- PEIXE BR, Associação Brasileira de Piscicultura. **Anuário da piscicultura 2022**. Disponível em: <https://www.peixebr.com.br/Anuario2022/AnuarioPeixeBR2022.pdf>. Acesso em: 15 mai. 2023.
- ROCHA, C, S; PUCHALE, R, Z; BARCAROLLI, I, F. Avaliação Toxicológica da Progesterona em biomarcadores de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 10, n. 2, p. 26–40, 2022. DOI. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7320633>.

SILVA, G. G. H.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas: relato de caso. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 34, n. 1, p.163-173, fev. 2008.

SILVA, S.B., *et al.* Exposure to the herbicide atrazine induces oxidative imbalance, morphological damage and decreased survival in juvenile fish. **Bioscience Journal**, v. 39, e39034. DOI. <https://doi.org/10.14393/BJ-v39n0a2023-65784>.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente-Documentos (Infoteca-e), 2004.

SWITALA, J.; LOEWEN, P.C. Diversity of properties among catalases. **Arch. Biochem. Biophys.** 2002, 401, 145-154.

TAVARES, L. H.; ALVAREZ, E. J. S.; BRAGA, F. M. S. Water quality and zooplankton in tanks with larvae of bryconorbignyanus (Valenciennes, 1949). **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 77-86, 2008.

TORRES, A.; ROSA, F. R. T.; ALENCAR, L. O efeito pesque-pague. **Revista de Agronegócios da FGV**. V. 25, p. 26-27, 2005.