

O objetivo desta dissertação foi avaliar a interação das atividades antropogênicas do município de Caçador com a qualidade da água do Rio do Peixe. Foi desenvolvido o monitoramento por análises físicas, químicas e biológicas, o índice de Qualidade da Água (IQA_{NFS}), como também foi utilizado um biomarcador (*Rhamdia quelen*) para descrever essa interação. Os resultados mostraram que o município de Caçador interfere de forma negativa com a qualidade da água, por meio do lançamento de esgoto sanitário e efluentes industriais, visto que a qualidade da água apresenta uma alteração negativa ao decorrer do rio na área urbana, como também apresenta a interação do estresse oxidativo com o biomarcador do estudo, necessitando do desenvolvimento de práticas sustentáveis para minimizar ou prevenir essa interação negativa com a qualidade do sistema lótico do estudo.

Orientadora: Indianara Fernanda Barcaroli
Coorientador: Raphael de Leão Serafini

LAGES, 2018

ANO
2018

ROGER FRANCISCO FERREIRA DE CAMPOS | ANÁLISE DA INTERAÇÃO ANTRÓPICA ATRAVÉS DA QUALIDADE DA ÁGUA E BIOMARCADOR DE UM SISTEMA LÓTICO, RIO DO PEIXE, SANTA CATARINA, BRASIL



UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC

CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS - PPGCAMB

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO
**ANÁLISE DA INTERAÇÃO ANTRÓPICA
ATRAVÉS DA QUALIDADE DA ÁGUA E
BIOMARCADOR DE UM SISTEMA
LÓTICO, RIO DO PEIXE, SANTA
CATARINA, BRASIL**

ROGER FRANCISCO FERREIRA DE CAMPOS

LAGES, 2018

ROGER FRANCISCO FERREIRA DE CAMPOS

**ANÁLISE DA INTERAÇÃO ANTRÓPICA ATRAVÉS DA QUALIDADE DA ÁGUA E
BIOMARCADOR DE UM SISTEMA LÓTICO, RIO DO PEIXE, SANTA CATARINA,
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientadora: Indianara Fernanda Barcaroli
Coorientador: Raphael de Leão Serafini

**LAGES
2018**

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com
auxílio do programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC

Francisco Ferreira de Campos, Roger
Análise da interação antrópica através da
qualidade da água e biomarcadores de um sistema
lótico, Rio do Peixe, Santa Catarina, Brasil / Roger
Francisco Ferreira de Campos. - Lages , 2018.
93 p.

Orientadora: Indianara Fernanda Barcaroli
Co-orientador: Raphael de Leão Serafini
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado
de Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais, Lages, 2018.

1. Monitoramento Hídrico. 2. Índice da Qualidade
da Água. 3. Interação Antrópica. 4. Biomarcadores. I.
Fernanda Barcaroli, Indianara . II. de Leão
Serafini, Raphael . , .III. Universidade do Estado
de Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais. IV. Título.

ROGER FRANCISCO FERREIRA DE CAMPOS

**ANÁLISE DA INTERAÇÃO ANTRÓPICA ATRAVÉS DA QUALIDADE DA ÁGUA E
BIOMARCADOR DE UM SISTEMA LÓTICO, RIO DO PEIXE, SANTA CATARINA,
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina.

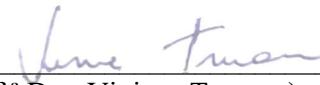
Banca examinadora:



Orientadora:

(Prof.^a Dra. Indianara Fernanda Barcaroli)
Universidade do Estado de Santa Catarina

Membros:



(Prof.^a Dra. Viviane Torezan)
Universidade do Estado de Santa Catarina



(Dr. Julio Bernardo da Silva Filho)
Universidade Alto Vale do Rio do Peixe

Lages, 30/08/2018.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus que de forma singular me conduziu até aqui.

Agradeço aos meus pais Denis Correia de Campos e Silvia Cristina Ferreira de Campos, e meus irmãos Bruno Antônio Ferreira de Campos e Isabelli Cristina Ferreira de Campos por todo amor e incentivo.

A minha orientadora Profª Dra. Indianara Fernanda Barcaroli por ter acreditado no potencial e pelo carinho empregado no desenvolvimento do presente trabalho.

Ao meu coorientador Dr. Raphael de Leão Serafini e minha colega de pesquisa Dr. Bianca Schveitzer pelo empenho e auxilio no presente trabalho, como também a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI pela disponibilidade dos laboratórios de análise química, para o desenvolvimento das análises, físico-química e biológicas.

A Universidade Alto Vale do Rio do Peixe – UNIARP pela disponibilidade de alguns reagentes no desenvolvimento das análises, como também ao pessoal dos laboratórios de biologia e saúde da UNIARP.

A Fundação do Meio Ambiente – FATMA pelo auxilio no desenvolvimento do trabalho.

Aos professores do PPGCAMB, pelos conhecimentos compartilhados durante o curso, em especial aos professores Dr. Flavio José Simioni e Dr. Everton Skoronski.

A Dra. Viviane Trevisan pelo conhecimento passado na banca de qualificação da presente dissertação.

A todos aqueles que contribuíram direta e indiretamente neste período de mestrado, muito obrigado!

“Eu faço da dificuldade a minha motivação. A volta por cima, vem na continuação.” (Charlie Brown Jr)

RESUMO

As interações antropogênicas por meio do desenvolvimento humano acarretam ações negativas quando relacionadas ao meio ambiente, devido à falta de boas práticas ambientais, sendo os recursos hídricos como um dos principais impactados devido as interações do lançamento de efluentes sanitários e Industrias. Portanto, o presente trabalho tem como o objetivo analisar a interação antropogênica do município de Caçador com a qualidade de um sistema lótico. O estudo foi realizado no percurso do Rio do Peixe entre os municípios de Calmon, Caçador e Rio das Antas, contemplando 11 pontos amostrais – através de um ano de amostragem, por meio de análises físicas, químicas e biológicas e respectivo Índice da Qualidade da Água (IQA_{NFS}), como também foi analisado o estresse oxidativo através da análise de biomarcadores – Catalase e GST em dois pontos amostrais do Rio do Peixe, sendo realizado através de coletas sazonais – por meio de análises de diferentes tecidos, cérebro, brânquias, fígado e músculo. O estudo apresenta que as atividades antrópicas do município de Caçador interferem na qualidade da água do Rio do Peixe, por meio do lançamento in natura do esgoto sanitário, que consequentemente interfere na qualidade da água do Rio do Peixe – apresentando uma ponderação anual variando de regular a bom (50,33 – 61,42) no IQA_{NFS}. Essa interação também pode ser observada na capacidade enzimática dos peixes analisados, porém os organismos ainda possuem mecanismos de defesa. Assim, é necessário a atenção de entidades públicas e privadas do município de Caçador para o tema abordado, visando a minimização da contaminação desse sistema lótico, visto que o município de Caçador é a primeira cidade que possui interação significativa com o Rio do Peixe.

Palavras-chave: Monitoramento Hídrico. Índice da Qualidade da água. Interação Antrópica. Biomarcadores.

ABSTRACT

Anthropogenic interactions through human development lead to negative actions when related to the environment, due to the lack of good environmental practices, with water resources being one of the main impacts due to the interactions of the discharge of sanitary effluents and Industries. Therefore, the present work has the objective of analyzing the anthropogenic interaction of the municipality of Caçador with the quality of a lotic system. The study was carried out along the Rio do Peixe, between the municipalities of Calmon, Caçador and Rio das Antas, analyzing 11 sampling points - through one year of sampling, through physical, chemical and biological analyzes and respective Water Quality Index (IQANFS), as well as the oxidative stress was analyzed through the analysis of biomarkers - Catalase and GST in two sampling points of Rio do Peixe, through seasonal collections - through analysis of different tissues, brain, gills, muscle. The study shows that the anthropic activities of the municipality of Caçador interfere in the quality of the water of the Rio do Peixe by means of the in natura launching of the sanitary sewage, that consequently interferes in the quality of the water of the Rio do Peixe - presenting an annual weighting varying from regular to good (50.33 - 61.42) in the IQANFS. This interaction can also be observed in the enzymatic capacity of the fish analyzed, but the organisms still have defense mechanisms. Thus, it is necessary the attention of public and private entities of the municipality of Caçador to the topic addressed, aiming at minimizing the contamination of this lotic system, since the municipality of Caçador is the first city that has significant interaction with Rio do Peixe.

Keywords: Water Monitoring. Water Quality Index. Anthropic interaction. Biomarkers.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Bacia Hidrográfica do Rio do Peixe, Santa Catarina, Brasil.	32
Figura 2 - Localização dos pontos amostrais, Calmon, Caçador, Rio das Antas.	34
Figura 3 - Curvas médias de variação do (IQA _{NSF}).	37
Figura 4 - Localização dos pontos amostrais – biomonitoramento.	38
Figura 5 - Monitoramento do pH durante o período amostral de um ano	40
Figura 6 - Monitoramento da temperatura (°C) durante o período amostral de um ano.	40
Figura 7 - Monitoramento condutividade durante o período amostral de um ano.	41
Figura 8 - Monitoramento oxigênio dissolvido durante o período amostral de um ano.....	41
Figura 9 - Monitoramento da dureza durante o período amostral de um ano.	41
Figura 10 - Monitoramento alcalinidade durante o período amostral de um ano	42
Figura 11- Monitoramento turbidez durante o período amostral de um ano.	42
Figura 12 - Monitoramento sólidos totais durante o período amostral de um ano.....	42
Figura 13 - Monitoramento sólidos suspensos durante o período amostral de um ano.....	43
Figura 14 - Monitoramento sólidos dissolvidos durante o período amostral de um ano.....	43
Figura 15 - Monitoramento DQO durante o período amostral de um ano.....	43
Figura 16 - Monitoramento DBO durante o período amostral de um ano.....	44
Figura 17 - Monitoramento fosforo total durante o período amostral de um ano.	44
Figura 18 - Monitoramento ortofosfato durante o período amostral de um ano	44
Figura 19 - Monitoramento amônia durante o período amostral de um ano.....	45
Figura 20 - Monitoramento nitrito durante o período amostral de um ano.....	45
Figura 21 - Monitoramento nitrato durante o período amostral de um ano..	45
Figura 22 - Monitoramento col. totais durante o período amostral de um ano.	46
Figura 23 - Monitoramento col. termotolerantes durante o período amostral de um ano	46
Figura 24 - Análise da qualidade da água na estação do outono: maio (▲), março (■) e abril (◆).....	48
Figura 25 - Análise da qualidade da água na estação do inverno: junho (▲), julho (■) e agosto (◆).	48
Figura 26 - Análise da qualidade da água na estação da primavera: setembro (▲), outubro (■) e novembro (◆).	49
Figura 27 - Análise da qualidade da água na estação do verão: dezembro (▲), janeiro (■) e fevereiro (◆).	49
Figura 28 - Análise da qualidade da água no período amostral do estudo.....	50

Figura 29 - Análise das atividades enzimáticas da catalase no cérebro.....	51
Figura 30 - Análise das atividades enzimáticas da catalase nas brânquias.....	51
Figura 31- Análise das atividades enzimáticas da catalase no fígado.	52
Figura 32 - Análise das atividades enzimáticas da catalase nos músculo.....	52
Figura 33 - Análise das atividades enzimáticas da GST no cérebro.....	53
Figura 34 - Análise das atividades enzimáticas da GST nas brânquias.....	53
Figura 35 - Análise das atividades enzimáticas da GST no fígado	54
Figura 36 - Análise das atividades enzimáticas da GST no musculo	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Pontos determinados para coleta de análise de água	34
Tabela 2 - Parâmetros, unidades e métodos de análises a serem empregados no estudo.	35
Tabela 3 - Pesos relativos dos parâmetros para o cálculo do (IQANFS).	36
Tabela 4 - Classificação da qualidade da água (IQANFS).....	36
Tabela 5 - Pontos determinados para coleta amostrais - biomarcadores	37
Tabela 6 - Análise estatística do monitoramento da qualidade da água - Valores seguidos pela mesma letra, maiúscula na linha e minúscula na coluna, não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey (p ≤ 0,05).	47
Tabela 7 - Análise da média anual do IQANFS e média mensal por estação amostrada - Valores seguidos pela mesma letra, maiúscula na linha e minúscula na coluna, não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey (p ≤ 0,05).	50

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	OBJETIVOS	22
1.1.1	Objetivo Geral.....	21
1.1.2	Objetivos Específicos	21
2	REVISÃO DA LITERATURA	23
2.1	BACIA HIDROGRAFICA E RECURSOS HÍDRICOS	23
2.2	QUALIDADE DA ÁGUA	25
2.3	MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	28
2.4	BIOMARCADORES AQUÁTICOS	30
2.5	METAIS PESADOS NOS AMBIENTES AQUÁTICOS.....	31
2.6	RELAÇÃO DOS METAIS PESADOS COM OS PEIXES	32
2.7	ESTRESSE OXIDATIVO.....	33
3	METODOLOGIA	35
3.1	LOCAL DO ESTUDO	35
3.2	MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	36
3.3	BIOMONITORAMENTO E POTENCIAL CITOTOXICO.....	40
3.4	ANÁLISE DOS DADOS	42
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1	RESULTADOS.....	43
4.1.1	Monitoramento da qualidade da água	40
4.1.2	Índice da qualidade da água.....	51
4.1.3	Estresse oxidativo.....	53
4.2	DISCUSSÃO	58
5	CONCLUSÕES	65
6	REFERÊNCIAS	66

1. INTRODUÇÃO

A atividade humana em qualquer magnitude apresenta uma interação negativa com o meio ambiente (ZAN et al., 2012), estando relacionado com à falta de boas práticas ambientais (LIMA; BARBOSA; OLIVEIRA, 2017). Ortega e Carvalho (2013) complementam que o uso do solo em qualquer magnitude ocasiona efeitos negativos na qualidade dos recursos hídricos. Para Vich (2010) esse processo está associado com o esgotamento dos recursos naturais, necessitando, assim, da conservação através do manejo sustentável nas bacias hidrográficas onde as atividades antrópicas estão induzidas.

A poluição hídrica está se agravando durante os séculos (BROUSSARD; TURNER, 2009), sendo evidente a poluição nas bacias hidrográfica em todo mundo (BHUIYAN et al., 2013). As bacias hidrográficas na América do Sul, particularmente no Brasil, têm sido consideravelmente alteradas nos últimos anos em função do desenvolvimento industrial, do crescimento desordenado das cidades e da superpopulação (DANTAS, 2005), além de diversas atividades antrópicas potencialmente impactantes que se instalaram, de forma não planejada, ao longo das bacias (REIS et al., 2017; SENER; SENER; DAVRAZ, 2017).

Os efeitos resultantes da introdução de poluentes ou contaminantes em um ambiente aquático dependem das características do poluente induzido, do caminho percorrido no meio e do uso que se faz do corpo hídrico (CHEN et al., 2018), onde por sua vez o contaminante pode ser induzido de forma pontual (lançamento de esgoto e/ou efluentes) ou difusa (produção agrícolas) (BRAGA et al., 2005), onde sua qualidade (ANTAS; MORAIS, 2011) e classificação está conforme o seu uso (BARCLAY et al., 2016).

O lançamento de efluentes indústrias e do esgotamento sanitário afeta diretamente a qualidade da água, sendo uma grande ameaça para a vida aquática (HALDER; ESLAM, 2015), além de inviabilizar seu uso para o consumo (FOLLMANN; FOLETO, 2013). A preocupação para manter os padrões da qualidade da água superficial no planeta vem se tornando um impasse ambiental, no qual o homem está sendo um fator exponencial nessa ação (LEVÊQUE; BURNS, 2017). Eisenberg, Bartram e Wade (2016) relatam que o Brasil sofre com o descarte de esgoto sanitário nos recursos hídricos e que o mesmo acarreta um problema para toda a sociedade. Para Braga et al., (2005) tanto os efluentes industriais quanto o esgotamento sanitário pode gerar impactos estéticos, fisiológico e ecológicos. A descarga de efluentes industriais pode influenciar na biodisponibilidade de metais no corpo hídrico (NYAMANGARA et al., 2008),

como também apresenta um potencial de toxicidade aos organismos aquáticos (WANG; WANG, 2016; KARAOUZAS, 2018), sendo um potencial citotóxico e genotóxico para peixes (TALUKDAR et al., 2017). Volcoikar e Nayak (2015) complementam que o aumento da concentração de metais biodisponíveis em um corpo hídrico, apresenta um potencial de toxicidade para a biota dos sistemas aquáticos.

De acordo com Lovett et al., (2007) e Tundisi (2008) o processo de monitoramento ambiental é um método que proporciona conhecer o cenário de uma determinada região, proporcionando à população envolvida sua atual situação e consequentemente apresenta às diretrizes para sanear os atuais impactos ambiental. A utilização dos Índices de Qualidade de Água - IQA é uma ferramenta que auxilia no monitoramento ambiental de um corpo hídrico (LEITÃO et al., 2015; LI; ZOU; AN, 2016), obtendo diferentes tipos de variáveis com um alto nível de significância ambiental (POONAM; TANUSHREE; SUKALYAN, 2013).

Para Polonschii e Gheorghiua (2017) os peixes também podem ser utilizados para indicar a qualidade da água de um sistema lótico. A utilização do monitoramento biológico é um método de análise da poluição hídrica em sistemas lóticos que recebem efluentes indústrias (GONZALO; CAMARGO, 2013). Segundo Santos et al., (2017) análises por biomarcadores demonstram informações fundamentais para avaliar o impacto biológico de metais nas comunidades dos peixes. Pereira et al., (2013) descrevem que a utilização de peixes para análise da poluição aquática é um método de avaliar a saúde ambiental dos sistemas, pois refletem a contaminação dos sedimentos e da água. Campos et al., (2017) apresenta a viabilidade da utilização de biomarcadores em complementação de análises físico-químicas e biológicas para análise da qualidade da água do Rio do Peixe. Assim, se faz necessário o monitoramento da qualidade da água do Rio do Peixe, através do IQA e biomarcadores, que, busquem descrever a interação antrópica do município de Caçador com a qualidade da água.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a interação antropogênica com a qualidade da água do Rio do Peixe em seu percurso do município de Calmon, Caçador e Rio das Antas, através de análises físico-químicas e biológicas utilizando como indicador o peixe da espécie *Rhamdia quelen*.

1.1.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos do trabalho são:

- a) Comparar os resultados obtidos com os padrões ambientais estabelecidos pela Lei Estadual 14.675/2009 e Resolução CONAMA 357/05;
- b) Estabelecer um Índice de Qualidade de Água resultante da composição das diversas variáveis, para expressar as alterações da qualidade da água do Rio do Peixe sob diferentes usos;
- c) Identificar marcadores bioquímicos e fisiológicos potenciais para uso na avaliação de impacto ambiental;
- d) Determinar o estresse oxidativo em amostras biológicas do peixe *Rhamdia quelen* coletados no Rio do Peixe, através da análise das enzimas catalase e glutationa-S-transferase.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 BACIA HIDROGRÁFICA E RECURSOS HÍDRICOS

O termo que se refere a recurso hídrico em geral, ao recurso natural, desvinculado de qualquer uso, onde todo recurso hídrico é água, mas nem toda água é recurso hídrico, nem sempre seu uso possui viabilidade econômica, e sua apropriação para atingir fins nas atividades econômicas e no trabalho envolve sua transformação em bem econômico, que passa a ser considerado como recurso hídrico (ROCHA et al., 2011).

Os recursos hídricos superficiais gerados no Brasil representam 50% do total dos recursos da América do Sul e 11% dos recursos mundiais, totalizando $168.870 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A distribuição desses recursos no país durante o ano não é uniforme, destacando-se os extremos do excesso de água na Amazônia e as limitações de disponibilidades no Nordeste. A Amazônia brasileira representa 71,1% do total gerado e, portanto 36,6 % do total gerado na América do Sul e 8% a nível Mundial. Considerando a vazão total da Amazônia que escoa pelo território brasileiro, a proporção é de 81,1% do total nacional. Considerando este volume, o total que escoa a partir do Brasil representa 77% total da América do Sul e 17% em nível mundial (TUCCI; HESPAHOL; NETTO, 2000).

O consumo público e as atividades econômicas utilizam-se as águas superficiais ou águas dos interiores de ilhas e continentes, localizado em rios, lagos e represas, em constante renovação pelas forças de chuvas, e os aquíferos subterrâneos, que abastecem dois terços da população mundial (BRAGA et al., 2005; ROCHA et al., 2011; BENETTI; BIDONE, 2013), onde dos 25% de água doce no planeta 0,3% está em rios e lagos, 29,9% sobre reservatórios subterrâneos e 0,9 em outros reservatórios (MANO; PACHECO; BONELLI, 2010).

As bacias hidrográficas são compostas de um sistema físico onde a entrada do volume de água é obtida através da precipitação e sua saída é através do escoamento exutório (MACIEL-FILHO; NUMMER, 2014), obtendo a qualidade hídrica relaciona com seu uso (SILVEIRA, 2013). As bacias hidrográficas distinguem-se por fatores físicos e caracterizam-se pela ocupação do solo e pelas questões sociais da região abrangente e determinam os usos da água na bacia, quanto em área rural e urbana, interferindo no meio físico em razão dos seus interesses (BORGHETTI; BORGHETTI; ROSA-FILHO, 2011). No território onde se localiza a bacia hidrográfica desenvolve-se as atividades humanas e se concentram as cidades e as populações, as áreas rurais, os polos industriais, as regiões pecuárias, as áreas de preservação

da fauna e da flora, os pequenos e grandes curso d'água (ARAÚJO et al., 2009; ROCHA et al., 2011).

A poluição é ocasionada por qualquer tipo de degradação do meio ambiente causado direta ou indiretamente por ações do homem (VON SPERLING, 1996; ROCHA et al., 2011). A poluição ambiental pode ser definida através de ações ou omissões do homem que, pela descarga de energia ou de matéria sobre as águas, o solo, o ar, causando um desequilíbrio ecológico, seja ele de curto ou de longo prazo sobre o meio ambiente (GARCIA, 2014). De forma genérica, a poluição das águas decorre da adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alteram as características físicas e químicas do corpo d'água de uma maneira tal, que prejudique a utilização das suas águas para usos benéficos (PEREIRA, 2004).

O crescimento industrial e o populacional fizeram com que aumentasse a pressão da sociedade por novas áreas para moradia, em especial aquelas nas proximidades dos centros urbanos (SILVEIRA; GUANDIQUE, 2006; DIAS, 2011), ocasionando a degradação ambiental pela exploração de recursos naturais (CHUPIL, 2014), isso levou a uma exploração demasiada do ambiente urbano, resultando em danos ao ambiente, como a retirada indiscriminada da cobertura vegetal, poluição da água e do solo por esgotos domésticos e resíduos sólidos, processos erosivos e outros (CARDOSO; NOVAIS, 2013), desenvolvendo o comprometimento das águas dos rios, lagos e reservatórios (SILVEIRA; GUANDIQUE, 2006), que por sua vez pode apresentar impactos no setor econômico, social e ambiental (TRIGUEIRO, 2012).

A urbanização traz consigo mudanças nos cenários urbanos que são necessárias, e em até certo ponto inevitáveis para proporcionar qualidade de vida às pessoas (BUENO, 2013), para que essas interferências no ambiente ocorram com o mínimo de prejuízo ao ambiente e aos recursos naturais, o planejamento do processo de urbanização torna-se essencial (BARROS; AMIN, 2008), entretanto, mesmo as cidades dotadas de planejamento na sua formação e gestão não conseguem eliminar todos os impactos negativos referentes ao processo de urbanização (DIAS, 2011).

Segundo Souza e Freitas (2010) o saneamento como prevenção de doenças constitui como uma intervenção de engenharia que ocorre no ambiente considerado como espaço físico, voltado para garantir a salubridade ambiental, compreendendo a saúde como ausência de doenças; tem como objetivo propor critérios ambientais com adequações e alerta na qualidade, proporcionando a análise da água da fonte e a sua adequação para o consumo da mesma. Para

Freeman et al., (2017) e Nandi et al., (2017) é necessária uma intervenção para o melhoramento do saneamento, buscando melhorar as questões relacionadas com a saúde humana, visto que o saneamento é um mecanismo de proteção ambiental, quanto da vida do ser humano.

Ocupação e uso do solo pela sociedade alteram sensivelmente os processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais, impactando principalmente os recursos hídricos (BUENO, 2013; GOMES-SILVA et al., 2014). A disponibilidade dessa água com sua inadequação e a exploração não sustentável dos recursos naturais, cujas consequências estão sendo sentidas pela presente geração e se, nada for feito, seus efeitos perpetuarão para as gerações futuras (BRAGA et al., 2005), para uma maior incidência ou prevalência dessas doenças encontra-se a baixa disponibilidade de água, seu fornecimento disponível com qualidade indevida e inadequada (SILVA, PRUSKI, 2005), estando relacionado com a falta de diretrizes nas bacias hidrográficas (SENRA; NASCIMENTO, 2017).

A elaboração de um plano de bacia busca colaborar com as diretrizes, gerenciamento e planejamento da conservação dos recursos hídricos, diminuindo ou mitigando as interações antrópicas (KEMERICH et al., 2015), como também a aplicação de um plano diretor voltado ao planejamento urbano (BUENO, 2013), aplicação do sistema de informação proposto pela Política Nacional de Recursos Hídricos - Lei Federal 9.433/97 (GOETTEN; COUTINHO, 2012), planejamento e gerenciamento das bacias hidrográficas (TUCCI, 2013), administrar os conflitos através da gestão integrada do uso do solo são métodos de preservação da qualidade hídrica (LANNA, 2013), cobrança do uso da água (MENDONÇA et al., 2017) e outros. No entanto, essas questões de gerenciamento e gestão de recursos hídricos só são possíveis com a análise da qualidade da água através do monitoramento físico, químico e biológico de uma bacia hidrográfica (SILVA; PRUSKI, 2005).

2.2. QUALIDADE HÍDRICA

A contaminação dos recursos hídricos derivado pelo uso irresponsável na utilização da água pelo desenvolvimento populacional pode torná-la um recurso escasso e consequentemente um problema para o setor econômico (BARROS; AMIN, 2008). As alterações da qualidade das águas superficiais estão associadas com as interações antrópicas, através da canalização direta do esgoto doméstico nos corpos hídricos, pelo descarte de lixo nos cursos d'água, pela degradação das matas ciliares (STERZ; ROZA-GOMES; ROSSI, 2011), erosão e uso de

fertilizantes de forma inadequada (REIS et al., 2017), como também através do lançamento de efluentes industriais, esgotamento sanitário (BHUIYAN et al., 2013), escoamento superficial (BORTOLETTO et al., 2015), agricultura (DELLAMATRICE; MONTEIRO, 2014; BATISTA et al., 2016), mineração (RAKOTONDRAEBE et al., 2017; KÄNDLER et al., 2017; LEÃO; KREBS, 2017) entre outros. Essas ações isoladas ou em conjunto afetam diretamente a qualidade do meio aquático (ALTANSUKH; DAVAA, 2011), fontes naturais de água (NOVICKI; CAMPOS, 2016; NETO et al., 2017), água subterrânea (BAIRD, 2002; MATTOS et al., 2017) e o lençol freático (ELMARKHI et al., 2017; OJOK; WASSWA; NTAMBI, 2017), se tornando um problema de toda a sociedade (PEREIRA, 2004).

Os recursos através da autodepuração possuem a capacidade de diluir e assimilar contaminantes (esgoto, efluentes e resíduos), por meio dos processos físicos, químicos e biológicos (SILVA; PRUSKI, 2005; ANDRADE, 2010), porém, é um meio limitante, visto que conforme a concentração do contaminante o sistema não é capaz de se autodepurar (CHINYAMA; NCUBE; ELA, 2016), que por consequência ocasiona a poluição, necessitando de uma atenção que busque a preservação dos sistemas lóticos (CUKROV et al., 2008; TIAN; WANG; SHANG, 2011; CHINYAMA; NCUBE; ELA, 2016).

O monitoramento da qualidade da água é essencial para o planejamento adequado de uma bacia hidrográfica, no entanto, no Brasil esse processo de monitoramento é realizado por entidades federais com atribuições que envolvem um território muito extenso, prejudicando indiretamente as pequenas bacias hidrográficas, que muitas vezes são utilizadas para o abastecimento de água, irrigação, conservação ambiental e outros, sendo que qualidade da água é uma característica de extrema importância para os habitats da vida vegetal e animal (BAIRD, 2002; TUCCI; HESPAHOL; NETTO 2003).

A poluição da água por esgoto doméstico pode ocasionar danos na saúde humana (SCHETS; SHIJVEN; HUSMAN, 2011), devido a presença de microrganismos patogênicos como *Cryptosporidium*, *Giardia*, *Salmonella*, *Rotavírus*, *Enterovírus* e *Adenovírus* (McBRIDE et al., 2013), *Norovírus* (PETTERSON; STENSTRÖM; OTTOSON, 2016), *Campylobacter*, *Giardia* (EREGNO et al., 2016), *Escherichia coli*, *Shigella*, *Vibrio cholerae*, *Shigella* (ABIA et al., 2016). Para Sokolova et al., (2015) a enumeração dos patógenos em fontes naturais de água muitas vezes não é o suficiente para descrever a qualidade da água.

Os recursos hídricos contaminados por patogênicos precisam de um manejo integrado, que busque a revitalização dos ecossistemas aquáticos, buscando garantir a qualidade ambiental

para as futuras gerações. Gomes-Silva et al., (2014) descrevem que a fiscalização ambiental empregadas nas nascentes, nos usos dos recursos hídricos e no lançamento de esgoto doméstico é um método que auxilia o meio ambiente na preservação da qualidade ambiental (STERZ; ROZA-GOMES; ROSSI, 2011).

O lançamento de esgoto *in natura* nos corpos receptores é um dos principais agravantes da poluição dos corpos hídricos (ANDRADE; FELCHAK, 2009), sendo que seu lançamento aumenta a concentração das cargas orgânicas, Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO (ORTEGA; CARVALHO, 2013), micropoluentes orgânicos (LOU et al., 2014), Demanda Química de Oxigênio - DQO (TORRES et al., 2010), coliformes termotolerantes (GUERRA et al., 2015; PESSOA; AZEVEDO; DOMINGUES, 2015), nitrogênio, fósforo (PO_4^{3-}), turbidez, sólidos totais (BOLLMANN; EDWIGES, 2008), amônia (NH_3), sólidos em suspensão (LAI et al., 2013) coliformes totais e diminui a quantidade de Oxigênio Dissolvido - OD (BREGUNCE et al., 2011), podendo contribuir para o processo de eutrofização de um sistema lótico (BELLUTA et al., 2016). A composição dos parâmetros do esgoto sanitário é bem estabelecida, podendo variar apenas sua concentração, através dos parâmetros socioeconômicos de uma população (NUNES, 2001), sendo essencialmente orgânica e relativamente constante (AISSE, 2000).

Os efluentes industriais apresentam uma grande variação na sua composição e concentração, devido aos diferentes segmentos industriais, necessitando de um acompanhamento específico para cada caso (NUNES, 2001), precisando de um tratamento adequado e eficiente para evitar a poluição hídrica (YUNAS, 2017), visto que os efluentes indústrias apresentam uma gama distinta de parâmetros químico-físicos e biológicos que possam interagir de forma negativa com os recursos hídricos (ALI et al., 2011), sendo que os efluentes industriais apresentam uma alta carga orgânica, mostrando na maioria dos casos uma baixa biodegradabilidade (MESSROUK et al., 2014). Os efluentes podem alterar o O_2 , DQO, $DBO_{5,20}$, pH, salinidade, condutividade elétrica do corpo receptor, como também aumenta a concentração de elemento metálico (Hg, Pb, Cu, Ni, Cr, Cd), hidrocarbonetos de petróleo (BTEX) e óleo e graxa (OG) (TAYBE et al., 2015), cloreto (Cl^-), flúor (F^-), carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^{1-}), amoníaco (NH_3), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), fosfato (PO_4^{3-}), sulfato (SO_4^{2-}), o teor de sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), zinco (Zn) (YUNAS, 2017) e outros.

Os metais pesados influenciam nos parâmetros antioxidantes dos peixes, através da redução significativa no nível de catalase (CAT), superóxido dismutase, glutationa-S-transferase e glutationa peroxidase, como também aumenta o nível de peroxidação lipídica em todas as linhas celulares expostas(TAJU et al., 2017), como também esses poluentes podem alterar o material genético dos peixes (BIANCHI et al., 2015; ROCHA et al., 2016). Para Aguilar-Betancourt et al., (2016) a contaminação de peixes também está associado com o lançamento de esgoto sanitário nos corpos hídricos. Segundo Gana et al., (2008) a interação do lançamento de efluentes em qualquer sistema lótico é negativo, fazendo-se necessário testar os efluentes industriais por métodos químicos e testes biológicos complementares para otimizar as políticas de controle sobre as amostras ambientais, visando a qualidade ambiental dos sistemas hidricos.

A água é um recurso de extrema importância tanto para a humanidade quanto para o bom funcionamento dos sistemas do meio ambiente, sendo que sua qualidade deve estar em conformidade para um determinado conjunto de seres vivos (BRAGA et al, 2005). Sabe-se que a escassez de água no mundo é um agravante em virtude do manejo inadequado dos recursos naturais (SINGH, 2008; LOYOLA; BINI, 2015), como também pela falta de planejamento urbano (MORCKEL, 2017), se tornando um problema global (LINGYUA; YONGKUI, 2011).

No entanto, essa questão pode ser revertida com o investimento na infraestrutura (GREEN et al., 2015), emprego do gerenciamento sustentável da água (DING; GROSH, 2017), contabilizar os usos humano da água (RICHTER et al., 2003), recuperação de áreas impactadas (ARAUJO et al., 2009), utilização de indicadores para avaliação da qualidade dos serviços de esgotamento (LOPES et al., 2016), monitoramento dos aquíferos (DUTRA et al., 2016), saneamento básico (NETO et al., 2017) e outros, mas principalmente no desenvolvimento de um monitoramento continuo da qualidade da água (BARROS; CRUZ; SILVA, 2015; BEHMEL, et al., 2016; XIAOMIN et al., 2016), visto que o conhecimento da área de captação de água é um componente importante para o gerenciamento da qualidade da água e identificar as cargas de poluentes em seu lançamento são práticas que possibilitam melhor uso da água nas áreas onde os poluentes se originam (MISRA, 2010), sendo que para alcançar a qualidade ambiental necessita de mudanças dos usuários diretos (indústria e agricultura) e indiretos (pessoas - que consomem esses serviços dos usos diretos) (SOLDERA; OLIVEIRA, 2017), onde com a aplicação desse processo consiste em um ação para prevenir a saúde pública (REALI; PAZ; DANIEL, 2013).

2.3. MONITORAMENTO DA QUALIDA DE ÁGUA

O monitoramento dos corpos hídricos é um processo solicitado pelas exigências das legislações ambientais vigentes, devido ao lançamento de efluentes (BENETTI; BIDONE, 2013), necessitando do monitoramento da qualidade do curso d'água em todos os rios de uma bacia e não apenas nos pontos de lançamentos e efluentes (CHINYAMA; NCUBE; ELA, 2016). Rissman, Kohl e Wardropper (2017) descrevem que as empresas não apresentam uma preocupação com a qualidade da água e que essa questão está relacionada com a falta de políticas públicas que apresentem meios para colocar as empresas como responsável da qualidade hídrica da região onde está inserida.

A avaliação da qualidade da água apresenta finalidade de juntar um grupo de informações, que possibilita a interpretação de dados ao longo do tempo e do espaço (BOLLMAN; MARQUES, 2000), apresentando atributos que contribuem para maiores informações do sistema, os indicadores representam os componentes dos ecossistemas (ROMEIRO, 2004), que possui a finalidade de auxiliar as políticas públicas, além de estabelecer os efeitos toxicológicos dos compostos químicos (METZE et al., 2017), como também apresenta as condições sanitárias do local e permite apresentar a interação antrópica dos municípios (SANTIAGO; JESUS; SANTOS, 2016).

Segundo Gana et al., (2008) a utilização de bioensaios em programas de monitoramento da qualidade da água é um complemento eficiente para avaliar a presença de compostos genotóxicos em amostras ambientais, sendo que o uso de dois ou mais biomarcadores induzidos as respostas biológicas em organismos é um complemento para as análises químicas. Braga et al., (2005) complementam quem existe vários indicadores de qualidade da água, por meio físico, químico e biológico. Para Carvalho et al., (2016) o monitoramento da qualidade nictemeral é um processo que apresenta a melhor situação da interação antropogênica com o corpo hídrico, sendo que esse monitoramento é realizado entre um período de 24 h como diferentes coletas em um intervalo de tempo. Segundo Serpa et al., (2014) é preciso desenvolver análises ecotoxicológicas para conhecer melhor a qualidade das águas superficiais. Mophin-Kania e Murugesan (2011), Gomes, Medeiros e São Miguel (2016) citam que o monitoramento da qualidade da água é um método de analisar as fontes antrópicas. Lopes e Magalhães Junior (2010), Saad et al., (2015), Tomas, Čurlin e Marić (2017) descrevem que o IQA representa ser uma necessidade e são úteis para o gerenciamento efetivo dos recursos hídricos.

2.4. BIOMARCADORES AQUÁTICOS

Os biomarcadores são um método de análise que apresenta baixa necessidade da utilização de recursos, apresenta fácil aplicação e é amplamente aceito pelo meio científico, podendo ser utilizado para perícia ambiental, como também para detectar o nível de poluição de um sistema hídrico derivados das atividades antrópicas (PASSOS, 2016), sendo uma ferramenta eficiente na identificação da qualidade da água (FERREIRA et al., 2012), devido ao fornecimento de informações dos efeitos fisiológicos de estressores específico, apresentando maior compreensão das ações dos xenobióticos (CÉREBRO; CEDERGREEN, 2009). A utilização de biomarcadores em conjunto com análises físicas e químicas apresenta melhor disposição da contaminação hídrica (BAPTISTA; SANTOS, 2016; SCOTT; FROST, 2017).

A utilização de biomarcadores abrangendo diversos níveis biológicos proporciona o conhecimento sobre a interação poluente com o organismo, mostrando a suscetibilidade ao agente estudado, esse mecanismo de estudo é essencial para que possa recuperar a biodiversidade os ecossistemas aquáticos, sendo que o mesmo proporciona maior conhecimento ambiental, uma vez que o mesmo possibilita estabelecer os efeitos tóxicos reais que um contaminante exerce sobre uma determinada população, permitindo avaliar a saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos, onde através dos dados é possível implementar as diretrizes e medidas para a proteção e recuperação de um sistema aquático, além de possibilitar a avaliação dos riscos de interação de um poluente com a biodiversidade e consequentemente saúde pública (ARIAS et al., 2007).

Dentre os indicadores biológicos aquáticos destacam-se os macroinvertebrados (BEM; HIGUTI; AZEVEDO, 2015; GLEASON; ROONEY, 2017), peixes (FERREIRA; LUZ; NASCIMENTO, 2010; CERVENY et al., 2016; GAGNON; RAWSON, 2017; TERESA; CASATTI, 2017), larvas (BEM; HIGUTI; AZEVEDO, 2016), macrófitas (JENAČKOVIĆ et al., 2016), microzooplâncton (COSTA et al., 2016a, 2016b; RAKSHIT et al., 2017), insetos aquáticos (ARIMORO; IKOMI, 2009), caracóis (HABIB et al., 2016), mexilhões, macroalgas (CUNHA; PENA; PERNANDES, 2017), caranguejos (BORGES et al., 2017), através dos mecanismos da bioconcentração e biomagnificação (FERNANDES et al., 2007; WEISBROD et al., 2007; KATAGI, 2010).

O biomonitoramento de um sistema aquático com a utilização de peixes é uma técnica não-invasiva para o monitoramento contínuo do organismo aquático, sendo que o mesmo não

é dependente de transparência e iluminação na água. Portanto, essa técnica fornece dados em tempo real sobre a dinâmica/comportamento da espécie analisada de acordo com a qualidade e diferentes estímulos, apresentando o cenário do sistema analisado (POLONSCHII; GHEORGHIU, 2017), pela contaminação de compostos orgânicos e inorgânicos (DEBÉN et al., 2017). Cerveny et al., (2016) complementa que cardumes de peixes podem ser utilizados no biomonitoramento aquático.

Para Monteiro, Oliveira e Godoy (2008) a utilização de biomarcadores como ferramenta de monitoramento da qualidade da água auxilia nas análises da qualidade da água, visto que a união desses mecanismos possibilita maiores informações de um sistema lótico, possibilitando maiores desenvolver subsídios para a recuperação e gestão integrada das bacias hidrográficas.

O processo de quantificação de danos enzimáticos oxidativos e dos níveis de defesa nas células apresentam ser uma ferramenta de potencial ambiental, sendo que a mesma pode ser utilizada com a interação de biomarcadores para a interpretação da poluição aquática (AHMAD; PACHECO; SANTOS, 2006; FUNES et al., 2006). Segundo Silva et al., (2009) os biomarcadores da qualidade da água podem ser utilizados como meio de educação ambiental, devido a interação direta do agente tóxico com os organismos, mostrando a população envolvida os efeitos reais de metais pesados e outros xenobioticos.

2.5. METAIS PESADOS NOS AMIENTES AQUÁTICOS

Os metais pesados em meio aquático estão associados com o lançamento de efluentes (MARTINEZ-ALVAREZ; MORALES; SANZ, 2005), resíduos domésticos, insumos agrícolas (BRUYAN et al., 2017), usinas agrícolas, piscicultura (REDWAN; ELHADDAD, 2017), lixiviação e à poluição por fonte não-pontual, bem como à liberação de metais pesados de sedimentos para o ambiente aquático (WU; QI; XIA, 2017), apresentando uma alta gama de compostos homogêneos e heterogêneos nas águas residuárias (NEALE et al., 2017). Segundo Busch et al., (2016) em um estudo de análise da qualidade da água, foi identificado mais 426 substâncias químicas diferentes presentes nos rios europeus, provenientes da interação antropogênica.

Essa interação por sua vez ocasiona perda de biodiversidade, desenvolve um declive no número de indivíduos, diminui a distribuição de *habitat*, que acabam sendo impactos reversíveis da interação da contaminação ambiental (MOORE et al., 2004), estando associada

com a biodisponibilidade do poluente, através da matéria orgânica dissolvida, particulada (FENT, 2004) e ao sedimento em um sistema aquático (MARCIAL-FILHO; NUMMER, 2014), onde as interações antropogênicas aumentam as formas ativas dos metais pesados (ZHANG et al., 2017).

Os metais pesados, como Zn, Cu, Pb, Ni, Cd, Hg (CAROLIN et al., 2017), Ag, Al, As, Ba, Cr, Co, Fe, Mn, Sn (ELKADY et al., 2015) e outros, contribuem para vários problemas ambientais – devido a sua toxicidade (CAROLIN et al., 2017), necessitando do tratamento de qualquer fonte geradora desses contaminantes (ASIF et al., 2016), podendo estar localizado em sedimentos (MOUNTOURIS; TASSIOS, 2002; SALAS et al., 2017) ou na forma dispersa nas águas superficiais (BRUYAN et al., 2017; MATOS et al., 2017). Para Elkady et al., (2015) e Naeemullah et al., (2017) a disponibilidade dos metais pesados no corpo hídrico afeta o sistema aquático, visto que quando há presença de metais em um sistema aquáticos, pode-se encontrar traços dos metais nos tecidos dos peixes.

Os metais pesados no ambiente aquático ocasionam a bioacumulação, devido à sua degradabilidade na natureza, se acumulando em animais durante a cadeia trófica, bem como nos seres humanos. Em concentrações muitas altas podem expor os indivíduos a efeitos indesejáveis, estando associados ao retardo do desenvolvimento, danos nos rins, vários tipos de câncer e até a morte em casos de exposição muito alta (PAUL, 2017) necessitando da análise do Índice de Risco de Saúde para dispor os peixes para consumo humano (SOBHANARDAKANI, 2017).

As plantas pelo processo de fitofiltração (rizofiltração) apresentam ser mais tolerantes aos metais em meio aquáticos (REZANIA et al., 2016; MÂNZATU et al., 2017), já os organismos aquáticos são mais suscetíveis e sensíveis aos contaminantes – fator limitante para a presença e desenvolvimento de alguns organismos (OYETIBO et al., 2017). Segundo Moore et al., (2004) para analisar a toxicidade e seus efeitos na biota de um ambiente é preciso de análises que envolva às áreas da genética, metabolismo celular, proteômica e níveis de organização biológicas aprofundadas, buscando aplicar esses estudos por meio de biomarcadores – apresentando uma ferramenta de extrema importância para o manejo e conservação de um ecossistema.

2.6. RELAÇÃO DOS METAIS PESADOS COM OS PEIXES

Os peixes são um grupo de vertebrados caracterizado por uma variedade de formas adaptadas a diferentes ambientes, sua respiração é predominantemente realizada pelas brânquias, podendo algumas espécies a parte óssea ser protegida por *opérculo*, obtendo o corpo coberto por escamas ósseas ou dérmicas (CHUPIL, 2014).

Os metais pesados para os organismos aquáticos podem ser classificados como essenciais e não essências, onde o Cu, Fe e Zn são elementos essenciais para o metabolismo dos organismos, pois atuam em vários processos bioquímicos (COSTA; HARTZ, 2009) e os elementos não essenciais, que não possui função biológica, como o As, Cd, Cr, Hg, Ni e Pb (LALL, 2002). No entanto, sendo essencial ou não os metais em altas concentrações afetam a vida aquática dos peixes (ABARSHI; DANTALA; MADA, 2017).

Os peixes recebem uma grande pressão por parte da poluição dos ambientes, o que acarreta uma drástica redução na população de espécies predominante de um determinado bioma (CHUPIL, 2014; MACIEL-FILHO; NUMMER, 2014), sendo que os metais são transferidos para a cadeia alimentar (MENDOZA-CARRANZA et al., 2016), apresentando os peixes do topo da cadeia alimentar (carnívoros) com maior concentração de metais em seu tecido (CUI et al., 2011; YI et al., 2017).

Segundo Chupil (2014) o primeiro contato com os poluentes causa irritações oculares e desorientação, após ocorre à contaminação nas brânquias, devido ao fluxo contínuo de água que passa por esse órgão, pode resultar em perda da capacidade gasosa ou a absorção de partículas tóxicas pelo peixe. Para Van Der Oost, Beyer e Vermeulen (2003) os parâmetros de estresse oxidativo, proteínas de estresse, enzimas e produtos de biotransformação, genotoxicidade e parâmetros hematológicos, imunológicos, reprodutivos, neuromusculares, fisiológicos, reprodutivos e morfológicos são análises importantes para a interpretação dos efeitos causados pelos metais presentes na água.

2.7. ESTRESSE OXIDATIVO

O estresse oxidativo associado a análise de acumulação de metais é uma ferramenta ambientalmente relevante para avaliar a poluição ambiental em sistemas hídricos (ABARIKWU et al., 2017), visto que o estresse oxidativo é mecanismo fisiopatológico por

meio do desequilíbrio das Espécies Reativas de Oxigênio – EROs, pelos fatores pró-oxidantes e antioxidantes. Sua detoxificação ocorre pelos agentes antioxidantes enzimáticos e não enzimáticos, onde o processo antioxidant controla o processo oxidativo dentro dos limites fisiológicos e passíveis de regulação (BARBOSA et al., 2010).

As EROs apresentam alta reatividade, devidos aos radicais, sendo átomos de oxigênio livre ou associado a elementos que possuem um ou mais elétrons, por hidroxila (HO^-), superóxido (O_2^-), peroxila (ROO^-) e alcoxila (RO^-), ou por espécies não radicalares – oxigênio singlet ($^1\text{O}_2$) e o peróxido de hidrogênio (H_2O_2), possuindo alta reatividade mesmo não sendo radicais livres (ROVER-JUNIOR; HOEHR; VELLASCO, 2001; RIBEIRO et al., 2005).

Fatores exógenos como xenobióticos, radiações ionizantes, metais pesados agem negativamente na geração de radicais livres (BARBOSA et al., 2010), influenciando no estresse oxidativo dos organismos expostos (RIBEIRO, 2000; ÜNER; ORUÇ; SEVQILER, 2005; LI et al., 2016; BACCHETTA et al., 2017).

Os metais pesados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, pesticidas organoclorados e organofosforados, bifenilospoliclorados, dioxinas e outros xenobióticos, apresentam papéis significativos nos aspectos mecanicistas do dano oxidativo, sendo que a disponibilização diversificada dos poluentes apresenta uma variedade de mecanismos de toxicidade, por meio de danos oxidativos a lipídios da membrana, DNA e proteínas, como também alterações em enzimas antioxidantes (UM VALAVANIDIS, 2006). Metais como o Cu aumenta o processo que ocasiona Espécies Reativas de Oxigênio – EROs em peixes (ZHOU et al., 2016), essas questões foram observadas em outros estudos com a submissão de peixes a metais (AMÉRAND et al., 2017; ZHAO et al., 2017).

O processo antioxidant pela geração de radicais livres se desenvolve nas mitocôndrias, membranas celulares e no citoplasma (BARBOSA et al., 2010), auxiliando nos efeitos fisiológicos de oxidação dos tecidos de peixes (SAMANTA et al., 2018). Essa ação pode estar relacionada com nutrientes (vitaminas ou minerais) e enzimas/proteínas endógenas que ajudam na prevenção das EROs (GÖRLACH et al., 2015), como a glutationa (GSH) e de proteínas relacionadas como metionina (MTLP); superóxido dismutase (SOD), catalase (CAT), glutationa peroxidase (GPx), glutationa-S-transferase (GST) e atividade de glutamato-cisteína ligase (GCL); nível de peroxidação lipídica e proteína carbonila (PC), como mecanismo de defesa de ações tóxicas nos tecidos (KLEIN et al., 2017).

A CAT é uma enzima que possui o mecanismo da conversão do peróxido de hidrogênio (H_2O_2) em oxigênio (O_2) e água (H_2O) (NOCCHI et al., 2017), sendo encontrada nos peroxissomos e nas mitocôndrias (HALLIWELL; GUTTERIDGE, 2005), onde são as organelas que sofrem com a presença dessa ação (espécies reativas) (HERMES-LIMA, 2004).

A AChE é uma enzima responsável pela propagação do impulso nervoso, pela inativação do neurotransmissor acetilcolina hidrolisando-o em acetato e colina, sendo armazenada nas vesículas no neurônio pré-sináptico. Sua liberação depende de alterações iônicas e elétrica da membrana plasmática (WESTFALL; WESTFALL, 2006), sendo afetada por compostos de benzotiazol-piperazina (ÖZKAY et al., 2016), organofosforados e metais como o chumbo.

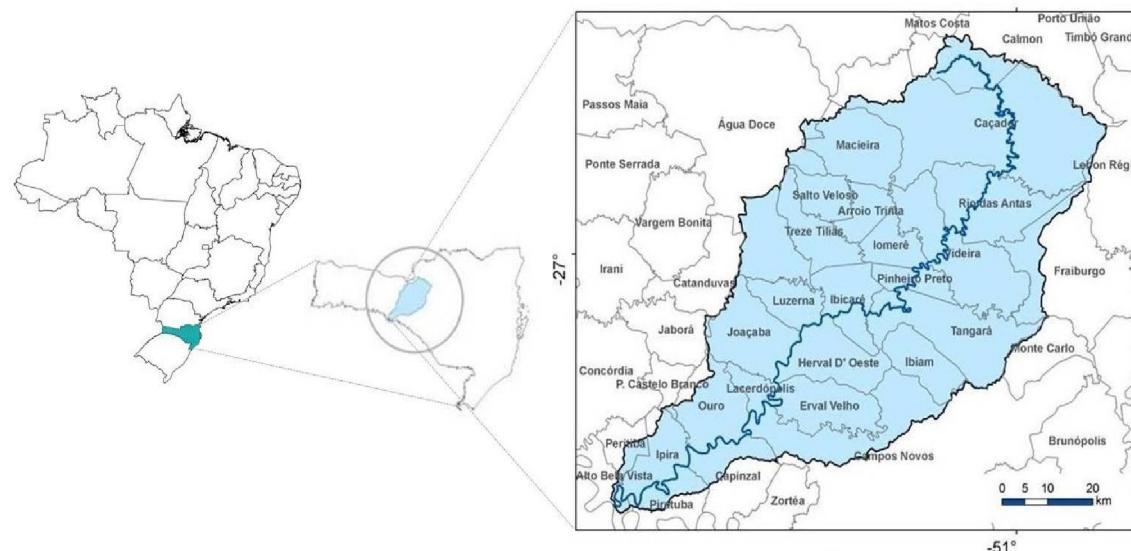
A GST é uma enzima responsável pela biotransformação e eliminação de xenobioticos nas células, processo que evita o estresse oxidativo, sendo enzimas multifuncionais que catalisam o ataque nucleofílico da forma reduzida da glutationa a compostos que apresentam carbono, um nitrogênio e um átomo de enxofre eletrofílico (HAYES; FLANAGAN; JOWSEY, 2005).

3 METODOLOGIA

3.1 LOCAL DO ESTUDO

O estudo foi realizado no percurso do Rio do Peixe entre os municípios de Calmon, Caçador e Rio das Antas, localizado na Bacia Hidrográfica do Rio do Peixe - meio oeste catarinense, conforme Figura 1.

Figura 1 - Bacia Hidrográfica do Rio do Peixe, Santa Catarina, Brasil;



Fonte: apud Comitê do Rio do Peixe, 2016.

A Bacia Hidrográfica do Rio do Peixe possui 876 m de altitude média e as coordenadas geográficas que a delimitam são: latitude (S 26°36'24" e S 27°29'19") e longitude (W 50°48'04" e W 51°53'57"). Sendo composta de uma área territorial de 5.238 km², um perímetro de 425 km² e abrange uma população estimada de 385.160 pessoas, somando-se zona rural (21%) e urbana (79%) (ZAGO; PAIVA, 2008).

A região hidrográfica do Rio do Peixe, localizada no Oeste de Santa Catarina, integra a bacia do Rio Uruguai. Com uma área de drenagem de 5.123 km² e uma vazão média de 110 m³.s⁻¹, o Rio do Peixe nasce na Serra do Espigão (município de Calmon) e possui uma extensão de 290 km até a sua desembocadura junto ao rio Uruguai. Seus principais afluentes são os rios do Bugre, Quinze de Novembro, São Bento, Estreito, Tigre, Pato Roxo e Pinheiro, pela margem direita, e os rios Cerro Azul, das Pedras, Castelhano, Caçador, Bonito, Veado e Leão, pela

margem esquerda. A bacia do rio do Peixe drena 22 municípios antes de desaguar no rio Uruguai (ZAGO; PAIVA, 2008). A bacia apresenta uma morfologia formada por vales e montanhas, com drenagens encaixadas em fraturas geológicas. Na região do município de Caçador, alto da bacia, existem ações erosivas menos intensas com topografias mais aplainadas, já na região de Joaçaba e Piratuba, baixo da bacia, ocorrem ações erosivas mais intensas (ZAGO; PAIVA, 2008).

Na Bacia do rio do Peixe o Aquífero Guarani está a uma profundidade média de 600 m e apresenta grandes vazões de água. Uma das principais fontes de água do Rio do Peixe é o Aquífero Fraturado Serra Geral, a exemplo de toda a região sul do país, é o aquífero mais utilizado do oeste catarinense. Suas características permitem a captação de água subterrânea a um custo muitíssimo menor ao da captação no Aquífero Guarani e suprem satisfatoriamente comunidades rurais, indústrias e até sedes municipais (BORHETTI; BORGHETTI; ROSA-FILHO, 2011).

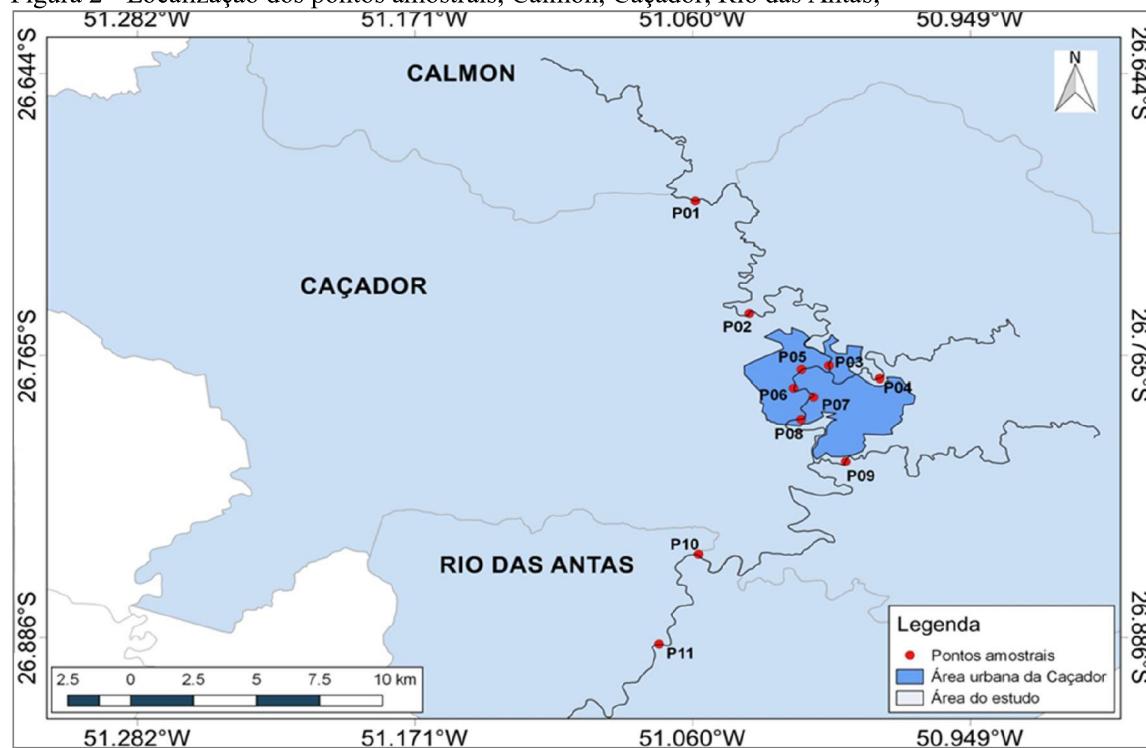
A vegetação da região é formada por cobertura florestal característica da Floresta Estacional Decidual e Floresta Ombrófila Mista. Devido principalmente aos desmatamentos para ocupação agrícola e pecuária, exploração madeireira e abertura para formação de vilas, em quase todas as áreas do Rio do Peixe a vegetação original deu lugar a florestas secundárias, capoeirões, capoeiras, reflorestamento de exóticas, pastagens e agricultura (ZAGO; PAIVA, 2008). A Bacia Hidrográfica do Rio do Peixe apresenta um índice de erosividade anual variando conforme sua precipitação, variando de alta em municípios como Concórdia e Videira. Já na área de estudo (Caçador) a variação da erosividade é média, através de uma precipitação de 1732,9 mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ (BACK et al., 2017).

3.2. MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DO PEIXE

Para o monitoramento da qualidade da água do Rio do Peixe foram selecionados os pontos conforme sua interação, sendo 5 (cinco) pontos amostrais durante o percurso do Rio do Peixe em área urbana do município - que estão relacionados com a interação antropogênica da área urbana., como também foram selecionados 2 (dois) pontos amostrais à montante e 2 (dois) pontos amostrais à jusante do município, como também 2 (dois) pontos nos seus afluentes (Rio Caçador e Rio Castelhano) que possuem interação com o percurso analisados (Figura 2 e Tabela 1), totalizando 11 (onze) pontos amostrais de monitoramento, através dos parâmetros físicos,

químicos e biológicos, durante 12 (doze) meses, sendo as coletas realizadas no período de março de 2016 a fevereiro 2017, totalizando um ano.

Figura 2 - Localização dos pontos amostrais, Calmon, Caçador, Rio das Antas;



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Tabela 1 - Pontos determinados para coleta de análise de água;

Coordenadas

Pontos	Longitude (S)	Latitude (W)	Altitude (m)
1	26°41'57.73"	51° 3'33.65"	956
2	26°44'52.10"	51° 2'16.09"	894
3	26°46'12.52"	51° 0'21.56"	900
4	26°46'32.24"	50° 59'8.39"	903
5	26°46'19.06"	51° 01'0.70"	895
6	26°46'47.13"	51° 1'12.10"	894
7	26°47'0.15"	51° 0'44.34"	892
8	26°47'34.86"	51° 01'1.40"	893
9	26°48'40.39"	50°59'57.69"	803
10	26°51'4.36"	51° 3'30.21"	811
11	26°53'24.08"	51° 4'26.00"	776

Fonte: Elaborado pelos autores, 2018.

Tabela 2 - Parâmetros, unidades e métodos de análises a serem empregados no estudo;

Parâmetros	Unidade	Método
Potencial Hidrogeniônico	pH	Sonda*
Condutividade Elétrica	$\mu\text{s.cm}^{-1}$	Sonda*
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	Sonda*
Oxigênio Dissolvido	mg.L^{-1}	Sonda*
DQO	mg.L^{-1}	Digestão/Espectrofotometria
$\text{DBO}_{5,20}$	mg.L^{-1}	Iodométrico (5 dias/20°C)
Turbidez	NTU	Turbidímetro
Sólidos Totais	mg.L^{-1}	Gravimétrico
Sólidos Dissolvidos	mg.L^{-1}	Gravimétrico
Sólidos Sedimentáveis	ml.L^{-1}	Volumétrico
Sólidos em Suspensão	mg.L^{-1}	Filtração em membrana
Nitrogênio Amoniacal	mg.L^{-1}	Colorimétrico
Nitrito	mg.L^{-1}	Colorimétrico
Nitrito	mg.L^{-1}	Sonda*
Alcalinidade	mg.L^{-1}	Titulométrico
Dureza	mg.L^{-1}	Titulométrico
Fósforo Total	mg.L^{-1}	Colorimétrico
Ortofósforo	mg.L^{-1}	Colorimétrico
Coliformes Totais	NMP.100ml^{-1}	Substrato cromogênico
Coliformes Termotolerantes	NMP.100ml^{-1}	Substrato cromogênico

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

As coletas de água foram realizadas em garrafas de água âmbar de 1 litro, todas as coletas sendo realizadas na parte da manhã, em horário variando das 6 as 8 horas, conforme NBR 9898 (ABNT, 1987). As análises da água foram realizadas no Laboratório de Análise Química da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina - EPAGRI do município de Caçador – SC.

Para o desenvolvimento do estudo foi analisado os parâmetros de pH, condutividade, temperatura e oxigênio dissolvido *in loco* com uma sonda devidamente calibrada (HI9146 – HANNA). Em laboratório foram analisados os parâmetros de alcalinidade, dureza, sólidos totais, sólidos dissolvidos, sólidos em suspensão, sólidos sedimentáveis, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, ortofósforo, nitrito, coliformes totais, coliformes termotolerantes (APHA, 2005), amônia (KOROLEFF, 1970) e nitrito com uma sonda portátil (B-741/742/743 – LAQUATWIN), conforme Tabela 2. Com exceção de $\text{DBO}_{5,20}$ e coliformes totais e termotolerantes, todas as análises foram realizadas em triplicata, utilizando-se metodologias recomendadas pela *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

As análises serão de uma base de dados múltiplos para avaliar o monitoramento da qualidade da água na bacia do Rio do Peixe. Para o desenvolvimento do monitoramento ambiental foi utilizado o Índice de Qualidade de Água estabelecido pela *National Sanitation Foundation* (IQA_{NFS}), através da Equação 1 (BROWN et al., 1970).

Para análise do IQA_{NFS} foi utilizado os parâmetros de oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrato, fósforo total, sólidos totais, potencial hidrogênionico (pH), temperatura e turbidez, conforme Tabela 3.

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

$$\text{IQA} = (q_{\text{DBO}}/100)^{w_{\text{DBO}}} \cdot (q_{\text{OD}}/100)^{w_{\text{OD}}} \cdot q_{\text{N}}/100)^{w_{\text{N}}} \dots \quad (1)$$

Onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100 (Tabela 4.);

q_i: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100 (Figura 3.);

w_i: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro (número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade) (Tabela 3.).

Tabela 3 -Pesos relativos dos parâmetros para o cálculo do (IQA_{NSF});

Parâmetros	Peso Relativo (w _i)
Oxigênio Dissolvido	0,17
Coliformes Termotolerantes	0,16
pH	0,11
DBO _{5,20}	0,11
Fosfato Total	0,10
Temperatura	0,10
Nitrato	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos Totais	0,07

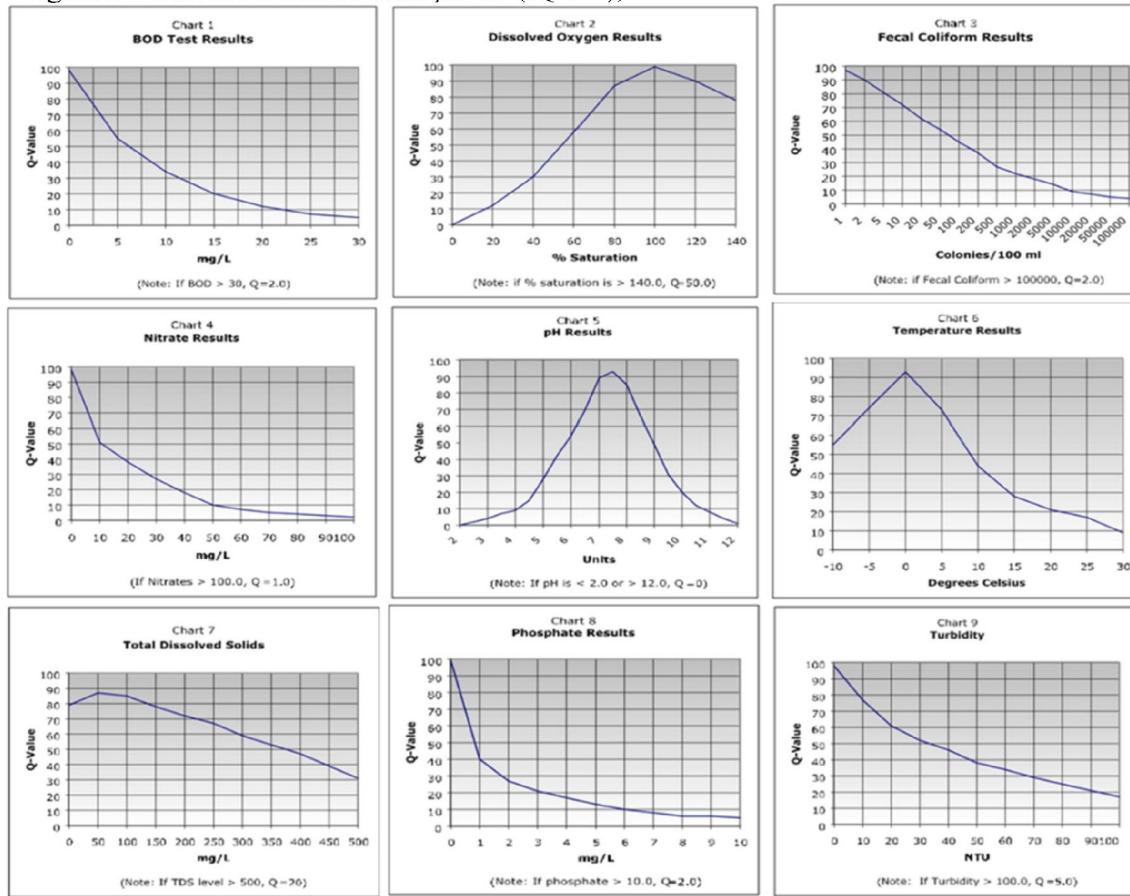
Fonte: Brown et al. (1970).

A partir dos cálculos efetuados os resultados foram comparados com a classificação da qualidade do corpo receptor indicada pelo IQA_{NSF}, parametrizado de acordo com a Tabela 4.

Tabela 4 - Classificação da qualidade da água (IQA_{NFS});

Categoria	Ponderação
Ótima	80 < IQA _{NFS} ≤ 100
Bom	52 < IQA _{NFS} ≤ 79
Regular	37 < IQA _{NFS} ≤ 51
Ruim	26 < IQA _{NFS} ≤ 36
Péssima	0 < IQA _{NFS} ≤ 25

Fonte: Brown et al. (1970).

Figura 3 - Curvas médias de variação do (IQA_{NSF});

Fonte: Brown et al. (1970).

3.3. BIOMONITORAMENTO E POTENCIAL CITOTOXICO DO RIO DO PEIXE

A coleta foi realizada na Bacia Hidrográfica do Rio do Peixe (Figura 4.) durante o percurso do Rio do Peixe no território do município de Caçador/SC, sendo que foram utilizados 2 (dois) pontos amostrais, um a montante e um a jusante da área urbana do município de Caçador, conforme Figura 4. e Tabela 5.

Tabela 5 - Pontos determinados para coleta amostrais - biomarcadores;

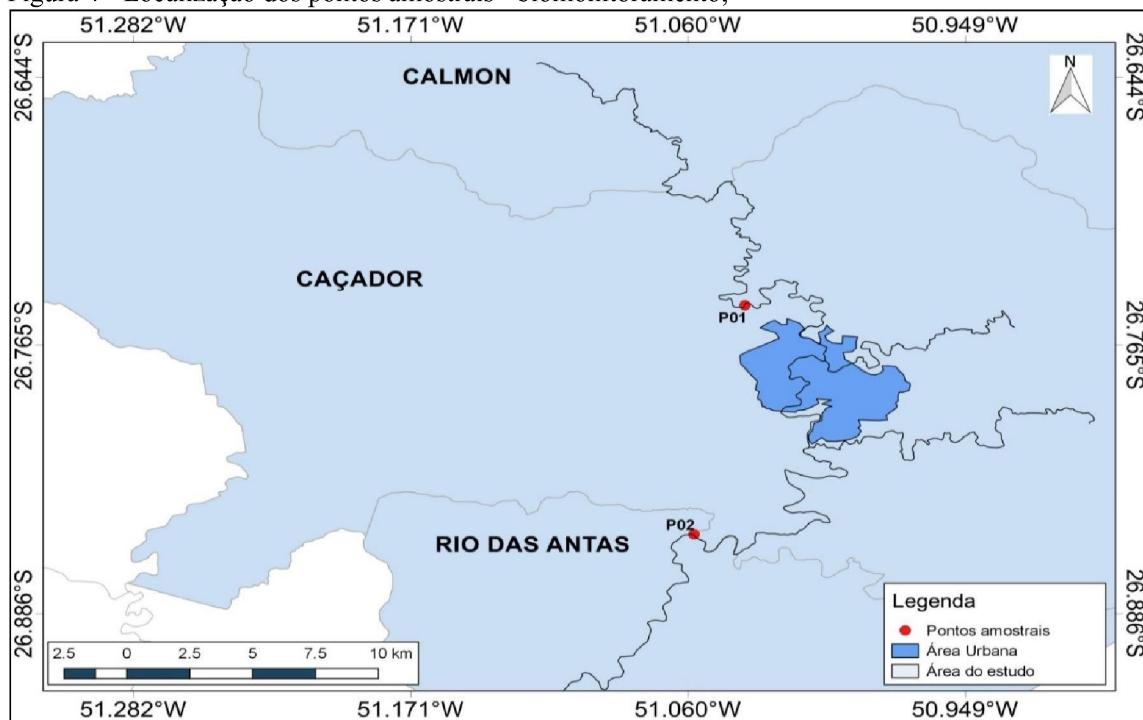
Coordenadas

Pontos	Longitude (S)	Latitude (W)	Altitude (m)
1	26°44'50.68"	51°02'15.76"	956
2	26°51'05.15"	51°03'29.69"	811

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

As coletas realizadas no período de março de 2016 a fevereiro 2017 - totalizando um ano. Para coleta dos peixes foram utilizados molinetes e isca *in natura*. A espécie utilizada no estudo foi a *Rhamdia quelen*, conhecida popularmente como jundiá, sendo uma espécie do fim da cadeia alimentar. A coleta dos tecidos foi realizada com o auxílio de material cirúrgico adequado, onde foram coletados o fígado, o cérebro, o músculo e as brânquias dos peixes. As amostras de tecidos, após coletadas, foram imediatamente congeladas e mantidas em ultrafreezer (-80°C), para posterior avaliação do estresse oxidativo enzimático no Laboratório de Toxicologia da Universidade do Estado de Santa Catarina (CAV/UDESC).

Figura 4 - Localização dos pontos amostrais - biomonitoramento;



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

As amostras (cérebro, brânquias, músculo e fígado) destinadas à determinação da atividade da CAT e GST, foram pesadas e homogeneizadas na proporção de 1:10 (peso:volume) com uma solução tampão de homogeneização contendo 15 mM de Tris-HCl, 0,8 mM de EDTA, 1 mM de DTT, 1,5M de sacarose e 32 mM de KCl. Após homogeneização, as amostras. O sobrenadante foi utilizado tanto para a determinação da atividade das enzimas como da quantidade de proteínas totais.

A atividade da CAT foi determinada pelo método descrito por Beutler (1975), onde foi medido o decaimento do H₂O₂ a uma absorbância de 240 nm. O extrato preparado foi

adicionado a uma cubeta de quartzo contendo 8,9 mM de H₂O₂, 49 mM de Tris-HCl e 0,247 mM de EDTA dissódico a 30°C e pH 8,0. A leitura foi realizada durante 10 min a intervalos de 1 min em espectrofotômetro (Biomete 3, ThermoEletron Corporation). A atividade específica foi expressa em $\mu\text{molH}_2\text{O}_2\text{metabolizado}.\text{min}^{-1}.\text{mgdeproteina}^{-1}$

A atividade da GST foi determinada pela metodologia empregada por Keen, Habig e Jakoby (1976), consistindo na conjugação do CDNB (1-cloro- 2,4-dinitrobenzeno) com a GSH pela ação da GST, formando tioéter, que, pelo aumento da absorbância descreve a atividade da enzima. O extrato preparado foi adicionado a uma cubeta de quartzo contendo 2 mL de tampão fosfato, 20 μL de CDNB, 20 μL de GSH e 20 μL de amostra, com a leitura em espectrofotômetro, através de uma absorbância de 340 nm. A atividade específica foi expressa em nmol CDNB. $\text{min}^{-1}.\text{mgproteína}^{-1}$.

3.4. ANÁLISES DOS DADOS

O monitoramento físico-químico e biológicos da água foram apresentados em *Blox spot*. O IQA será apresentado por análise sazonal e o estresse oxidativo através da média de um grupo das amostras. Para cada parâmetro analisado foi desenvolvido a comparação entre as médias dos grupos experimentais utilizando análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

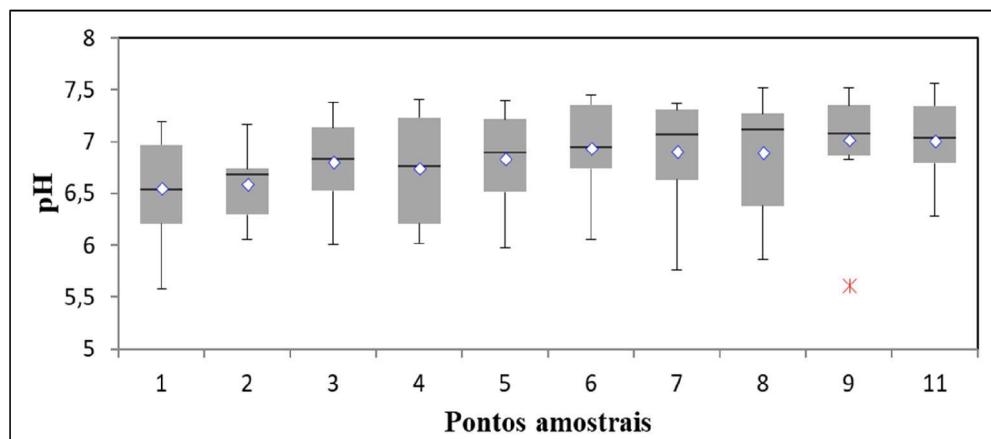
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. RESULTADOS

4.1.1. MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

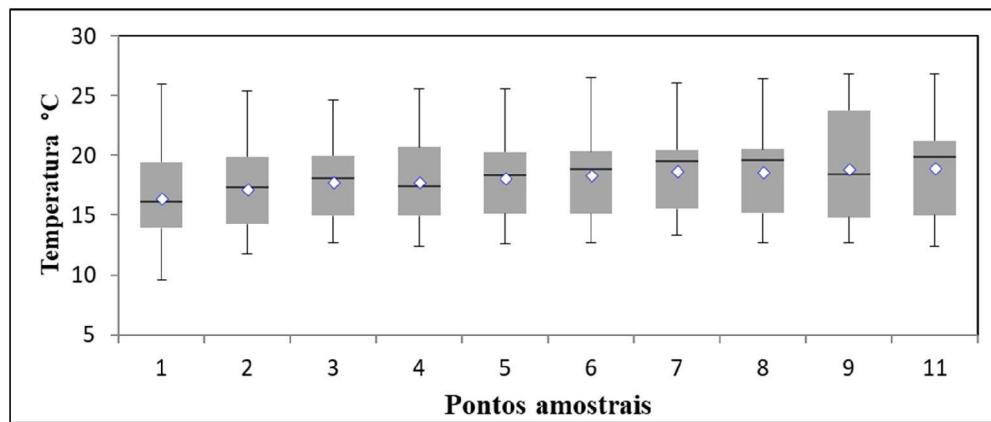
O monitoramento da qualidade da água foi realizado a partir de 20 parâmetros amostrais, dentre os valores analisados apenas sólidos sedimentáveis não foi identificado (n.d.) nas amostras coletadas, os demais resultados podem ser observados nas figuras abaixo:

Figura 5— Monitoramento do pH durante o período amostral de um ano;



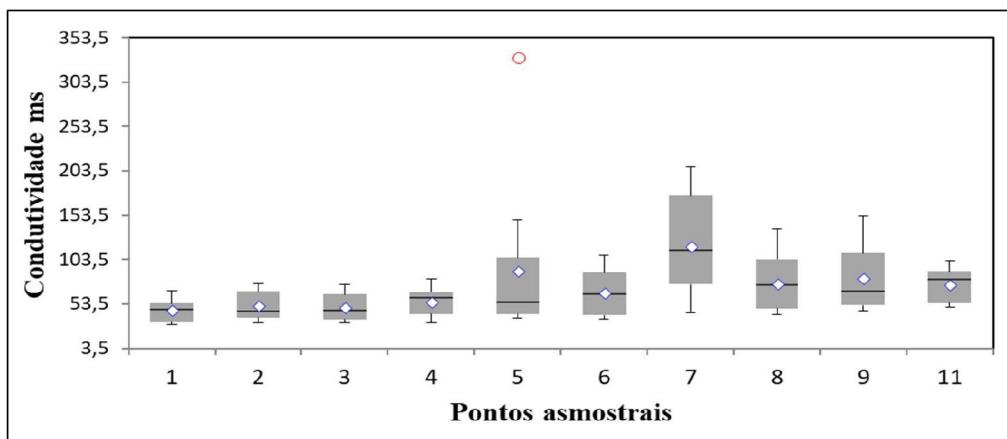
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 6— Monitoramento da temperatura (°C) durante o período amostral de um ano;



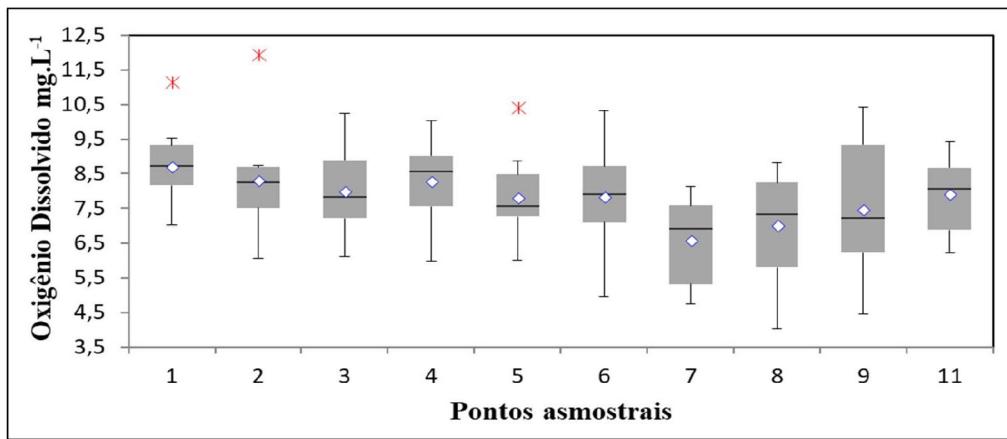
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 7– Monitoramento condutividade durante o período amostral de um ano;



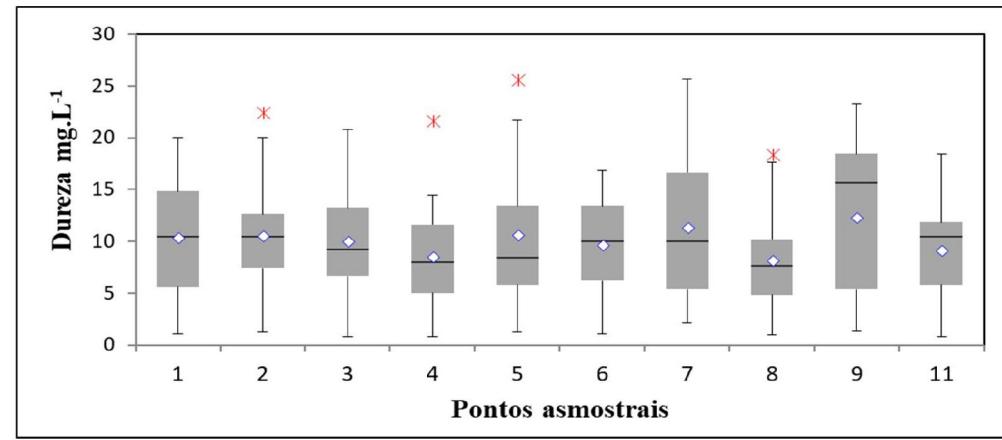
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 8– Monitoramento oxigênio dissolvido durante o período amostral de um ano;



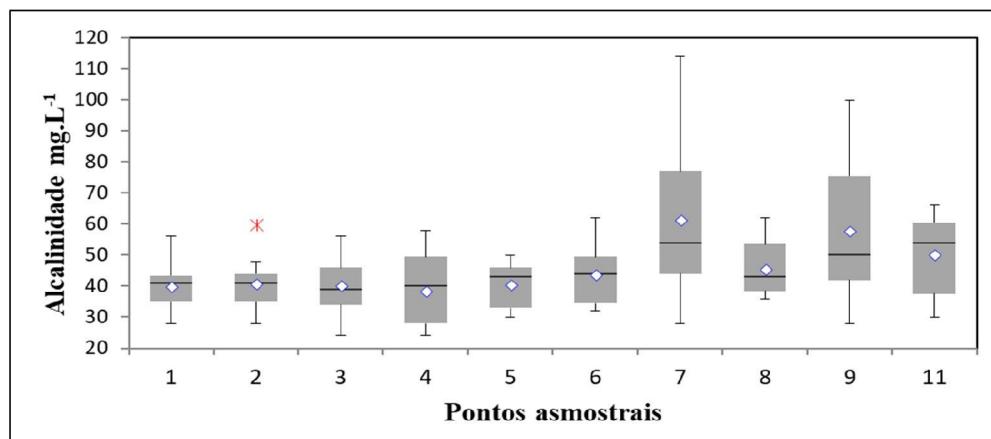
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 9– Monitoramento da dureza durante o período amostral de um ano;



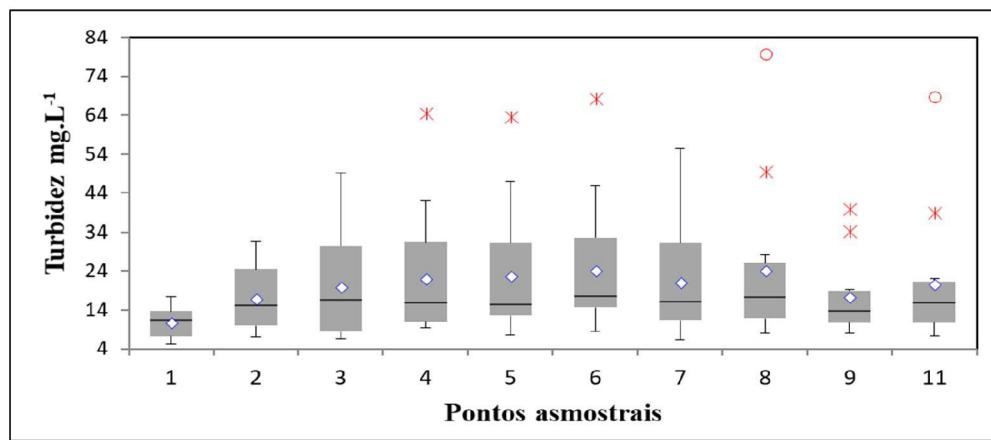
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 10– Monitoramento alcalinidade durante o período amostral de um ano;



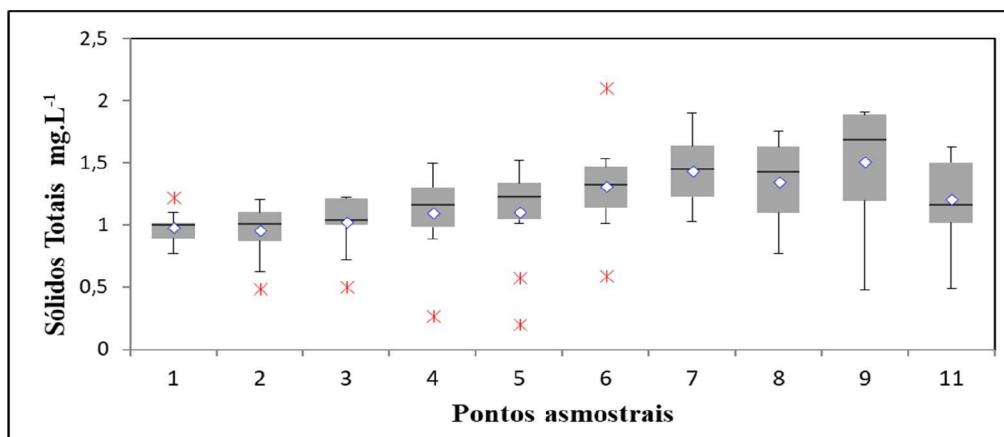
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 11– Monitoramento turbidez durante o período amostral de um ano;



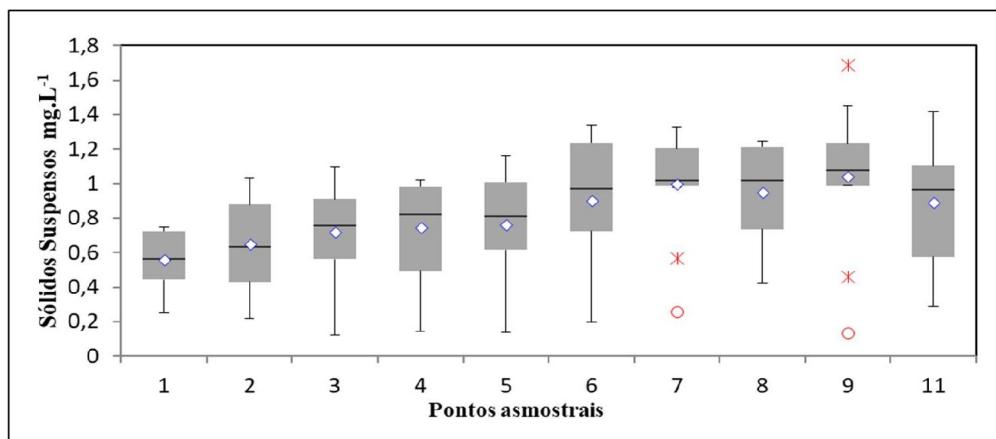
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 12– Monitoramento sólidos totais durante o período amostral de um ano;



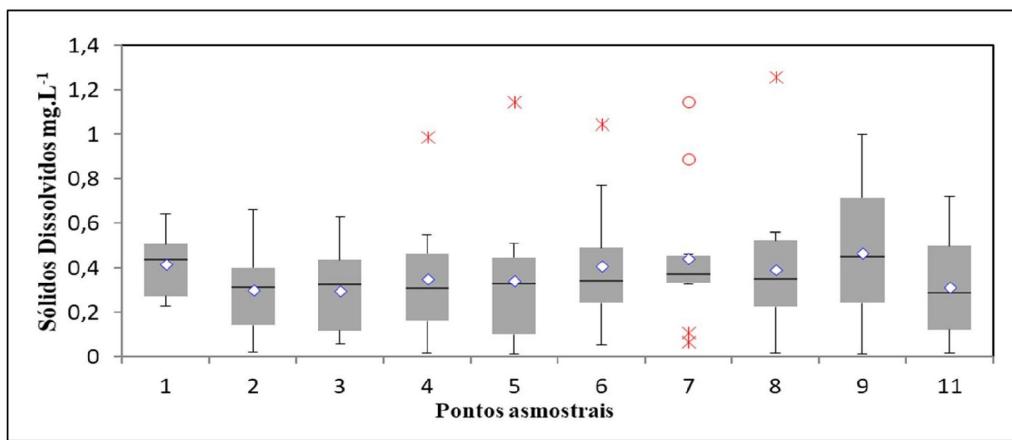
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 13– Monitoramento sólidos suspensos durante o período amostral de um ano;



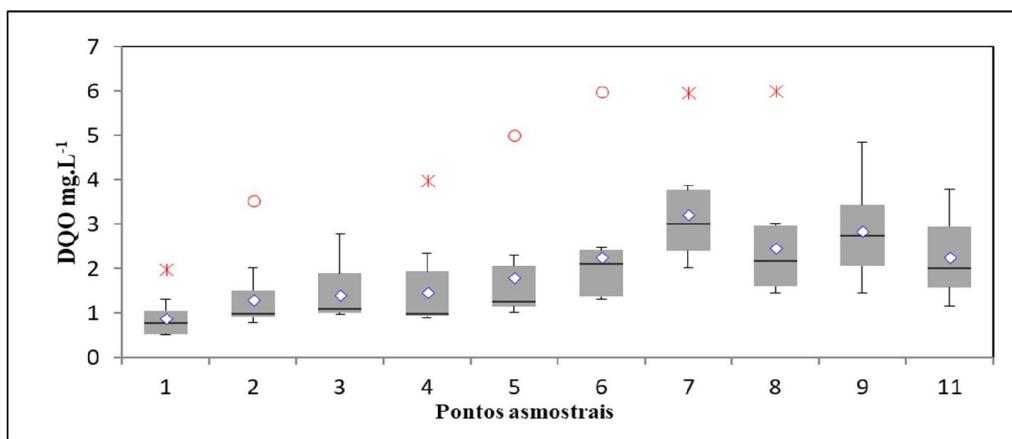
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 14– Monitoramento sólidos dissolvidos durante o período amostral de um ano;



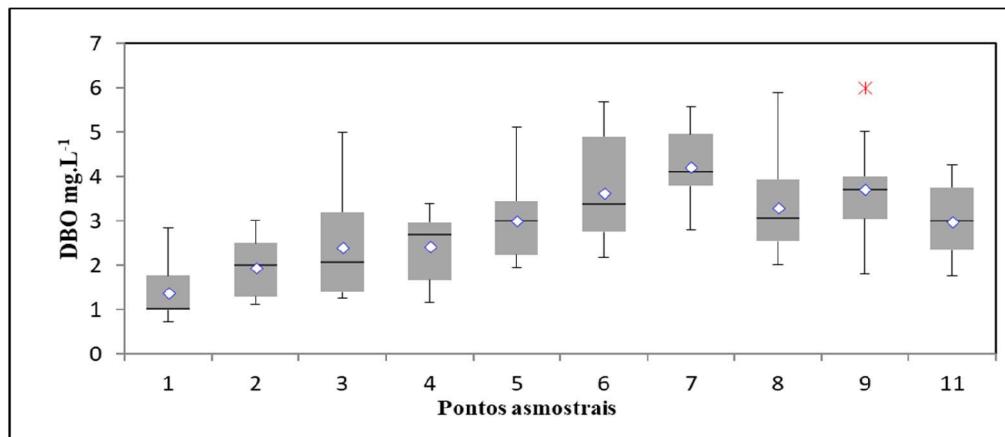
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 15– Monitoramento DQO durante o período amostral de um ano;



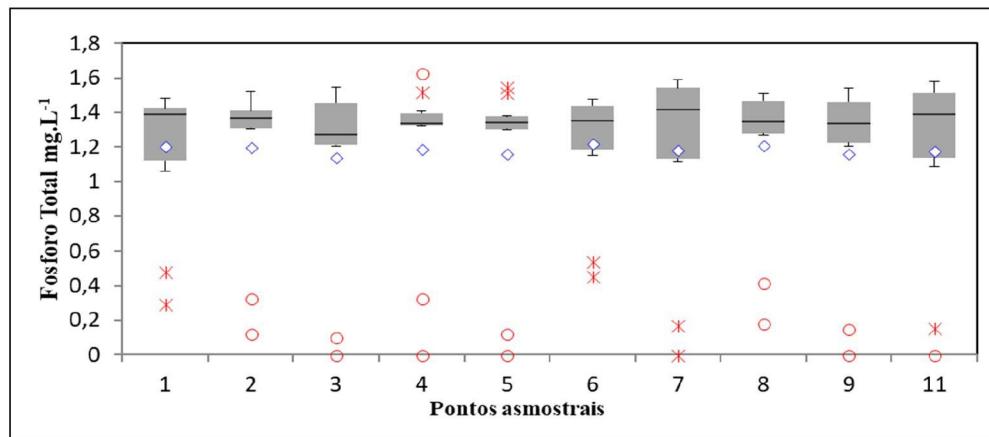
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 16– Monitoramento DBO durante o período amostral de um ano;



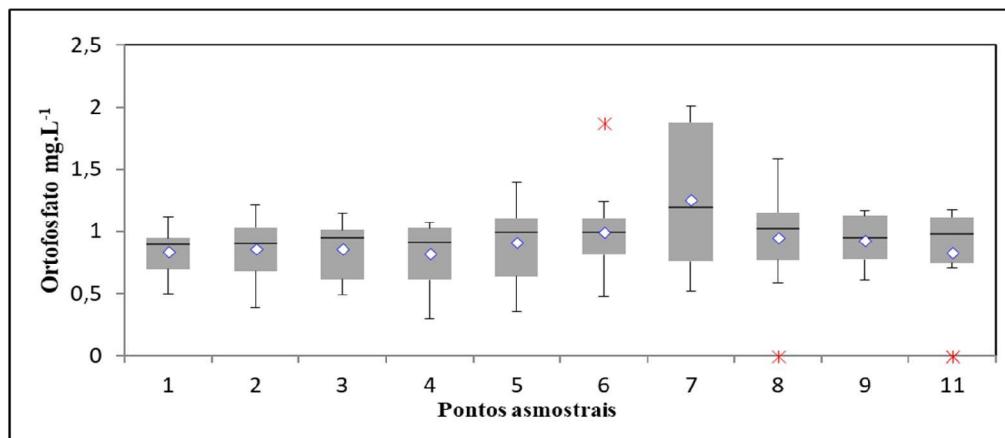
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 17– Monitoramento fosforo total durante o período amostral de um ano;



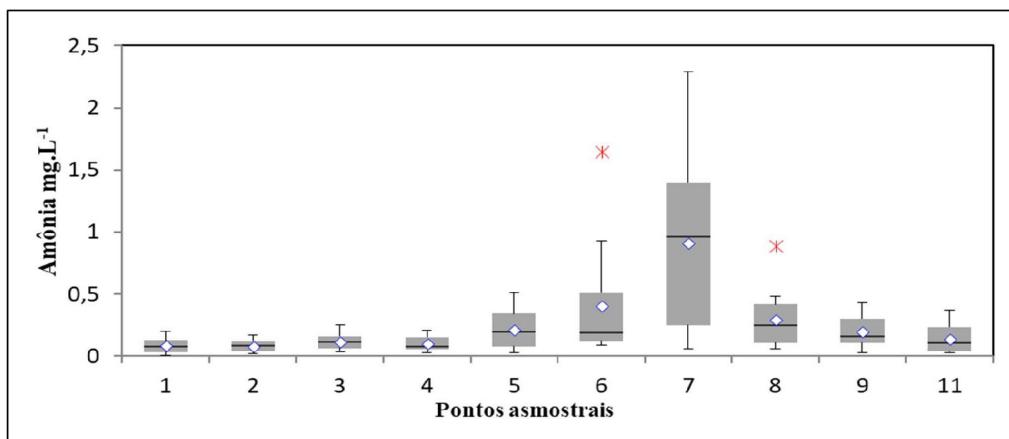
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 18– Monitoramento ortofosfato durante o período amostral de um ano;



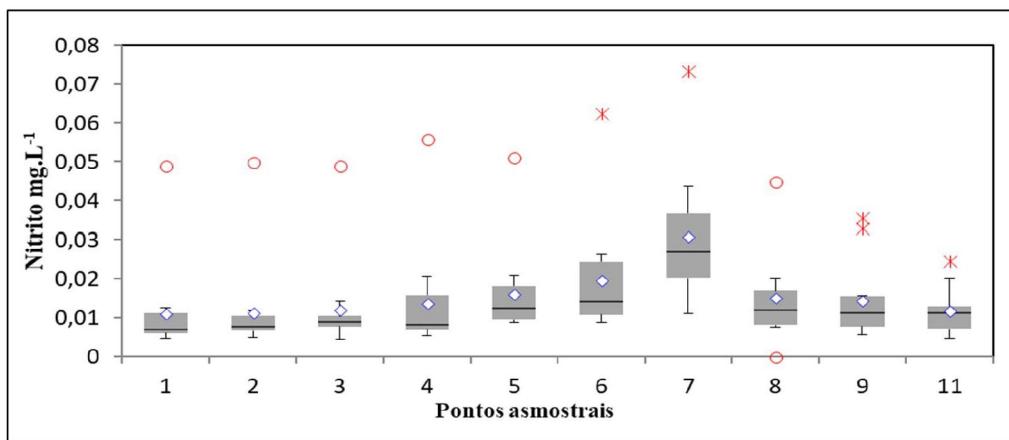
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 19– Monitoramento amônia durante o período amostral de um ano;



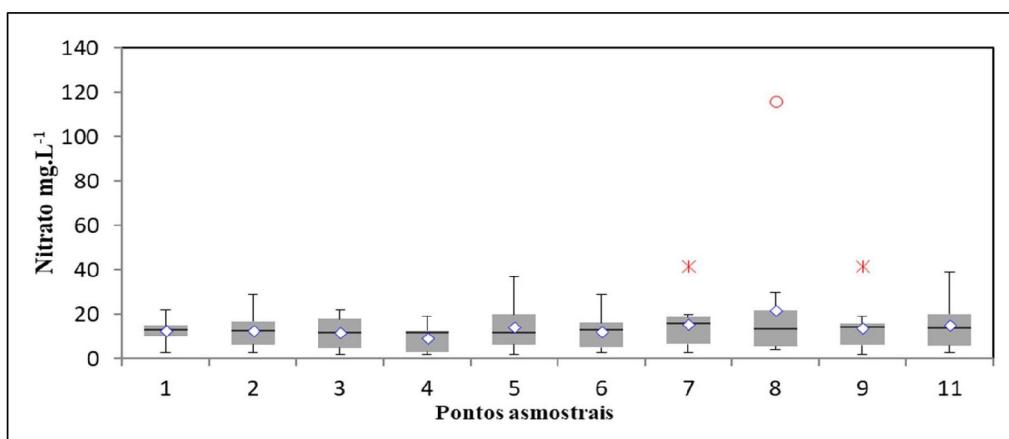
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 20– Monitoramento nitrito durante o período amostral de um ano;



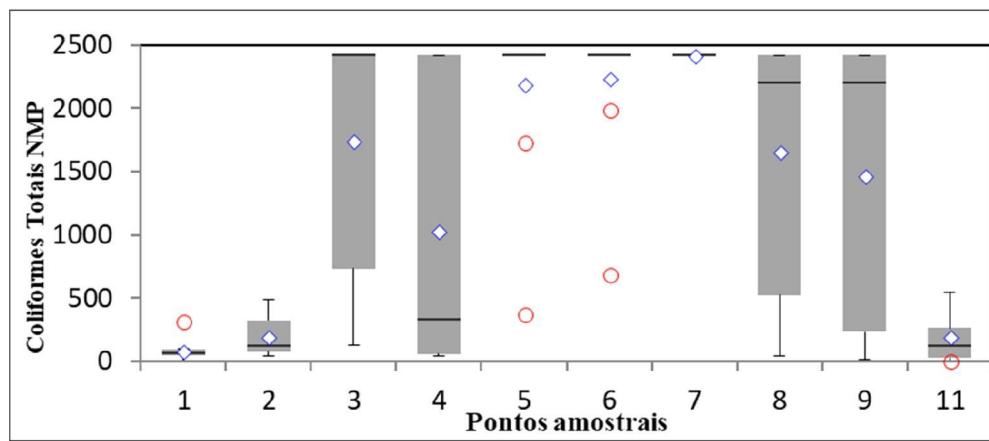
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 21– Monitoramento nitrato durante o período amostral de um ano;



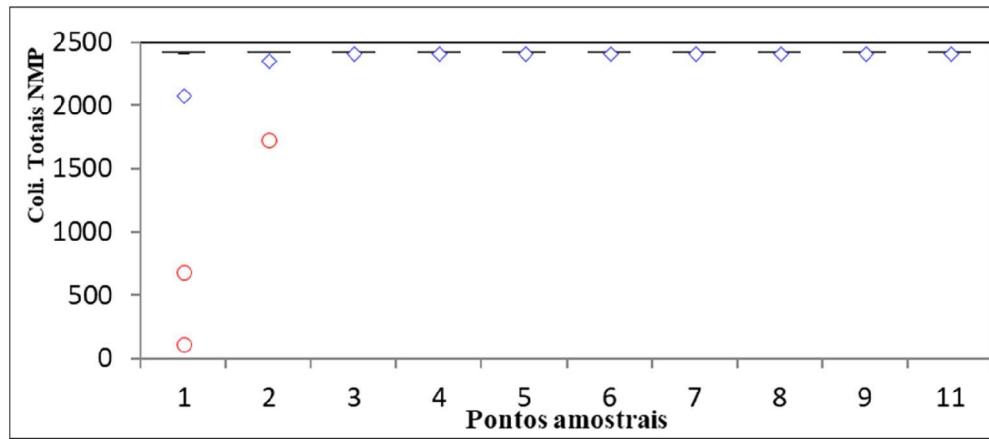
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 22– Monitoramento coliformes totais durante o período amostral de um ano;



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 23– Monitoramento coliformes termotolerantes durante o período amostral de um ano;



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

A Tabela 6 apresenta os valores médios amostrais durante o período analisado, cobrindo os meses de maio de 2016 a abril de 2017, como também apresenta estatisticamente a diferença entre os pontos amostrais pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

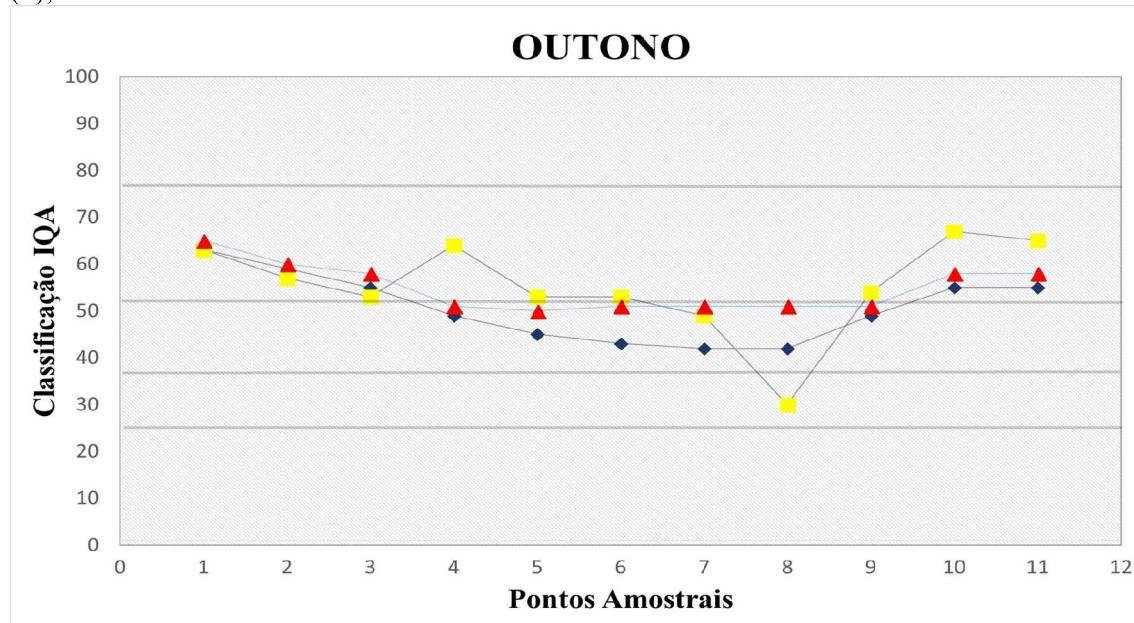
Tabela 6 –Análise estatística do monitoramento da qualidade da água - Valores seguidos pela mesma letra, subscrito, não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

PARÂMETROS	Pontos Amostrais											CV (%)
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
pH	6,55 ^A	6,60 ^A	6,81 ^A	6,75 ^A	6,84 ^A	6,94 ^A	6,91 ^A	6,90 ^A	7,02 ^A	7,0 ^A	7,03 ^A	6.7
Temperatura	16,41 ^B	17,17 ^B	17,81 ^B	17,82 ^B	18,12 ^{AB}	18,40 ^A	18,72 ^A	18,62 ^{AB}	18,92 ^{AB}	18,99 ^{AB}	19,68 ^{AB}	21.7
Condutividade	46,83 ^A	51,37 ^A	49,48 ^A	56,38 ^A	90,61 ^A	66,45 ^A	118,20	76,60 ^A	82,63 ^A	75,31 ^A	81,12 ^A	50.7
Oxigênio Dissolvido	8,71 ^B	8,30 ^{AB}	7,98 ^{AB}	8,29 ^{AB}	7,80 ^{AB}	7,83 ^{AB}	6,58 ^A	7,02 ^{AB}	7,45 ^{AB}	7,92 ^{AB}	7,89 ^{AB}	16.6
DBO	1,39 ^E	1,95 ^{DE}	2,42 ^{CDE}	2,43 ^{CDE}	3,0 ^{ABCD}	3,65 ^{ABC}	4,24 ^A	3,30 ^{ABC}	3,74 ^{AB}	2,99 ^{BCD}	2,47 ^{CDE}	31.8
DQO	0,90 ^D	1,32 ^{CD}	1,41 ^{CD}	1,48 ^{CD}	1,81 ^{BCD}	2,27 ^{ABC}	3,23 ^A	2,48 ^{ABC}	2,86 ^{AB}	2,26 ^{ABC}	1,71 ^{BCD}	47.7
Sólidos Totais	0,98 ^B	0,96 ^B	1,03 ^B	1,11 ^{AB}	1,11 ^{AB}	1,31 ^{AB}	1,44 ^A	1,35 ^{AB}	1,52 ^A	1,21 ^{AB}	1,14 ^{AB}	25.7
Sólidos Dissolvidos	0,42 ^A	0,30 ^A	0,30 ^A	0,35 ^A	0,35 ^A	0,41 ^A	0,44 ^A	0,40 ^A	0,47 ^A	0,32 ^A	0,33 ^A	67.6
Sólidos Suspensos	0,56 ^B	0,66 ^{AB}	0,72 ^{AB}	0,75 ^{AB}	0,77 ^{AB}	0,90 ^{AB}	1,00 ^A	0,96 ^{AB}	1,04 ^A	0,89 ^{AB}	0,81 ^{AB}	38.4
Sólidos Sedimentáveis	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Turbidez	10,72 ^A	16,84 ^A	19,89 ^A	22,21 ^A	22,80 ^A	24,15 ^A	21,16 ^A	24,11 ^A	17,35 ^A	20,76 ^A	22,38 ^A	82.0
Alcalinidade	40,00 ^A	41,00 ^A	40,17 ^A	38,50 ^A	40,67 ^A	43,83 ^{AB}	61,50 ^A	45,50 ^{AB}	58,00 ^{AB}	50,17 ^{AB}	53,50 ^{AB}	31.9
Dureza	10,37 ^A	10,59 ^A	10,09 ^A	8,55 ^A	10,65 ^A	9,71 ^A	11,40 ^A	8,16 ^A	12,34 ^A	9,15 ^A	10,15 ^A	60.7
Fósforo Total	1,20 ^A	1,20 ^A	1,14 ^A	1,19 ^A	1,16 ^A	1,22 ^A	1,18 ^A	1,21 ^A	1,16 ^A	1,18 ^A	1,14 ^A	39.9
Ortofosfato	0,84 ^A	0,86 ^A	0,87 ^A	0,82 ^A	0,91 ^A	1,00 ^A	1,26 ^A	0,95 ^A	0,93 ^A	0,83 ^A	0,86 ^A	38.1
Nitrito	0,01 ^B	0,01 ^B	0,01 ^B	0,01 ^B	0,02 ^B	0,02 ^A	0,03 ^B	0,02 ^B	0,01 ^B	0,01 ^B	0,01 ^B	278.4
Nitrato	12,83 ^A	12,67 ^A	12,00 ^A	9,58 ^A	14,67 ^A	12,25 ^A	15,67 ^A	22,00 ^A	14,08 ^A	15,25 ^A	14,75 ^A	85.5
Amônia	0,09 ^B	0,08 ^B	0,12 ^B	0,10 ^B	0,22 ^B	0,41 ^B	0,91 ^A	0,30 ^B	0,20 ^B	0,14 ^B	0,17 ^B	113.4
Coli. Totais	2188,8 ^B	2356,8 ^{AB}	2419,2 ^A	2419,2 ^A	2419,2 ^A	2419,2 ^A	2419,2 ^A	2419,2 ^A	2419,2 ^A	2419,2 ^A	2419,2 ^A	58.8
Coli. Termotolerantes	82,9 ^C	190,5 ^C	1680,7 ^{AB}	1032,5 ^{BC}	2191,4 ^A	2239,1 ^A	2419,2 ^A	1651,6 ^{AB}	1464,3 ^{AB}	375,6 ^C	175,7 ^C	10.2

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

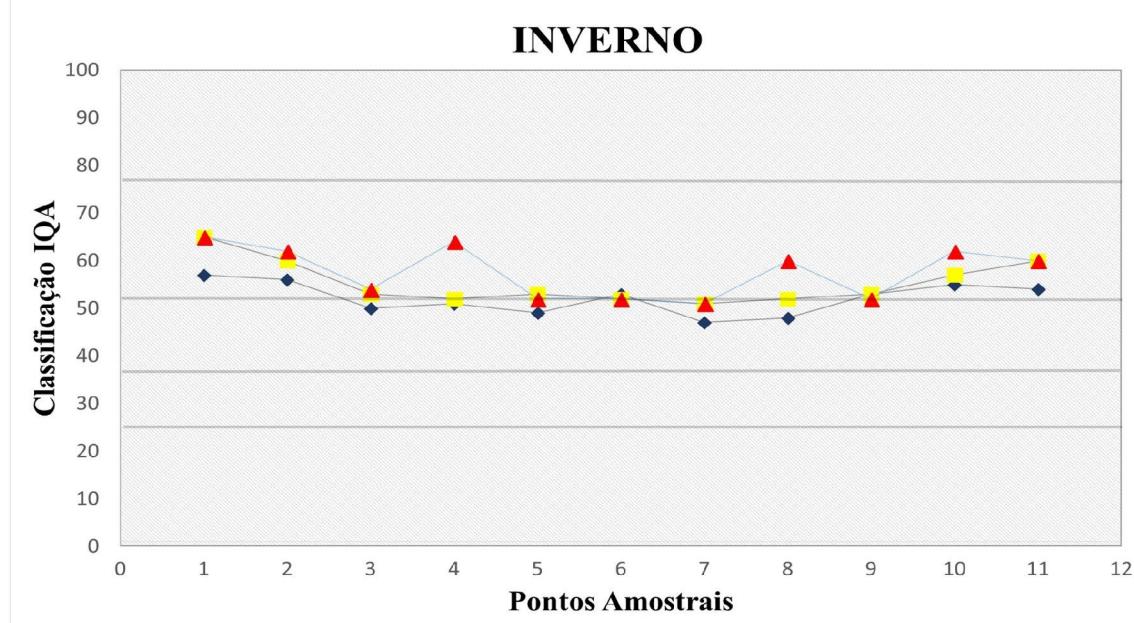
4.1.2 ÍNDICE DA QUALIDADE DA ÁGUA

Figura 24 – Análise da qualidade da água na estação do outono: maio (▲), março (■) e abril (◆);



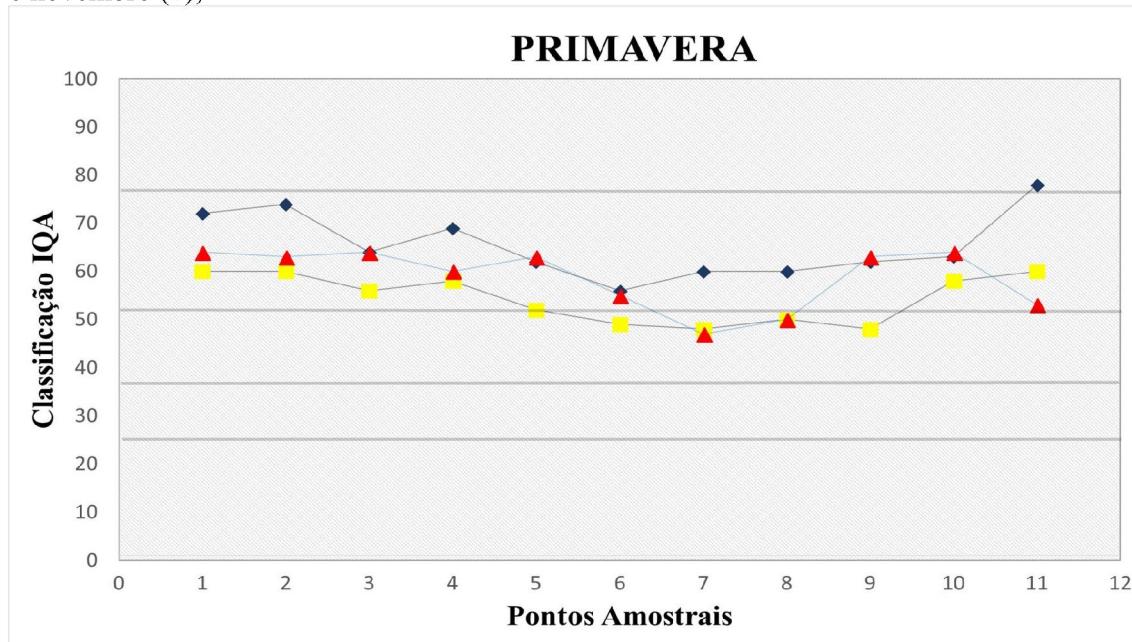
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 25 – Análise da qualidade da água na estação do inverno: junho (▲), julho (■) e agosto (◆);



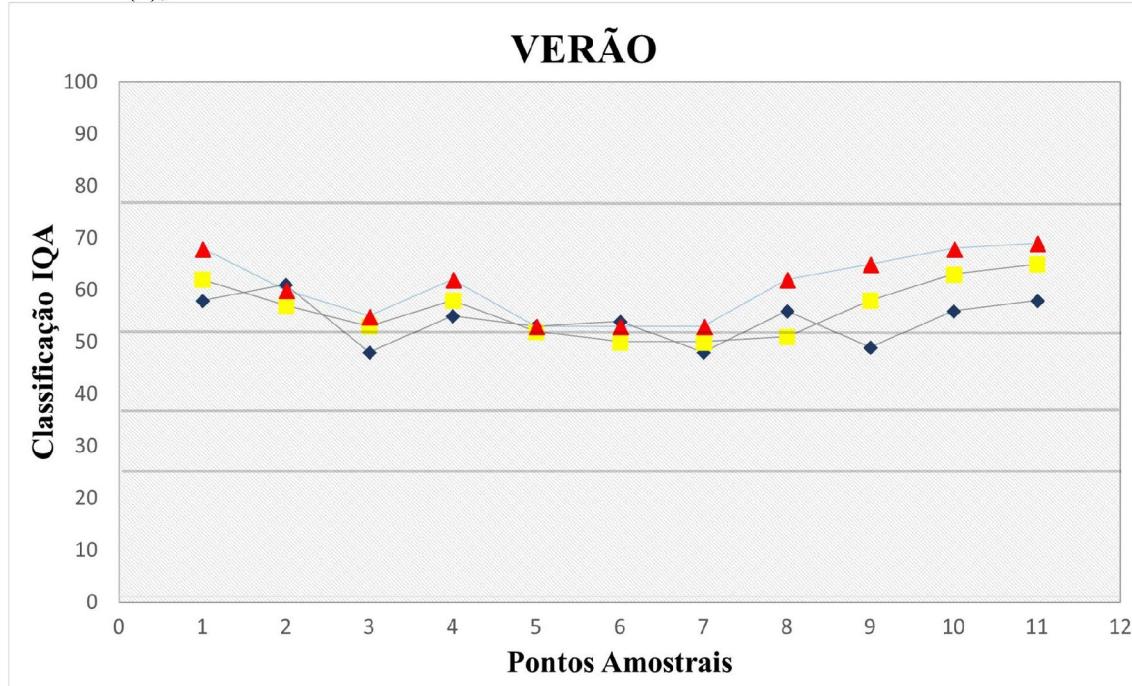
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 26 – Análise da qualidade da água na estação da primavera: setembro (▲), outubro (■) e novembro (◆);



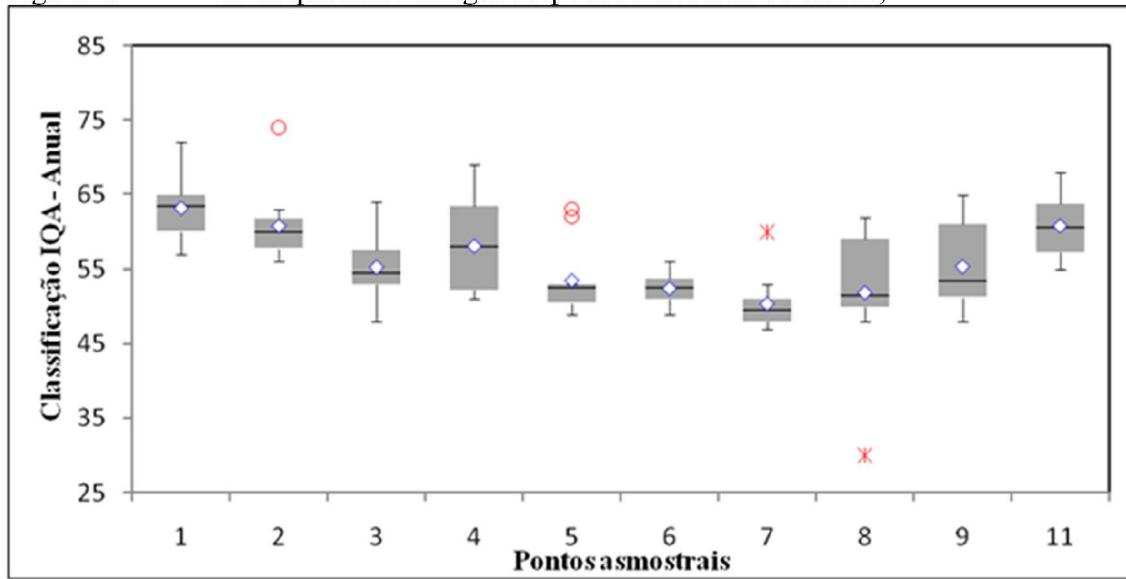
Fonte: Elaborado pelos autores, 2018;

Figura 27 – Análise da qualidade da água na estação do verão: dezembro (▲), janeiro (■) e fevereiro (◆);



Fonte: Elaborado pelos autores, 2018;

Figura 28 – Análise da qualidade da água no período amostral do estudo;



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Tabela 7 – Análise da média anual do IQA_{NFS} e média mensal por estação amostrada - Valores seguidos pela mesma letra, maiúscula na coluna, não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

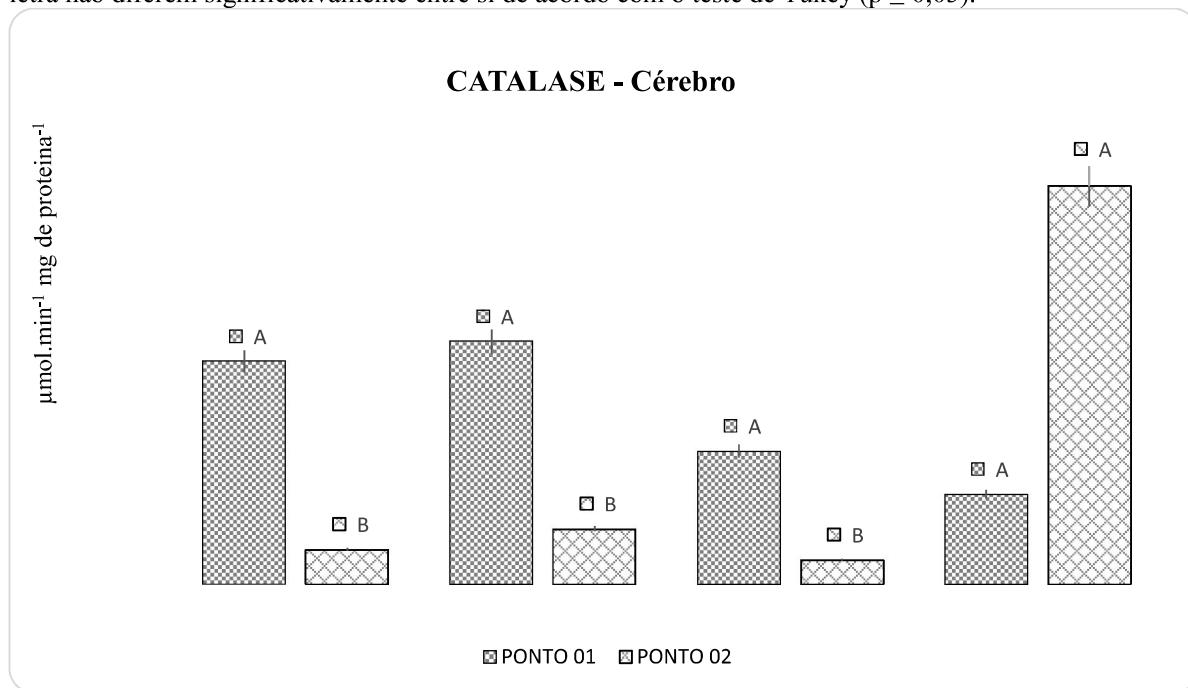
Ponto	Média e ponderação por estação				ANUAL	
	Outono	Inverno	Primavera	Verão	Média	Classificação
1	67,67A	62,33 A	65,33 A	62,67 AB	63,25 A	Bom
2	59,00 A	59,33 AB	65,67 A	59,33 AB	60,83 AB	Bom
3	58,33 AB	52,33 AB	61,33 A	52,00 AB	55,25 BCD	Bom
4	54,00 AB	55,67 AB	62,33 A	58,33 AB	58,08 ABC	Bom
5	51,00 AB	51,33 AB	59,00 A	52,67 AB	53,50 CD	Bom
6	51,67 AB	52,33 AB	53,33 A	52,33 AB	52,42 CD	Bom
7	51,67 AB	49,67 B	51,67 A	50,33 B	50,33 D	Regular
8	43,33 B	53,33 AB	53,33 A	56,33 AB	51,83 CD	Regular
9	48,67 AB	52,67 AB	57,67 A	57,33 AB	55,33 BCD	Bom
10	60,33 A	58,00 AB	61,67 A	62,33 AB	60,83 AB	Bom
11	61,00 A	58,00 AB	63,67 A	64,00 A	61,42 AB	Bom
CV (%)	9.08	6.93	11.67	7.98	9.22	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

4.1.3 ESTRESSE OXIDATIVO

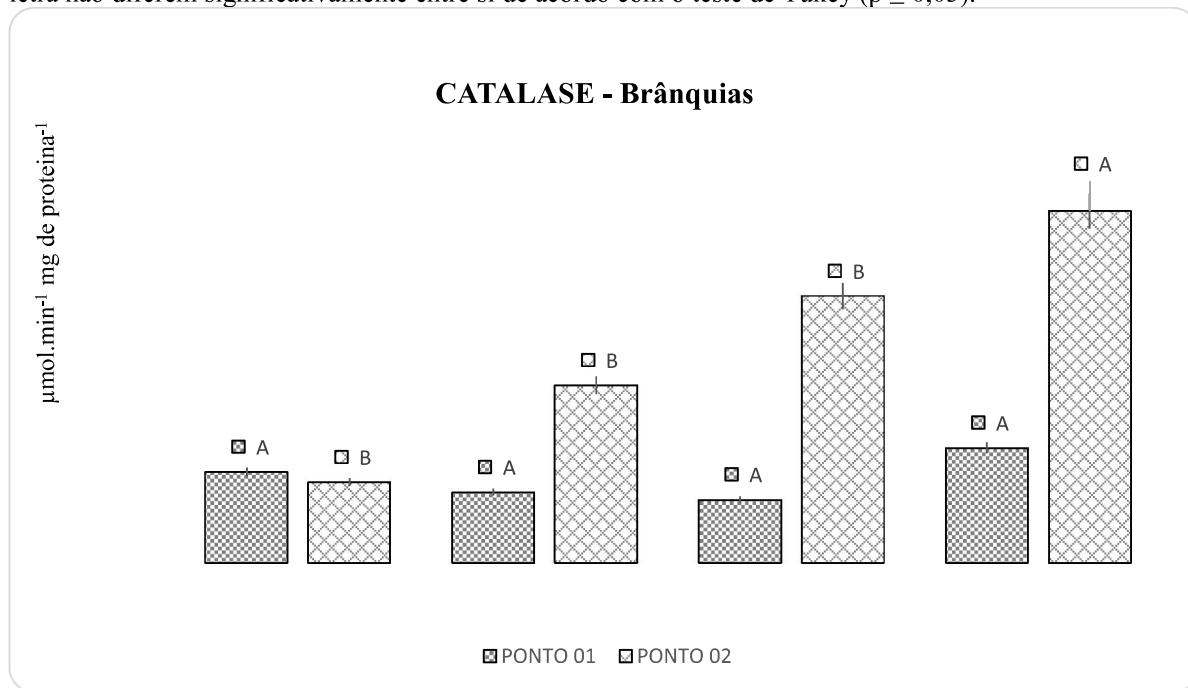
O estresse oxidativo nos tecidos do biomarcador foi realizado em dois pontos amostrais, os resultados pela enzima catalase e GST podem ser observados nas figuras abaixo:

Figura 29 – Análise das atividades enzimáticas da catalase no cérebro - Valores seguidos pela mesma letra não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).



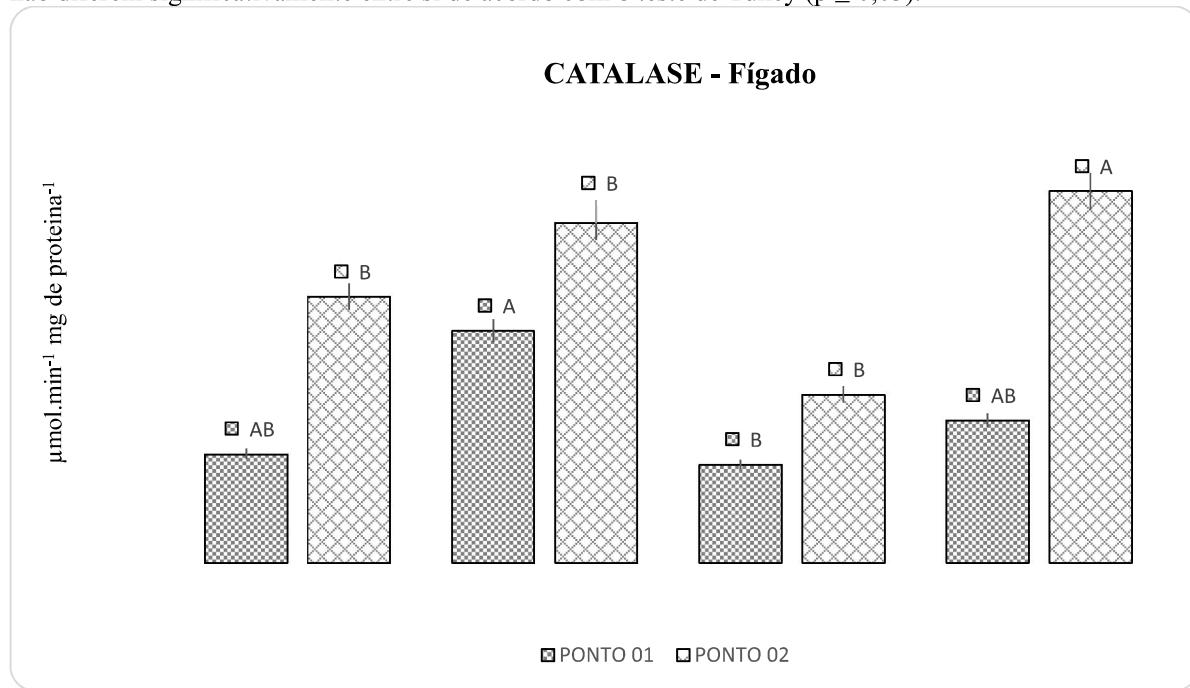
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 30 – Análise das atividades enzimáticas da catalase nas brânquias- Valores seguidos pela mesma letra não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).



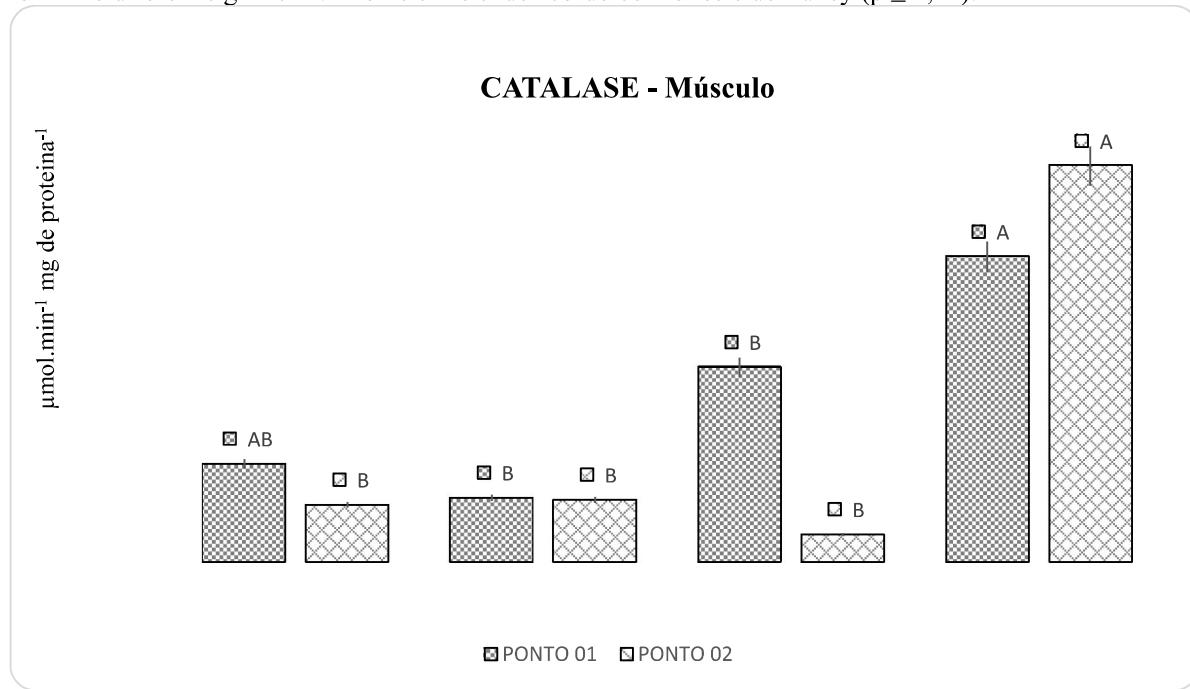
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 31 – Análise das atividades enzimáticas da catalase no fígado- Valores seguidos pela mesma letra não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).



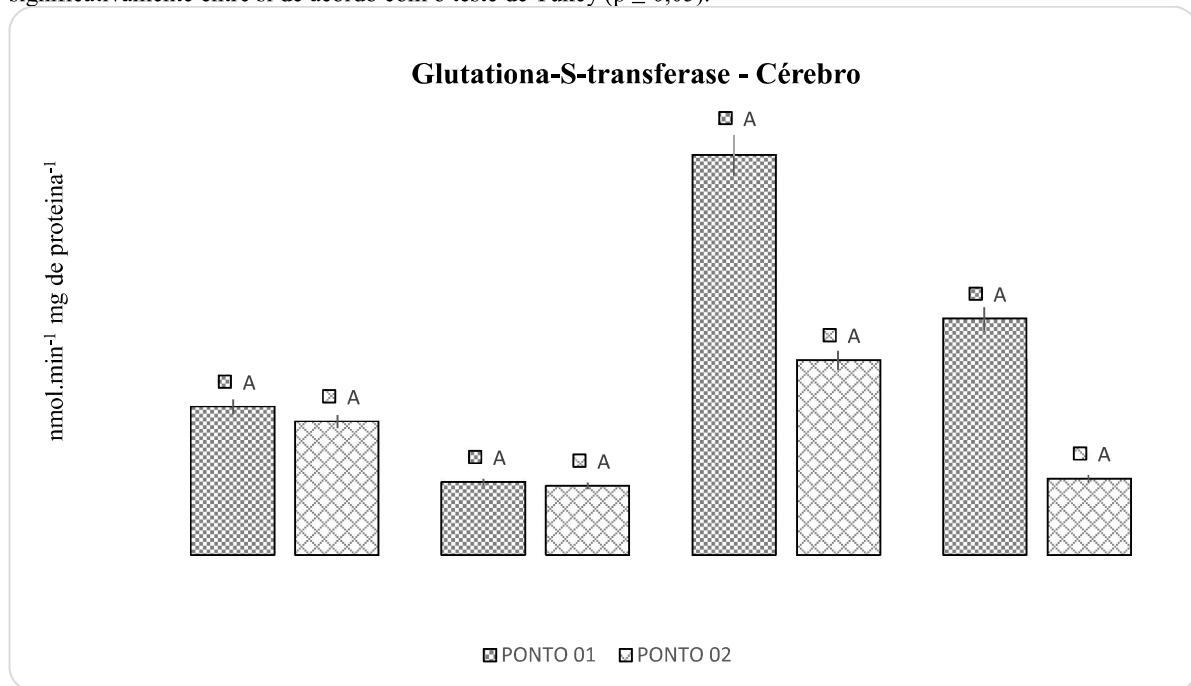
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 32 – Análise das atividades enzimáticas da catalase no músculo - Valores seguidos pela mesma letra não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).



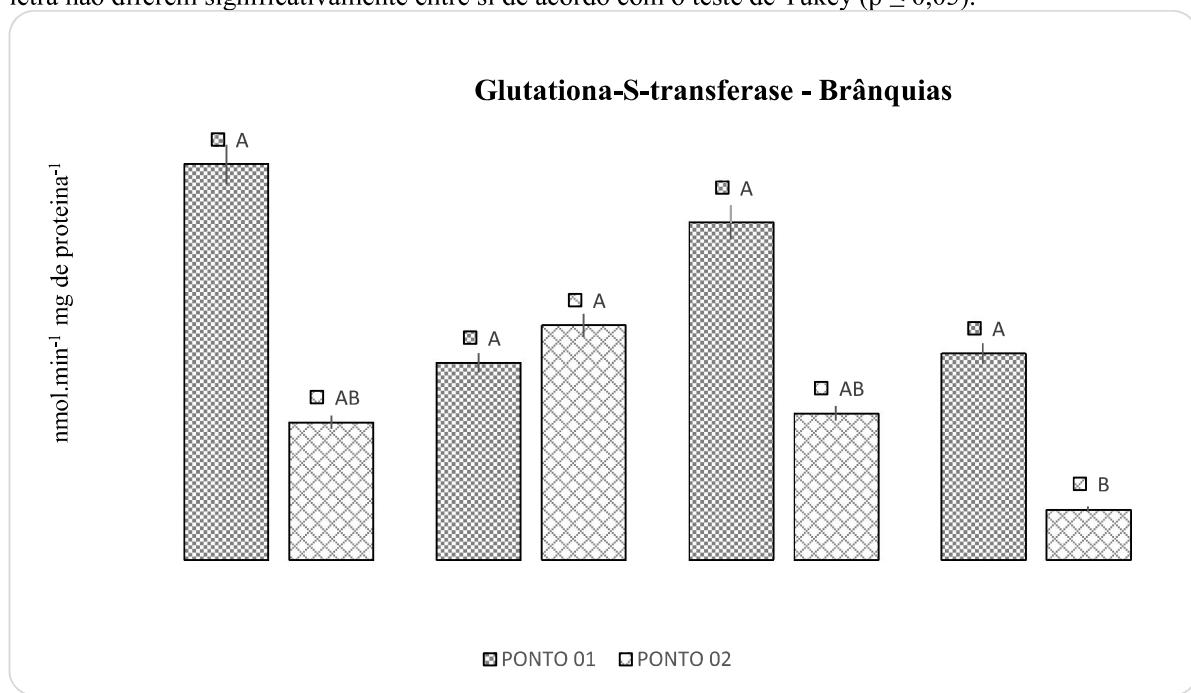
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 33 – Análise das atividades enzimáticas da GST no cérebro- Valores seguidos pela mesma letra não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).



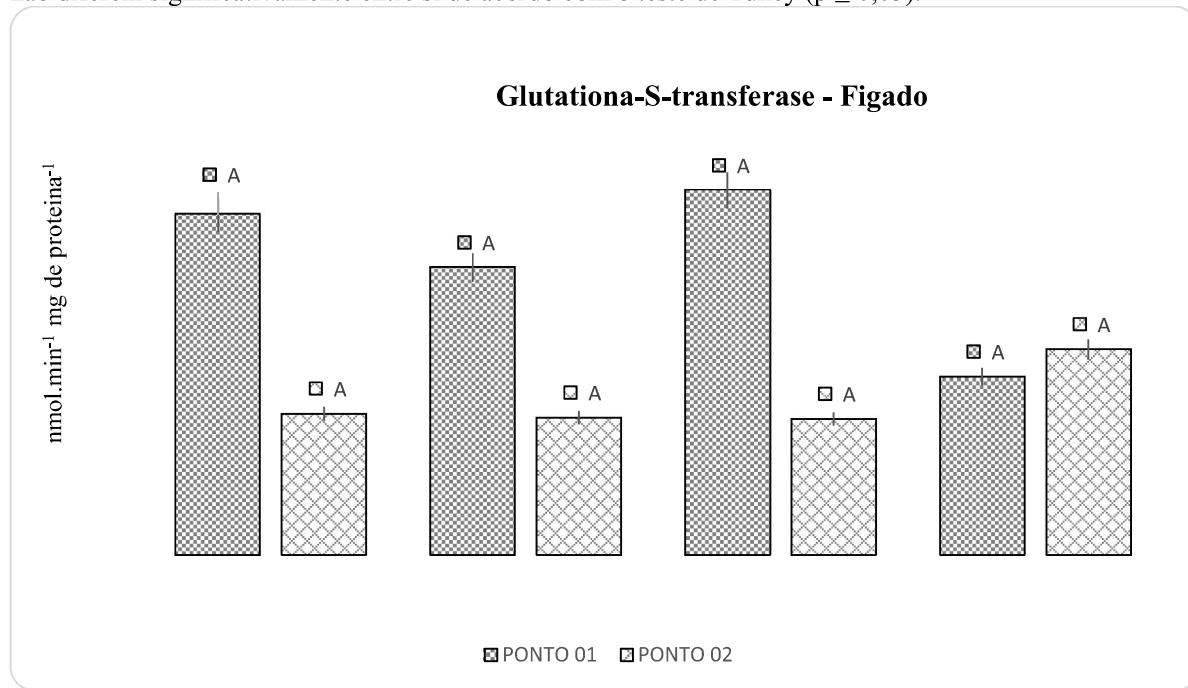
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 34 – Análise das atividades enzimáticas da GST nas brânquias- Valores seguidos pela mesma letra não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).



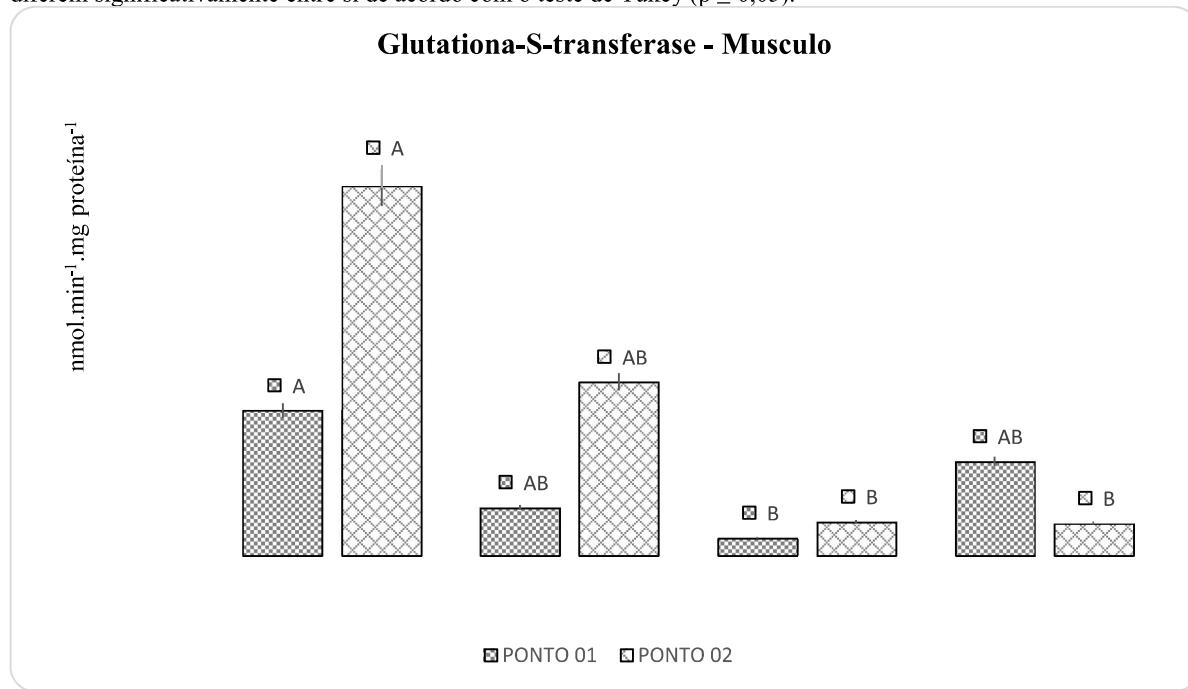
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 35 – Análise das atividades enzimáticas da GST no fígado- Valores seguidos pela mesma letra não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 36 – Análise das atividades enzimáticas da GST no musculo- Valores seguidos pela mesma letra não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

4.2 DISCUSSÃO

O estudo apresenta que o município de Caçador interfere na qualidade da água do Rio do Peixe, visto que os pontos amostrais com maior interação da área urbana com o recurso hídrico - alteram as características físico-químicas e biológicas do Rio do Peixe (Tabela 6.), essa relação também pode ser observada no índice de qualidade da água. Conforme a interação urbana do município é perceptível a diminuição da qualidade da água no rio do estudo, apresentando que as interações antropogênicas do município de Caçador alteram as características naturais do Rio do Peixe. Segundo Chen et al., (2018) a intensidade da interação antropogênica em torno dos recursos hídricos aumenta as atividades poluidoras, que consequentemente alteram as características naturais de um sistema hídrico.

Dentre os pontos amostrais realizado no estudo o ponto 7 (sete) apresenta ser o ponto com maior interação negativa ao decorrer do Rio na área urbana do município de Caçador (Tabela 6.), essa questão está atrelada ao lançamento de efluentes sanitários, visto que o mesmo está próximo de uma tubulação que comporta um dos maiores bairros do município, como também o mesmo está próximo ao lançamento de efluentes industriais de um empresa de curtume. Segundo a Agência Nacional da Água – ANA (2005) o município de Caçador apresenta uma interação negativa com o Rio do Peixe, devido ao lançamento de efluentes industriais e atividades de suinocultura. Schveitzer, Campos e Serafini (2018) apresentam que as atividades antrópicas do município de Caçador influenciam na qualidade da água, por meio de lançamento de efluentes industriais e domésticos.

Para Wijesiri, Deilami e Goonetilleke (2018) o uso do solo em torno dos corpos hídricos está relacionado com essas características, sendo que as atividades humanas apresentam uma contaminação direta e indireta na qualidade da água, mediante a sua necessidade de desenvolvimento. Nqwira e Lakudzala (2018) descrevem que essa ação pode estar relacionada com as atividades industriais, com o aumento da concentração da matéria orgânica e inorgânica nos corpos hídricos. Wu et al., (2018) complementa que o lançamento de efluentes sanitários é a principal interação das características físico-química e biológica de um corpo hídrico. Milledge et al., (2018) descrevem que o desenvolvimento urbano das cidades em torno de um sistema lóticos está fortemente relacionada com a concentrações de coliformes termotolerantes nos recursos hídricos.

Dados do Plano de Saneamento Básico de Caçador – PSBC apresentam que essa interação está associada com o lançamento de efluentes sanitário no Rio do Peixe, sendo que a destinação do esgotamento sanitário do município representa 70,71% fossa e filtro, 24,37% ligado à rede esgoto ou pluvial, 2,48% valas e 1,57% lagos ou diretamente no Rio do Peixe, no entanto, apresenta um elevado déficit de atendimento da população urbana com o sistema público de coleta, transporte e tratamento de esgoto sanitário, correspondendo a 95,39% (CAÇADOR, 2014). Campos, Borga e Ribeiro (2017) complementam que na área rural do município de Caçador a situação é mais precária, onde destinam 49.899% em poço negro, 44.064% em fossa e filtro biológico e 1.609% não apresentam nenhum tipo de tratamento, afetando diretamente a qualidade dos recursos hídricos.

Segundo Misra (2010) os efluentes sanitários precisam passar por um tratamento antes de ser lançado nos corpos receptores (sistema lótico). No entanto, unidades fossa e filtros anaeróbicos apresentam eficiência baixa, limitando-se entre 40 a 50% para DBO (COLARES; SANDRI, 2013) e 36,96% para DQO (WENDLING et al., 2018) quando o sistema possui tratamento adequado, mesmo que o esgoto não esteja *in natura* todo sistema de tratamento de efluentes sanitário do município do estudo deságua direta ou indiretamente no Rio do Peixe ou em seus afluentes (CAÇADOR, 2014). Devido a esse atual cenário o município fica exposto a um risco latente na saúde, sendo um fator comprometedor para a qualidade de vida e o desenvolvimento do município devido ao impacto ambiental permanente do município (PEREIRA, 2004; BELLUTA et al., 2016).

O parâmetro de coliformes termotolerantes comprova que o saneamento do município de Caçador é precário, visto que os valores analisados estão acima do estabelecido pelas legislações pertinentes, sendo que a Resolução CONAMA 357/05 estabelece 100 UFC.100ml¹ como limite de qualidade para Rios Classe II a qual se enquadra o Rio do Peixe, onde com exceção do primeiro ponto amostral os demais pontos amostrais apresentam essa características (Tabela 6.), sendo enfatizada quando o rio passa pela área urbana.

Além, desse parâmetro os parâmetros de fosforo total e nitrato não apresentam conformidade ambiental perante a Resolução CONAMA 357/05, visto que a mesma estabelece 0,1 mg.L⁻¹ de fosforo total e 10,0 mg.L⁻¹ para nitrato. Já quando relacionado a Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde apenas os parâmetros de coliformes termotolerantes, turbidez e nitrato não estão de acordo com o solicitado pela portaria, sendo que a mesma estabelece que tem que

apresentam ausência em 100 ml de amostra para coliformes termotolerantes, 5 uT para turbidez e 10,0 mg.L⁻¹ de nitrato.

No entanto, os demais parâmetros descritos no estudo que se enquadram ao estabelecidos pelas duas legislações pertinentes apresentam conformidade ambiental, que estabelecem turbidez (100 NTU), DBO (5 mg.L⁻¹), OD (5 mg.L⁻¹), nitrito (1,0), nitrato (10), fosforo total (0,1 mg.L⁻¹), sólidos dissolvidos totais (500 mg.L⁻¹) e pH (6,0 a 9,0) para a Resolução CONAMA 357/05, quando relacionado a Portaria 2.914/11 os parâmetros de dureza (500 mg.L⁻¹), sólidos dissolvidos totais (1000 mg.L⁻¹) e nitrito (1,0 mg.L⁻¹) apresentam conformidade ambiental.

Para Campos, Mello e Borga (2017) a situação da destinação de efluentes sanitários em área rural do município de Caçador necessita de uma atenção das autoridades públicas e privadas, visto que essa área apresenta poucas práticas ambientais para minimizar a interação dos efluentes sanitários com a contaminação hídrica. Campos, Mello e Ribeiro (2017) complementam que é primordial a implantação de um Plano Diretor Rural, como também o desenvolvimento de práticas ambientais para reverter essa interação.

O Rio do Peixe na área do presente estudo sofre com o lançamento de efluentes industriais (CAMPOS; BORGA; VAZQUEZ, 2017), como também efluentes de postos de lavação (CAMPOS et al., 2017) e efluentes provenientes de postos de abastecimento (WENDLING; CAMPOS, 2017) com os parâmetros em desacordo com as legislações ambientais pertinentes. Essa questão pode estar associada com o aumento da interação negativa da qualidade da água durante o percurso do Rio do Peixe na área urbana do município do estudo. Campos, Borga e Garcia (2017) complementam que essa questão também pode estar atrelada com os efluentes sanitários industrial, através da falta de monitoramento ambiental dos sistemas de tratamento quando também pela limpeza do sistema convencional de tratamento.

O estudo apresenta que no mês de outono o IQA dos pontos amostrais do estudo variaram de ruim a bom (30 – 67), no inverno apresentou uma variação de regular e bom (47 – 65), na primavera o estudo apresentou uma variação de regular a ótima (47 – 78) e a estação do verão apresentou uma Variação de regular a bom (48 – 69) no IQA_{NFS} – conforme apresenta Tabela 7. Assim, como, o monitoramento da qualidade da água os pontos amostrais em área urbana apresentaram maior interação negativa das ações antrópicas no índice de qualidade da água, visto que conforme a interação do município, os pontos amostrais apresentam uma

tendência na diminuição no IQA_{NFS}. No entanto, após interação do município como o Rio do Peixe o IQA_{NFS} tende a aumentar – essa questão pode ser analisada após o ponto amostral 10.

O Rio do Peixe após passagem nos municípios do estudo apresenta um decréscimo no IQA, onde em um estudo da análise da qualidade da água no terceiro município do estudo (Rio das Antas) que possui interação com o Rio do Peixe – apresenta uma ponderação(25 – 50) com uma classificação de “ruim” em 5 (cinco) pontos amostrais durante seu percurso no município de Videira/SC (DELFES; PERAZZOLI; GOLDBACH, 2015). Em um estudo realizado na água urbana do município de Joaçaba que apresenta interação as margens do Rio do Peixe, apresenta que quanto maior a interação urbana menor é o IQA_{NFS}, visto que o lançamento de efluentes sanitários *in natura* influencia na diminuição da qualidade da água – através de uma ponderação de péssimo a regular, no entanto, após interação urbana a qualidade da água tende a aumentar (FRINHANI; CARVALHO, 2010).

É possível observar no estudo a capacidade de autodepuração do Rio do Peixe, visto que conforme o aumento dos sólidos totais no percurso do rio na área urbana do município, diminui a concentração de OD, que consequentemente aumenta a DBO – por meio das ações de microrganismos aeróbicos, como também pode estar associado pela diluição, sedimentação e oxidação química. O processo de decomposição da matéria orgânica pode ser observado a partir do ponto amostral 6 - que apresenta a maior interação do aumento da concentração de sólidos totais, DBO e na diminuição de OD, onde após esse ponto o Rio do Peixe demonstra um aumento ao decorrer dos pontos amostrais de OD, comprovando sua capacidade da autodepuração.

Para Tian, Zhaoyin e Shang (2011) a capacidade de autodepuração do corpo hídrico na neutralização das cargas poluidoras é um mecanismo essencial para o desenvolvimento de alternativas que empregue meios de reverter o lançamento de efluentes, visto que o mesmo é um indicativo do mecanismo de recuperação natural dos recursos hídricos – que apresenta a capacidade máxima de interação de um contaminante. A capacidade de autodepuração do Rio do Peixe na área urbana é eficiente, visto que os valores de DBO não demanda de toda a capacidade que o rio apresenta de oxigênio dissolvido.

Braga et al., (2005) descreve que a matéria orgânica biodegradável é transformada em compostos orgânicos de cadeias mais complexas, como proteína e gorduras ou por compostos mais simples, como amônia, aminoácidos e dióxido de carbono pelo consumo de decompositores aeróbios, sendo uma ação realizada para a recuperação natural através do

lançamento de efluentes sanitários, industriais e outros. Yuan et al., (2018) cita que a autodepuração também apresenta uma interação com a DQO, visto que quanto maior a taxa de oxigênio no corpo hídrico, menor será a necessidade da DQO. Como a DBO a DQO no presente estudo apresentou maior necessidade quando há uma maior concentração de sólidos, como também menor interação de DQO quando o recurso hídrico apresenta uma alta concentração de OD.

Para Azzolini e Fabro (2012) o monitoramento dos sistemas de tratamento de efluentes indústrias é um método que auxilia na qualidade da água dos recursos hídricos. Campos, Borga e Garcia (2017) complementam que o monitoramento da fossa e filtro em empresas é um mecanismo para evitar a contaminação hídrica. Wendling et al., (2018) essa questão também deve ser desenvolvida por edificações residenciais, buscando a menor interação dos efluentes sanitários com os recursos hídricos.

Os resultados indicam que a atividade da catalase nos quatro tecidos amostrados (brânquia, fígado, cérebro e músculo) (Figuras 29 a 32) responderam a presença de algum contaminante presente no meio, devido as variações nas atividades. Podemos observar que no ponto 2 houve um aumento da atividade da enzima nas brânquias dos peixes coletados (Figura 30), como também no fígado (Figura 31). Já para cérebro (Figura 29) e músculo (Figura 32) o aumento foi observado no ponto 1. Essas alterações correspondem a algum composto com potencial tóxico presente no meio que provoca uma maior produção de espécies reativas de oxigênio nas células o que favorece o aumento da atividade da catalase, conforme observado.

Segundo Clasen et al., (2018) área com a interação de atividades humanas podem influenciar na capacidade enzimática dos peixes. A interação de contaminantes em meio aquático por herbicidas (VASVLKIV et al., 2011), pesticidas (CLASEN et al., 2018), metais pesados (McRAE; GAW; GLOVER, 2018), efluentes industriais (SAMANTA et al., 2018), características físicas da água, como temperatura (VINAGRE et al., 2012; KLEIN et al., 2017), influenciam na geração de radicais livres – ocasionando o estresse oxidativo. Miron et al., (2011) descreve que os parâmetros de qualidade da água estão relacionando com a sobrevivência dos peixes, em especial a *Rhamdia quelen*. Clasen et al., (2018) complementa que essa questão além de influenciar na sobrevivência dos peixes, alguns contaminantes podem ser bioacumulado e afetar a saúde humana pela interação da cadeia alimentar.

Já para a enzima GST foram observadas alterações estatisticamente significativas da atividade desta enzima somente em brânquias e músculo. Com relação as brânquias (Figura

34), podemos observar uma maior atividade no ponto 1 no outono, primavera e verão. Já para o musculo (Figura 35), o ponto 1 também foi o local onde a atividade está maior, com exceção apenas do verão. Estes resultados indicam que os organismos ainda possuem mecanismos de defesa antioxidante, pois tanto a catalase quanto a GST ainda respondem e mantêm suas atividades elevadas. Essa questão pode estar relacionada com a interação do município de Caçador, visto que é o primeiro município a apresentar interação direta (Urbanização) com a qualidade da água, no entanto, sua interação é perceptível, mesmo as enzimas apresentando uma atividade elevadas.

Segundo Baccarelli e Bollati (2009) relatam que diferentes xenobióticos em meio aquático são capazes de apresentar efeitos epigenéticos que acarretam o estresse oxidativo. Lunardelli et al., (2018) descreve que os sistemas lóticos com maior interação de atividade humanas – lançamento de efluentes, acarreta efeitos negativos nos biomarcadores das áreas com lançamento direto de contaminantes, ocasionando o estresse oxidativo em peixe. Mohanty e Samanta (2016) e Ballesteros et al., (2017) apresentam que áreas contaminadas com metais pelo lançamento de efluentes diminui a capacidade enzimática de peixes em rios, essa ação está relacionada com a geração dos EROs.

Para maior viabilidade do estudo do estresse oxidativo é necessário analisar a interação com os metais presentes nos tecidos, visto que os metais tóxicos são um mecanismo que auxilia no desenvolvimento de radicais livres (MOHANTY; SAMANTA, 2016). Conforme apresentado anteriormente o município de Caçador influência na qualidade da água, porém é necessário desenvolver mais testes para comprovar essa interação entre efeitos de metais versus biomarcadores, visto que no meio aquático apresenta vários fatores que desenvolvem o estresse oxidativo.

Com o estudo pode-se apresentar que o município de Caçador necessita desenvolver práticas e mecanismos sustentáveis para a minimização do impacto ambiental, mesmo que o Rio do Peixe apresente uma capacidade de depuração ao decorrer do sistema lótico com a área urbana e rural do município de Caçador. Dentre esses mecanismos seria viável a implantação continua da análise da qualidade da água do Rio do Peixe, por meio de parâmetros físicos, químicos e biológicos, como também análises por biomarcadores, visto que esses mecanismos são um meio que emprega a apresentação direta da qualidade do corpo hídrico.

A utilização de tratamento complementares de fossa e filtro é são mecanismos que auxilia na diminuição da interação do esgoto doméstico com a qualidade do Rio do Peixe.

Dados do PSBC apresenta que o município vem empregando tecnologias para minimizar essa interação, porém esse mecanismo foi empregado apenas em um bairro (Martello) do município de Caçador que não apresentou maior empenho de órgãos do município para o desenvolvimento dessa prática (CAÇADOR, 2014).

A elaboração do Plano de Gestão da Bacia Hidrográfica do Rio do Peixe, precisar ser desenvolvido pelo Comitê do Rio do Peixe, visto que o mesmo apresentará diretrizes para minimizar o impacto ambiental do município do estudo e dos demais que se atrelam a sua área, visto que as informações desenvolvidas no presente estudo apresenta a interação urbana do primeiro município com o Rio do Peixe, porém essas análises necessitam ser empregadas ao decorrer de toda a bacia hidrográfica.

5 CONCLUSÕES

O município de Caçador interfere na qualidade do recurso hídrico, por meio da contaminação por esgoto sanitário.

O Rio do Peixe não se enquadra para os parâmetros de coliformes termotolerantes, fosforo total e nitrato para a Resolução CONAMA 357/2005, também aos parâmetros de coliformes termotolerantes, turbidez e nitrato para a Portaria 2.914/2011 do ministério da saúde.

A atividade das enzimas catalase e GST podem ser consideradas bons indicadores da qualidade da água, pois foram observadas alterações nos dois pontos de coleta no Rio do Peixe.

Dessa forma, concluímos que as atividades antrópicas do município de Caçador influenciam na qualidade da água do Rio do Peixe, através do lançamento de efluentes industriais, mas principalmente pelo lançamento de efluentes sanitários, necessitando de um aprimoramento na gestão pública e privada para o processo de tratamento e destinação de efluentes sanitários urbanos e industriais, onde devido a essa interação inviabiliza seu uso e recreações para com o mesmo.

REFERÊNCIAS

ABARIKWU, S.O.; ESSIEN, E.B.; IYEDE, O.O.; JOHN, K.; MGBUDOM-OKAH, C. Biomarkers of oxidative stress and health risk assessment of heavy metal contaminated aquatic and terrestrial organisms by oil extraction industry in Ogale, Nigeria. **Chemosphere**, v.185, p.412-422, Oct. 2017.

ABARSHI, M.M.; DANTALA, E.O.; MADA, S.B. Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of croaker fish from oil spilled rivers of Niger Delta region, Nigeria. **Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine**, v.7, n.6, p.563-568, Jun. 2017.

ABATE, A.R.; HUGHES, D.A.; RETIEF, D.C.H.; MANTEL, S.K. A management-oriented water quality model for data scarce catchments. **Environmental Modelling & Software**, v.97, p.93-111, Nov. 2017.

ABIA, A.L.K.; UBOMBA-JASWA, E.; GENTHE, B.G.; MOMBA, M.N.B. Quantitative microbial risk assessment (QMRA) shows increased public health risk associated with exposure to river water under conditions of riverbed sediment resuspension. **Science of The Total Environment**, v.566-567, p.1143-1151, Oct. 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DA ÁGUA. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Agência Nacional de Águas, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. - Brasília: ANA, SPR, 2005.

AGÊNCIA NACIONAL DA ÁGUA. **Indicadores de Qualidade – Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 07 de Abril de 2017.

AGUILAR-BETENCOURT, C.M.; GONZÁLEZ-SANSÓN, G.; KIDD, K.A.; MUNKITTRICK, K.R.; CURRY, R.A.; KOSONOV-ACEVES, D. LUCANO-RAMÍREZ, G.; RUIZ-RAMÍREZ, G.; FLORES-ORTEGA, J.R. Fishes as

indicators of untreated sewage contamination in a Mexican coastal lagoon. **Marine Pollution Bulletin**, v.113, n.1-2, n.100-109, Dec. 2016.

AHMAD, I.; PACHECO, M.; SANTOS, M. A. Anguilla anguilla L. oxidative stress biomarkers: An *in situ* study of freshwater wetland ecosystem (Pateira de Fermentelos, Portugal). **Chemosphere**, v.65, n.6, p.952-962. Nov. 2006.

AISSE, M.M. **Sistema Econômico de Tratamento de Esgotos Sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2000.

ALI, S.M.; SABAE, S.Z.; FAYEZ, M.; MONIB, M.; HEGAZI, N.A. The influence of agro-industrial effluents on River Nile pollution, **Journal of Advanced Research**, v.2, n.1, p.85-95, Jan. 2011.

ALTANSUKH, O.; DAVAA, G. Application of index analysis to evaluate the water quality of the Tuul River in Mongolia. **Journal of Water Resource and Protection**, v.3, p.398-414, Jun. 2011.

ALVES, G.A. Bioindicadores de qualidade da água: Uma ferramenta para perícia ambiental criminal. **Acta de Ciências e Saúde**, v.5, n.1, p.135-139. 2016.

AMÉRAND, A.; MORTELETTE, H.; BELHOMME, M.; MOISAN C. Silvering and swimming effects on aerobic metabolism and reactive oxygen species in the European eel. **Respiratory Physiology & Neurobiology**, v.235, p.40-44, Jan. 2017.

ANDERSEN, J.H.; SCHUETER, L.; ERTEENBIERG, G. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. **J. Plankton Res.**, v.28 p.621-628, 2006.

ANDRADE, A.R.; FELCHAK, I.M. A poluição urbana e impacto na qualidade da água do Rio das Antas - Irati/PR. **Geoambiente On-line**, Jataí, n.12, v.1, p.108-132, Jan./Jun. 2009.

ANDRADE, L.N. Autodepuração dos corpos d'água. **Revista da Biologia**, v.5, p.16-19, Dez. 2010.

ANTAS, F.P.S.; MORAIS, E.R.C. Monitoramento da qualidade química da água para fins de irrigação no Rio Açu-RN. **HOLOS**, v.4, n.27, p.23-28, 2011.

APHA. **Standard Methodos for Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. Washington: AWWW-WPCF, 2005.

ARAÚJO, L. E.; SOUSA, F. A. S.; NETO, J. M. M.; SOUTO, J. S.; REINALDO, L. R. L. R. Bacias hidrográficas e impactos ambientais. **Qualitas Revista Eletrônica**, v.8, n.1, p.1-18, 2009.

ARAUJO, C.R.M.; SANTOS, V.L.A.; GONSALVES, A.A. Acetylcolinesterase - AChE: Uma Enzima de Interesse Farmacológico. **Rev. Virtual Quim.**, v.8, n.6, p.1818-1834, 2016.

ARIAS, A.R.L.; BUSS, D.F.; ALBURQUERQUE, C.; INÁCIO, A.F.; FREIRE, M.M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D.F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.12, n.1, p.61-72, Jan./Mar. 2007.

ASIF, S.; CHAUDHARI, A.; GIREESH-BABU, P.; CHAUDHURI, P.R.; RAMKRISHNA, S. Immobilization of fluorescent whole cell biosensors for the improved detection of heavy metal pollutants present in aquatic environment. **Materials Today: Proceedings**, v.3, p.3492–3497, 2016.

ASSIS, C.R.D.; LINHARES, A.G.; OLIVEIRA, V.M.; FRANÇA, R.C.P.; CARVALHO, E.V.M.M.; BEZERA, R.S. CARVALHO-JUNIOR, L.B. Comparative effect of pesticides on brain acetylcholinesterase in tropical fish. **Science of The Total Environment**, v.441, p.141-150, Dec. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.

AZEVEDO-LINHARES, M.; FREIRE, C.A. Evaluation of impacted Brazilian estuaries using the native oyster *Crassostrea rhizophorae*: Branchial carbonic anhydrase as a biomarker. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.122, p.483-489, Dec. 2015.

AZZOLINI, J.C.; FABRO, L.F. Controle da eficiência do sistema de tratamento de efluentes de uma indústria de celulose e papel da região do meio este de Santa Catarina. **Unoesc & Ciência – ACET**, Joaçaba, v.3, n.1, p.75-90, Jan./Jun. 2012.

BACCARELLI, A., BOLLATI, V. Epigenetics and environmental chemicals. **Curr. Opin. Pediatr.** 21, 243–251, 2009.

BACCHETTA, C.; ALE, A.; SIMONIELLO, M.F.; GERVASIO, S.; DAVICO, C.; ROSSI, A.S.; DESIMONE, M.F.; PALETTA, G.; LÓPES, G.; MONSERRAT, J.M.; CAZENAVE, J. Genotoxicity and oxidative stress in fish after a short-term exposure to silver nanoparticles. **Ecological Indicators**, v.76, p.230-239, May. 2017.

BACK, Á.J.; POLA, A.C.; LADWIG, N.I.; SCHWALM, H. Erosive rainfall in Rio do Peixe Valley in Santa Catarina, Brazil: Part I - Determination of the erosivity index. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.21, n.12, p.774-779, 2017.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BALLESTEROS, M.L.; RIVETTI, N.G.; MORILLO, D.O.; BERTRAD, L.; AMÉ, M.V.; BISTONI, M.A. Multi-biomarker responses in fish (*Jenynsia multidentata*) to assess the impact of pollution in rivers with mixtures of environmental contaminants. **Science of The Total Environment**, v.595, p.711-722, Oct. 2017.

BAPTISTA, C.; SANTOS, L. Water quality monitoring in the Paul do Boquilobo Biosphere Reserve. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v.94, p.180-187, Aug. 2016.

BARBOSA, K.B.F.; COSTA, N.M.B.; ALFENAS, R.C.G.; DE PAULA, S.O.; MINIM, V.P.R.; BRESSAN, J. Estresse oxidativo: conceito, implicações e fatores modulatórios. **Rev. Nutr.**, v.23, n.4, p.629-643, Jul./Aug. 2010.

BARBOSA, A.H.S.; SILVA, C.S.P.; ARAÚJO, S.E.; LIMA, T.B.B.; DANTAS, I.M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em um trecho do Rio Apodi-Mossoró. **HOLOS**, v.7, n.32, p.121-132, 2016.

BARCLAY, J.R.; TRIPP, H.; BELLUCCI, C.J.; WARNER, G.; HELTON, A.M. Do waterbody classifications predict water quality?. **Journal of Environmental Management**, v.183, n.1, p.1-12, Dec. 2016.

BARROS, F.G.N.; AMIN, M.M. Água: um bem econômico de valor para o Brasil e o mundo. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, Taubaté, v.4, n.1, p.75-108, Jan./Abr. 2008

BARROS, L.S.S.; CRUZ, C.R.; SILVA, V.C. Qualidade das águas de nascentes na bacia hidrográfica do rio Paraguaçu, Cruz das Almas, Bahia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20. n.3, p.668-676, Jul./Set. 2015.

BASTOS, F.F.; HAUSER-DAVIS, R.A.; TOBAR, S.A.L. CAMPOS, R.C.; ZIOLLI, R.L.; BASTOS, V.L.F.C.; BASTOS, J.C. Enzymatic GST levels and overall health of mullets from contaminated Brazilian Lagoons. **Aquatic Toxicology**, v.126, p.414-423, Jan. 2013.

BATISTA, D.F.; CABRAL, J.B.P.; CARVALHO, C.B.; NASCIMENTO, E.S. Caracterização e diagnóstico das águas do Ribeirão Paraíso em Jataí-Goiás. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.9, n.6, p.2132- 2147, 2016.

BELLUTA, I.; JESUS, S.A.; VIEIRA, M.P.; CORRÊA, N.M.; RALL, V.L.M.; VALENTE, J.P.S. Qualidade da Água, Carga Orgânica e de Nutrientes na Foz do Córrego da Cascata: Contribuição da Sub-Bacia para a Represa de Barra Bonita, Rio Tietê (SP). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.9, n.1, p.305-318, 2016.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2013, Cap. 22, p.849.870.

BEUTLER, E. **Red Cell Metabolism: A manual of biochemical methods**. New York: Grune and Stratton, 1975.

BIANCHI, E.; GOLDONI, A.; TRINTINAGLIA, L.; LESSING, G.; CEM, S.; NASCIMENTO, C.A.; ZIULKOSKI, A.L.; SPILKI, F.R.; SILVA, L.B. Evaluation of genotoxicity and cytotoxicity of water samples from the Sinos River Basin, southern Brazil. **Braz. J. Biol.**, v.75, n.2, p. S68-S74 (suppl.), 2015.

BHUIYAN, A.B.; MOKHTAR, M.B.; TORIMAN, M.E.; GASIM, M.B.; TA, G.C.; ELFITHRI, R.; RAZMAN, M.R. The Environmental risk and water pollution: A review from the river basins around the world. **American-Eurasian Journal of Sustainable Agriculture**, v.7, n.2, p.126-136, 2013.

BHUYAN, S.; BAKAR, M.A.; AKHTAR, A.; HOSSAIN, M.B.; ALI, M.M.; ISLAM, S. Heavy metal contamination in surface water and sediment of the Meghna River, Bangladesh. **Environmental Nanotechnology, Monitoring& Management**, v.8, p.273-279, Dec. 2017.

BOLLMANN, H.A.; MARQUES, D.M. Bases Para a Estruturação de Indicadores de Qualidade de Águas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.5, n.1, p.37-60, Jan./Mar. 2000.

BOLLMANN, H.A.; EDWIGES, T. Avaliação da qualidade das águas do Rio Belém, Curitiba-PR, com o emprego de indicadores quantitativos e perceptivos. **Eng. sanit. ambient.**, v.13, n.4, p.43-452, Out./Dez. 2008.

BORHETTI, N.R.B.; BORGHETTI, J.R.; ROSA-FILHO E.F. **A integração das águas: revelando o verdadeiro Aquífero Guarani**. Curitiba: Edição da Autora, 2011.

BORTOLETTO, E.C.; SILVAB, H.A.; BONIFÁCIO, C.M.; TAVARESD, C.R.G. Water quality monitoring of the Pirapó River watershed, Paraná, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v.75, n.4, suppl.2, p.S148-S157, 2015.

BRAGA, B.; HESPAÑHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental: O desafio do desenvolvimento sustentável**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRAUN, N.; LIMA, R.L.; MORAES, B.; LORO, V.L.; BALDISSEROTTO, B. Survival, growth and biochemical parameters of silver catfish, *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824), juveniles exposed to different dissolved oxygen levels. **Aquaculture Research**, v.37, p.1524-1531, 2006.

BREGUNCE, D.T.; JORDAN, E.N.; DZEIDZIC, M.; MARANHO, L.T.; CUBAS, S.A. Avaliação da Qualidade da Água do Ribeirão dos Müller, Curitiba-PR, **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.16, n.3, p.39-47, Jul./Set. 2011.

BROUSSARD, W.; TURNER, R.R. A century of changing land-use and water quality relationships in the continental US. **Front Ecol Environ**, v.7, n.6, p.302–307, 2009.

BROWN, R. M.; McCLELLAND, N.I.; DEININGER, R.A.; TOZER, R.G. A water quality index - do we dare?. **Water Sewage Works**, v.117, n.10, p.339-343, 1970.

BUSCH, W.; SCHMIDT, S.; KUHNE, R.; SCHULZE, T.; KRAUSS, M.; ALTBURGER, R. Micropollutants 20 in European rivers: A mode of action survey to support the development of effect-based 21 tools for water monitoring. **Environ. Toxicol. Chem.**, v.35, n.8, p.1887-1899, 2016.

BUENO, L.D. **Uso e ocupação do solo: Uma estratégia para o zoneamento sustentável**. Caçador: UNIARP, 2013.

CAÇADOR. Plano de Saneamento Básico do Município de Caçador. Caçador: Notus Serviço de Engenharia S/C LTDA, 2009.

CAMPOS, R.F.F.; BORGA, T.; MELLO, O. Destinação de efluentes sanitários na área rural do município de Caçador, Santa Catarina, Brasil. **Geoambiente On-line**, Jataí, n.19, p.79-87, Jul./Dez. 2017.

CAMPOS, R.F.F.; BORGA, T.; VAZQUEZ, E.M. Monitoreo de una estación de tratamiento de efluentes proveniente de una empresa de reciclaje de plástico delmunicipio de Caçador, Santa Catarina, Brasil. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental – REGET**, Santa Maria, v.21, n.2, p.158-165, Mai./Ago. 2017.

CAMPOS, R.F.F.; BORGA, T.; GARCIA, S.S. Caracterización de los controles ambientales de una empresa de producción de plástico del municipio de Caçador-SC, Brasil. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental – REGET**, Santa Maria, v.21, n.3, p.186-199, Set./Dez. 2017.

CAMPOS, R.F.F.; MELLO, O.R.; BORGA, T. Análise das políticas públicas e o perfil da atual destinação de efluentes sanitários no interior do município de Caçador/SC. **InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v.12, n.2, p.45-59, Dez. 2017.

CAMPOS, R.F.F.; WENDLING, C.S.; MATIAS, C.A.; PEREIRA, G.; SCHVEITZER, B. Análise da interação de um sistema separador de água e óleo de um processo de lavação de automotores com o município de Caçador, Santa Catarina, Brasil. **InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v.12, n.2, p.62-71, Dez. 2017.

CAMPOS, R.F.F.; BARCAROLI, I.F.; MATIAS, C.A.; WENDLING, C.S. Viabilidade ambiental da utilização do biomonitoramento de sistema lóticos: Perspectiva da implantação na Bacia Hidrográfica do Rio do Peixe, Santa Catarina. In: 1º Congresso Nacional de Ciência, Arte e Tecnologia, 2017, Lages, **Anais...**, 21ª Mostra Científica, 2017.

CAMPOS, R.F.F.; MELLO, O.R.; BORGA, T. Análise das políticas públicas e o perfil da atual destinação de efluentes sanitários no interior do município de Caçador/SC. **InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v.12, n.2, p.45-59, 2018.

CARDOSO, R.S.; NOVAES, C.P. Variáveis limnológicas e macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v.1, n.5, p.16-35, 2013.

CAROLIN, C.F.; KUMAR, P.S.; SARAVANAN, A.; JOSHIBA, G.J.; NAUSHAD, M. Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.5, n.3, p.2782-2799, Jun. 2017.

CARVALHO, M.S.; MANNICH, M.; PINTO, B.V.; CUNHA, C.M.I. Variação nictemeral de qualidade da água em rios urbanos: implicações no monitoramento. **Revista de Gestão de Água da América Latina – REGA**, Porto Alegre, v.13, n.2, p.129-141, Jul./Dez. 2016.

CLASEN, B.; LORO, V.L.; MURUSSI, C.R.; TIECHER, T.L. MORAES, B.; ZANELLA, R. Bioaccumulation and oxidative stress caused by pesticides in Cyprinus carpio reared in a rice-fish system. **Science of The Total Environment**, v.626, p.737-743, 2018.

CÉREBRO, R.A.; CEDERGREEN, N. Biomarkers in aquatic plants: selection and utility. **Rev Environ Contam Toxicol.**, v.198, p.49-109, 2009.

CHINYAMA, A.; NCUBE, R.; ELA, W. Critical pollution levels in Umguza River, Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth**, v.93, p.76-83, Jun. 2016.

CHEN, Z.; KAHN, M.E.; LIU, Y.; WANG, Z. The consequences of spatially differentiated water pollution regulation in China. **Journal of Environmental Economics and Management**, v.88, p.468-485, Mar. 2018.

CHUPIL, H. **Acidentes ambientais e planos de contingência**. Curitiba: Inter Saberes, 2014.

CINCINELLI, A.; MARTELLINI, T.; VULLO, D.; SUPURAN, C.T. Anion and sulfonamide inhibition studies of an α -carbonic anhydrase from the Antarctic hemoglobinless fish Chionodracohamatus. **Bioorganic & Medicinal Chemistry Letters**, v.23, n.23, p.5485-5489. Dec. 2015.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Ambi-Agua**, Taubaté, v.8, n.1, p.172-185, 2013.

COSTA, S. C.; HARTZ, S. M. Evaluation of trace metals (cadmium, chromium, copper and zinc) in tissues of a commercially important fish (*Leporinusobtusidens*) from Guaíba Lake, Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 1, p. 241-250, 2009.

COSTA, B.N.S.; PINHEIRO, S.C.C.; AMANDO, L.L.; LIMA, M.O. Microzooplankton as an indicator of environmental quality at an industrial complex in the Brazilian Amazon. **Ecological Indicators**, v.66, p. 220-229, Jul. 2016.

CUI, B.; ZHANG, Q.; ZHANG, K.; LIU, X.; ZHANG, H. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. **Environmental Pollution**, v.159, p.1297-1306, 2011.

CUKROV, N.; CMUK, P.; MLAKAR, M.; OMANOVIC, D. Spatial distribution of trace metals in the Krka River, Croatia: An example of the self-purification. **Chemosphere**, v.72, n.10, p.1559-1566, Aug. 2008.

DEBÉN, S.; ABOAL, J.R.; CARBALLEIRA, A.; CESA, M.; FERNÁNDEZ, J.A. Monitoring river water quality with transplanted bryophytes: A methodological review. **Ecological Indicators**, v.81, p.461-470, Oct. 2017.

DELFES, M.; PERAZZOLI, P.; GOLDBACH, A. Avaliação qualitativa da água do Rio do Peixe na área urbana do município de Videira/SC. **Unoesc & Ciência – ACET**, Joaçaba, v. 6, n. 2, p.133-140, Jul./Dez. 2015.

DELLAMATRICE, P.M.; MONTEIR, R.T.R. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.12, p.1296-1301, 2014.

DIAS, R. **Gestão Ambiental: Responsabilidade Social e Sustentabilidade**. 2^a Ed. São Paulo: Atlas, 2011.

DING, G.K.C.; GROSH, S. Sustainable Water Management - A Strategy for Maintaining Future Water Resources. **Encyclopedia of Sustainable Technologies**, n.13, p.91-103, 2017.

DUARTE, I.A.; REIS-SANTOS, P.; FRANÇA, S.; CABRAL, H.; FONSECA, V.F. Biomarker responses to environmental contamination in estuaries: A comparative multi-taxa approach. **Aquatic Toxicology**, v.189, p.31-41, Agu. 2017.

DUTRA, T.O.; REGINATO, P.A.R.; LEÃO, M.I.; ATHAYDE, G.B.; PAIN, R.A. Implantação e uso de um sistema de monitoramento automatizado para avaliação da produção de poços em região de ocorrência do sistema aquífero serra geral. **Águas Subterrâneas**, v.30, n.3, p.455-474, 2016.

EISEBERG, J.N.S.; BARTRAM, J.; WADE. T.J. The Water Quality in Rio Highlights the Global Public Health Concern Over Untreated Sewage. **Environmental Health Perspectives**, v.124, n.10, p.180-181, Oct. 2016.

ELKADYA, A.A.; SWEET, S.T.; WABE, T.L.; KLEIN, A.G. Distribution and assessment of heavy metals in the aquatic environment of Lake Manzala, Egypt. **Ecological Indicators**, v.58, p.445-457, 2015.

EKİNCİ, D.; CEYHUN, S.B.; SENTÜRK, M.; ERDEM, D.; KÜFREVİOĞLU, Ö.; SUPURAN, C.T. Characterization and anions inhibition studies of an α -carbonic anhydrase from the teleost fish *Dicentrarchuslabrax*. **Bioorganic & Medicinal Chemistry**, v.19, n.2, p.744-748, Jan. 2011.

ELMARKH, M.; SADEK, S.; ELKHARRIM, K.; BENELHARKATI, F.; KHAYYAT, F.; BELGHTI, D. Assessment of groundwater water quality in M'nasra (Morocco). **Journal of Water Resource and Protection**, v.9, p.111-120, Feb. 2017.

ELLMAN, G.L.; COUTNEY, K.; ANDRES, V.; FEATHERSTONE, R.M. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. **Biochem. Pharm.** v.7, p.88-95, 1961.

EREGNO, F.E.; TRYLAND, I.; TJOMSLAND, T.; MURMEL, M.; ROBERTSON, L.; HEISTAD, A. Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modelling to estimate the public health risk associated with bathing after rainfall events. **Science of The Total Environment**, v.548-549, p.270-279, Apr. 2016.

FENT, K. Ecotoxicological effects at contaminated sites. **Toxicology**, v.205, n.3, p.223-240. 2004.

FERREIRA, W.R.; RODRIGUES, D.N.; ALVES, C.B.M.; CALLISTO, M. Biomonitoramento de Prazo da Bacia do Rio das Velhas Através de um Índice Multimétrico Bentônico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.17, n.3, p.253-259, Jul./Set. 2012.

FOLLMANN, F.M.; FOLETO, E.M. Impotência da rede coletora de esgoto em área de recarga de aquífero. **R. Ra'e Ga**, v.29, p.115-134, Dez. 2013.

FRINHANI, E.M.D.; CARVALHO, E.F. Monitoramento da qualidade das águas do Rio do Tigre, Joaçaba, SC. **Unoesc & Ciência – ACET**, Joaçaba, v.1, n.1, p.49-58, Jan./Jun. 2010.

FREEMEN, M.C.; GARN, J.V.; SCLAR, G.D.; BOISSON, S.; MEDLICOTT, K.; ALEXANDER, K.T.; PENAKALAPATI, G.; ANDERSON, D.; MAHTANI, A.G.; GRIMES, J.E.T.; REHFUESS, E.A.; CLASEN T.F. The impact of sanitation on infectious disease and nutritional status: A systematic review and meta-analysis. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v.220, n.6, p.928-942, Agu. 2017.

FUNES, V.; ALHAMA, J.; NAVAS, J. I.; LOPEZ-BAREA, J.; PEINADO, J. Ecotoxicological effects of metal pollution in two mollusc species from the Spanish South Atlantic littoral. **Environ. Poll.**, v.139, n.2, p.214-223. 2006.

GALVÃO-JUNIOR, A.C. Desafios para a universalização dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Rev Panam Salud Publica**. v.25, n.6, p.548-556, 2009.

GANÀ, J.M.; ORDÓÑES, R.; ZAMPINI, C.; HIDALGO, M.; MEONI, S.; ISLA, M.I. Industrial effluents and surface waters genotoxicity and mutagenicity evaluation of a river of Tucuman, Argentina. **Journal of Hazardous Materials**, v.155, n.3, p.403-406, Jul. 2008.

GARCIA, K.C. **Avaliação de Impactos Ambientais**. Curitiba: Inter Saberes, 2014.

GILMOUR, K.M. New insights into the many functions of carbonic anhydrase in fish gills. **Respiratory Physiology & Neurobiology**, v.184, n.3, p.223-230, Dec. 2012.

GOETTEN, W.J.; COUTINHO, S.V. Estruturação de sistema de informação ambiental em bacias hidrográficas: Estudo de caso da Bacia Hidrográfica do Rio do Peixe. **Ignis: Periódico Científico de Arquitetura e Urbanismo, Engenharias e Tecnologia da Informação**, v.1, n.1, p.93-106, Jan./Jun. 2012.

GOMES-SILVA, P.A.J.; LIMA, S.D.; GOLIN, R. FIGUEIREDO, D.M.; LIMA, Z.M., MORAIS, E.B.; DORES, E.F.G.C. Qualidade da água de uma microbacia com fins de abastecimento público, Chapada dos Guimarães, MT. **HOLOS**, v.4, n.30, p.22-33, 2014.

GOMES, W.M.; MEDEIROS, R.B.; SÃO MIGUEL, A.E. Análise da Qualidade das Águas Superficiais da Bacia Hidrográfica do Córrego Moeda, Três Lagoas/MS, no Verão de 2014. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v.12, n.14, p.56-66, 2016.

GONZALO, C.; CAMARGO, J.A. The impact of an industrial effluent on the water quality, submersed macrophytes and benthic macroinvertebrates in a dammed river of Central Spain. **Chemosphere**, v.93, n.3, p.1117-1124, Oct. 2013.

GÖRLACH, A.; DIMOVA, E.Y.; PETRY, A.; MARTÍNEZ-RUIZ, A.; HEMANSANZ-AGUSTIN, P.; ROLO, A.P.; PALMEIRA, C.M.; KIETZMANN, T. Reactive oxygen species, nutrition, hypoxia and diseases: Problems solved?. **Redox Biology**, v.6, p.372-385, Dec. 2015.

GRAZY, H.A.; ABDEL-RAZEK, M.A.; NAHAS, A.F.E.; MAHMOUD, S. Assessment of complex water pollution with heavy metals and Pyrethroid pesticides on transcript levels of metallothionein and immune related genes. **Fish & Shellfish Immunology**, v.68, p.318-326, Sep. 2017.

GREEN, P.A.; VÖRÖSMARTY, C.J.; HARRISON, I.; FARRELL, T.; SÁENZ, L.; FEKETE, B.M. Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions. **Global Environmental Change**, v.34, n.1-2 p.108-118, 2015.

GUERRA, S.M.S.; SILVA, A.M.R.B.; ARAÚJO, S.P.; CORRÊA, M.M.; SILVA, V.L.; SANTOS, B.R.T. Caracterização morfométrica e avaliação da qualidade da água da bacia Hidrográfica de Bita, Ipojuca – PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.8, n.3, p.759-775, 2015.

HALDER, J.N.; ISLAM, M.N. Water pollution and its impact on the human health. **Journal of environment and human**, v.2, n.1, p.36-46, Jun. 2015.

HALLIWELL, B.; GUTTERIDGE, J.M.C. **Free Rad. Biol. Med.** 3º ed. Oxford: Oxford University Press, 936p, 2005.

HAYES, J.D.; FLANAGAN, J.U.; JOWSEY, I.R. Glutathione transferases. **Annu Rev Pharmacol Toxicol.**, v.45, p.51-88, 2005.

HENRY, R.P. **Techniques for measuring carbonic anhydrase activity in vitro: the electrometric delta pH and pH stat methods**. In: DODGSON, S.J.; TASHIAN, R.E.; GROS, G.; CARTERS, N.D. (eds.). *The carbonic anhydrases: cellular physiology and molecular genetics*. Plenum Press, New York, USA, p. 119-125, 1991.

HERMES-LIMA, M. **Oxygen in biology and biochemistry: role of free radical.** In: STOREY, K. B. (ed.), *Funcional Metabolism: Regulation and Adaptation*. John Wiley & Sons, p.319-368, 2004.

KÄNDLER, M.; BLECHINGER, K.; SEIDLER, C.; PAVIŮ, V, ŠANDA, M.; DOSTÁL, T.; KRÁSA, J.; VITVAR, ŠTICH, M. Impact of land use on water quality in the upper Nisa catchment in the Czech Republic and in Germany. **Science of the Total Environment.** v.586, p.1316-1325, May. 2017.

KEEN, J.H.; HABIG, W.H.; JAKOBI, W.B. Mechanism for the several activities of the glutathione-S-transferase. **Journal of Biology Chemistry**, v.251, p.6183-6188, 1979.

KEMERICH, P.D.C.; RITTER, L.G.; DULAC, V.F.; CRUZ, R.C. Bacia Hidrográfica do Rio da Varzea – RS: O papel do órgão gestor. **HOLOS**, v.2, n.31, p.69-80, 2015.

KLEIN, R.D.; BORGES, V.D.; ROSA, C.E.; COLARES, E.P.; ROBALDO, R.B.; MARTINEZ, P.E.; BIANCHINI, A. Effects of increasing temperature on antioxidant defense system and oxidative stress parameters in the Antarctic fish *Nototheniacoriiceps* and *Nototheniarossii*. **Jornal de Biologia Térmica**, v.68, p.110-118, Aug. 2017.

KOROLEFF, F. Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. Cons. Int. Explor. Mer., Information on techniques and methods for sea water analysis (and laboratory report), v.3, p.19-22, 1970.

LAI, Y.C.; TU, Y.T.; YANG, C.P.; SURAMPALLI, R.Y.; KAO, C.M. Development of a water quality modeling system for river pollution index and suspended solid loading evaluation. **Journal of Hydrology**, v.478, p.89-101, 2013.

LANNA, A.E. Gestão dos recursos hídricos. In: TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**, Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2013, Cap. 19, p.727-764.

LEÃO, M.I.; KREBS, A.S.J. Uso de traçador para estudo de interação entre águas subterrâneas e superficiais na Região Carbonífera de Santa Catarina, Brasil. **Águas Subterrâneas**, n.31, v.2, p.130-142, 2017.

LEITÃO, V.S.; CUBA, R.M.F.; SANTOS, L.P.S.; NETO, A.S.S.N. Utilização do índice de qualidade de água (IQA) para monitoramento da qualidade de água em uma área de preservação ambiental. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v.19, n.3, p.794-803, Set./Dez. 2015.

LEVÊQUE, J.G.; BURNS, R.C. A Structural Equation Modeling approach to water quality perceptions. **Journal of Environmental Management**, v.197, p.440-447, Jul. 2017.

LI, G.; XIE, P.; FU, J.; HEO, L.; XIONG, Q.; LI, H. Microcystin-induced variations in transcription of GSTs in an omnivorous freshwater fish, goldfish. **Aquatic Toxicology**, v.88, n.1, p75-80, Jun. 2008.

LI, H.; JIANG, W.; LIU, Y.; JIANG, J.; ZHANG, Y.; WU, P.; ZHAO, J.; DUAN, X.; ZHOU, X.; FENG, L. Data in the activities of caspases and the levels of reactive oxygen species and cytochrome c in the •OH-induced fish erythrocytes treated with alanine, citrulline, proline and their combination. **Data in Brief**, v.7, p.12-22, Jun. 2016.

LI, R.; ZOU, Z.; AN, Y. Water quality assessment in Qu River based on fuzzy water pollution index method. **Journal of Environmental Sciences**, v.50, p.87-92, Dec. 2016.

LI, S.; LI, C.; JIN, S.; LIU, J.; XUE, X.; ELTAHAN, A.S.; SUN, J.; TAN, J.; DONG, J.; LIANG, X.J. Overcoming resistance to cisplatin by inhibition of glutathione S-transferases (GSTs) with ethacraplatin micelles in vitro and in vivo. **Biomaterials**, v.144, p.119-129, Nov.2017.

LIMA, M.L.S.; BARBOSA, D.R.; OLIVEIRA, R.R. Mapeamento da sensibilidade erosiva na bacia do Rio Sahy, município de Mangaratiba (RJ). **Geoambiente On-line**, n.28, v.1, p.1-17, Jan./Jun. 2017.

LINGYUA, Z.; YONGKUI, L. A preliminary analysis of the waterscape in face of the shortage of water. **Procedia Engineering**, v.21, p.693-699, 2011.

LOPES, F.W.A.; MAGALH~EAS-JUNIOR, A.P.M. Influ~ncia das condic~es naturais de pH sobre o ~ndice de qualidade das ~guas (IQA) na bacia do Ribeir~o de Carrancas. **Geografias**, n.6, v.2, p.134-147, Jul./Dec. 2010.

LOPES, W.S.; RODRIGUES, A.C.L.; FEITOSA, P.H.C.; COURA, M.A.; OLIVEIRA, R.; BARBOSA, D.L. Determina~o de um ~ndice de desempenho do servi~o de esgotamento sanit~rio. Estudo de caso: cidade de Campina Grande, Para~iba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20, n.1, p.01-10, Jan./Mar. 2016.

LOVETT, G.M.; BURNS, D.A.; DRSCOLL, C.T.; JENKINS, J.C.; MITCHELL, M.J.; RUSTAD, L.; SHANLEY, J.B.; LIKENS, G.E.; HAEUBER, R. Who needs environmental monitoring?. **Front Ecol Environ**, v.5, n.5, p.253–260, 2007.

LOYOLA, R.; BINI, L.M. Water shortage: a glimpse into the future. **Natureza & Conserva~o**, v.13, n.1, p.1-2, Jan./Jun. 2015.

LUNARDELLI, B. CABRAL, M.T.; CABRAL, C.; OLIVEIRA, V.L.F.; RISSO, W.E.; MELETTI, P.C.; MARTINEZ, C.B.R. Chromium accumulation and biomarker responses in the Neotropical fish Prochilodus lineatus caged in a river under the influence of tannery activities. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.153, p.188-194, 2018.

MACIEL-FILHO, C.L.; NUMMER, A.V. **Introdu~o ~a geologia de engenharia**. 5^a Ed. Santa Maria: Ed. Da UFSM, 2014.

MANO, E.B.; PACHECO, ~.B.A.V.; BONELLI, C.M.C. **Meio ambiente, polui~o e reciclagem**. 2^a Ed. S~o Paulo: Blucher, 2010.

MÂNZATU, C.; NAGY, B.; CECCARINI, A.; LANNELLI, R.; GIANNARELLI, S.; MAJDI, C. Laboratory tests for the phytoextraction of heavy metals from polluted harbor sediments using aquatic plants. **Marine Pollution Bulletin**, v.101, n.2, p.605-611, Dec. 2015.

MARTINEZ-ALVAREZ, R. M.; MORALES, A. E.; SANZ, A. Antioxidant defenses in fish: Biotic and abiotic factors. **Rev Fish Biol Fisher**, v.15, n.1-2, p.75-88. 2005.

MATOS, L.A.; CUNHA, A.C.S.; SOUSA, A.A.; MARANHÃO, J.P.R.; SANTOS, N.R.S.; GONÇALVES, M.M.C.; DANTAS, S.M.M.M.; SOUZA, J.M.C.; PERON, A.P.; SILVA, F.C.C.; ALENCAR, M.V.; ISLAM, M.T.; AGUIAR, R.P.S.; MELO-CAVALCANTE, A.A.C.; BONECKER, C.C.; JUNIOR, H.F.J. The influence of heavy metals on toxicogenetic damage in a Brazilian tropical river. **Chemosphere**, v.185, p.852-859, Oct. 2017.

MATTOS, J.B.; CRUZ, M.J.M.; PAULA, F.C.F.; SALES, E.F. Tipologia hidrogeoquímica e qualidade das águas subterrâneas na área urbana do município de Lençóis, Bahia, Nordeste do Brasil. **Águas Subterrâneas**, n.31, v.3, p.281-295, 2017.

McBRIDE, G.B.; STOTT, R.; MILLER, W.; BAMBIC, D.; WUERTZ, S. Discharge-based QMRA for estimation of public health risks from exposure to storm water borne pathogens in recreational waters in the United States. **Water Research**, v.47, n.15, p.5282-5297, Sep. 2013.

MCRAE, N.K.; GAW, S.; GLOVER, C.N. Effects of waterborne cadmium on metabolic rate, oxidative stress, and ion regulation in the freshwater fish, inanga (*Galaxias maculatus*). **Aquatic Toxicology**, v.194, p.1-9, Jan. 2018.

MENDONÇA, C.P.; ALMEIDA, L.F.S.; BROCH, S.A.O.; SOBRINHO, T.A. Cobrança pelo uso da água: a visão do setor industrial. **Revista de Gestão de Água da América Latina – REGA**, Porto Alegre, v.14, e.4, 2017.

MENDOZA-CARRANZA, M.; SEPÚLVEDA-LOZADA, A.; DIAS-FERREIRA, C.; GEISSEN, V. Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web:

A case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico. **Environmental Pollution**, v.210, p.155-165, Mar. 2016.

MERT, R.; ALAS, A.; BULUT, S.; ÖZCAN, M.M. Determination of heavy metal contents in some freshwater Fishes. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.186, p.8017-8022, 2014.

MESSROUK, H.; MAHAMMED, M.H.; TOUIL, Y.; AMRANE, A. Physico-chemical Characterization of Industrial Effluents from the Town of Ouargla (South East Algeria). **Energy Procedia**, v.50, p.255-262, 2014.

METZE, T.; SCHUITMAKER T.J.; BITSCH, L.; BROERSE, J. Breaking barriers for a bio-based economy: Interactive reflection on monitoring water quality. **Environmental Science & Policy**, v.74 p.1-7, Aug. 2017.

MILLEDGE, D.G.; GURJAR, S.K.; BUNCE, J.T.; TARE, V.; SINHA, R.; CARBONNEAU, P.E. Population density controls on microbial pollution across the Ganga catchment. **Water Research**, v.128, p.82-91, Jan. 2018.

MIRSA, A.K. A River about to Die: Yamuna. **Journal of Water Resource and Protection**, v.2, p.489-500, May. 2010.

MIRON, D.S.; BECKER, A.G.; LORO, V.L.; BALDISSEROTTO, B. Water borne ammonia and silver catfish, Rhamdia quelen: survival and growth. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.41, n.2, p.349-353, 2011.

MOHANTY, D.; SAMANTA, L. Multivariate analysis of potential biomarkers of oxidative stress in Notopterus notopterus tissues from Mahanadi River as a function of concentration of heavy metals. **Chemosphere**, v.155, p.28-38, 2016.

MOPHIN-KANIA, K.; MURUGESAN, A.G. Evaluation and Classification of Water Quality of Perennial River Tamirabarani through Aggregation of Water Quality Index. International. **Journal of Environmental Protection**, v.1, n.5, p.24-33, 2011.

MONTEIRO, T.Z.; OLIVEIRA, L.G.; GODOY, B.S. Biomonitoramento da qualidade da água utilizando macroinvertebrados bentônicos: Adaptação do índice biótico BMWP' á Bacia do Rio do Meia Ponte – GO. **Oecol. Bras.**, v.12, n.3, p.553-563, 2008.

MOORE, M. N.; DEPLEDGE, M. H.; READMAN, J. W.; PAUL LEONARD, D. R. An integrated biomarker-based strategy for ecotoxicological evaluation of risk in environmental management. **Mutat Res**, v.552, n.1-2, p.247-268. 2004.

MORCKEL, V. Why the Flint, Michigan, USA water crisis is an urban planning failure. **Cities**, v.37, p.23-27, Feb. 2017.

MOUNTOURIS, A.; TASSIOS, E.V.D. Bioconcentration of heavy metals in aquatic environments: the importance of bioavailability. **Marine Pollution Bulletin**, v.40, n.10, p.1136-1141, Oct. 2002.

NAEEMULLAH, T.G.K.; AFRIDI, H.I.; SHAH, F.; ARAIN, S.S.; BRAHAMAN, K.D.; ALI, J.; ARAIN, M.S. Simultaneous determination of silver and other heavy metals in aquatic environment receiving wastewater from industrial area, applying an enrichment method. **Arabian Journal of Chemistry**, v.9, n.1, p.105-113, Jan. 2016.

NANDI, A.; MEGIDDO, I.; ASHOK A.; VERMA, A.; LAXMINARAYAN, R. Reduced burden of childhood diarrheal diseases through increased access to water and sanitation in India: A modeling analysis. **Social Science & Medicine**, v.180, p.181-192, May. 2017.

NEALE, P.A.; ALTBURGER, R.; AIT-AÏSSA, S.; BRION F.; BUSCH, W.; UMBUZEIRO, G.A.; DENISON M.S.; PASQUIER, D.D.; HILSCHEROVÁ, K.; HOLLERT, H.; MORALES, D.A.; NOVÁK, J.; SCHLICHTING, R.; SEILER, T.B.; SERRA, H.; SHAO, Y.; TINDALL, A.J.; TOLLEFSEN, K.E.; ESCHER, B. Development of a bioanalytical test

battery for water quality monitoring: Fingerprinting identified micropollutants and their contribution to effects in surface water. **Water Research**, v.123, p.734-750, Oct. 2017.

NETO, W.R.N.; PEREIRA, D.C.A.; SANTOS, J.R.N.; MONTEIRO, A.S.; VILLIS, P.C.M.; MOUCHREK-FILHO, V.E. Análise da potabilidade das águas dos poços rasos escavados da comunidade do Taim em São Luís – Maranhão. **Águas Subterrâneas**, v.31, n.3, p.272-280, 2017.

NQWIRA, L.; LAKUDZALA, D. Assessment of the quality of SOBO industrial waste water and its impacto water quality in Nankhaka River. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, in press, 2018.

NOCCHI, S.; BJÖRKLUND, S.; SVENSSON, B.; ENGLOM, J.; RUZGAS, T. Electrochemical monitoring of native catalase activity in skin using skin covered oxygen electrode. **Biosensors and Bioelectronics**, v.93, p.9-13, Jul. 2017.

NOVICKI, C.; CAMPOS. R.F.F. Análise da potabilidade das águas de fontes naturais, junto ao município de Fraiburgo-SC. **Revista Monografias Ambientais – REMOA**, v.15, n.1, p.323-336, Jan./Abr. 2016.

NUNES, J.A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. 3^a Ed., Aracaju: Gráfica e Editora Triunfo LTDA, 2001.

NYAMANGARA, J.; BANGIRA, C.; TURAVING, T.; MASONA, C.; NYEMBA, A.; NDLOVU, D. Effects of sewage and industrial effluent on the concentration of Zn, Cu, Pb and Cd in water and sediments along Waterfalls stream and lower Mukurusi River in Harare, Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth**, v.33, n.8-13, p.708-713, 2008.

OJOK, W.; WASSWA, J.; NTAMBI, E. Assessment of seasonal variation in water quality in River Rwizi Using Multivariate Statistical Techniques, Mbarara Municipality, Uganda. **Journal of Water Resource and Protection**, v.9, p.83-97, Jan. 2017.

ORTEGA, D.J.P.; CARVALHO, S.L. Avaliação dos Efeitos das Atividades Antropóficas nos Recursos Hídricos na Sub-Bacia Hidrográfica do Córrego do Ipê - SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.18, n.3, p.97-108, Jul./Set. 2013.

OYETIBO, G.O.; MIYAUCHI, K.; HUANG, Y.; CHIEN, M.F.; LLORI, M.O.; AMUND, O.O.; ENDO, G. Biotechnological remedies for the estuarine environment polluted with heavy metals and persistent organic pollutants. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.119, p.614-625, Apr. 2017.

ÖZKAY, Ü.D.; PODE, Ö.D.; SAGLIK, B.N.; ÇEVIK, U.A.; LEVENT, S.; ÖZKAY, Y.; LLGIN, S.; ATLI, Ö. Design, synthesis, and AChE inhibitory activity of new benzothiazole-piperazines. **Bioorganic & Medicinal Chemistry Letters**, v.26, n.22, p.5387-5394, Nov.2016. PAUL, D. Research on heavy metal pollution of river Ganga: A review. **Annals of Agrarian Science**, v.15, n.2, p.278-286, Jun. 201.

PEREIRA, R.S. Poluição Hídrica: Causa e Consequências. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v.1, n.1, p.20-36, 2004.

PEREIRA, P.; RAIMUNDO, J.; CANÁRIO, J.; ALMEIDA, A.; PACHECO, M. Looking at the aquatic contamination through fish eyes – A faithful picture based on metals burden. **Marine Pollution Bulletin**, v.77, n.1-2, p. 375-379, Dec. 2013.

PESSOA, M.A.P.; AZEVEDO, J.P.; DOMINGUES, P. Comparing the responses of two water quality indices using simulated and real data. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20, n.4, p.905-913, Out./Dez. 2015.

PETTERSON, S.R.; STENSTRÖM, T.A.; OTTOSON, J. A theoretical approach to using faecal indicator data to model norovirus concentration in surface water for QMRA: Glomma River, Norway. **Water Research**, v.91, p.31-37, Mar. 2016.

POONAM, T.; TANUSHREE, B.; SUKALYAN, C. Water quality indices – Important tools for water quality assessment: A Review. **International Journal of Advances in Chemistry**, v.1, n.1, Nov. 2013.

POLONSCHII, C.; GHEORGHIUA, E. A multitiered approach for monitoring water quality. **Energy Procedia**, v.112, p. 510-518, Mar. 2017.

RAKOTONDRAVE, F.; NGOUPAYOU, J.R.N.; MFONKA, K.; RASOLOMANANA, E.H.; ABOLO, A.J.N.; ASONE, B.L.; AKO, A.A.; RAKOTONDRAVE, M.H. Assessment of Surface Water Quality of Bétaré-Oya Gold Mining Area (East-Cameroon). **Journal of Water Resource and Protection**, v.9, p.960-984, Jul. 2017.

RAZANIA, S.; TAIB, S.M.; DIN, M.F.M.; DAHALAN, F.A.; KAMYAB, H. Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v.318, p.587-599, Nov. 2016.

REALI, M.A.P.; PAZ, L.P.S; DANIEL, L.A. Tratamento de água para consumo humano. In: CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F. **ENGANHARIA AMBIENTAL: Conceitos, Tecnologia e Gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013. Cap.17, p.406-453.

REDWAN, M.; ELHADDAD, E. Heavy metals seasonal variability and distribution in Lake Qaroun sediments, El-Fayoum, Egypt. **Journal of African Earth Sciences**, v.134, p.48-55, Oct. 2017.

REIS, D.A.; SANTIAGO, A.F.; NASCIMENTO, L.P.; OLIVEIRA, E.G.; MARQUES, L.S.; ROESER, H.M.P. Influência dos fatores ambientais e antrópicos nas águas superficiais no rio Matipó, afluente do rio Doce. **Revista de Gestão de Água da América Latina – REGA**, Porto Alegre, v.14, e.2, 2017.

RICHTER, B.D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D.L.; WIGINGTON, R. Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, v.13, n.1, p.206–224, 2003.

RIBEIRO, L.; TRIBES, T.; TORES, M.A.; SOARES, C.H.L.; PEDROSA, R.C.; AGOSTINI, J.; BUENO, A.; WILHELM-FILHO, D. Estresse oxidativo em tilápia (*Oreochromis niloticus*) exposta ao efluente de indústria têxtil. In: ESPÍNDOLA, E.L.G (Ed.). **Ecotoxicologia: Perspectivas para o século XXI**. São Carlos: Rima Editora, 2000.

RISSMAN, A.R.; KOHL, P.A.; WARDROPPER, C.B. Public support for carrot, stick, and no-government water quality policies. **Environmental Science & Policy**, v.76, p.82-89, Oct. 2017. ROCHA, G.A; ASSIS, N.M.M.V.; MANCINI, R.M.O.M.; MELO, T.S.; BUCHIANERI, V.; BARDOSA, W.E.S. **Caderno de Educação Ambiental: Recursos Hídricos**. Governo do Estado de Santa Catarina. São Paulo. n^o14. 2011.

ROCHA, C.A.M.; PESSOA, C.M.F.; RODRIGUES, C.A.C.; PINHEIRO, R.H.S.; COSTA, E.T.; GUIMARÃES, A.C.; BURBANO, R.R. Investigation into the cytotoxicity and mutagenicity of the Marajó Archipelago waters using *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes: Sciaenidae) as a bioindicator. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.133, p.111-115, Oct. 2016.

ROMEIRO, A.R. **Avaliação e contabilização de impactos ambientais**. 1^a ed. Campinas: Unicamp, 2004.

ROVER-JUNIOR, L.; HOEHR, N.F.; VELLASCO, A.P. Sistema antioxidante envolvendo o ciclo metabólico da glutatona associado à métodos eletroanalíticos na avaliação do estresse oxidativo. **Quím Nova.**, v.24, n.1, p.112-119, 2001.

SAAD, A.R.; MARTINEZ, S.S.; GOULART, M.E. SEMENSATTO, D.; VARGAS, R.R.; ANDRADE, M.R.M. Efeitos do uso do solo e da implantação da estação de tratamento de esgoto sobre a qualidade das águas do rio Baquirivu-Guaçu, região metropolitana de São Paulo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20, n.1, p.147-156, Jan./Mar. 2015.

SALAS, P.M.; SAJATHA, C.S.; KUMAR, C.S.R.; CHARIYAN, E. Heavy metal distribution and contamination status in the sedimentary environment of Cochin estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v.119, n.2, p.191-203, Jun. 2013.

SAMANTA, P.; IM, H.; YOO, J.; LEE, H.; KIM, N.Y.; KIM, W.; HWANG, S.J.; KIM, W.K.; JUNG, J. Comparative assessment of the adverse outcome of wastewater effluents by integrating oxidative stress and histopathological alterations in endemic fish. **Journal of Hazardous Materials**, v.344, p.81-89, Feb. 2018.

SAMANTA, P.; PAL, S.; MUKHERJEE, A.K.; GHOSH, A.R. Biochemical effects of glyphosate based herbicide, Excel Mera 71 on enzyme activities of acetylcholinesterase (AChE), lipid peroxidation (LPO), catalase (CAT), glutathione-S-transferase (GST) and protein content on teleostean fishes. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.107, p.120-125, Sep. 2014.

SANTIAGO, B.E.C.; JESUS, T.B.; SANTOS, L.B.O. Avaliação da qualidade da água no perímetro urbano de Riachão do Jacuípe, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.9, n.4, p.1058-1071, 2016.

SANTOS, R.; JOYEUX, A.; BESNERD, A.; BLANCHARD, C.; HALKETT, C.; BONY, S.; SANCHEZ, W.; DEVAUX, A. An integrative approach to assess ecological risks of surface water contamination for fish populations. **Environmental Pollution**, v.220, p.588-596, Jan. 2017.

SCHETS, F.M.; SCHIJVEN, J.F.; HUSMAN, A.M.R. Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. **Water Research**, v.45, n.7, p.2392-2400, Mar. 2011.

SCHVEITZER, B.; CAMPOS, R.F.F.; SERAFINI, R.L. Analise da interação antrópica de Caçador com a qualidade da água do Rio do Peixe. In: I Simpósio de Integração da Pós-Graduação: Ciência, Tecnologia e Inovação, **Anais...** Lages: Even3, 2018.

SCOTT, A.B.; FROST, P.C. Monitoring water quality in Toronto's urban stormwater ponds: Assessing participation rates and data quality of water sampling by citizen scientists in the Fresh Water Watch. **Science of The Total Environment**, v.592, p.738-744, Aug. 2017.

ŞENER, S.; ŞENER, E.; DAVRAZ, A. Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). **Science of the Total Environment**, v.584-585, p.131-144, Apr. 2017.

SENRA, J.B.; NASCIMENTO, N.O. Após 20 anos da lei das águas como anda a Gestão Integrada de Recursos Hídricos do Brasil, no âmbito das Políticas e Planos Nacionais setoriais?. **Revista de Gestão de Água da América Latina - REGA**, Porto Alegre, v.14, e.6, 2017.

SERPA, D.; KEIZER, J.J.; CASSIDY, J.; CUCO, A.; SILVA, V.; GONÇALVES, F.; CERQUEIRA, M.; ABRANTES, N. Assessment of river water quality using an integrated physicochemical, biological and ecotoxicological approach. **Environ. Sci.: Processes Impacts**, v.16, p.1434-1444, 2014.

SILVA, F.L.; RODRIGUES, P.F.M.; TALAMONI, J.L.B.T.; RUIZ, S.S.; ANDREO, M.; BUENO, S.F.; BOCHINI, G.L. Bioindicadores da qualidade da água: subsídios para um projeto de educação ambiental no Jardim Botânico Municipal de Bauru, SP. **Revista Ciências e Extensão**, v.5, n.1, p.94-105, 2009.

SILVA, D.D.; PRUSKI, F.F. **Gestão de recursos hídricos: Aspecto legais, econômicos, administrativos e sociais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2005.

SILVEIRA, A.L.L. Ciclos hidrológicos e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciências e aplicação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2013, Cap.2, p.35-40.

SINGH, R. Worldwide water crisis. **Journal of Membrane Science**, n.1-2, v.313, p. 353-354, Abr. 2008.

SOBHANARDAKANI, S. Potential health risk assessment of heavy metals via consumption of caviar of Persian sturgeon. **Marine Pollution Bulletin**, v.123, p.34-38, Oct. 2017.

SOOLOVA, E.; PETTERSON, S.R.; DIENUS, O.; NYSTRÖM, F.; LINDGREN, P.E. PETERSSON, T.J.R. Microbial risk assessment of drinking water based on hydrodynamic modelling of pathogen concentrations in source water. **Science of The Total Environment**, v.526, p.177-186, Sep. 2015.

SOLDERA, B.C.; OLIEVEIRA, E. Água Sustentável (AS): Um novo método para a governança da água. **Águas Subterrâneas**, v.31, n.2, p.30-43, 2017.

SOUZA, C. M. N.; FREITAS, C. M. A produção científica sobre saneamento: uma análise na perspectiva da promoção da saúde e da prevenção de doenças. **Eng. Sanit. Ambient.** v.15, n.1, p.65-74, Jan/Mar. 2010.

STERZ, C.; ROZA-GOMES, M.F.; ROSSI, E.M. Análise microbiológica e avaliação de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água do Riacho Capivara, município de Mondaí, SC. **Unoesc&Ciência – ACBS**, Joaçaba, v. 2, n. 1, p. 7-16, Jan./Jun. 2011.

SUMI, K.R.; NOU, I.S.; KHO, K.H.C. Identification and expression of a novel carbonic anhydrase isozyme in the pufferfish *Takifugu vermicularis*. **Gene**, v.588, n.2, p.173-179, 2016.

TAJU, G.; MAJEEED, S.A.; NAMBI, K.S.N.; HAMEED, A.S.S. Application of fish cell lines for evaluating the chromium induced cytotoxicity, genotoxicity and oxidative stress. **Chemosphere**, v.184, p.1-12, Oct. 2017.

TALUKDAR, B.; KALITA, H.K.; BASUMATARY, S.; SAIKIA, D.J.; SARMA, D. Cytotoxic and genotoxic affects of acid mine drainage on fish *Channapunctata* (Bloch). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.144, p.72-78, Oct. 2017.

TAMIM, U.; KHAN, R.; JOLLY, Y.N.; FATEMA, K.; DAS, S.; NAHER, K.; ISLAM, M.A.; ISLAM, S.M.A.; HOSSAIN, S.M. Elemental distribution of metals in urban river sediments near an industrial effluent source. **Chemosphere**, v.155, p.509-518, July. 2016.

TAYBE, A.; CHELLALI, M.R.; HAMOU, A.; DEBBAH, S. Impact of urban and industrial effluents on the coastal marine environment in Oran, Algeria. **Marine Pollution Bulletin**, v.8, n.1-2, p.281-288, Sep. 2015.

TIAN, S.; WANG, Z.; SHANG, H. Study on the Self-purification of Juma River. **Procedia Environmental Sciences**, v.11, p.1328-1333, 2011.

TOMAS, D.; ČURLINB, M.; MARIĆC, A.S. Assessing the surface water status in Pannonian ecoregion by the water quality index model. **Ecological Indicators**, v.79, p.182–190, Aug. 2017.

TOMASONI, M.A.; PINTO, J.E.S.; SILVA, H.P. A questão dos recursos hídricos e as perspectivas para o Brasil. **Geo Textos**, v.5, n.2, p.107-127, Dez. 2009.

TORES, P.; CRUZ, C.H.; PATIÑO, P.; ESCOBAR, J.C.; PÉREZ, A. Aplicación de índices de calidad de agua - ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano. **Ingeniería e Investigación**, v.30, n.3, p.86-95, Dec. 2010.

TRIGUEIRO, A. **Mundo sustentável 2: novos rumos para um planeta em crise**. São Paulo: Globo, 2012.

TUCCI, E.C.M.; HESPAÑHOL, I.; NETTO, O.M.C. Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a “Visão Mundial da Água”. **BAHIA ANÁLISE & DADOS**, Salvador, v.13, n.ESPECIAL, p.357-370, 2003.

TUCCI, C.E.M. Hidrologia: Ciência e aplicação. In: TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: Ciencia e aplicação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2013, Cap.1, p.25-31.

TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudo Avançados**, n.22, v.23, n.63, p.7-16, 2008.

ÜNER, N.; ORUÇ, E.; SEVGILER, Y. Oxidative stress-related and ATPase effects of etoxazole in different tissues of *Oreochromis niloticus*. **Environ Toxicol Pharmacol**, v.20, p.99-106, Jul. 2005.

VALAVANIDIS, A.; VLAHOGIANNI, T.; DASSENAKIS, M.; SCOULLOS, M. Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. **Ecotoxicol Environ Saf**, v.64, n.2, p.178-189, Jun. 2006.

VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environ. Toxicol. Pharmacol.**, v. 13, n. 2, p. 57-149, 2003.

VASYLKIV, O.Y.; KUBRAK, O.; STOREY, K.B.; LUSHCHAK, V. Catalase activity as a potential vital biomarker of fish intoxication by the herbicide aminotriazole. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v.101, p.1-5, 2011.

VICH, A. “El sistema hídrico como determinante del ordenamiento territorial”. **Revista Gestión Integral de los Recursos Hídricos en Acción**, Mendoza, Argentina, v.4, n.2, p.47-53, Mar./Nov. 2010.

VIEIRA, C.E.D.; COSTA, P.G.; CABRERA, L.C.; PRIMEL, E.G.; FILLMANN, G.; BIANCHINI, A.; MARTINEZ, C.B.R. A comparative approach using biomarkers in feral and caged Neotropical fish: Implications for biomonitoring freshwater ecosystems in agricultural areas. **Science of The Total Environment**, v.586, p.598-609, May. 2017.

VINAGRE, C.; MADEIRA, D.; NARCISO, L.; CABRAL, H.N.; DINIZ, M. Effect of temperature on oxidative stress in fish: Lipid peroxidation and catalase activity in the muscle of juvenile seabass, *Dicentrarchus labrax*. **Ecological Indicators**, v.23, p.274-279, Dec. 2012.

VOLVOIKAR, S.P.; NAYAK, G.N. Impact of industrial effluents on geochemical association of metals within intertidal sediments of a creek. **Marine Pollution Bulletin**, v.99, n.1-2, p.94-103, Oct. 2015.

VON SPERLING, M. **Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária/UFMG, 1996.

XIAOMIN, Z.; JIANJUN, Y.; XIAOCI, H.; SHAOLI, C. An Ontology-based Knowledge Modelling Approach for River Water Quality Monitoring and Assessment. **Procedia Computer Science**, v.96, p.335-344, 2016.

WANG, W.; WANG, W.X. Phase partitioning of trace metals in a contaminated estuary influenced by industrial effluent discharge. **Environmental Pollution**, v.214, p.35-44, Jul. 2016.

WENDLING, C.S.; CAMPOS, R.F.F.; SILVA, R.A.F.; MATIAS, C.A.M.; PEREIRA, G.R. Dimensionamento e análise da eficiência de um sistema de tratamento de efluente doméstico para edifício residencial. **InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v.13, n.1, p.73-78, Jun. 2018.

WENDLING, C.S.; CAMPOS, R.F.F. Monitoramento Ambiental: Estudo de caso em posto de combustível. In: 8^a Reunião de Estudos Ambientais, 2018, Porto Alegre, **Anais...**, Editora Interciênciia, v.1, p. 504-512, 2018.

WESTFALL, T. C.; WESTFALL, D. P. **Agonistas e antagonistasadrenérgicos**. In: BRUNTON, L. L. Goodman & Gilman - As Bases Farmacológicas da Terapêutica. 10^o ed., Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Mc Graw- Hill Interamericana do Brasil, p. 234, 2006.

WIJESIRI, B.; DEILAMI, D.; GOONETILLEKE, A. Evaluating the relationship between temporal changes in land use and resulting water quality. **Environmental Pollution**, v.234, p.480-486, 2018.

WU, Q.; QI, J.; XIA, X. Long-term variations in sediment heavy metals of a reservoir with changing trophic states: Implications for the impact of climate change. **Science of The Total Environment**, v.609, p.242-250, Oct. 2017.

WU, A.; WANG, X.; CHEN, Y.; CAI, Y.; DENG, J. Assessing river water quality using water quality index in Lake Taihu Basin, China. **Science of The Total Environment**, v.612, p.912-922, 2018.

YI, Y.; TANG, C.; YI, T.; YANG, Z.; ZHANG, S. Health risk assessment of heavy metals in fish and accumulation patterns in food web in the upper Yangtze River, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.145, p.295-302, Nov. 2017.

YUAN, Q.B.; SHEN, Y.; HUANG, Y.M.; HU, N.A comparative study of aeration, biostimulation and bioaugmentation in contaminated urban river purification. **Environmental Technology & Innovation**, In press, Jan. 2018.

YONAR, M.E.; SAKIN, F. Ameliorative effect of lycopene on antioxidant status in *Cyprinus carpio* during pyrethroid deltamethrin exposure. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v.99, p.226-231, 2011.

YOUNAS, U.; IQBAL, S.; SALEEM, A.; IQBAL, M.; NAZIR, A.; NOUREEN, S.; MEHMOOD, K.; NISAR, N. Fertilizer industrial effluents: Physico-chemical characterization and water quality parameters evaluation. **Acta Ecologica Sinica**, v.37, p.236–239, 2017.

ZAGO, S.; PAIVA, D.P. **Rio do Peixe: Atlas da Bacia Hidrográfica**. Joaçaba: Ed. Unoesc, 2008.

ZAN, R.A.; ANDRÉ, A.P.A.; COUTINHO, A.P.M.; BARBOSA, N.V.; BRONDANI, F.M.M.; ULISES, D.; MENEGUETTI, O. Avaliação da qualidade das águas superficiais do Rio Jamari na região da construção de um PCH no município de monte Negro-Rondônia, Amazônia Ocidental. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v.8, n.8, p.1876-1888, Set./Dez. 2012.

ZHANG, G.; BAI, J.; XIAO, R.; ZHAO, Q.; JIA, J.; CUI, B.; LIU, X. Heavy metal fractions and ecological risk assessment in sediments from urban, rural and reclamation-affected rivers of the Pearl River Estuary, China. **Chemosphere**, v.184, p.278-288, Oct. 2017.

ZHAO, S.J.; GUO, S.N.; ZHU, Q.L.; YUAN, S.S.; ZHENG, J.L. Heat-induced oxidative stress and inflammation involve in cadmium pollution history in the spleen of zebrafish. **Fish Shellfish Immunol.**, v.24, p.1-8, Oct. 2017.

ZHOU, X.Y.; ZHANG, T.; REN, L.; WU, J.J.; WANG, W.; LIU, J.X. Copper elevated embryonic hemoglobin through reactive oxygen species during zebrafish erythropoiesis. **Aquatic Toxicology**, v.175, p.1-11, Jun. 2016.