

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA E ZOOLOGIA
CURSO DE LICENCIATURA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Clara Cordeiro de Souza

**Avaliação da qualidade da água de um corpo hídrico urbano que deságua na Estação
Ecológica de Carijós, Florianópolis/SC**

Florianópolis

2022

Clara Cordeiro de Souza

Avaliação da qualidade da água de um corpo hídrico urbano que deságua na Estação Ecológica de Carijós, Florianópolis/SC

Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Ciências Biológicas do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Licenciada em Ciências Biológicas

Orientador: Prof. Dr. Nei Kavaguichi Leite

Coorientador: Msc. Claudinei José Rodrigues

Florianópolis

2022

Ficha de identificação da obra

Souza, Clara Cordeiro de

Avaliação da qualidade da água de um corpo hídrico urbano que deságua na Estação Ecológica de Carijós, Florianópolis/SC / Clara Cordeiro de Souza; orientador, Nei Kavaguichi Leite, coorientador, Claudinei José Rodrigues, 2022.

79 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas, Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Ciências Biológicas. 2. Qualidade da água. 3. Urbanização. 4. Unidade de Conservação. I. Leite, Nei Kavaguichi. II. Rodrigues, Claudinei José. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

Clara Cordeiro de Souza

Avaliação da qualidade da água de um corpo hídrico urbano que deságua na Estação Ecológica de Carijós, Florianópolis/SC

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de graduação e aprovado em sua forma final pelo Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas

Florianópolis, 11 de março de 2022.

Profa. Dra. Daniela Cristina de Toni

Coordenadora do Curso de Graduação em Ciências Biológicas

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Nei Kavaguichi Leite

Orientador

Instituição UFSC

Eng. Dr. Luis Hamilton Pospissil Garbossa

Avaliador(a)

Instituição: EPAGRI/CIRAM

Msc^a. Patricia Chiossi

Avaliadora

Instituição SENAI

Este trabalho é dedicado ao meu amado companheiro de vida,
André Luiz dos Santos Capela e Ara, que nunca soltou a minha
mão e nunca deixou de acreditar em mim.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal de Santa Catarina pela oportunidade de ter seguido meus estudos após ter vindo de outra universidade. Em um país onde estudar em uma Universidade de qualidade é para poucos, sou imensamente grata por ter feito parte desta instituição, onde muito aprendi sobre biologia, sobre educação e sobre pessoas.

Agradeço ao meu companheiro André Luiz, por toda a paciência, por todo o apoio, por todo o amor construído, sem ele tudo teria sido ainda mais árduo.

Agradeço ao meu pai, Célio, e à minha mãe, Lúcia, por tudo o que fizeram por mim e por sempre terem apoiado as minhas escolhas em relação aos estudos. Agradeço também à minha irmã, Clarissa, que mesmo quando brigávamos (e não foi pouco) nunca deixou de ser minha parceira em todos os momentos.

Agradeço ao meu orientador, professor Nei Kavaguichi Leite, por todas as contribuições realizadas que foram muito importantes para o amadurecimento deste trabalho. Agradeço ao meu coorientador, o analista ambiental Claudinei José Rodrigues, por todo o apoio, paciência e aprendizados desde quando realizei o meu estágio sob a sua supervisão na ESEC de Carijós.

Agradeço às grandes amigas, Paula e Priscila, as quais tive a felicidade de conhecer quando ingressei na Universidade Federal Rural de Pernambuco. Sem elas, que foram atrás de todas as ementas e documentação necessárias para a minha transferência, eu nunca teria conseguido continuar os meus estudos quando me mudei de Pernambuco para Santa Catarina. Minha imensa gratidão, sinto muita saudade.

Agradeço à Karoline Pimentel, fonoterapeuta e amiga, que tanto fez por mim durante as terapias realizadas na Clínica Escola de Fonoaudiologia da UFSC. Serei eternamente grata por todo o profissionalismo e carinho que foram fundamentais para a evolução da minha fluência, que me deu forças para encarar e superar as dificuldades frente ao público.

Agradeço aos companheiros de luta do Projeto de Educação Comunitária Integrar, que sempre foram fonte de inspiração, inclusive para concluir a minha graduação.

Agradeço aos amigos feitos durante a minha passagem pela UFSC e que me proporcionaram momentos de alegria. Agradeço a vocês Raphaela, Thalia, José Mário, Vanessa, Anelize, Ana, Bruna e Izaura.

Agradeço aos grandes mestres que conheci na UFSC, Giordano Calloni e Leandro Belinaso, que são fonte de inspiração para mim. Espero um dia ser uma educadora pelo menos um pouco parecida com eles.

Agradeço aos amigos que fiz durante a minha Iniciação Científica, ainda em Pernambuco, na Fundação Nacional de Saúde. Foi com eles que dei os meus primeiros passos na construção dos meus conhecimentos sobre qualidade da água. Agradeço à Alba, Beta, Fátima, Giuliari, Glória, Graça, Josy, Laércio, Osman, Ozildo e Sueli.

Agradeço aos colegas (amigos) de trabalho, Maria, Monique e Thiago, por todo o apoio e força. É muito bom saber que posso contar com eles sempre que eu precisar. Espero poder abraçá-los em breve.

“O seco deserto está tomando conta do planeta
Água doce, bebível potável está acabando
Poluição, devastação, queimadas
Desequilíbrio mental
Desequilíbrio do meio ambiente”

(Seu Jorge, 2001)

RESUMO

Este estudo avaliou a qualidade da água do canal de drenagem pluvial conhecido como canal das Algas, que deságua na Estação Ecológica de Carijós, Florianópolis/SC, para responder se o processo de urbanização tem trazido prejuízo à qualidade da água do canal e se este representa uma ameaça à Unidade de Conservação. Foi avaliado, ainda, se a estrutura de pré-tratamento construída no canal promove uma melhora na qualidade da água. Um extenso banco de dados de qualidade da água, proveniente do monitoramento realizado no canal entre 2009 e 2018, em dois pontos amostrais, foi analisado quanto ao atendimento à resolução CONAMA 357/05; foram realizadas análises espacial e temporal utilizando os testes não-paramétricos de Wilcoxon e Kruskal-Wallis com *post hoc* de múltiplas comparações, respectivamente, ao nível de significância de 1% para ambos os testes. Foi aplicado ainda o Índice de Qualidade da Água desenvolvido pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME), para enquadrar o canal das algas em categorias de qualidade da água. Dos 16 parâmetros físicos, químicos e biológicos avaliados, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total e coliformes termotolerantes possuem os maiores percentuais de desconformidade em relação à resolução CONAMA 357/05, sendo os três primeiros os mais críticos. Oxigênio dissolvido apresentou 64% dos dados fora dos padrões legais no ponto a montante e 56% no ponto a jusante, demanda bioquímica de oxigênio apresentou 75% das amostras acima do valor máximo permitido pela resolução no ponto a montante e 67% no ponto a jusante e o fósforo total apresentou 95% das amostras acima do valor máximo permitido pela resolução no ponto a montante e 79% no ponto a jusante. Os altos índices de desconformidade destes três parâmetros somados ao alto desenvolvimento de macrófitas aquáticas na superfície do canal das Algas sustentam um estado de eutrofização deste corpo hídrico. O teste não-paramétrico de Wilcoxon mostrou que, com exceção apenas de temperatura da água e oxigênio dissolvido, todos os parâmetros possuem diferenças estatisticamente significativas entre os dois pontos de coleta, contudo essa diferença não se deve à estrutura de pré-tratamento construída, mas sim ao papel das macrófitas na absorção de nutrientes. Já o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis com *post hoc* de múltiplas comparações apontou diferenças estatisticamente significativas apenas para cor aparente, condutividade elétrica, turbidez, demanda bioquímica, fósforo total e coliformes totais, indicando que a maioria dos parâmetros não possuem tendência de queda ou aumento ao longo dos anos. O Índice de Qualidade de Água do CCME mostrou que o canal das Algas possui uma qualidade de ruim a regular na maior parte do período estudado.

Palavras-chave: Qualidade da água. Urbanização. Unidade de Conservação.

ABSTRACT

This study evaluated the water quality of the rainwater drainage channel known as the Algas channel, which flows into the Carijós Ecological Station, Florianópolis/SC, to answer whether the urbanization process has brought damage to the water quality of the channel and whether it represents a threat to the Conservation Unit. It was also evaluated whether the pre-treatment structure built in the channel promotes an improvement in water quality. An extensive water quality database, from the monitoring, carried out in the channel between 2009 and 2018, at two sampling points, was analyzed in terms of compliance with CONAMA resolution 357/05; spatial and temporal analysis were performed using non-parametric Wilcoxon and Kruskal-Wallis tests with *post hoc* multiple comparisons, respectively, at a 1% significance level for both tests. The Water Quality Index developed by the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) was also applied to classify the Algas channel in water quality categories. Of the 16 physical, chemical and biological parameters evaluated, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, total phosphorus, and thermotolerant coliforms have the highest percentages of non-compliance with CONAMA resolution 357/05, with the first three being the most critical. Dissolved oxygen presented 64% of the data outside the legal standards at the upstream point and 56% at the downstream point, biochemical oxygen demand presented 75% of the samples above the maximum value allowed by the resolution at the upstream point and 67% at the downstream point and total phosphorus presented 95% of the samples above the maximum value allowed by the resolution at the upstream point and 79% at the downstream point. The high levels of nonconformity of these three parameters added to the high development of aquatic macrophytes on the surface of the Algas channel support a state of eutrophication of this water body. Wilcoxon's non-parametric test showed that, except for water temperature and dissolved oxygen, all parameters have statistically significant differences between the two collection points, however, this difference is not due to the pre-treatment structure built, but yes to the role of macrophytes in nutrient absorption. The non-parametric Kruskal-Wallis test with *post hoc* multiple comparisons showed statistically significant differences only for apparent color, electrical conductivity, turbidity, biochemical demand, total phosphorus, and total coliforms, indicating that most parameters do not have a downward trend or increase over the years. The CCME Water Quality Index showed that the Algas channel has a poor to regular quality for most of the period studied.

Keywords: Water quality. Urbanization. Conservation Unit.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Área da bacia do Jurerê com a localização do canal das Algas.....	31
Figura 2 – Mudanças ocorridas na estrutura do Canal das Algas.....	32
Figura 3 – Localização dos pontos de amostragem.....	33
Figura 4 – Box plot dos valores de SDT entre 2011 e 2018 nos dois pontos de coleta, com a porcentagem anual das observações que excederem o valor máximo permitido.....	45
Figura 5 – Box plot dos valores de turbidez nos dois pontos de coleta entre 2009 e 2018.....	46
Figura 6 – Box plot dos valores de pH nos dois pontos de coleta entre 2009 e 2018.....	47
Figura 7 – Box plot dos valores de OD nos dois pontos de coleta entre 2009 e 2018, com a porcentagem anual das observações que excederam o valor máximo permitido.....	48
Figura 8 – Box plot dos valores de DBO nos dois pontos de coleta entre 2009 e 2018, com a porcentagem anual das observações que excederam o valor máximo permitido.....	49
Figura 9 – Box plot dos valores de N-NH ₄ ⁺ entre 2009 e 2018 nos dois pontos de coleta, com a porcentagem anual das observações que excederam o valor máximo permitido.....	50
Figura 10 – Box plot dos valores de N-NO ₃ ⁻ nos dois pontos de coleta entre 2011 e 2018.....	51
Figura 11 – Box plot dos valores de P _T entre 2011 e 2018 nos dois pontos de coleta, com a porcentagem anual das observações que excederam o valor máximo permitido.....	52
Figura 12 – Box plot dos valores de coliformes termotolerantes entre 2009 e 2018 nos dois pontos de coleta, com a porcentagem anual das observações que excederam o valor máximo permitido.....	53
Figura 13 – Box plot da análise de Kruskal-Wallis com <i>post hoc</i> de múltiplas comparações dos parâmetros que apresentaram diferenças estatisticamente significativas.....	60
Figura 14 – <i>Pistia stratiotes</i>	61
Figura 15 – Gráfico de dispersão (scatterplot) com a evolução temporal do IQA _{CCMME} do canal das Algas nos dois pontos de coleta, entre os anos de 2012 e 2018. Teste de Wilcoxon para a comparação entre os pontos de coleta.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Significado ambiental dos parâmetros físicos, químicos e biológicos.	19
Tabela 2 – Categorias da qualidade da água segundo IQA _{CCME}	37
Tabela 3 – Taxas de contribuição difusa em função do tipo de ocupação do solo.....	38
Tabela 4 – Parâmetros analisados, notação de referência, número de observações (n), unidade dos parâmetros e período das coletas.....	39
Tabela 5 – Estatística descritiva das coletas realizadas a montante entre 2009 e 2018.....	41
Tabela 6 – Estatística descritiva das coletas realizadas a jusante entre 2009 e 2018.....	42
Tabela 7 – Valores máximos permitidos (VMP) para águas doces classe 2 de acordo com a resolução CONAMA 357/05 e o número de amostras (N) dos parâmetros analisados a montante e a jusante, assim como o percentual de desconformidade em relação ao VMP.....	44
Tabela 8 – Classificação do estado trófico dos corpos d'água em relação às concentrações de P-total.....	56
Tabela 9 – Teste de hipótese Kruskal-Wallis com <i>post hoc</i> de múltiplas comparações, das diferenças interanuais (2012 a 2018) dos parâmetros avaliados a montante e a jusante. Valores em destaque se referem a $p < 0,01$	58
Tabela 10 – Comparação entre os valores medianos, mínimos e máximos entre os pontos a montante e a jusante. Teste de hipótese dependente de pares combinados de Wilcoxon, com valores em destaque referentes a $p < 0,01$	62
Tabela 11 – IQA _{CCME} e categorias dos pontos a montante e a jusante.....	63

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

°C - Graus Célsius

μS/cm - Microsiemens

AIQ - Amplitude Interquartílica

ANA - Agência Nacional de Águas

BH - Bacia Hidrográfica

CCME - Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente

CE - Condutividade elétrica

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

Coli. Term - Coliformes Termotolerantes

Coli. Totais - Coliformes Totais

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cor Apa - Cor Aparente

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

ESEC - Estação Ecológica

ETE - Estação de Tratamento de Efluentes

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

IGQA - Índice Geral de Qualidade de Água Distribuída

IQA - Índice de Qualidade da Água

Kg - Quilograma

LD - Limite de Detecção

mg Pt-Co/L - Miligrama de Platina Cobalto por Litro

mg/L - Miligrama por Litro

mL - Mililitro

MMA - Ministério do Meio Ambiente

MPF - Ministério Público federal

N - Número de Amostras

NMP - Número Mais Provável

N-NH₄⁺ - Nitrogênio Amoniacal

N-NO₃⁻ - Nitrato

NTU - Unidade de Turbidez Nefelométrica

OD - Oxigênio Dissolvido

OG - Óleos e Graxas

pH - Potencial Hidrogeniônico

PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos

P_T - Fósforo Total

Q - Quartil

SDT - Sólidos Dissolvidos Totais

SES - Sistema de Esgotamento Sanitário

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza

SST - Sólidos Suspensos Totais

T - Temperatura

TAC - Termo de Ajuste de Conduta

TRIX - Índice Tráfico

Turb. - Turbidez

UC - Unidade de Conservação

VMP - Valor Máximo Permitido

ZC - Zonas Costeiras

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	Objetivos.....	18
1.1.1	Objetivo Geral	18
1.1.2	Objetivos Específicos	18
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1	Qualidade da água.....	18
2.2	Evolução sobre a legislação da qualidade da água	22
2.3	Índice de qualidade da água (IQA).....	23
2.4	Urbanização	25
2.5	Eutrofização	26
2.6	Unidades de conservação.....	27
3	METODOLOGIA.....	30
3.1	Área de estudo	30
3.2	Amostragem e análises laboratoriais	32
3.3	Organização dos dados	34
3.4	Dados censurados	34
3.5	Estatísticas descritivas	34
3.6	Valores discrepantes	34
3.7	Distribuição dos dados.....	35
3.8	Avaliação do atendimento à resolução CONAMA 357/05	35
3.9	Análise temporal.....	35
3.10	Análise espacial	35
3.11	Cálculo do IQA_{ccme}	36
3.12	Estimativa da carga difusa	38
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	39
4.1	Estatísticas descritivas, dados censurados e dados discrepantes	40
4.2	Distribuição dos dados.....	43
4.3	Atendimento à resolução CONAMA 357/05	43
4.4	Análise temporal.....	58
4.5	Análise espacial	60
4.6	IQA_{ccme}	63

5	CONCLUSÃO.....	66
	REFERÊNCIAS.....	67
	APÊNDICE A	75

1 INTRODUÇÃO

Ao longo da história da humanidade tem se observado que os aglomerados urbanos sempre se localizaram preferencialmente junto aos corpos d'água (LUI e MOLINA, 2009), visando facilitar o fornecimento de água para consumo e higiene das populações, além da evacuação de dejetos, navegação e defesa. A partir da segunda metade do século XX houve um grande aumento das populações urbanas, e essa crescente urbanização vem provocando alterações na quantidade, qualidade e regime dos corpos d'água (CASTRO, 2007).

Segundo Figueiredo (2008) o acelerado crescimento populacional e a falta de planejamento sanitário nos centros urbanos vêm causando uma visível degradação dos recursos naturais, sobretudo dos corpos d'água. A interferência antrópica, seja através da geração de despejos domésticos e industriais, ou através da aplicação de defensivos agrícolas no solo, contribui para a introdução de diversos compostos na água, afetando assim a sua qualidade (VON SPERLING, 1996).

As fontes de poluição da água podem ser classificadas como pontuais ou não-pontuais (MANAHAN, 2013). As fontes pontuais descarregam poluentes em águas receptoras em locais identificáveis, esses poluentes incluem os esgotos industriais e municipais, descargas de tanques sépticos e vazamentos de resíduos perigosos. As fontes não-pontuais, por sua vez, ocorrem em grandes áreas, sendo de difícil controle em relação às fontes pontuais, devido à sua natureza difusa. As fontes não-pontuais incluem escoamento rural, precipitação da atmosfera e escoamento urbano (CHIN, 2013).

O escoamento das áreas urbanas e agrícolas geralmente constituem as fontes primárias de poluição das águas superficiais (CHIN, 2013). Os solos de áreas não ocupadas são protegidos por vegetação viva e por serrapilheira que inibe a erosão, preserva a porosidade do solo e retém a água da superfície, aumentando assim a infiltração de água no solo (KORHNAK e VINCE, 2004). A urbanização de uma área leva à supressão da cobertura vegetal, que por consequência, pode levar a impactos significativos sobre o escoamento superficial (TUCCI, 2003).

Uma revisão realizada por Walsh et al. (2005) mostrou como a urbanização pode levar os corpos d'água urbanos a uma condição chamada de "síndrome dos riachos urbanos". Os autores apontaram que os sintomas dessa síndrome são predominantemente impulsionados pelo escoamento de águas pluviais urbanas que, em quase todas as áreas urbanas do mundo, tem sido

convencionalmente gerenciado pela conexão direta entre superfícies impermeáveis e riachos para o controle da inundação.

A urbanização pode afetar de forma relevante os aspectos quantitativos e de regime dos cursos d'água principalmente em virtude do aumento das áreas impermeáveis, que leva à redução da infiltração e subsequente aumento do volume de escoamento superficial. Esses efeitos, associados à concepção clássica dos sistemas de drenagem urbana, levam ao aumento da extensão dos picos de cheia, resultando em inundações de áreas urbanas, com impactos socioeconômicos e ambientais (CASTRO, 2007).

Uma perspectiva de extrema importância trazida pelo debate da expansão da urbanização, diz respeito à grande ameaça que esse fenômeno pode representar às Unidades de Conservação (UCs). Como afirmado por Trzyna (2007) “as áreas protegidas já enfrentam sérios problemas por conta da urbanização, problemas esses que tendem a crescer à medida que o mundo se torna cada vez mais urbanizado”. O autor apresenta os impactos causados pela urbanização em áreas protegidas, dos quais pode-se destacar, para o enfoque deste trabalho, a poluição da água.

A ideia de criação da Estação Ecológica de Carijós (ESEC de Carijós) surgiu da necessidade de se proteger importantes manguezais da Ilha de Santa Catarina, como o da bacia hidrográfica (BH) do Saco Grande e o da bacia de Ratonés, das possíveis alterações ocasionadas por ações antrópicas advindas da expansão urbana e pela especulação imobiliária, que estavam sendo esperadas para os anos seguintes (IBAMA, 2003). Tal crescimento populacional e urbanização têm avançado ao longo dos anos no entorno desta UC, sendo de extrema importância avaliar o quanto a presença antrópica pode estar interferindo na qualidade da água estuarina, bem como na qualidade da água que adentra a ESEC de Carijós (RODRIGUES, 2016).

O Loteamento Jurerê Internacional representa um grande empreendimento imobiliário nas proximidades da ESEC de Carijós, e está localizado na Bacia do rio Ratonés, drenando uma área de aproximadamente 4,2 km², o que corresponde a aproximadamente 7% da área da bacia do rio Ratonés (61 km²), em direção a Estação Ecológica de Carijós. O sistema de macrodrenagem instalado no Loteamento Jurerê Internacional, que também escoar parte da drenagem do bairro Jurerê Tradicional, é composto por vários canais, entre os quais o canal da Avenida das Algas, que será o alvo de estudo do presente trabalho (ICMBio, 2010).

O Jurerê Internacional teve seu licenciamento ambiental questionado na justiça pelo Ministério Público Federal (MPF), processo esse que culminou na assinatura de um Termo de

Ajuste de Conduta (TAC) entre as partes. Dentre as cláusulas do acordo, a terceira estabelece ações a serem feitas no canal das Algas que drena para uma área úmida dentro da Estação Ecológica de Carijós. Dentre essas ações, havia obras de ampliação do canal e a construção de um sistema de pré-tratamento das águas do canal das Algas com a finalidade de remover óleos e graxas e sólidos grosseiros. Além das obras, a Habitasul também se comprometeu a monitorar as águas do canal e a fazer a limpeza periódica da vegetação (macrófitas) do canal. (ICMBio, 2010).

Assim como ocorre em outros canais do Jurerê Internacional, o canal das Algas, como é conhecido, apresenta proliferação de macrófitas aquáticas. O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e outros órgãos competentes recomendaram a construção de um sistema de pré-tratamento composto de uma unidade de gradeamento e remoção de óleos e graxas, visando conter a proliferação das macrófitas e reter outros materiais grosseiros e substâncias potencialmente poluentes. Este sistema teve sua conclusão impedida devido a um litígio que envolve parte da área do canal das Algas (ICMBio, 2010).

As macrófitas aquáticas são plantas que apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica (ESTEVES, 2011). Sua proliferação reflete o fenômeno da eutrofização artificial nos corpos d'água que ocorre em virtude da interferência humana no represamento dos corpos d'água e seu enriquecimento pela erosão do solo agriculturável, além do aporte de esgotos de origem doméstica e industrial (MOURA, FRANCO e MATALLO, 2009).

Nos centros urbanos em expansão um dos problemas que envolve a rede de condutos pluviais é o transporte de esgoto que não é coletado nem tratado, e o transporte dos contaminantes do escoamento pluvial, como carga orgânica e metais. (TUCCI, 2002).

O canal das Algas tem sido monitorado desde 2009, mas uma análise profunda do banco de dados nunca foi realizada. Diante da necessidade de analisar a qualidade desse corpo hídrico que drena para a ESEC de Carijós, este trabalho pretende realizar uma avaliação da variabilidade temporal e espacial da qualidade da água do canal das Algas baseada em série de longa duração, compreendendo nove anos.

A hipótese analisada neste trabalho é que a estrutura construída no canal das Algas não é eficaz em promover melhora na qualidade da água, não havendo, assim, diferenças entre os pontos montante e jusante, e que há uma piora da qualidade da água ao longo dos anos, o que pode representar uma ameaça para a Unidade de Conservação.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a qualidade da água do canal das Algas e se a estrutura de pré-tratamento construída promove uma melhora da água que adentra a Unidade de Conservação.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o atendimento dos parâmetros físicos, químicos e biológicos à resolução CONAMA 357/05;
- Avaliar a qualidade da água do canal das Algas através do IQA_{CCME};
- Realizar a análise temporal com os dados de qualidade da água referentes ao período entre 2009 e 2018;
- Comparar possíveis diferenças entre os pontos a montante e a jusante.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 QUALIDADE DA ÁGUA

A importância da água para a existência e a manutenção da vida é indiscutível (DAMKE e PASINI, 2020). Ela é um componente importante dos seres vivos, desempenhando um papel essencial em diversas reações e funções do metabolismo de todas as formas de vida. Além de seu papel fisiológico, a água é importante ecologicamente, já que é o meio em que muitos organismos vivem, interfere em processos geológicos e sua disponibilidade é crucial para o desenvolvimento de cobertura vegetal, entre incontáveis outros papéis que a água desempenha em diferentes ecossistemas (BOYD, 2015).

Os seres humanos têm usado a água não só para manter as funções corporais, mas também para diversas atividades que historicamente permitiram o desenvolvimento dos grandes

centros urbanos, dos polos industriais e das regiões agrícolas. E para atender a todas essas demandas, a água deve estar presente no ambiente em quantidade e qualidade apropriadas (BRAGA, 2005). A qualidade ideal da água para um corpo hídrico geralmente depende dos seus múltiplos usos, que incluem abastecimento público, agrícola e industrial, uso recreativo, pesca e aquicultura, preservação da vida aquática e navegação (CHIN, 2013). A geração de energia elétrica e a assimilação e transporte de poluentes são ainda duas finalidades muito aplicadas nos corpos d'água (BRAGA, 2005).

Muitas atividades humanas influenciam negativamente a qualidade da água superficial e subterrânea, e o crescimento populacional, com o consequente aumento dos esforços agrícolas e industriais para sustentar a humanidade, tem tornado as águas cada vez mais contaminadas. Os contaminantes compreendem organismos patogênicos que causam doenças, partículas advindas da erosão que tornam a água turva e causam sedimentação, aporte de nutrientes que promovem a eutrofização e a redução de oxigênio dissolvido, metais pesados e produtos químicos, poluição térmica, entre outros (BOYD, 2015).

O grau de importância dos contaminantes varia de acordo com o tipo de corpo d'água, seu uso designado e as circunstâncias locais. Para avaliar o quanto cada um dos diferentes poluentes pode interferir ou prejudicar os diferentes usos da água, existe um conjunto de critérios de qualidade da água que inclui atributos físicos, químicos e biológicos (CHIN, 2013). Ou seja, a qualidade da água pode ser representada através de diversos parâmetros, que traduzem as suas principais características físicas, químicas e biológicas (von SPERLING, 1996). Os parâmetros de qualidade da água abordados neste estudo foram sintetizados na tabela 1 a seguir.

Tabela 1: Significado ambiental dos parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Parâmetros Físicos	Significado ambiental
Cor aparente	A cor aparente está diretamente associada à turbidez, ou seja, refere-se ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessar a água. Vale ressaltar que a variável cor referida na resolução CONAMA 357/05 se trata da cor verdadeira que é resultado dos sólidos dissolvidos, já a cor aparente é resultado não apenas dos sólidos dissolvidos, mas também dos sólidos em suspensão.

Condutividade elétrica	A condutividade elétrica expressa a capacidade da água em conduzir corrente elétrica, ou seja, águas com grandes concentrações iônicas terão altos valores de condutividade elétrica. É influenciada pela temperatura e pelo pH da amostra.
Sólidos suspensos totais e Sólidos dissolvidos totais	Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. As diversas frações de sólidos presentes em uma amostra de água (sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis) são determinadas através de operações de evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado. Ao serem classificados quanto ao tamanho, os sólidos se dividem em dissolvidos, que são as partículas de menores dimensões que atravessam um filtro de papel, e em suspensos, que são as partículas de maiores dimensões que ficam retidas no filtro.
Temperatura da água	O grau da intensidade de calor da água é influenciado por fatores como variação sazonal, período do dia, profundidade e velocidade do fluxo do corpo d'água. Elevações da temperatura da água são provocadas principalmente por despejos industriais e usinas termelétricas, e afetam diretamente a solubilidade de gases. Isto é, águas com temperaturas elevadas possuem baixas concentrações de oxigênio dissolvido.
Turbidez	A turbidez de um corpo d'água representa a sua capacidade em dispersar a radiação. Águas turvas, ou seja, águas com alta turbidez possuem uma menor capacidade em absorver luz, o que afeta diretamente a fotossíntese da vegetação enraizada e das algas. O principal fator responsável pela turbidez são os sólidos em suspensão, como micro-organismos, partículas orgânicas e inorgânicas.

Parâmetros químicos	Significado ambiental
Potencial hidrogeniônico	O pH indica a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água, sendo uma variável influenciada principalmente pela concentração de íons do meio. Por consequência, pode influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem tanto em ecossistemas aquáticos, quanto em processos de tratamento de água. Valores de pH que se afastam da neutralidade podem afetar a fisiologia das espécies de vida aquática e contribuir para a precipitação de metais pesados.
Oxigênio dissolvido	As principais fontes naturais de oxigênio nas águas são a atmosfera e a fotossíntese. Baixas concentrações deste gás caracterizam águas poluídas, devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos. Por outro lado, altas concentrações de oxigênio dissolvido nem sempre indicam águas limpas, já que, em um corpo d'água eutrofizado, o crescimento excessivo de algas pode levar a situações de supersaturação. Além da oxidação da matéria orgânica, as perdas para a atmosfera, a respiração de organismos aquáticos e a oxidação de íons metálicos contribuem para a redução da concentração do oxigênio na água.

Demanda bioquímica de oxigênio	A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é a quantidade de oxigênio consumida durante a oxidação da matéria orgânica pela decomposição microbiana. Grandes despejos de origem orgânica aumentam a DBO, podendo levar ao total esgotamento do oxigênio dissolvido, dificultando assim, a manutenção de várias espécies aquáticas.
Demanda química de oxigênio	A demanda química de oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio consumida durante a oxidação da matéria orgânica pela ação de um agente químico. A DQO é muito utilizada em conjunto com a DBO para avaliar o grau de biodegradabilidade dos despejos. Como na DBO é medida apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO, mais biodegradável será o efluente.
Nitrogênio amoniacal e Nitrato	O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, sendo as duas primeiras formas reduzidas e as duas últimas oxidadas. Os esgotos sanitários e alguns efluentes industriais são fontes de nitrogênio amoniacal, assim como a fixação química, que ocorre na presença de luz, que além de ser uma fonte de amônia também forma nitratos nas águas. Amostras de água com concentrações predominantes de nitrogênio amoniacal indicam que a fonte poluidora está próxima ao ponto de coleta, já se houver a predominância de nitrato, significa que as cargas poluidoras se encontram distantes. Os compostos de nitrogênio são macronutrientes que quando descarregados em corpos d'água enriquecem o meio, promovendo a eutrofização.
Fósforo total	O fósforo total corresponde à soma de todas as formas de fósforo da água (fosfatos orgânicos, ortofosfatos e polifosfatos). As principais fontes de fósforo na água são os esgotos sanitários, efluentes industriais e águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas. Assim como o nitrogênio, é um dos principais nutrientes para os processos biológicos, sendo indispensável para o crescimento de algas. Por isso, o excesso de fósforo em esgotos sanitários e efluentes industriais leva a processos de eutrofização das águas naturais.
Óleos e graxas	Os óleos e graxas são substâncias orgânicas que podem ter várias origens, compreendendo ácidos graxos, gorduras animais, sabões, graxas, óleos vegetais, ceras, óleos minerais entre outros. Normalmente chegam aos corpos d'água através de despejos e resíduos industriais, esgotos domésticos, efluentes de oficinas mecânicas, postos de gasolina, estradas e vias públicas. Além de acarretar problemas de origem estética, em sua decomposição, os óleos e graxas diminuem o oxigênio dissolvido, devido à elevação da DBO e da DQO.

Parâmetros biológicos	Conceito
Coliformes totais e Coliformes termotolerantes	As bactérias do grupo coliforme constituem os principais organismos indicadores de contaminação fecal em amostras de água, já que atendem a todos os critérios para um indicador ideal, tais como: apresentam-se em grande número apenas nas fezes humanas e de animais homeotérmicos; apresentam resistência similar à maioria das bactérias patogênicas intestinais e as técnicas laboratoriais para a sua detecção são

rápidas e econômicas. Os coliformes termotolerantes, representados principalmente pela *Escherichia coli*, são um subgrupo dos coliformes totais e fornecem evidências mais fortes da possível presença de patógenos fecais do que os coliformes totais. A concentração de coliformes totais é tipicamente muito maior que a de coliformes termotolerantes, porém a grande desvantagem do seu uso como um indicador inclui o seu crescimento na água, tornando-se parte da microbiota aquática natural.

Fonte: Adaptado de von SPERLING (1996); CHIN (2013); ESTEVES (2011) e CETESB (2019).

2.2 EVOLUÇÃO SOBRE A LEGISLAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

A fim de minimizar os impactos da poluição e regulamentar os diferentes usos das águas, gestores de diversos países criaram leis ambientais que estabelecem conceitos e padrões de qualidade a serem seguidos. No Brasil, a evolução da legislação sobre a gestão das águas remonta ao Código Penal de 1890 o qual previa punição a quem poluísse as águas de uso potável. O Código Civil de 1916 disciplinou sobre a água com um enfoque no direito de vizinhança e na utilização da água como um bem de domínio privado e de valor econômico limitado (RAMOS, 2021). No esteio da Constituição Federal de 1934 é promulgado o Decreto nº 24.643/34, conhecido como Código de Águas. Nele são abordados principalmente temas envolvendo a dominialidade das diferentes águas e a gestão das águas se limitava à quantidade, sem preocupar-se com a qualidade (RAMOS, 2021).

Um salto legislativo ocorreu com a promulgação da Lei Federal nº 9.433/97 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que institucionaliza o gerenciamento dos recursos hídricos nacionais a partir de uma visão integrada e de usos múltiplos. Dentre os instrumentos da PNRH pode-se citar o enquadramento dos corpos de água em classes com base nos usos preponderantes da água (BRASIL, 1997). Na Seção II dos instrumentos, o Art. 9º versa sobre o enquadramento dos corpos hídricos em classes, segundo os usos preponderantes, os quais visam: i) Assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; e ii) Diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas.

Mas foi no Estado de São Paulo que se estabeleceu pela primeira vez um sistema de classificação dos corpos d'água que determinou parâmetros de qualidade da água com seus respectivos valores máximos permitidos, através da Lei Estadual 2.182/1953 e do Decreto Estadual 24.806/1955. Já no âmbito nacional, a primeira normativa que faz essa abordagem é

instituída em 1976, por meio da Portaria nº 13/76 do Ministério do Interior, que estabelece a classificação das águas interiores do território nacional. Atualmente encontra-se em vigência a resolução 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que classifica as águas em função da salinidade e estabelece 13 categorias em função dos usos permitidos, com seus respectivos valores máximos para as diversas variáveis físicas, químicas e biológicas.

É notável o aumento da preocupação com a qualidade da água que os diferentes órgãos reguladores das questões ambientais desenvolveram ao longo dos anos. Conhecer e quantificar os constituintes de uma água trouxe grandes avanços para determinar a quais potenciais usos um corpo d'água pode ser destinado. Contudo, avaliar a qualidade de uma água a partir de um grande número de parâmetros de qualidade pode se tornar uma tarefa laboriosa e com pouco sentido para a maioria das pessoas (ABBASI, 2012). Para resolver este incômodo problema, foram desenvolvidos os índices de qualidade da água (IQAs). Estes índices traduzem a lista de constituintes de uma amostra de água, com suas respectivas concentrações, em um único valor que visa expressar a qualidade dessa água (ABBASI, 2012).

2.3 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)

Um IQA apresenta o estado de qualidade da água de forma simples utilizando uma linguagem não técnica, como bom, excelente ou ruim. Isso porque ele representa em um único número os valores observados para os mais variados parâmetros de qualidade, combinando valores com diferentes unidades de medida. Portanto, determinar o valor de IQA é uma forma de acompanhar as alterações das características físicas, químicas e microbiológicas de um corpo hídrico (ALMEIDA, 2007).

O conceito de IQA em sua forma mais rudimentar foi introduzido pela primeira vez em 1848 na Alemanha, quando as fontes de água eram classificadas em níveis de poluição de acordo com a presença ou ausência de certos organismos. Mas o primeiro índice moderno que utilizou uma escala numérica para mensurar a qualidade de um corpo d'água foi o IQA elaborado por Horton em 1965 (ABBASI, 2012). No Brasil o interesse pelos índices de qualidade da água aumentou a partir de 1972, quando o Conselho Nacional do Meio Ambiente emitiu um relatório manifestando a necessidade da utilização de índices para o meio ambiente (MMA, 2003).

Tradicionalmente, existem três tipos básicos de índices de qualidade de água: I. índices elaborados a partir da opinião de especialistas; II. índices baseados em métodos estatísticos; III. índices biológicos, cujos dados necessários para sua formulação ainda não são rotineiramente obtidos em programas de monitoramento (OTT, 1978 apud MMA, 2003).

Um dos índices mais bem disseminados no Brasil é o da National Sanitation Foundation dos EUA, o IQA_{NSF} , que foi desenvolvido a partir de opiniões de especialistas em gerenciamento de recursos hídricos que indicaram as variáveis para o cálculo do índice e o peso relativo das mesmas. A CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) utiliza uma versão adaptada do IQA_{NSF} para avaliar a qualidade da água para fins de abastecimento público. O problema deste índice, e de outros utilizados pela CETESB, é a inflexibilidade, já que não é possível a adição de novas variáveis. Além disso, no cálculo deste índice não é levado em consideração os padrões de qualidade estipulados pela Resolução CONAMA 357/05, dificultando assim o conhecimento da real distância entre as concentrações dos poluentes e os limites legais (AMARO, 2009).

Outro índice que vem ganhando notoriedade nos últimos anos em diversos países, incluindo o Brasil, é o índice desenvolvido pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente, o IQA_{CCME} (CARVALHO, 2017). O IQA_{CCME} foi aprovado em 2001 e desde então tem sido largamente utilizado no Canadá e em vários países ao redor do globo, sendo facilmente calculado e bastante flexível, o que permite a sua aplicação em diversas situações (CCME, 2017). O IQA_{CCME} avalia as condições da qualidade da água ambiente em relação às diretrizes de qualidade da água determinadas pelas normativas (CCME, 2017) e por isso ficou conhecido no Brasil como Índice de Conformidade ao Enquadramento (ANA, 2012).

O índice é flexível em relação ao tipo e número de parâmetros de qualidade da água a serem testados, ao período analisado e ao tipo de corpo d'água testado. Contudo recomenda-se o uso de no mínimo oito e no máximo 20 parâmetros. A seleção de parâmetros de qualidade da água apropriados para uma determinada região é necessária para que o IQA_{CCME} produza resultados significativos (CCME, 2017).

A fim de verificar a proximidade entre as classificações obtidas pelo IQA_{CCME} , pelo IQA da CETESB e pelo Índice Geral de Qualidade de Água Distribuída (IGQA) desenvolvido pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp), Marques et al. (2007) realizaram uma comparação entre os resultados gerados pelos três índices na avaliação das águas das represas Rio Grande, Biliings e Ribeirão Pires. Os resultados constataram que os valores calculados pelo índice desenvolvido pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio

Ambiente se mostraram coerentes em relação aos índices de qualidade da água nacionais já “consagrados”, como o índice da CETESB e o da Sabesp.

Outro trabalho que comparou o IQA_{CCME} com os IQAs calculados pelos métodos da NSF foi realizado por Almeida (2007) ao analisar a qualidade da água do rio Cuiabá. O objetivo da autora era mostrar se o método do CCME seria eficiente para resolver os problemas de diagnóstico da qualidade da água a nível nacional em termos de IQA, e o resultado da análise comparativa mostrou que o método não específico do IQA_{CCME} pode ser utilizado para uniformizar os cálculos de IQA nos programas de monitoramento da qualidade da água no Brasil e para avaliar a qualidade da água para diferentes usos.

Pensando na degradação da qualidade dos corpos d'água nas áreas urbanas, em decorrência da urbanização não planejada, Finotti et al. (2015) utilizaram o IQA_{CCME} para apoiar o processo de monitoramento e avaliação da qualidade da água dos recursos hídricos em área urbana no município de Caxias do Sul.

2.4 URBANIZAÇÃO

Os ambientes aquáticos das zonas costeiras (ZC) estão submetidos à forte pressão das atividades antrópicas, devido a elevada densidade populacional nessas áreas (PINTO-COELHO & HAVENS, 2015). No Brasil, a ocupação litorânea é relevante, e segue a tendência mundial, abrigando 26,6% da população total, com densidade demográfica média de 87 habitantes/km², em contraste com a média nacional, de 17 habitantes/km². A maior parte dessa população exerce atividades ligadas direta ou indiretamente ao turismo, pesca, e produção de petróleo e gás (IBGE, 2011). No Estado de Santa Catarina, 38% da população, de 2,37 milhões de habitantes, reside na zona costeira, principalmente nos municípios da Grande Florianópolis e Joinville (IBGE, 2011). Vários autores têm destacado o crescimento acentuado no município de Florianópolis. Rodrigues (2016) afirma que a população octuplicou nos últimos 70 anos e Reis (2012) destaca que com uma taxa de crescimento anual de 3,32% a cidade poderia dobrar sua população em cerca de 21 anos.

O crescimento da urbanização implica uma enorme alteração do ciclo hidrológico (TUNDISI e TUNDISI, 2008), afetando a qualidade da água (SCHUELER et al., 2009) principalmente em função do aumento da porcentagem de área impermeável em uma bacia hidrográfica (CHIN, 2013). A impermeabilidade e a infraestrutura de drenagem são as

características mais importantes que podem estar relacionadas com as cargas de poluição (CHIN, 2013). Uma revisão realizada por Schueler et al. (2009) mostrou que a área da superfície impermeável tem sido utilizada como um índice do rápido desenvolvimento em bacias hidrográficas, levando ao interesse dos gestores dos recursos hídricos a relação entre a cobertura impermeável e os vários indicadores de qualidade de córregos urbanos.

À medida que a densidade populacional aumenta, há um maior acúmulo de resíduos nas superfícies impermeáveis, como dejetos de animais de estimação, óleos provenientes de veículos, pesticidas, entre outros. Como resultado do aumento da impermeabilidade, menos chuva infiltra no solo e mais chuva flui pela superfície, levando consigo os poluentes que se acumulam na cobertura impermeável. O termo escoamento superficial urbano se refere coletivamente à água da chuva, irrigação ou outras fontes que fluem sobre a superfície em um ambiente urbano, transportando produtos químicos, patógenos, sedimentos e outros contaminantes diretamente para as águas receptoras causando a sua poluição (CHIN, 2013).

Além da impermeabilização, o crescimento desordenado resultou no lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais (tratados ou não) nos mananciais das áreas urbanas, como consequência da falta de infraestrutura de saneamento adequada (FINOTTI et al., 2015). A qualidade das águas dos corpos hídricos urbanos é fortemente influenciada pelo percentual de atendimento de serviço de coleta e tratamento de esgoto. No Brasil 55% da população possui serviço de esgotamento sanitário considerado adequado (ANA, 2017). Desses, 12% são atendidos por sistemas individuais (fossa séptica) e 43% são atendidos por sistemas coletivos de Estações de Tratamento de Esgoto – ETE, com o restante (45%) lançando seus efluentes *in natura* nos corpos hídricos (ANA, 2017). Em Florianópolis 35,7% da população utiliza sistemas individuais (fossa séptica) e 56% são atendidos por ETE (ANA, 2017).

2.5 EUTROFIZAÇÃO

As atividades humanas alteraram profundamente a dinâmica de nitrogênio e fósforo, aumentando a oferta disponível desses nutrientes em águas de superfície (ALLAN & CASTILLO, 2007). Atualmente, as entradas de nutrientes, dentre eles o fósforo, representam um dos maiores problemas em rios e estuários (BIANCHI, 2007) e tem sido considerado como principal responsável pela eutrofização artificial em águas continentais (ESTEVEES, 2011).

De acordo com Esteves (2011) a eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como

consequência o aumento de sua produtividade. O fósforo é um dos mais bem estudados nutrientes em ecossistemas aquáticos, devido ao seu papel limitante na produção primária (BIANCHI, 2007) e von Sperling (2007) relata que na eutrofização há um crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, em níveis tais que sejam considerados como causadores de interferências com os usos desejáveis do corpo d'água.

Esse aumento na biomassa vegetal, aumento na frequência de florações de algas e o crescimento de plantas enraizadas desencadeiam um aumento na turbidez e a ocorrência de condições anóxicas, uma vez que a posterior morte dessa biomassa vegetal forma uma camada de lodo esverdeado sobre a superfície do corpo d'água. Essa camada de lodo reduz a penetração da luz e restringe a re-oxigenação da água através de corrente de ar (ANSARI et al., 2011). A eutrofização é um grave tipo de poluição da água que afeta diretamente a fauna e a flora, devido à perda de oxigênio dissolvido. (ANSARI et al., 2011).

Um importante grupo vegetal que tem o crescimento favorecido pelo processo de eutrofização artificial é o das macrófitas aquáticas (ESTEVES, 2011). Em muitos ecossistemas aquáticos continentais brasileiros o efeito da eutrofização artificial tem sido mais evidente sobre as macrófitas flutuantes, que encontram nesses ambientes eutrofizados maior oferta de nutrientes e disponibilidade de luz solar durante todo o ano, ou seja, condições ideais para o seu crescimento. Somando-se a isso, o fato de que a maioria das espécies de macrófitas flutuantes não possuem predadores naturais, elas acabam por cobrir grandes áreas das superfícies de corpos hídricos eutrofizados (ESTEVES, 2011).

Um estudo realizado por Silva et al. (2013) caracterizou o estado trófico dos rios que drenam para a ESEC de Carijós através do TRIX (Índice Trófico), a fim de avaliar como os usos da bacia hidrográfica afetam a integridade desta UC. As autoras encontraram que os rios estudados se apresentam, com maior frequência, em estado mesotrófico a eutrófico, ou seja, apresentam níveis de produção primária de moderado a alto, demonstrando a influência da urbanização na qualidade da água e como as águas que drenam para a ESEC de Carijós estão susceptíveis à eutrofização.

2.6 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

A preocupação com a degradação ambiental no Brasil tem sido registrada ao longo de sua história, tendo a sua consolidação no decorrer do século XIX. A grande motivação para defender o ambiente natural veio da percepção de que o progresso futuro do país dependia da

utilização inteligente e cuidadosa dos recursos naturais. O impulso para criar parques nacionais no Brasil surgiu após a criação do Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos, em 1872. Contudo, graças aos desfavoráveis cenários político, econômico, social e cultural que o Brasil enfrentou por um longo período, a concretização desse ideal só foi atendida em 1937, com a criação do primeiro parque nacional brasileiro, o Parque Nacional do Itatiaia (ARAÚJO, 2007).

As Unidades de Conservação (UCs), como o Parque Nacional do Itatiaia, contemplam espaços territoriais legalmente instituídos pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, cujos recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, possuem características naturais relevantes, que estão sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção. O conjunto das UCs federais, estaduais e municipais constituem o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, que se divide em dois grupos: Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável (BRASIL, 2011).

Dentro do grupo das Unidades de Proteção Integral existem cinco categorias de UC, entre as quais a Estação Ecológica (ESEC). Em uma ESEC tem-se por objetivos a preservação da natureza e a realização de pesquisas científicas. Por ser de posse e domínio públicos, eventuais áreas particulares incluídas em seus limites serão desapropriadas. A realização de pesquisa científica está sujeita às condições e restrições do órgão responsável pela administração da unidade, dependendo também, de sua autorização prévia (BRASIL, 2011).

A Estação Ecológica de Carijós (ESEC de Carijós) foi criada em 20 de julho de 1987 pelo decreto nº 94.656, estando localizada na Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis, estado de Santa Catarina, possuindo uma área de 7,15 km² (IBAMA, 2003). Está hoje sob a gestão do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), que é uma autarquia federal vinculada ao Ministério do Meio Ambiente.

Vedana et al. (2019) avaliaram a efetividade da ESEC de Carijós frente à área de urbanização do seu entorno através da comparação de duas imagens de satélite, uma de 1984 e outra de 2017. Nesse intervalo de trinta e três anos, as autoras verificaram que a taxa de urbanização no entorno da ESEC aumentou de 3,6 milhões de metros quadrados em 1984 para 10 milhões de metros quadrados em 2017. As autoras apontaram que mesmo com a expansão da área urbana, a ESEC de Carijós foi efetiva na preservação da biodiversidade, já que seus limites se mantiveram preservados. Contudo, algumas ocupações irregulares foram observadas em suas áreas extremantes, e as autoras ressaltaram que a falta de uma zona de amortecimento,

tanto no decreto de criação da ESEC, quanto no seu plano de manejo, favorece o avanço da urbanização.

3 METODOLOGIA

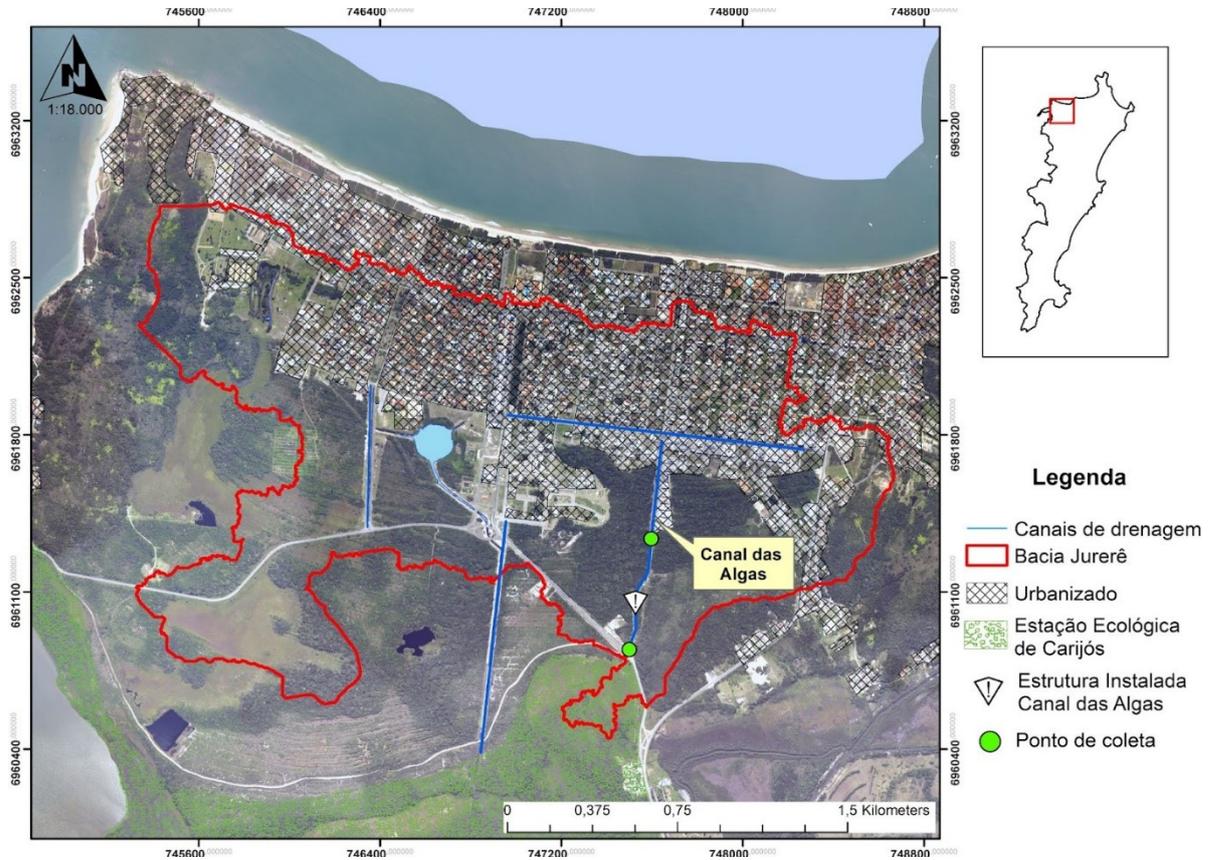
3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no corpo hídrico conhecido como canal das Algas, localizado na Avenida das Algas no Loteamento Jurerê Internacional, município de Florianópolis, Santa Catarina (figura 1), que está sob responsabilidade da Habitasul Empreendimentos Imobiliários LTDA. A área de drenagem da bacia do Jurerê (área delimitada pela linha vermelha na figura 1) é de aproximadamente 420,2 ha, sendo que a área urbanizada corresponde a aproximadamente 38% (159,6 ha) e a vegetada, incluindo ambientes florestais, restinga e gramados é de aproximadamente 62% (260,6 ha), conforme ICMBio (2021). Pela dificuldade de se estimar com precisão o quanto desta área drena para o canal das Algas, foram consideradas as áreas total, urbanizada e vegetada da bacia do Jurerê, estimadas por ICMBio (2021), no cálculo das cargas difusas que drenam para o canal das Algas.

Com base na densidade populacional do município de Florianópolis, que é de 3.266 hab/Km² (FLORIANÓPOLIS, 2019), a população estimada do bairro Jurerê Internacional é de 5.124 habitantes. Em relação aos serviços de saneamento básico, cerca de 80% da área do Jurerê Internacional está ligada à Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da Habitasul, sendo que o restante utiliza sistemas individuais de tratamento de esgoto. Já a área do Jurerê Tradicional é atendida pelo Sistema de Esgotamento Sanitário (SES) de Canasvieiras (FLORIANÓPOLIS, 2019).

Na figura 2 é possível visualizar as modificações realizadas no canal das Algas, que foram determinadas pelo MPF, e também o grande “banco” de macrófitas que se estende sobre a sua superfície.

Figura 1: Área da bacia do Jurerê com a localização do canal das Algas.



Fonte: ICMBio, 2021.

Figura 2: mudanças ocorridas na estrutura do Canal das Algas. (A) Antes da obra de ampliação. (B) Depois da obra de ampliação. (C) Banco de macrófitas. (D) Estrutura instalada para remoção de óleos e graxas e sólidos grosseiros.



Fonte: ICMBio, 2010.

3.2 AMOSTRAGEM E ANÁLISES LABORATORIAIS

O monitoramento do canal foi iniciado em outubro de 2009 (antes da construção das galerias) com coletas em dois pontos, mas o programa de monitoramento sofreu algumas adequações ao longo dos anos.

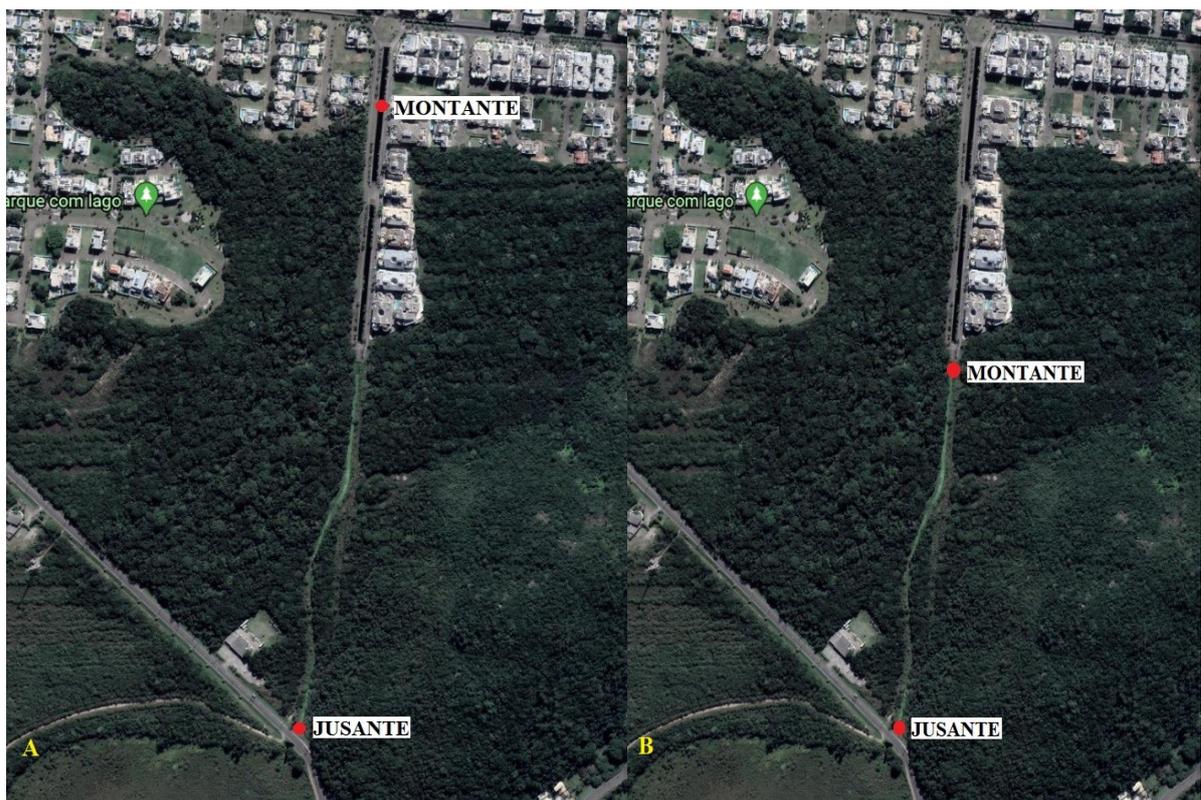
No ano de 2009 foram realizadas três coletas, entre outubro e dezembro, e no ano de 2010 mais cinco coletas, entre janeiro e maio. Nesse período as coletas foram realizadas em dois pontos, localizados à montante e à jusante do canal, como pode ser observado na Figura 3A. Os parâmetros de qualidade da água analisados foram: coliformes totais, coliformes

termotolerantes, temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, cor aparente, turbidez, sólidos suspensos totais, demanda bioquímica de oxigênio e nitrogênio amoniacal.

O monitoramento do canal só foi retomado em junho de 2011, com coletas mensais realizadas em dois pontos, sendo que a partir desse ano houve as seguintes modificações: o ponto de coleta à montante foi deslocado cerca de 350 metros à jusante (Figura 3B); o parâmetro sólidos suspensos totais foi substituído pelo parâmetro sólidos dissolvidos totais; foram adicionados ao programa de monitoramento a análise dos parâmetros nitrato e fósforo total. Além das modificações citadas, houve ainda a inclusão do parâmetro óleos e graxas a partir de novembro de 2012 e do parâmetro demanda química de oxigênio a partir de abril de 2014.

O monitoramento do canal das Algas continua sendo realizado até o corrente ano pela Ambiens Consultoria Ambiental sob responsabilidade da Habitasul, e para fins da realização deste trabalho foi analisado o período entre 2009 e 2018 (este período se refere aos dados disponibilizados pelo ICMBio).

Figura 3: localização dos pontos de amostragem. (A) Nos anos de 2009 e 2010. (B) Entre 2011 e 2018.



Fonte: Adaptado do Google Earth.

3.3 ORGANIZAÇÃO DOS DADOS

A primeira etapa do trabalho consistiu na tabulação dos dados de monitoramento da qualidade da água do canal das Algas, presentes em laudos laboratoriais que são apresentados mensalmente pela Habitasul ao ICMBio, desde a primeira coleta. A partir da organização dos dados, por ano e local, foram calculados o número de observações, o percentual de dados censurados, as estatísticas descritivas, o percentual de dados discrepantes e foi verificada a distribuição dos dados para cada parâmetro.

3.4 DADOS CENSURADOS

Os valores menores ou maiores que o limite de detecção (LD) dos métodos analíticos, chamados censurados, foram tratados através do método da simples substituição dos valores não detectados pelo próprio LD.

3.5 ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS

Para reduzir o banco de dados à medidas numéricas que representem todo o conjunto original de valores, foram calculadas medidas resumo (de tendência central e de dispersão) para cada um dos parâmetros nos dois pontos. Foram calculadas a média, a mediana, o primeiro quartil (Q_1), o terceiro quartil (Q_3), o valor mínimo, o valor máximo, o desvio padrão e a amplitude interquartílica (AIQ).

3.6 VALORES DISCREPANTES

Para detectar a presença de valores discrepantes, foi aplicado o método adotado pelo software Statistica 8.0, que utiliza os quartis e a amplitude interquartílica. O Statistica calcula os valores discrepantes em duas categorias, os *outliers* e os *extremes*. Os valores menores do que $(Q_1 - 1,5 * AIQ)$ são considerados *outliers* inferiores, e os valores maiores do que $(Q_3 + 1,5 * AIQ)$ são considerados *outliers* superiores. Já os valores menores do que $(Q_1 - 3 * AIQ)$ são considerados *extremes* inferiores, e os valores maiores do que $(Q_3 + 3 * AIQ)$ são considerados *extremes* superiores. Após a identificação dos valores discrepantes, optou-se pela exclusão desses valores das análises temporal e espacial.

3.7 DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS

Para verificar se os dados seguem ou não uma distribuição normal foi aplicado o teste de Normalidade de Shapiro-Wilk, ao nível de significância de 5%, para cada parâmetro. Para tanto foi utilizado o software Statistica 8.0, bem como para o cálculo das estatísticas descritivas.

3.8 AVALIAÇÃO DO ATENDIMENTO À RESOLUÇÃO CONAMA 357/05

Para avaliar se as águas do canal das Algas representam uma ameaça para a ESEC Carijós, foi observado se os parâmetros de qualidade atendem aos limites legais. Na falta de uma resolução ou normativa específica para a avaliação de águas pluviais, optou-se por verificar se o canal das Algas se enquadra nos limites estabelecidos pela Resolução 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA 357/05), que classifica os corpos d'água em doces, salinos ou salobros, definindo as condições e padrões de qualidade da água (BRASIL, 2005). Para tanto, foram utilizados os limites preconizados pela norma para águas doces de classe 2, pois segundo o Artigo 42 “enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2”.

3.9 ANÁLISE TEMPORAL

Para avaliar diferenças interanuais foi empregado o teste de hipóteses de Kruskal-Wallis, com *post hoc* de múltiplas comparações com nível de significância de 1%. Para isso utilizamos os dados que compreendem os anos de 2012 a 2018, já que contemplam 12 coletas anuais. Os parâmetros que apresentaram elevado percentual de dados censurados (acima de 50%) não participaram desta análise, além disso, os dados discrepantes também foram removidos. O objetivo desta etapa foi verificar se há uma tendência de aumento ou diminuição nos valores dos parâmetros de qualidade ao longo dos anos estatisticamente significativa.

3.10 ANÁLISE ESPACIAL

Para avaliar se existem diferenças entre os pontos montante e jusante foi aplicado o teste de hipóteses dependente de pares combinados de Wilcoxon, para cada parâmetro, ao nível de

significância de 1%. Assim como na análise temporal, foram removidos os dados discrepantes e os parâmetros com dados censurados acima de 50%. A partir dos resultados do teste, foi analisado se a estrutura construída no canal possui algum efeito na qualidade da água.

3.11 CÁLCULO DO IQA_{CCME}

Fator 1 (Espectro) - representa a porcentagem de parâmetros de qualidade de água que não atenderam a resolução:

$$F1 = \left(\frac{\text{número de parâmetros fora da norma}}{\text{número total de parâmetros medidos}} \right) \times 100$$

(1)

Fator 2 (Frequência) - representa a porcentagem de vezes que os parâmetros de qualidade de água não atenderam a resolução, ou seja, as “análises falhas”:

$$F2 = \left(\frac{\text{número de análises falhas}}{\text{número total de análises realizadas}} \right) \times 100$$

(2)

Fator 3 (Amplitude) - representa o quanto os valores das análises falhas estavam fora dos valores estabelecidos pela resolução. F3 é calculado em três etapas.

i) O número de vezes que uma concentração individual foi maior que o valor estipulado pela norma; este será chamado “excluído” e expresso da seguinte forma:

$$\text{excluído}_i = \left(\frac{\text{valor da análise falha}_i}{\text{valor estipulado pela norma}_j} \right) - 1$$

(3a)

Para os casos em que o valor da análise não deve ser menor que o valor mínimo estipulado pela norma:

$$\text{excluído}_i = \left(\frac{\text{valor estipulado pela norma}_j}{\text{valor da análise falha}_i} \right) - 1$$

(3b)

ii) O quanto as análises individuais estavam fora dos valores estipulados pela norma é calculado a partir da soma dos “excluídos” de cada análise falha individual, e dividindo-se pelo número total de análises realizadas. Esta variável é chamada de “soma normalizada dos excluídos”, ou sne, sendo calculada como:

$$\text{sne} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excluído}_i}{\text{número total de análises}}$$

(4)

iii) O valor de F3 é então calculado através de uma função que transforma a “soma normalizada dos excluídos” para obter uma escala entre 0 e 100.

$$F3 = \frac{\text{sne}}{0,01\text{sne}+0,01}$$

(5)

Uma vez que os fatores foram obtidos, o IQA_{CCME} é calculado por meio da soma dos três fatores como se fossem vetores.

$$\text{IQA}_{\text{CCME}} = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1,732} \right)$$

O divisor 1,732 normaliza os valores resultantes para uma faixa entre 0 e 100, onde 0 representa a pior qualidade da água e 100 representa a melhor qualidade da água (CCME, 2017). Essa faixa de valores permite que a qualidade da água seja expressa dentro de 5 categorias descritas na Tabela 2 abaixo:

Tabela 2. Categorias da qualidade da água segundo o IQA_{CCME}

Faixa	Categoria	Significado
95-100	EXCELENTE	A qualidade da água está protegida com ausência, quase que total, de impactos ou ameaças; condições muito próximas dos níveis naturais.
80-94	BOA	A qualidade da água está protegida, mas há um pequeno grau de impacto; as condições raramente se desviam dos níveis naturais ou desejáveis.

65-79	REGULAR	A qualidade da água geralmente está protegida, mas ocasionalmente sofre impactos; as condições às vezes se distanciam dos níveis naturais ou desejáveis.
45-64	RUIM	A qualidade da água está frequentemente ameaçada ou impactada; as condições se distanciam com frequência dos níveis naturais ou desejáveis.
0-44	PÉSSIMA	A qualidade da água quase sempre está ameaçada ou impactada; as condições geralmente se distanciam dos níveis naturais ou desejáveis.

Fonte: Adaptado do CCME (2017).

3.12 ESTIMATIVA DA CARGA DIFUSA

A carga difusa para DBO, fósforo total e nitrogênio total foi estimada considerando a área da bacia, o percentual de área urbanizada e vegetada, e as taxas de contribuição das áreas urbanizada e vegetada, conforme equação a seguir:

$$W_{\text{difusa}} = [(Taxa_{\text{Urb.}} \times Urb.) + (Taxa_{\text{Veget.}} \times Veget.)] \times A_{\text{bacia}}$$

Onde: W_{runoff} : Carga difusa em kg.s^{-1} ;

$Taxa_{\text{Urb.}}$: Taxa de contribuição difusa para áreas urbanizadas em $\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$;

$Taxa_{\text{Veget.}}$: Taxa de contribuição difusa para áreas vegetadas em $\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$;

Urb: Percentual da bacia urbanizado

Veget: Percentual da bacia vegetado (florestas, restinga e gramados)

A_{bacia} : Área total da bacia em ha.

As taxas de contribuição difusa foram extraídas de CHIN (2006), conforme tabela abaixo:

Tabela 3: Taxas de contribuição difusa em função do tipo de ocupação do solo.

Parâmetro	Área Urbanizada	Área vegetada
DBO	47 $\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$	2 $\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$

Nitrogênio Total	8,8 kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	0,5 kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Fósforo Total	1,1 kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	0,01 kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹

Fonte: Adaptado de Chin (2006)

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a organização dos dados de monitoramento do canal das Algas em planilhas eletrônicas, foi realizada a contagem do número de observações para cada parâmetro. A Tabela 4 a seguir elucida bem os dezesseis parâmetros físicos, químicos e biológicos monitorados entre os anos de 2009 e 2018, com os respectivos números de observações (n).

Tabela 4. Parâmetros analisados, notação de referência, número de observações (n), unidade dos parâmetros e período das coletas

Parâmetros	Notação de referência	Unidade	n	Período
Cor aparente	Cor apa.	mg Pt-Co/L	196	08/10/2009 a 19/12/2018
Condutividade elétrica	CE	μS/cm	196	08/10/2009 a 19/12/2018
Sólidos suspensos totais	SST	mg/L	16	08/10/2009 a 05/05/2010
Sólidos dissolvidos totais	SDT	mg/L	180	22/06/2011 a 19/12/2018
Temperatura da água	T _{H2O}	°C	196	08/10/2009 a 19/12/2018
Turbidez	Turb.	NTU	196	08/10/2009 a 19/12/2018
Potencial hidrogeniônico	pH		196	08/10/2009 a 19/12/2018

Parâmetros	Notação de referência	Unidade	n	Período
Oxigênio dissolvido	OD	mg/L	196	08/10/2009 a 19/12/2018
Demanda bioquímica de oxigênio	DBO	mg/L	196	08/10/2009 a 19/12/2018
Demanda química de oxigênio	DQO	mg/L	110	16/04/2014 a 19/12/2018
Nitrogênio amoniacal	N-NH ₄ ⁺	mg/L	194	08/10/2009 a 19/12/2018
Nitrato	N-NO ₃ ⁻	mg/L	180	22/06/2011 a 19/12/2018
Fósforo total	P _T	mg/L	180	22/06/2011 a 19/12/2018
Óleos e graxas	OG	mg/L	146	13/11/2012 a 19/12/2018
Coliformes totais	Coli. totais	NMP/100mL	196	08/10/2009 a 19/12/2018
Coliformes termotolerantes	Coli. term.	NMP/100mL	196	08/10/2009 a 19/12/2018

É possível observar que há uma variação no número de observações realizadas para cada parâmetro e, como já explanado anteriormente, isso se deve ao fato de que houve a exclusão e também a inclusão de parâmetros de qualidade da água ao longo dos anos de monitoramento do canal.

4.1 ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS, DADOS CENSURADOS E DADOS DISCREPANTES

A partir do banco de dados consolidado foi possível iniciar as primeiras análises. Foram calculadas as estatísticas descritivas, além das porcentagens dos dados censurados e dos dados discrepantes. Nas Tabelas 5 e 6 constam os resultados dessas análises exploratórias para

as observações realizadas a montante e a jusante, respectivamente. Estas tabelas apresentam a estatística descritiva de todos os anos para os dois pontos de coleta.

Tabela 5. Estatística descritiva das coletas realizadas a montante entre 2009 e 2018

	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Q1	Q3	AIQ	Desvio padrão	% de dados discrepantes	% de dados censurados
Coli. totais (NMP/100mL)	16189,71	2700,00	1,00	461100,00	780,00	16000,00	15220,00	53543,03	4,08	11,22
Coli. term. (NMP/100mL)	1180,27	260,00	1,00	43840,00	45,00	780,00	735,00	4589,66	14,29	24,49
T _{h2o} (°C)	23,37	23,35	16,50	33,10	20,00	26,00	6,00	3,78	0,00	0,00
OD (mg/L)	4,51	4,24	0,41	10,77	3,02	6,21	3,19	2,11	0,00	0,00
pH	7,28	7,26	6,27	8,59	7,03	7,51	0,48	0,38	2,04	0,00
CE (µS/cm)	400,74	365,50	33,80	2800,00	291,00	443,00	152,00	281,02	4,08	0,00
Cor apa. (mg Pt-Co/L)	203,77	211,00	17,50	400,00	112,40	280,00	167,60	100,49	0,00	0,00
Turb. (NTU)	7,94	5,41	1,70	97,00	3,60	9,44	5,84	10,35	6,12	4,08
SST (mg/L)	10,41	10,20	2,00	22,00	4,50	14,95	10,45	7,11	0,00	0,00
SDT (mg/L)	262,46	238,00	15,00	1848,00	198,70	285,00	86,30	206,30	8,89	1,11
DBO (mg/L)	17,74	10,35	1,00	180,00	5,50	24,70	19,20	22,29	4,08	4,08
DQO (mg/L)	74,97	58,00	30,00	490,00	52,00	71,00	19,00	67,96	9,09	3,64
N-NH ₄ (mg/L)	0,64	0,55	0,03	3,09	0,30	0,63	0,33	0,56	12,37	54,64
N-NO ₃ (mg/L)	0,93	0,90	0,05	5,10	0,09	0,90	0,81	1,18	11,11	62,22
P _r (mg/L)	0,55	0,19	0,02	6,38	0,11	0,47	0,36	1,03	8,89	1,11
OG (mg/L)	8,48	10,00	1,00	28,30	10,00	10,00	0,00	4,38	27,40	87,67

Tabela 6. Estatística descritiva das coletas realizadas a jusante entre 2009 e 2018

	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Q1	Q3	AIQ	Desvio padrão	% de dados discrepantes	% de dados censurados
Coli. totais (NMP/100mL)	7125,78	1550,00	1,00	160000,0	240,00	9606,00	9366,00	17331,96	6,12	13,27
Coli. term. (NMP/100mL)	537,74	68,50	1,00	27000,00	4,00	290,00	286,00	2739,64	13,27	34,69
T _{h2o} (°C)	23,51	23,85	16,00	33,00	20,10	26,00	5,90	3,79	0,00	0,00
OD (mg/L)	4,69	4,47	0,73	8,20	3,50	6,46	2,96	1,69	0,00	0,00
pH	7,13	7,11	6,00	8,09	6,90	7,40	0,50	0,39	2,04	0,00
CE (µS/cm)	227,30	179,00	88,20	1400,00	145,00	269,00	124,00	157,09	5,10	0,00
Cor apa. (mg Pt-Co/L)	147,87	150,00	2,00	379,00	89,60	201,00	111,40	76,61	1,02	0,00
Turb. (NTU)	5,13	4,31	0,10	42,63	3,15	6,00	2,85	4,47	4,08	2,04
SST (mg/L)	12,00	7,00	1,00	56,00	1,50	11,00	9,50	18,32	12,50	37,50
SDT (mg/L)	173,33	134,50	15,00	1883,00	105,50	178,60	73,10	196,68	12,22	1,11
DBO (mg/L)	11,64	8,80	1,00	44,00	3,55	17,00	13,45	10,03	3,06	9,18
DQO (mg/L)	48,39	41,00	30,00	234,00	35,00	49,00	14,00	36,38	3,64	12,73
N-NH ₄ (mg/L)	0,46	0,55	0,03	2,50	0,10	0,55	0,45	0,40	4,12	68,04
N-NO ₃ (mg/L)	0,75	0,72	0,05	4,00	0,09	0,90	0,81	0,91	10,00	72,22
P _r (mg/L)	0,34	0,12	0,02	4,45	0,07	0,30	0,23	0,67	11,11	3,33
OG (mg/L)	8,38	10,00	1,00	21,50	10,00	10,00	0,00	3,96	26,03	87,67

É possível observar percentuais elevados de dados censurados para os parâmetros nitrogênio amoniacal, nitrato e óleos e graxas, sendo este último o mais expressivo. Somando-se a isso o fato de que a resolução CONAMA 357/05 preconiza que, para águas doces de classe 2, o parâmetro óleos e graxas deve estar “virtualmente ausente” e que os valores observados

não conferem risco ou ameaça à qualidade da água do canal, o parâmetro foi excluído das demais análises estatísticas realizadas neste trabalho.

Por possuir um número de observações muito baixo em relação aos outros parâmetros, se optou também pela exclusão do parâmetro sólidos suspensos totais das análises estatísticas que se seguem.

Foi verificado que para quase todos os parâmetros existem dados discrepantes, com a exceção de temperatura da água e oxigênio dissolvido (nos dois pontos de coleta), cor aparente e sólidos suspensos totais (à montante). Como citado na metodologia esses valores discrepantes foram sinalizados através do método da AIQ, e foram excluídos das análises temporal e espacial.

4.2 DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS

Como grande parte das variáveis hidrológicas possuem distribuições de probabilidade com características assimétricas (NAGHETTINI; PINTO, 2007) cada parâmetro foi testado, através do teste Shapiro-Wilk, a um nível de significância de 5%, nos dois pontos de coleta para verificar se seguem ou não uma distribuição Normal. Como esperado, a maioria dos parâmetros não seguiu uma distribuição Normal, com a exceção de quatro: temperatura da água, oxigênio dissolvido (a montante), pH e cor aparente (a jusante). Estes resultados (Apêndice A) justificam o uso de testes não-paramétricos nesta pesquisa.

4.3 ATENDIMENTO À RESOLUÇÃO CONAMA 357/05

Os dados do canal das Algas foram avaliados quanto ao atendimento à resolução CONAMA 357/05. Nesta etapa, apenas os parâmetros que são citados na resolução puderam ser avaliados, que foram: sólidos dissolvidos totais, turbidez, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo total e coliformes termotolerantes. Como citado na metodologia, foram utilizados os limites legais para águas doces de classe 2. A Tabela 7, apresenta o número amostral avaliado e o percentual de dados fora do valor máximo permitido (VMP).

Tabela 7. Valores máximos permitidos (VMP) para águas doces classe 2 de acordo com a resolução CONAMA 357/05 e o número de amostras (N) dos parâmetros analisados a montante e a jusante, assim como o percentual de desconformidade em relação ao VMP.

Parâmetro	CONAMA 357/05	Montante		Jusante	
	Doce Classe 2	N	% fora VMP	N	% fora VMP
SDT (mg/L)	500	90	3	90	1
Turbidez (NTU)	100	98	0	98	0
pH	6 a 9	98	0	98	0
OD (mg/L)	5	98	64	98	56
DBO (mg/L)	5	98	75	98	67
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	2	97	2	97	0
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	10	90	0	90	0
P _T (mg/L)	0,05	90	95	90	79
Coli. Term. (NMP/100mL)	1000	98	19	98	9

O parâmetro SDT entrou no programa de monitoramento do canal das Algas em 2011, em substituição ao parâmetro SST, totalizando 180 observações. O limite estabelecido pela norma para SDT é de 500 mg/L e ao longo de todo o período de amostragem apenas 4 observações ultrapassaram este limite, 3 a montante, nos anos de 2013, 2015 e 2018, e 1 a jusante, no ano de 2017 (Figura 4). Essas 4 observações que excederam os 500 mg/L foram classificadas como valores discrepantes (outliers e extremos).

Para o parâmetro turbidez, a legislação preconiza que as amostras não devem apresentar valores maiores que 100 NTU e, das 196 observações realizadas entre 2009 e 2018, nenhuma excedeu o valor máximo estabelecido, como pode ser observado na Figura 5.

Figura 4. Box plot dos valores de SDT entre 2011 e 2018 nos dois pontos de coleta, com a porcentagem anual das observações que excederam o valor máximo permitido.

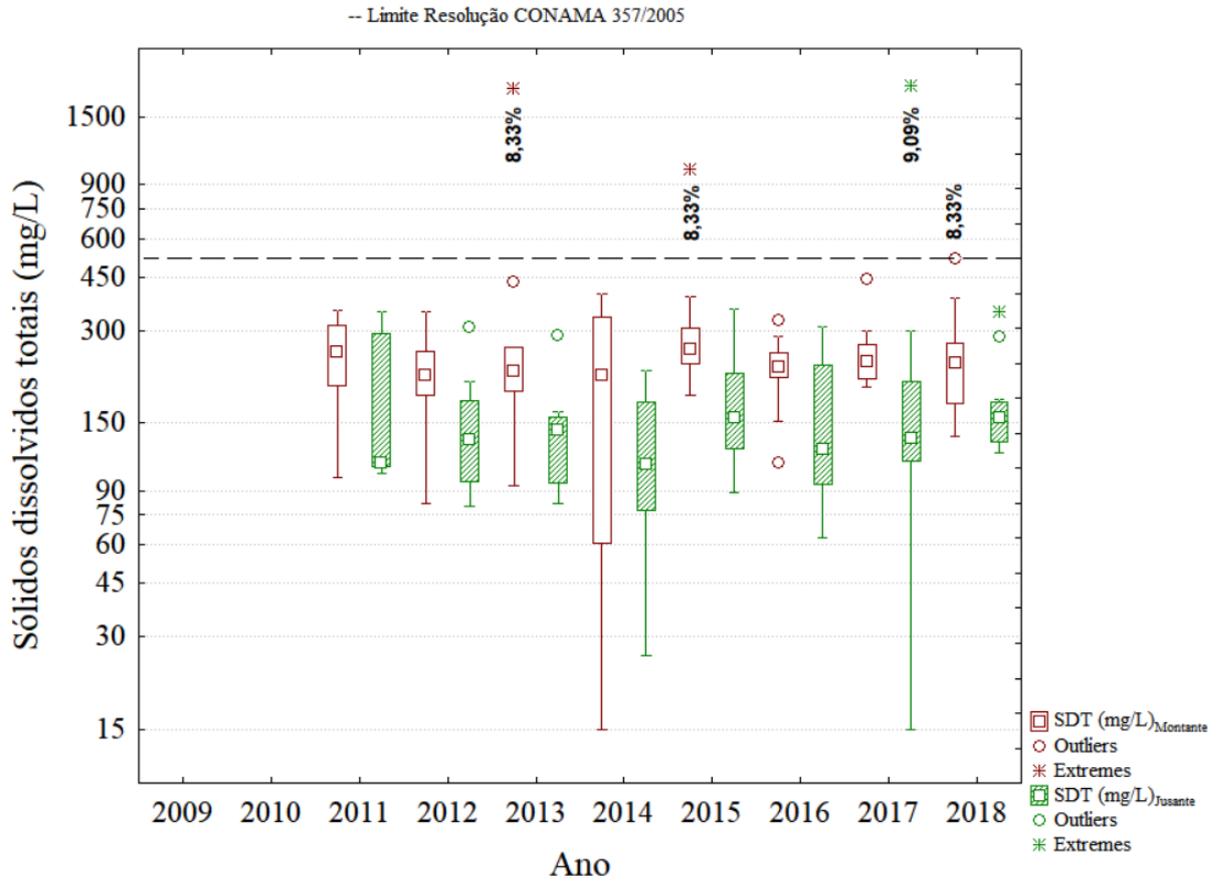
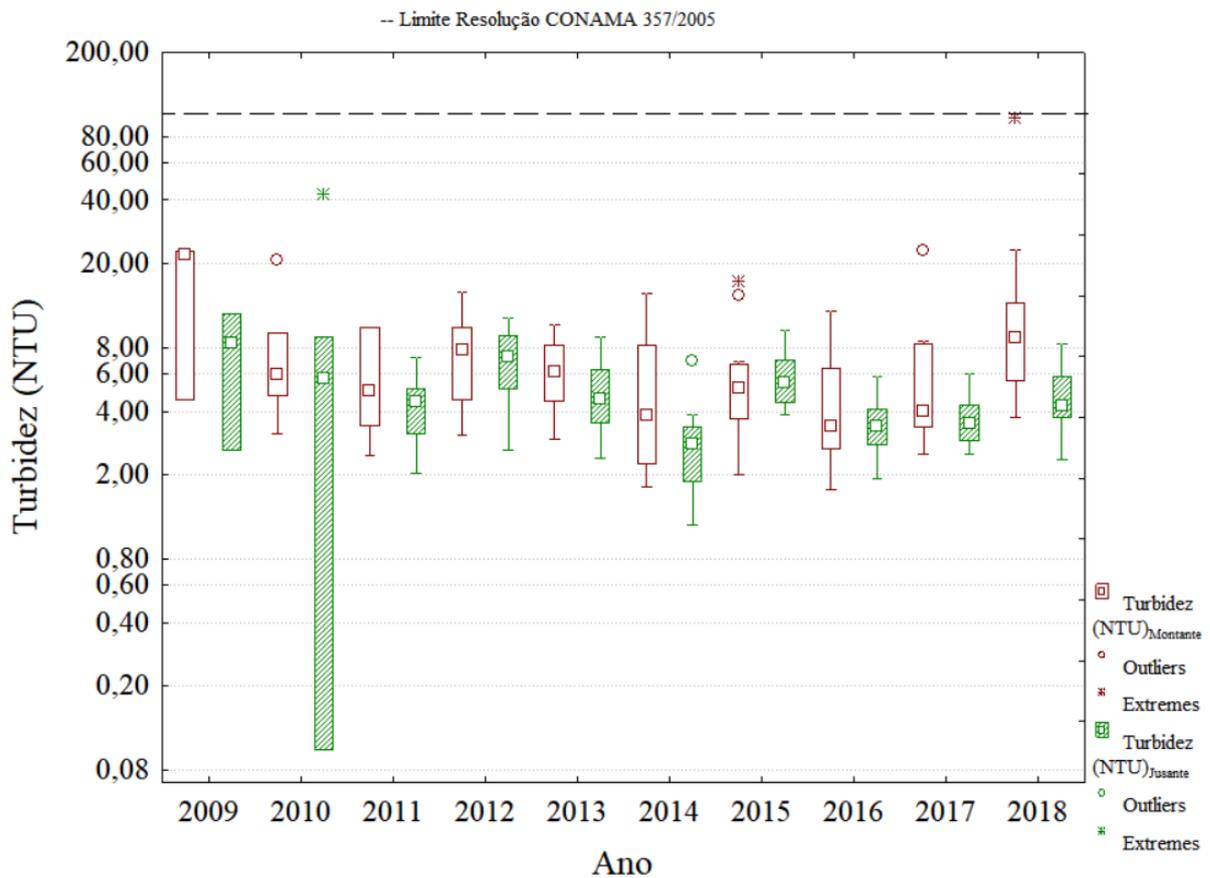


Figura 5. Box plot dos valores de turbidez nos dois pontos de coleta entre 2009 e 2018.



Para as 196 amostras de pH, levantadas entre 2009 e 2018, a norma estabelece que os valores devem se apresentar numa faixa entre 6 e 9, e não foi verificada nenhuma observação que se desviasse dessa faixa em todo o período estudado, como pode ser observado através da Figura 6.

A resolução CONAMA 357/05 determina que as amostras de águas doces de classe 2 não devem apresentar valores de OD abaixo de 5 mg/L, e a partir da Figura 7 se observa que em todos os anos o parâmetro apresentou porcentagens expressivas de não conformidade com a resolução em ambos os pontos de coleta. Os menores valores encontrados no banco de dados foram nos anos de 2017 e 2018. No ano de 2017 foi observado o valor de 0,41 mg/L, à montante no mês de junho, e em 2018 foi observado o valor de 0,50 mg/L, à montante no mês de janeiro. Já os maiores valores observados foram 9,40 mg/L e 10,77 mg/L nos anos de 2012 e 2014, respectivamente. Ambas as concentrações foram registradas à montante no mês de dezembro.

Assim como o OD, a DBO apresentou desconformidades em relação à norma. A resolução CONAMA 357/05 determina que as amostras não devem exceder o valor de 5 mg/L

para o parâmetro, e como podemos observar através da Figura 8, exceto pelos anos de 2009 e 2010, todos os demais anos apresentaram porcentagens muito altas de amostras que estavam fora do valor máximo estipulado pela resolução, chegando, em alguns anos, a 100% das observações.

Figura 6. Box plot dos valores de pH nos dois pontos de coleta entre 2009 e 2018.

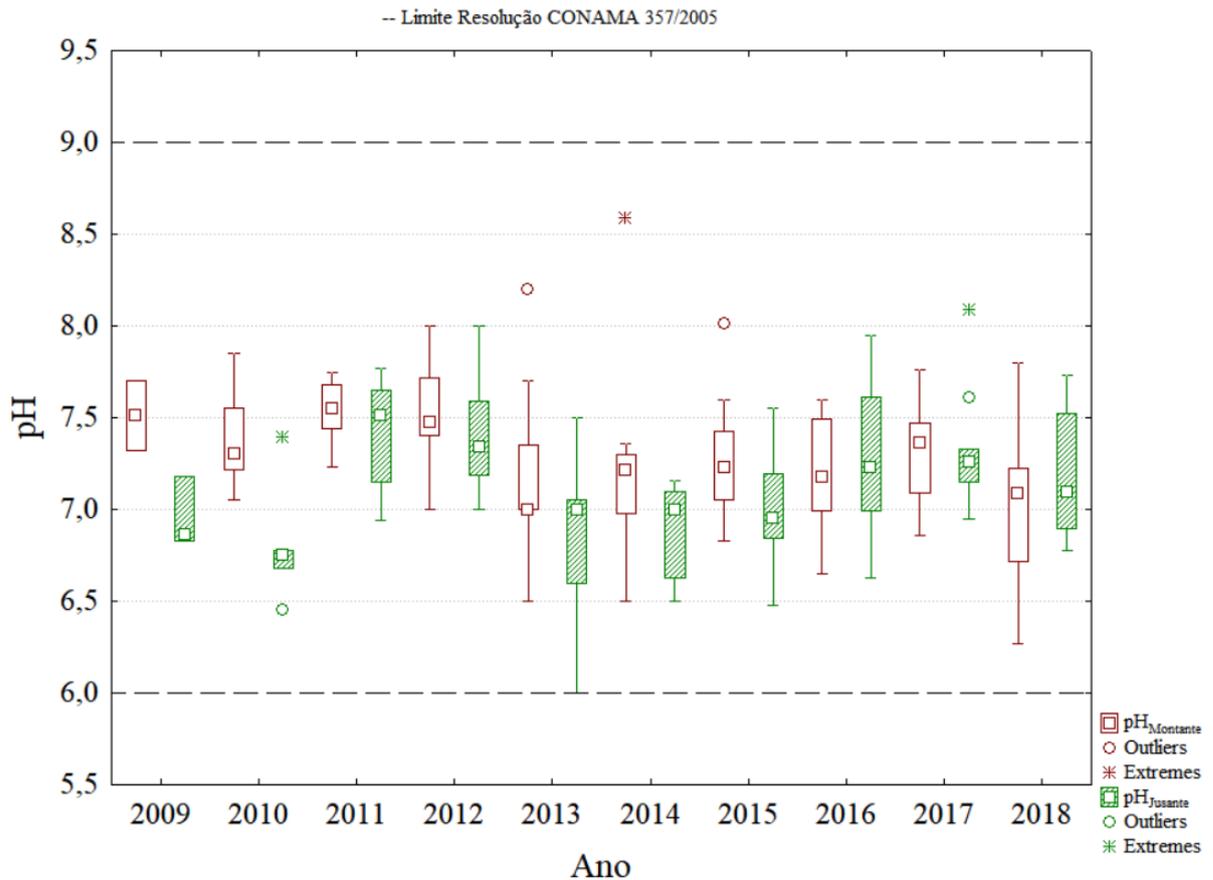


Figura 7. Box plot dos valores de OD nos dois pontos de coleta entre 2009 e 2018, com a porcentagem anual das observações que excederam o valor máximo permitido.

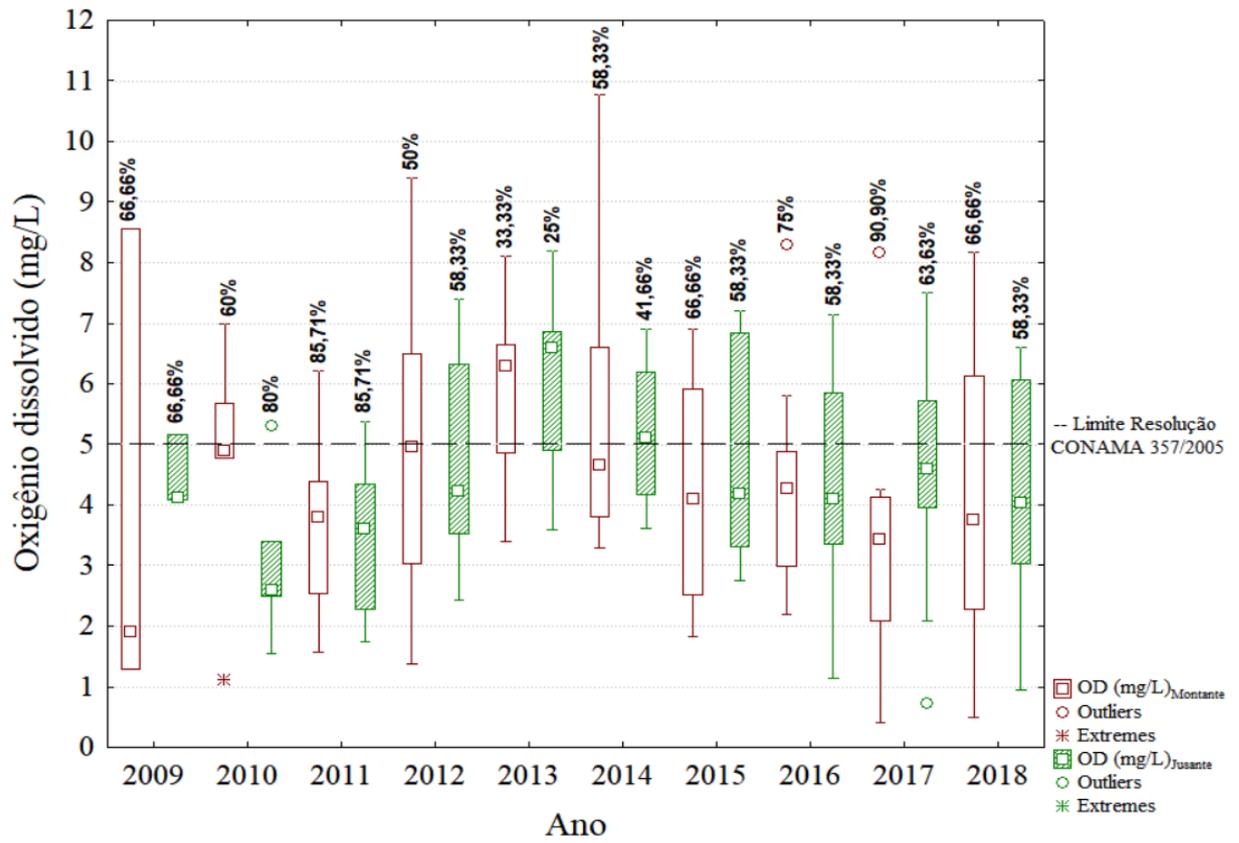
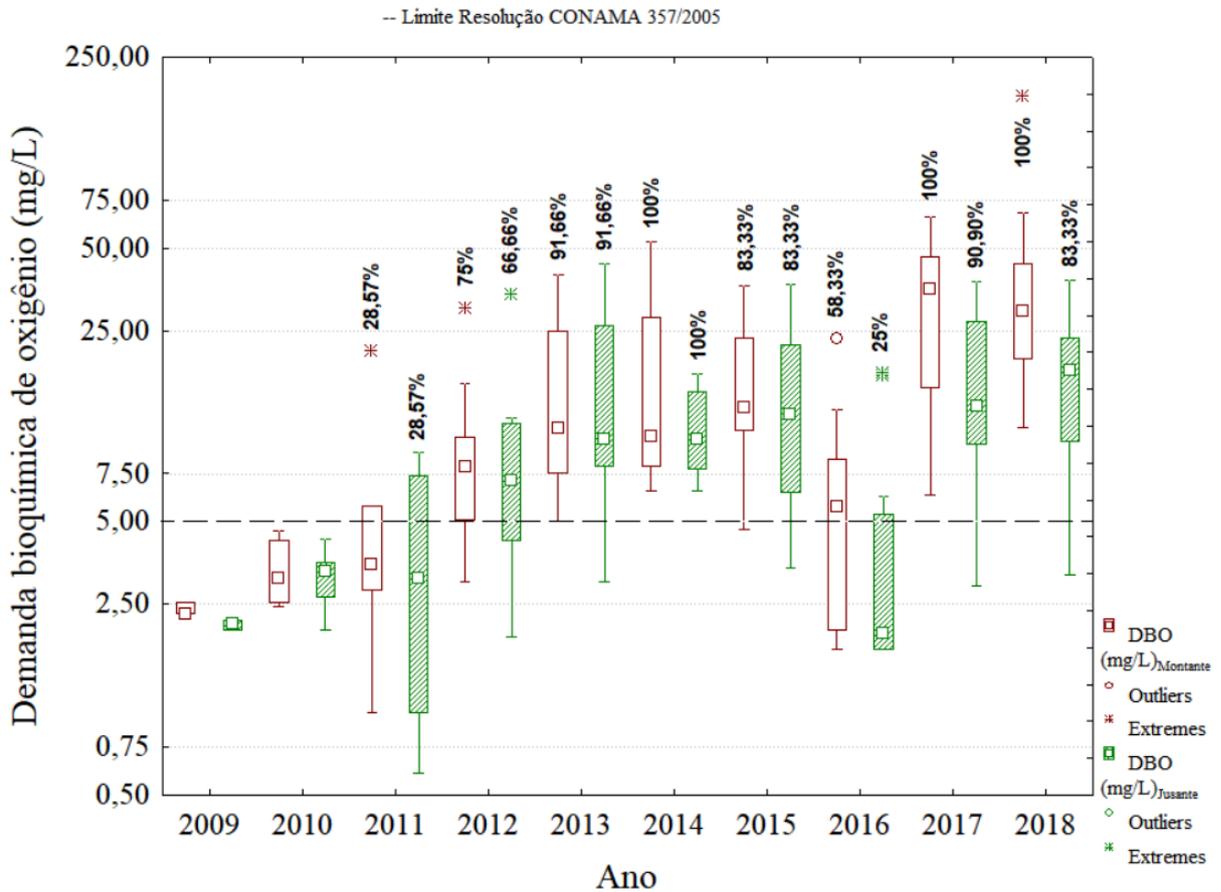


Figura 8. Box plot dos valores de DBO nos dois pontos de coleta entre 2009 e 2018, com a porcentagem anual das observações que excederam o valor máximo permitido.



O valor máximo permitido para o parâmetro $N-NH_4^+$ é dependente do valor do pH da amostra, assim sendo, a legislação estabelece as seguintes condições: para amostras com pH igual ou menor que 7,5, o $N-NH_4^+$ deve ser de no máximo 3,7 mg/L; para amostras com pH entre 7,5 e 8,0, o $N-NH_4^+$ deve ser de no máximo 2,0 mg/L; para pH entre 8,0 e 8,5 o $N-NH_4^+$ deve ser de no máximo 1,0 e para amostras com pH maior que 8,0 o $N-NH_4^+$ deve ser de no máximo 0,5. Diante dessas condições, de todas as 194 análises de $N-NH_4^+$ apenas 2 se apresentaram em desconformidade com a resolução CONAMA 357/05, uma em 2010 e outra em 2012, (Figura 9), sendo ambas classificadas como valores discrepantes.

Para o $N-NO_3^-$, que entrou no programa de monitoramento do canal a partir de 2011, nenhuma das 180 amostras se desviou do valor máximo estabelecido pela CONAMA 357/05 que é de 10 mg/L (Figura 10). Já para o P_T , que assim como o $N-NO_3^-$ também entrou no programa de monitoramento a partir de 2011, o cenário é totalmente diferente, pois em todos

os anos as porcentagens de desvio à norma são bastante expressivas. A resolução CONAMA 357/05 preconiza um valor máximo de 0,05 mg/L para a variável P_T e, como pode ser observado através da Figura 11, esse valor chegou a ser excedido em 100% das coletas realizadas a montante nos anos de 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016, e em 100% das coletas realizadas a jusante nos anos de 2011 e 2012.

Figura 9. Box plot dos valores de $N-NH_4^+$ entre 2009 e 2018 nos dois pontos de coleta, com a porcentagem anual das observações que excederam o valor máximo permitido.

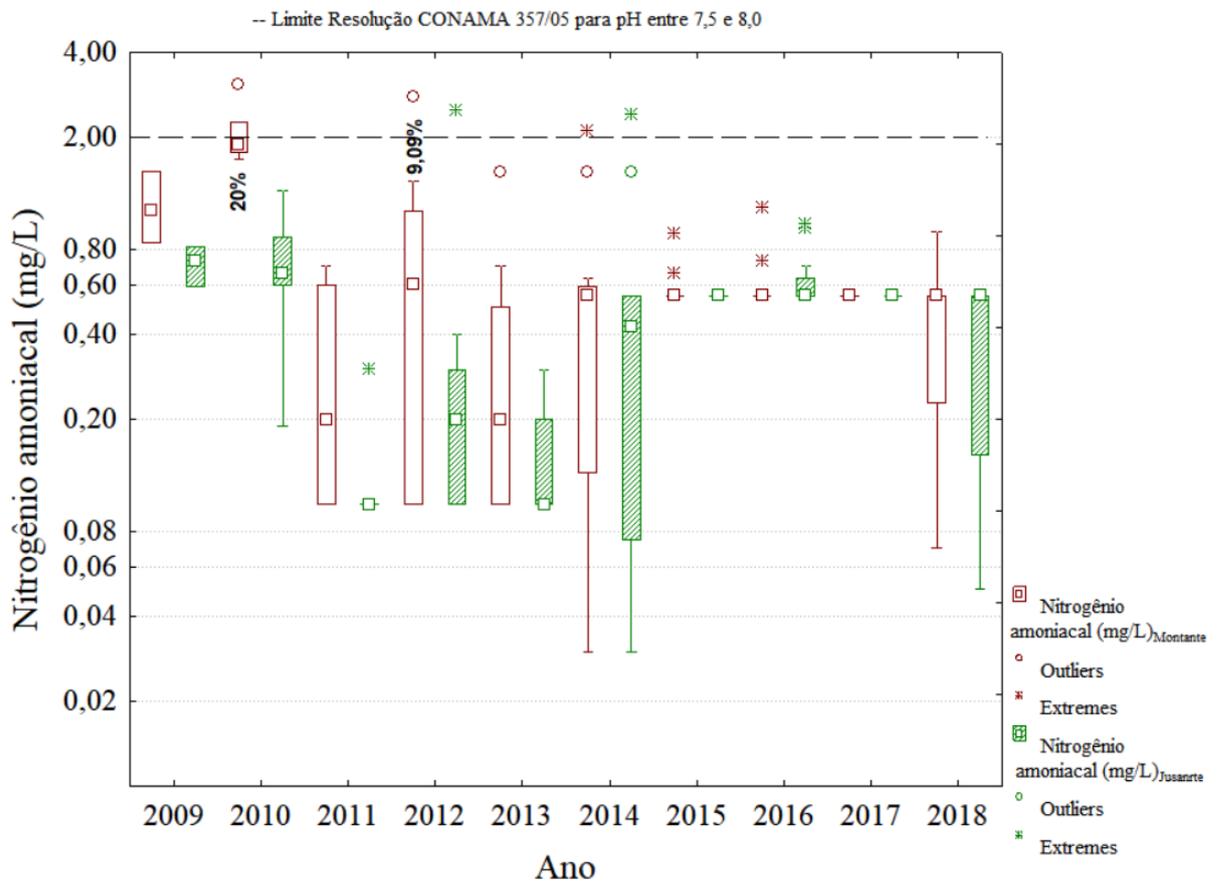


Figura 10. Box plot dos valores de $N-NO_3$ nos dois pontos de coleta entre 2011 e 2018.

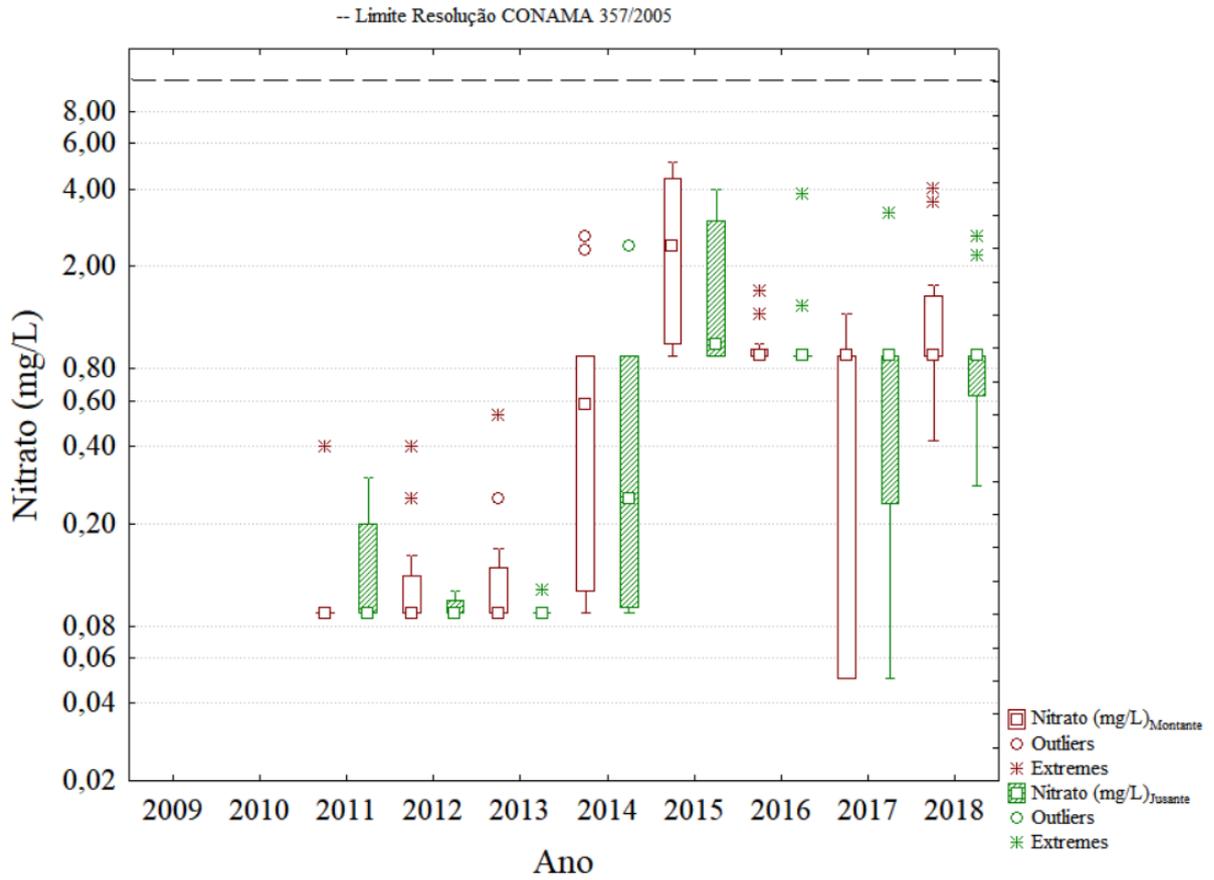
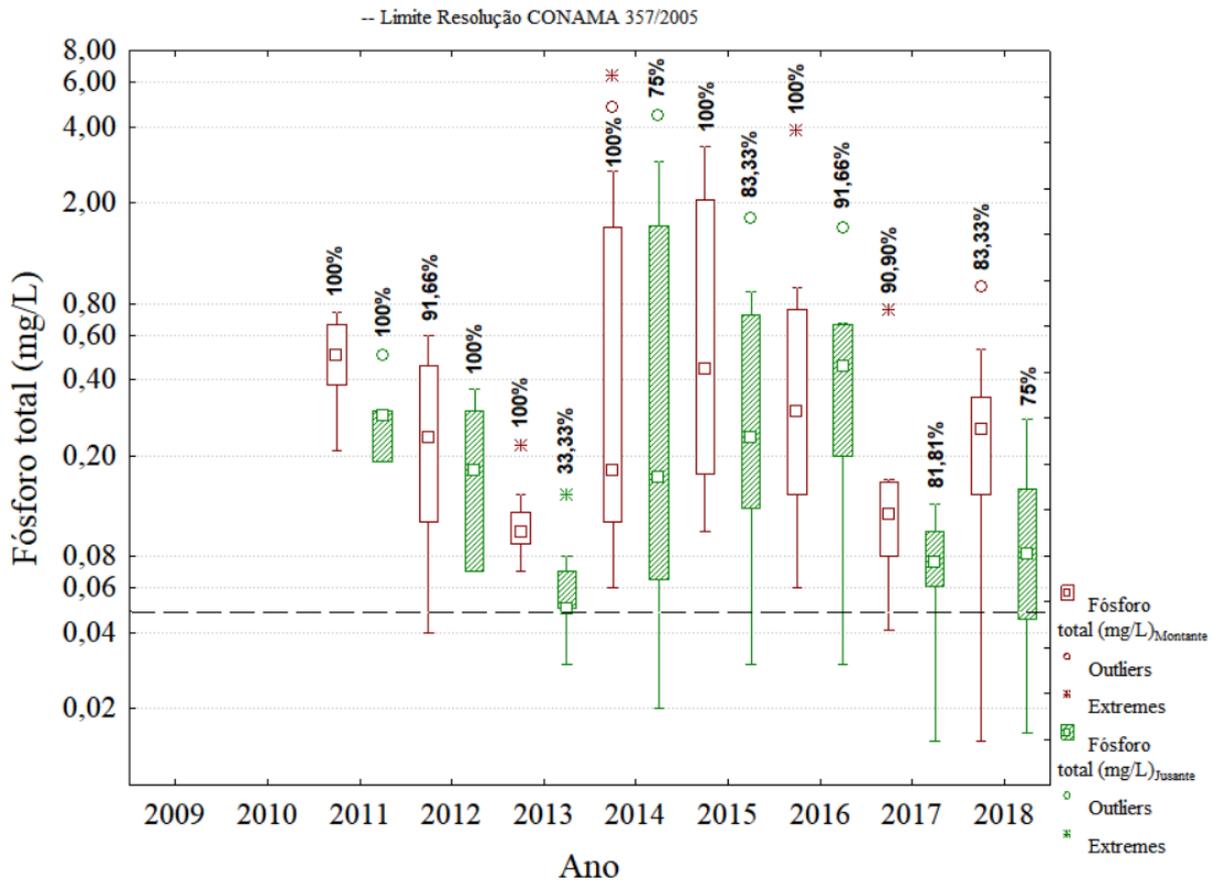


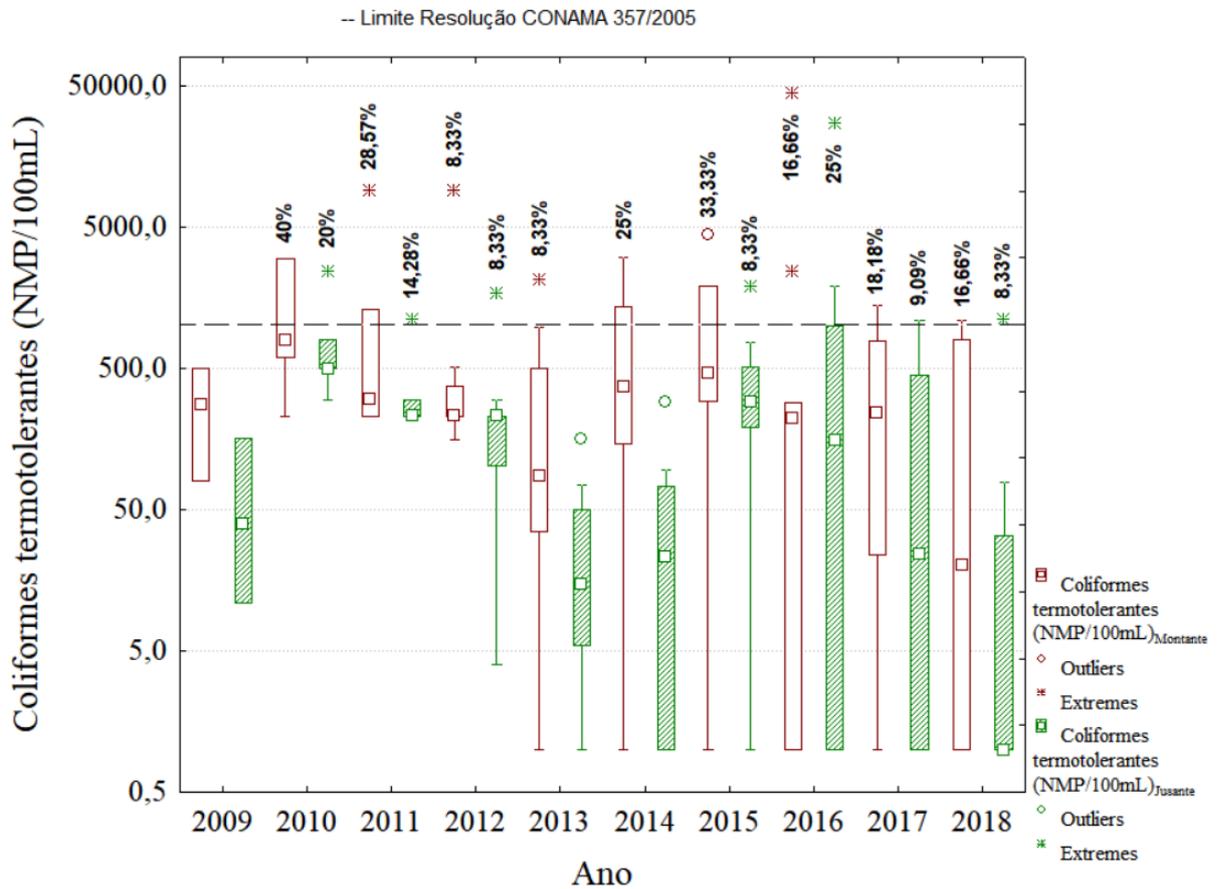
Figura 11. Box plot dos valores de P_T entre 2011 e 2018 nos dois pontos de coleta, com a porcentagem anual das observações que excederam o valor máximo permitido.



A resolução CONAMA 357/05 preconiza que “não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral”. Ou seja, para a variável biológica coliformes termotolerantes a norma estabelece, além de um valor máximo permitido, um número mínimo de coletas que devem ser realizadas no período de um ano. Apoiando-se nesta determinação, foi analisado, para cada ano, se as observações que excedem os 1000 coliformes por mililitro estão dentro dos limites estabelecidos, mesmo para os anos de 2009, 2010 e 2011, nos quais foram realizadas apenas 3, 5 e 7 coletas respectivamente. É possível analisar através da Figura 12 abaixo que para os anos de 2009, 2012, 2013, 2017 e 2018 ainda que haja observações que ultrapassam os 1000 coliformes, não foram ultrapassados os 20% permitidos pela resolução. Já para os anos de 2010, 2011, 2014 e 2015 esse limite foi ultrapassado no ponto de coleta à montante, e no ano de 2016 no ponto de coleta à jusante do canal. No ponto a montante, das 19 amostras acima do VMP, 14 foram classificadas como

valores discrepantes, já para o ponto a jusante, todas as 9 amostras acima do VMP foram classificadas como discrepantes¹.

Figura 12: Box plot dos valores de coliformes termotolerantes entre 2009 e 2018 nos dois pontos de coleta, com a porcentagem anual das observações que excederam o valor máximo permitido



Através da tabela 7 e das figuras 7, 8, 11 e 12 acima apresentadas é possível observar que os parâmetros OD, DBO, P_T e coliformes termotolerantes estão constantemente em desacordo com os VMP pela legislação, o que, associado ao elevado crescimento de macrófitas que se observa no canal, indica um estado de eutrofização do corpo d'água. Um cenário muito parecido é retratado por Sá (2021) que realizou um estudo no rio Papaquara, o qual faz parte da BH do rio Ratonés e deságua na ESEC de Carijós.

¹ Para fins desta pesquisa, não foi realizada uma análise minuciosa de cada valor discrepante identificado.

Sá (2021) apontou que 82,3% das amostras relacionadas à concentração de P_T estavam fora dos padrões estabelecidos pela CONAMA 357/05, em relação à DBO a autora afirmou que 58% das amostras estavam em desconformidade e em relação ao OD Sá (2021) apontou que 77,3% das amostras coletadas ao longo do rio Papaquara estavam fora dos padrões exigidos pela legislação. Em sua pesquisa, a autora descreve as causas e os efeitos do processo de eutrofização, no qual a entrada de matéria orgânica e nutrientes no corpo d'água favorecem a proliferação de macrófitas que ao morrerem aumentam as taxas de decomposição do ecossistema, com a consequente elevação da DBO e diminuição das concentrações de OD.

A concentração de oxigênio dissolvido é provavelmente a única variável de estado que proporciona o máximo de informação sobre as condições da qualidade da água em águas naturais (JI, 2008), pois essa variável é importante tanto para o meio biótico (processos de respiração) e abiótico (ciclos biogeoquímicos). Concentrações de oxigênio abaixo de 2 mg/L ou 30% de saturação são consideradas como hipóxicas (RABALAIS et al., 2010). Baixas concentrações desse gás tornam ambientes bentônicos com características redutoras, promovendo a solubilização de elementos que estavam imobilizados no sedimento. Por exemplo, de acordo com Andrews et al. (2004) o íon fosfato (PO_4^{3-}) é insolúvel em sedimentos na presença de ferro III (Fe^{3+}), mas em condições redutoras (baixos níveis de OD) há redução para ferro II (Fe^{2+}), ocorrendo a liberação do íon fosfato do sedimento, alterando o equilíbrio biogeoquímico desse nutriente. Em condições de anoxia ou hipoxia, pode ocorrer o processo de desnitrificação, o que promove a transformação do nitrato (NO_3^-) em gás nitrogênio (N_2), levando a perda de nitrogênio no corpo hídrico.

Além dos efeitos biogeoquímicos há também alterações na estrutura da comunidade e perda de biodiversidade (DIAZ e ROSEMBERG, 2008). No estudo realizado por Sá (2021) é possível entender como os baixos níveis de oxigênio podem interferir na dinâmica de populações. Através de um pequeno cardume que subia constantemente à superfície em busca de oxigênio atmosférico, algo que não é comum em espécies de peixe, a autora observou que baixas concentrações de OD impactam a biodiversidade de ambientes aquáticos, já que se torna um fator limitante apenas às espécies que conseguem se adaptar às condições de escassez deste gás.

Os altos níveis de OD encontrados no canal das Algas também indicam o estado de desequilíbrio deste ambiente. Tundisi e Tundisi (2008) salientam que em lagos em condições eutróficas a supersaturação de oxigênio dissolvido decorrente da alta produção fotossintética

pode ocorrer com valores de até 130% - 150%. Os valores de 9,40 mg/L e 10,77 mg/L de OD observados no canal, e citados anteriormente neste trabalho, indicam uma saturação de 120,1% e 139,1%, respectivamente.

Considerando que o canal apresenta características de um ambiente eutrofizado (concentrações elevadas de nutrientes e elevada biomassa de macrófitas), apesar de não possuímos dados referentes a produtividade primária fitoplanctônica (concentração de clorofila, por exemplo), acreditamos que esses valores sejam elevados. Dessa forma, durante o dia o processo de fotossíntese produz a supersaturação de OD ao passo que durante a noite o gás é consumido durante a respiração, podendo levar a quadros de hipóxia (RODRIGUES et al., 2010). Conforme constam em imagens e informações citadas nos laudos laboratoriais enviados pela Habitasul ao ICMBio, a maioria das coletas foram realizadas durante o dia. Diante disso, supõe-se que se fossem realizadas coletas no período da noite as ocorrências de hipóxia e anoxia seriam ainda maiores.

As formas nitrogenadas, além de estimularem o processo de eutrofização, podem interferir na dinâmica de oxigênio dissolvido dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011). Por exemplo, durante o processo de nitrificação, são necessários 4,3 mg de oxigênio para oxidar 1 mg de nitrogênio na forma amoniacal (ESTEVES, 2011). O valor mediano de N-NH_4^+ observado em todo o período de monitoramento do canal das Algas, nos pontos montante e jusante, é de 0,55 mg/L, como pode ser observado nas tabelas 5 e 6, o que gera uma demanda potencial de 2,36 mg/L de oxigênio para oxidar esta forma nitrogenada. Já para a oxidação da matéria orgânica, os valores medianos de DBO encontrados no canal das Algas são de 10,35 mg/L a montante e 8,80 mg/L a jusante.

Valores elevados de DBO, além de influenciarem na concentração de OD, também podem trazer mudanças na biota local, promovendo aumento da biomassa de comunidades heterotróficas decompositoras e a redução da biodiversidade local (MCLUSKY e ELLIOTT, 2004). Em um estudo realizado em rios da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, Fuzinatto (2009) mostrou a relação inversa que ocorre entre a concentração de OD e DBO em um corpo d'água. Em um dos rios estudados, o rio Córrego Grande, o autor encontrou para o mesmo ponto amostral o maior valor de DBO, 71 mg/L, e a menor concentração de OD, 3,7 mg/L.

As cargas difusas que chegam aos sistemas de drenagem geram uma preocupação constante no contexto do controle da poluição e da proteção dos recursos hídricos (PAZ et al.,

2003). Essa carga difusa é produzida por inúmeros agentes poluidores que se distribuem ao longo da bacia hidrográfica e afluem aos corpos d'água principalmente durante os eventos de precipitação (SILVA e PORTO, 2015). O monitoramento dessas fontes difusas não é algo simples, pois depende do mapeamento do uso e ocupação do solo na bacia, dada a relação intrínseca entre o solo drenado e a qualidade da água (SOUZA, 2012). Diante disso, as cargas difusas estimadas de DBO e nitrogênio calculadas para a bacia de drenagem do canal das Algas foram de 8.025,8 kg/ano e 1.535,4 kg/ano, respectivamente.

Em relação às concentrações de nutrientes encontradas no canal das Algas, a de P_T é a mais preocupante, já que se encontra muito distante do limite legal estabelecido pela CONAMA 357/05. A carga difusa estimada de fósforo total para a bacia de drenagem do canal das Algas é de 178,24 kg/ano. Segundo Tundisi e Tundisi (2008) uma fração importante do fósforo nos resíduos domésticos é constituída por detergentes sintéticos, chegando a 50% do total em alguns países, e por isso o uso de fosfatos em detergentes foi proibida em alguns países a fim de se evitar a eutrofização dos corpos d'água.

Wetzel (2001) apud Esteves (2011) propôs limites de concentração de fósforo para a classificação do estado trófico de ambientes de água doce que podem ser observados na tabela 8. Os valores médios de P_T a montante e a jusante são de 0,546 mg/L e 0,341 mg/L, respectivamente, o que, de acordo com a tabela abaixo, reforça o cenário de eutrofização que vem sendo retratado para o canal das Algas neste estudo.

Tabela 8. Classificação do estado trófico dos corpos d'água em relação às concentrações de P-total

Estado Trófico	P-total (mg/L)	
	Média	Máximo e mínimo
Oligotrófico	0,008	0,003 - 0,017
Mesotrófico	0,026	0,010 - 0,095
Eutrófico	0,084	0,016 - 0,386
Hipereutrófico	-	0,75 - 1,2

Fonte: Adaptado de Wetzel (2001) apud Esteves (2011)

Ao analisar os dados de quase uma década (entre os anos de 2008 e 2018) de monitoramento das bacias hidrográficas do Ratonés e do Saco Grande, Santos (2021) encontrou que 72,42% das amostras de PT coletadas na bacia do Ratonés estavam em desconformidade com a resolução CONAMA 357/05, e para a bacia do Saco Grande o autor encontrou um percentual de 81,25% de amostras de PT não conformes com a legislação. Os resultados encontrados por Santos (2021) se assemelham aos percentuais de não conformidade para PT encontrados no canal das Algas, que foi de 95% de amostras acima do VMP pela CONAMA 357/05 a montante, e 79% de amostras acima do VMP permitido a jusante (tabela 7).

Estudos realizados nas bacias que drenam para a Estação Ecológica de Carijós apontam para concentrações elevadas de coliformes termotolerantes. Brentano et al. (2013) afirmaram que 54% das amostras analisadas no rio Papaquara, pertencente a BH do Ratonés, estavam em desacordo com a CONAMA 357/05 para o parâmetro. Rodrigues (2016) ao avaliar a conformidade desse parâmetro nos rios das Bacias do Ratonés e do Saco Grande, observou que os valores medianos desse parâmetro estavam acima do VMP em todos os rios, com valores medianos variando entre 99.700 NMP/100mL para o rio Pau do Barco (BH Saco Grande) e 3.550 NMP/100mL para o rio Veríssimo (BH Ratonés). Ao passo que os valores medianos observados no canal das Algas foram de 260 e 69 NMP/100mL nos pontos a montante e a jusante, respectivamente. Santos (2021) encontrou que 52,70% das amostras de coliformes termotolerantes coletadas na bacia do Ratonés estavam em desconformidade com a resolução CONAMA 357/05, e para a bacia do Saco Grande o autor encontrou que 100% das amostras de coliformes termotolerantes estavam em desconformidade com a legislação. Para o canal das Algas, os percentuais de desconformidade para este parâmetro foram de 19% a montante e de 9% a jusante.

Observa-se que, de forma geral, as concentrações de coliformes termotolerantes encontradas no canal das Algas encontram-se abaixo dos demais corpos hídricos da BH do Ratonés. Apesar disso, os valores medianos de coliformes totais, que podem ser observados nas tabelas 5 e 6, são de 2700 NMP/100mL a montante e 1550 NMP/100mL a jusante o que pode explicar, em parte, os elevados valores de DBO encontrados para o canal.

A contaminação bacteriana advinda de fontes humanas e animais está frequentemente presente entre os contaminantes do escoamento urbano que são lavados das superfícies dos pavimentos e carregados para os corpos d'água superficiais. Quanto maior a área de

impermeabilização que está diretamente conectada aos sistemas de escoamento urbano, maior será a degradação das águas receptoras (CHIN, 2013).

4.4 ANÁLISE TEMPORAL

A tabela 9 abaixo apresenta os resultados da análise temporal, na qual se observa que poucos parâmetros apresentaram uma tendência de queda ou aumento consistentes ao longo dos anos (Figura 13). Apenas os parâmetros cor aparente, condutividade elétrica, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes totais apresentaram diferenças estatisticamente significativas nos dois pontos de coleta. Já os parâmetros turbidez, pH, fósforo total e coliformes termotolerantes apresentaram diferenças apenas no ponto a jusante do canal.

Os coliformes totais apresentaram diferenças estatísticas significativas entre os anos com uma tendência de queda em 2018, conforme Figura 13. Por outro lado, a DBO no ponto a montante apresenta uma tendência de aumento nos últimos dois anos. O parâmetro cor aparente apesar de mostrar uma tendência de aumento, os resultados dos últimos anos (2017 - 2018) não são estatisticamente distintos dos demais, o mesmo ocorre para turbidez e fósforo (Figura 13).

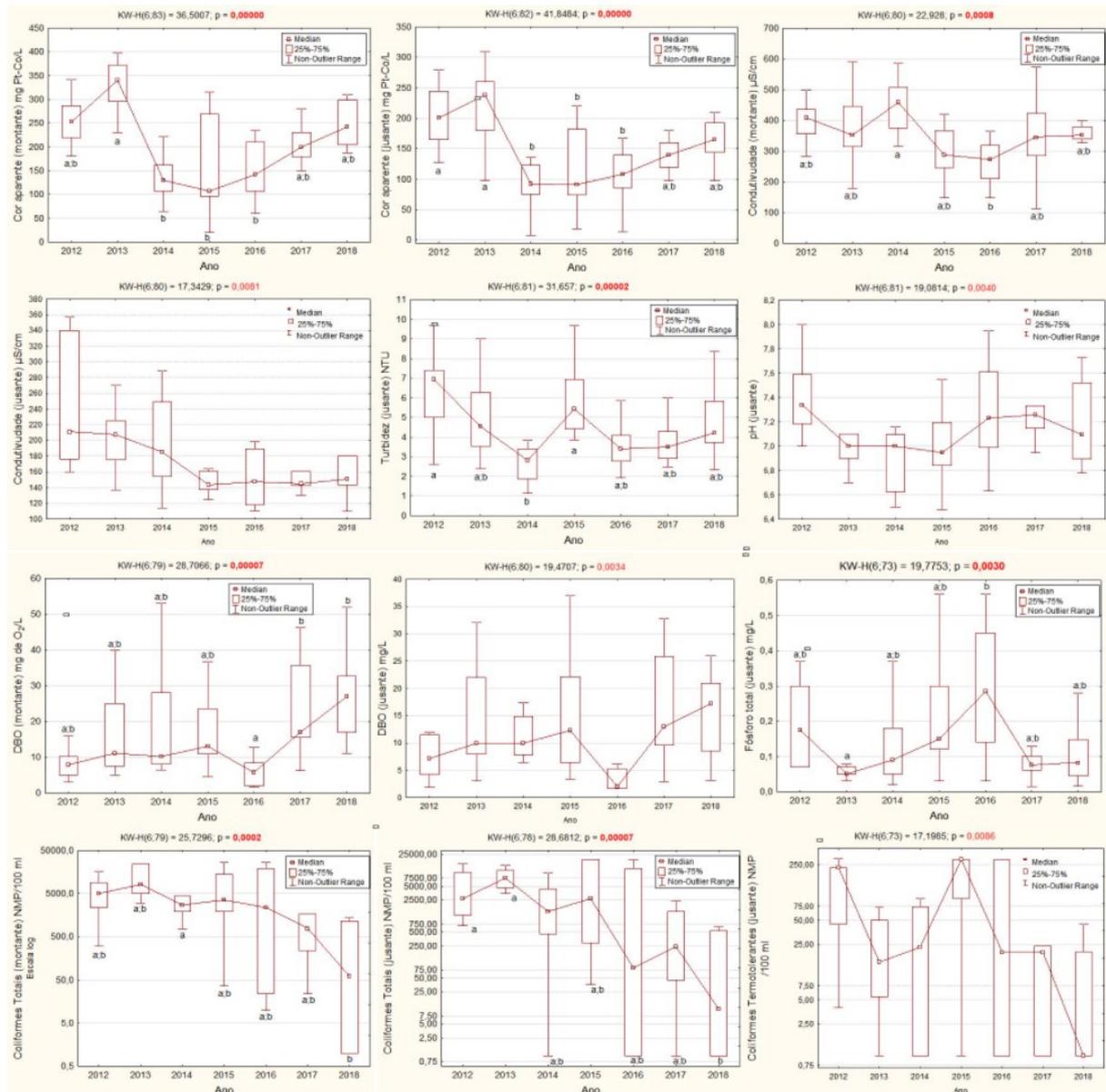
Os resultados da análise temporal caminham no sentido contrário do que se pensou no início desta pesquisa. Na falta de dados mais precisos acerca das taxas de urbanização da área que drena para o canal, acredita-se que, possivelmente, a expansão urbana da região não tem contribuído para uma piora significativa ao longo dos anos. Ainda assim, essa provável estabilidade dos parâmetros de qualidade da água do canal das Algas não traduz um bom cenário, pois o estado eutrófico do corpo hídrico vem se mantendo ao longo dos anos.

Tabela 9. Teste de hipótese Kruskal-Wallis com *post hoc* de múltiplas comparações, das diferenças interanuais (2012 a 2018) dos parâmetros avaliados a montante e a jusante. Valores em destaque se referem a $p < 0,01$.

Parâmetro	p-valor	Parâmetro	p-valor	Parâmetro	p-valor
Cor Apa (M) (mg Pt-Co/L)	< 0,0001	Turb. (M) (NTU)	0,0370	DQO (M) (mg/L)	1,0000
Cor Apa (J) (mg Pt-Co/L)	< 0,0001	Turb. (J) (NTU)	< 0,0001	DQO (J) (mg/L)	1,0000
CE (M) (μ S/cm)	0,0008	pH (M)	0,0421	P _T (M) (mg/L)	0,0206
CE (J) (μ S/cm)	0,0081	pH (J)	0,0040	P _T (J) (mg/L)	0,0030
SDT (M) (mg/L)	0,3157	OD (M) (mg/L)	0,0560	Coli Totais (M) (NMP/100mL)	0,0002
SDT (J) (mg/L)	0,1550	OD (J) (mg/L)	0,1796	Coli Totais (J) (NMP/100mL)	< 0,0001

Parâmetro	p-valor	Parâmetro	p-valor	Parâmetro	p-valor
T _{H2O} (M) (°C)	0,6023	DBO (M) (mg/L)	<0,0001	Coli Termo (M) (NMP/100mL)	0,4228
T _{H2O} (J) (°C)	0,8001	DBO (J) (mg/L)	0,0034	Coli Termo (J) (NMP/100mL)	0,0086

Figura 13: Box plot da análise de Kruskal-Wallis com *post hoc* de múltiplas comparações dos parâmetros que apresentaram diferenças estatisticamente significativas



4.5 ANÁLISE ESPACIAL

De acordo com a tabela 10, a maioria dos parâmetros possuem diferenças estatisticamente significativas entre os pontos montante e jusante, com exceção de T_{H_2O} e OD. Apesar de existir entre os pontos amostrais uma estrutura de pré-tratamento, ela tem por objetivo a remoção de óleos e graxas e sólidos grosseiros, não sendo capaz de remover materiais dissolvidos. Cabe destacar ainda, que devido ao litígio pela titularidade da área, a Habitasul não realiza uma adequada manutenção e operação desta estrutura.

Portanto acreditamos que as diferenças observadas podem estar relacionadas ao “banco” de macrófitas flutuantes que se estende ao longo do canal das Algas, composto principalmente pela espécie *Pistia stratiotes*² (figura 14). A *Pistia stratiotes*, conhecida popularmente como “Alface d’água” (POMPÊO, 2017), se desenvolve em ambientes protegidos do vento ou de pouca correnteza, faz parte do grupo ecológico de macrófitas flutuantes livres, que são plantas cujas raízes permanecem na subsuperfície (ESTEVES, 2011).

Figura 14: *Pistia stratiotes*



Fonte: Retirado de Flora do Brasil (2020). Autor da imagem: J. B. Genève

De acordo com Yeh et al. (2015), as macrófitas e seu perifíton removem nutrientes e poluentes presentes na água por diversos mecanismos, tais como a absorção, desenvolvimento de biofilmes, liberação de enzimas extracelulares, sedimentação e aprisionamento de contaminantes, bem como aumento da floculação da matéria suspensa. Osti et al. (2021) utilizaram macrófitas para promover melhora na qualidade da água de tanques de cultivo de tilápias, e nos tanques onde havia a presença de macrófitas foram observadas menores concentrações de compostos nitrogenados e fosfatados na água.

² A identificação das espécies de macrófitas que ocorrem no canal das Algas não foi realizada neste trabalho. A informação sobre a espécie de maior ocorrência foi fornecida verbalmente pelo analista ambiental da ESEC de Carijós Claudinei José Rodrigues.

Sá (2021) quantificou o estoque de P_T retido no tecido vegetal dos bancos fixos de *Pistia stratiotes* encontrados no rio Papaquara (que somam uma área de 10.950,77 m²), e encontrou um valor médio de 5,19 kg. O estudo realizado por Sá (2021) aponta para o papel fitorremediador que pode ser desempenhado pelas macrófitas. Uma pesquisa realizada por Pistori (2009) avaliou as taxas de absorção, o acúmulo de N e P e seus efeitos sobre o ganho de massa em três espécies de macrófitas aquáticas, entre elas a *Pistia stratiotes*. A autora encontrou que as espécies estudadas são muito eficientes na absorção de N e P quando em ambientes com alta concentração destes nutrientes, favorecendo o seu crescimento e ganho de massa.

A diferença estatisticamente significativa encontrada para a concentração de P_T entre os pontos montante e jusante pode estar relacionada à retirada das macrófitas que é realizada uma vez por ano no canal das Algas pela Habitasul. Com vistas a melhorar o fluxo do canal durante o período de alta pluviosidade característico do verão de Florianópolis, ao final da primavera grande parte das macrófitas são retiradas da superfície do canal e depositadas em suas margens. Com isso, uma possível carga de fósforo absorvida pelas macrófitas pode estar sendo retirada do corpo hídrico.

Tabela 10. Comparação entre os valores medianos, mínimos e máximos entre os pontos a montante e a jusante. Teste de hipótese dependente de pares combinados de Wilcoxon, com valores em destaque referentes a $p < 0,01$.

Parâmetro	Montante		Jusante		N válidos	p-valor
	Mediana	Min-Max	Mediana	Min-Max		
Cor Apa (mg Pt-Co/L)	211	17,5-400	150	2-326	95	1,0E-13
CE (µS/cm)	364	112,7-670	175	88,2-427	91	2,6E-14
SDT (mg/L)	235,5	72-394	129	15-288	74	1,9E-12
T_{H2O} (°C)	23,35	16,5-33,1	23,85	16-33	68	4,9E-02
Turb. (NTU)	5,145	1,7-16,5	4,2	0,1-9,7	86	6,4E-05
pH	7,255	6,42-8,2	7,12	6,45-8,09	84	7,9E-04
OD (mg/L)	4,235	0,41-10,77	4,47	0,73-8,2	96	3,0E-02
DBO (mg/L)	10	1-53	8,6	1-37	85	2,6E-05
DQO (mg/L)	57	30-89	41	30-68	48	2,5E-07
P_T (mg/L)	0,1585	0,015-0,934	0,095	0,015-0,56	75	1,9E-07
Coli. Totais (NMP/100mL)	2700	1-27000	1350	1-19000	78	5,3E-05
Coli. Term (NMP/100mL)	230	1-1400	36	1-500	50	1,7E-06

4.6 IQA_{CCME}

Apesar da grande vantagem da utilização deste índice ser justamente a possibilidade de escolher quais parâmetros serão utilizados no cálculo, nesta pesquisa não houve um critério de seleção, já que nem todas as variáveis estudadas possuem limites preconizados pela legislação utilizada. Então, para o cálculo do IQA_{CCME} foram utilizados os nove parâmetros discutidos no tópico 4.3, pois são os que possuem limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005, atendendo, assim, o número mínimo de parâmetros recomendado pelo manual do usuário do IQA_{CCME} (2017), que são oito.

Os valores discrepantes, seguindo a metodologia proposta por Amaro (2009), não foram descartados do cálculo, pois, segundo a autora, essas ocorrências devem ser melhor investigadas.

Foi decidido calcular uma nota por ano de monitoramento do canal das Algas, para averiguar se há diferenças espaciais (entre os pontos à montante e à jusante) e temporais (entre os anos) na qualidade da água do canal. Para isso, os anos de 2009, 2010 e 2011 foram excluídos do cálculo do IQA_{CCME}, já que não possuem as 12 campanhas de coletas, o que dificultaria uma comparação mais precisa entre os anos.

Dos nove parâmetros utilizados, três não foram falhos durante o período analisado (2012 a 2018), que foram pH, turbidez e nitrato. Dois parâmetros apresentaram apenas quatro e uma análises falhas, que foram SDT e nitrogênio amoniacal, respectivamente. Sendo os parâmetros OD, DBO, fósforo total e coliformes termotolerantes os mais representativos em números de análises falhas.

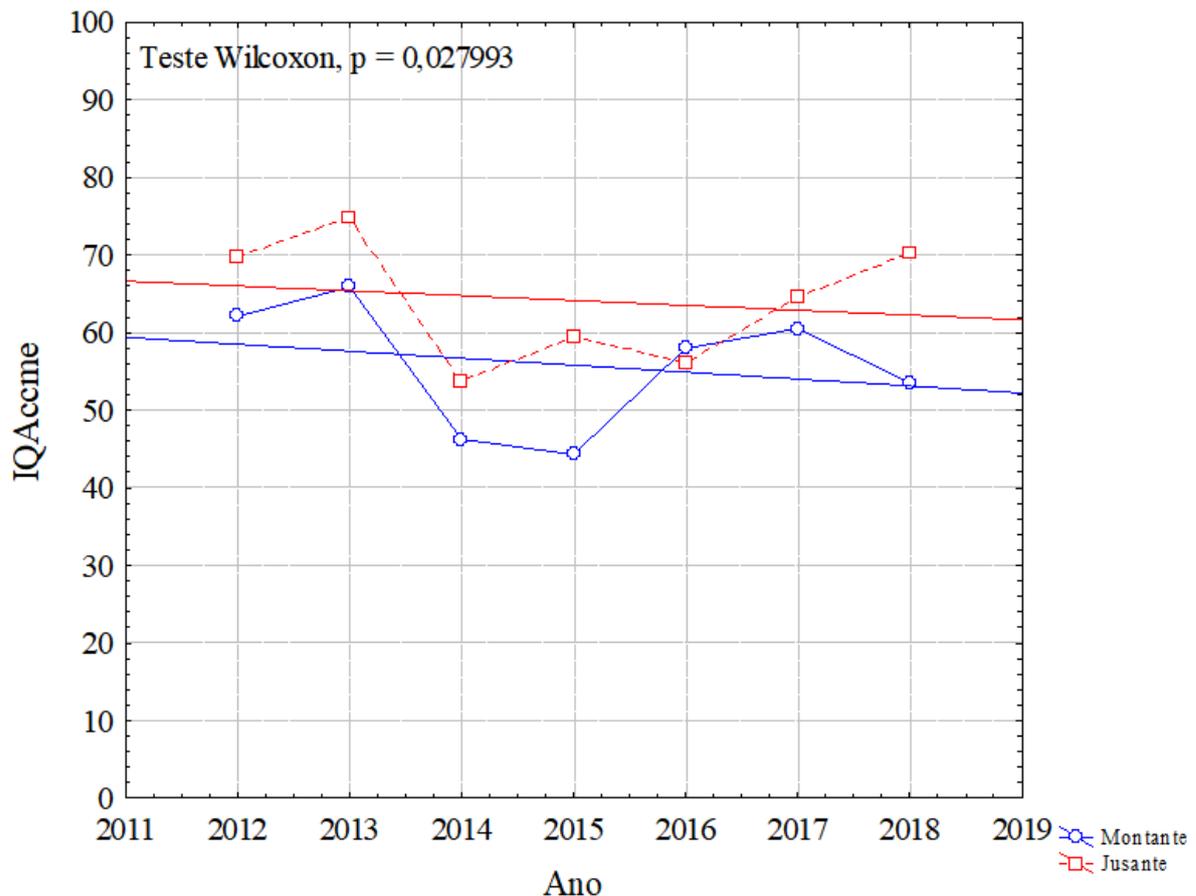
Após os cálculos dos índices, através da calculadora disponibilizada no site do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente, os resultados foram apresentados em forma de tabela e gráfico, como pode ser observado a seguir.

Tabela 11. IQA_{CCME} e categorias dos pontos a montante e a jusante

Ano	IQA _{CCME} a montante	Categoria	IQA _{CCME} a jusante	Categoria
2012	62,2	Ruim	69,9	Regular
2013	65,9	Regular	74,9	Regular

Ano	IQA _{CCME} a montante	Categoria	IQA _{CCME} a jusante	Categoria
2014	46,2	Ruim	53,8	Ruim
2015	44,3	Péssima	59,4	Ruim
2016	58,0	Ruim	56,2	Ruim
2017	60,5	Ruim	64,5	Ruim
2018	53,5	Ruim	70,2	Regular

Figura 15: gráfico de dispersão (scatterplot) com a evolução temporal do IQA_{CCME} do canal das Algas nos dois pontos de coleta, entre os anos de 2012 e 2018. Teste de Wilcoxon para a comparação entre os pontos de coleta.



Como pode ser observado através da Tabela 11, no ponto de coleta a montante a qualidade da água é ruim na maior parte do período analisado, e chegou a ter uma qualidade péssima no ano de 2015. No ponto de coleta a jusante a qualidade da água também é ruim na

maior parte do período avaliado, mas possui índices maiores que os do ponto a montante, com exceção do ano 2016.

Avaliando-se a Figura 14 é possível observar o valor de p do teste não-paramétrico de Wilcoxon, mostrando que há uma diferença estatisticamente significativa entre os dois pontos de coleta. E pelas curvas de dispersão dos dados fica evidente que essa diferença é favorável à qualidade da água a jusante do canal, já que possui valores do IQA_{CCME} superiores. Essa diferença espacial na qualidade da água do canal das Algas pode estar relacionada à presença do “banco” de macrófitas que se observa em sua superfície, conforme já discutido anteriormente no tópico de análise espacial.

É possível observar também através da figura 14 uma tendência de piora, ainda que muito suave, na qualidade hídrica do canal das Algas nos dois pontos de coleta ao longo do tempo, reforçando, mais uma vez, que a estrutura de pré-tratamento instalada no canal não está sendo efetiva para a melhora da qualidade da água. Apesar da análise temporal realizada anteriormente neste trabalho não ter mostrado de forma consistente se existe uma melhora ou piora na qualidade da água do canal ao longo dos anos, esta leve tendência de piora indicada pelos resultados do IQA_{CCME} serve de alerta aos gestores da ESEC de Carijós, tendo em vista que as águas do canal são lançadas numa área úmida dentro desta UC.

5 CONCLUSÃO

A análise do banco de dados proveniente do monitoramento do canal das Algas aponta para o estado de eutrofização artificial deste corpo d'água, o que muito provavelmente se deve aos fatores relacionados à urbanização da bacia hidrográfica do Ratonés. Os altos percentuais de desconformidade em relação à resolução CONAMA 357/05 dos parâmetros OD, DBO e P_T somados a forte presença de macrófitas, com predominância da espécie *Pistia stratiotes*, são os maiores indicativos do estado trófico do canal.

As análises espacial e temporal realizadas acabaram por refutar, em partes, as hipóteses iniciais deste estudo, já que foi verificada para a maioria dos parâmetros, com exceção de T_{H2O} e OD, uma diferença estatisticamente significativa entre os dois pontos amostrais, a montante e a jusante do canal, contrariando a ideia inicial de que não seriam encontradas diferenças espaciais na qualidade da água. Outra hipótese inicial desta pesquisa, que foi testada a partir da análise temporal dos dados de monitoramento, era que a qualidade da água do canal das Algas estaria piorando ao longo dos anos e a partir dos resultados obtidos pela análise temporal, foi verificado que poucos parâmetros apresentaram uma tendência de queda ou aumento ao longo dos anos, e ainda assim pouco consistentes, apontando mais para uma estabilidade dos parâmetros de qualidade da água. Contudo, constatou-se que essa diferença espacial na qualidade da água do canal das Algas não se deve à estrutura de pré-tratamento instalada, pois ela não é capaz de remover materiais dissolvidos. Por isso, acredita-se no papel fitorremediador do banco de macrófitas flutuantes que se estende ao longo do canal, que ao serem removidas, uma vez por ano, levam consigo uma carga de fósforo. A qualidade do canal das Algas foi ainda avaliada segundo o IQA_{CCME}, que demonstrou que a água do canal tem uma qualidade ruim e regular na maior parte do período amostrado.

Tendo em vista que o canal das Algas tem suas águas lançadas em uma UC de Proteção Integral, a baixa qualidade dessas águas pode comprometer a integridade ambiental da ESEC de Carijós. Assim sendo, sugere-se que o monitoramento do canal, por parte da Habitasul, além de ser mantido, deve ainda ser incrementado com outros parâmetros de qualidade da água, como por exemplo, clorofila e densidade de cianobactérias, a fim de se obter dados de produção primária que ajudem futuras pesquisas a categorizarem o estado trófico do canal. Sugere-se ainda a proposição de um plano de manejo das macrófitas aquáticas que vise a melhora da qualidade da água do canal, e não apenas a melhora do seu fluxo.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; ABBASI, S. A. **Water quality indices**. Elsevier, 2012. 362 p.
- Agência Nacional de Águas (ANA). **Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas** - Resumo Executivo. Brasília, 2017. 88p.
- Agência Nacional das Águas (ANA). **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil**. Brasília, 2012. 264p.
- ALLAN, D. J.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology: Structure and function of running waters**. Netherlands, Springer, 2ª ed., 2007. 436p.
- ALMEIDA, A. A. **Estudo Comparativo entre os Métodos IQANSF e IQACCME na Análise da Qualidade da Água do Rio Cuiabá**. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Mato Grosso, Mato Grosso, 2007. 94p.
- AMARO, C. A. **Proposta de um Índice para Avaliação de Conformidade da Qualidade dos Corpos Hídricos ao Enquadramento**. Dissertação (Mestrado Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. 224 p. Disponível em: < <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-11082009-121147/pt-br.php> >
- ANDREWS, J. E.; BRIMBLECOMBE P.; JICKELLS, T.D.; LISS, P.S.; REID, B. An introduction to environmental chemistry. United kingdom, **Blackwell Science Ltd**. 2ª ed., 2004. 296p.
- ANSARI, A. A.; SARVAJEET, G. S.; KHAN, F. A. **Eutrophication: Threat to aquatic ecosystems**. (143-170p) In: Eutrophication: causes, consequences and control. Editors: ANSARI, Abid A; LANZA, Guy R.; SARVAJEET, Gill S.; RAST, Walter. Springer 2011.
- ARAÚJO, M. A. R. **Unidades de Conservação no Brasil: da República à Gestão de Classe Mundial**. Belo Horizonte, SEGRAC, 2007. 272 p.
- BIANCHI, T. S. **Biogeochemistry of estuaries**. New York, Oxford. 2007. 706 p.
- BOYD, C. E. **Water quality: an introduction**. Springer, 2015.
- BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Ministério do interior. Portaria 13: **Estabelece a classificação das águas interiores do território nacional**. Brasília 15 de Janeiro de 1976.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Lei n. 9.433: **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 1997. 72p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357 de 18 de março de 2005, que Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Brasília: MMA, 2005. 27 p. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/>. Acesso em: 25/10/2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. SNUC – **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas: Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006**. Brasília: MMA, 2011. 76 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/legislacao/areas-protegidas.html>. Acesso em 11/10/2018.

BRENTANO, D. M.; RODRIGUES, C. J.; FONSECA, A. L. **A qualidade hídrica em unidade de conservação de proteção integral: o que é prioritário proteger?** In: Congresso Brasileiro de Limnologia, Bonito. Águas Brasileiras: Conservação Gestão e Sustentabilidade, 2013.

CARVALHO, A. P. **Utilização do Índice de Qualidade da água (IQA–CCME) para verificação de conformidade ao enquadramento no Ribeirão São João em Porto Nacional** – TO. 2017. 88p. Dissertação (Mestrado Profissional – Recursos Hídricos). Curso de Pós-graduação Profissional em Engenharia Ambiental, Campus Universitário de Palmas, Universidade Federal do Tocantins. Palmas. TO, 2017.

CASTRO, L. M. A. **Proposição de metodologia para a avaliação dos efeitos da urbanização nos corpos de água**. 2007. 297 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pósgraduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2007. Disponível em:

<http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/REPA-7DZHVH>. Acesso em: 02/11/2018.

CCME. **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Water Quality Index User's Manual**. Winnipeg: CCME, 2017. 23 p. Disponível em: https://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/calculators.html. Acesso em: 25/10/2018.

CHIN, D. A. **Water-quality engineering in natural systems: Fate and transport processes in the water environment**. 2ª ed. Hoboken: Wiley, 2013. 454p.

CHIN, D. A. **Water-quality engineering in natural systems**. John Wiley & Sons, Inc. 2006.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - (CETESB). **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. Séries Relatórios. Qualidades das águas interiores do Estado de São Paulo, 2019. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-E-Significado-Ambiental-e-Sanitario-das-variaveis.pdf> Acesso em: 30/09/2020

DAMKE, T; PASINI, F. A importância da potabilidade da água no saneamento básico para a promoção da saúde pública no Brasil. **Revista Teccen**. 2020 Jan./Jun.; 13 (1): 08-15.

DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. **Science**, v. 321, n. 5891, p. 926-929, 2008.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FIGUEIREDO, A. C. **Avaliação e diagnóstico da qualidade da água do Açude de Apipucos, Recife-PE**. 2008. 89 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de PósGraduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 2008. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede/handle/tede2/5550>. Acesso em: 02/11/2018.

FINOTTI, A.R.; FINKLER, R.; SUSIN, N.; SCHNEIDER, V. E. **Use of water quality index as a tool for urban water resources management.** Int. J. Sus. Dev. Plann. Vol. 10, n.6. p. 781–794. 2015.

FLORIANÓPOLIS. **Estudo de concepção do esgotamento sanitário de Florianópolis,** 2019. 215p. Prefeitura de Florianópolis. Disponível em: http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/23_06_2020_14.12.48.dc4aae42bc42f5a2cca5688cb02e01ec.pdf . Acesso 15/02/2022.

FUZINATTO, C.F. **Avaliação da qualidade da água de rios localizados na ilha de Santa Catarina utilizando parâmetros toxicológicos e o índice de qualidade da água.** 2009. 245p. Dissertação apresentada ao Curso de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, 2009.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil.** IBGE, Diretoria de Geociências. - Rio de Janeiro: IBGE, 2011, 179 p.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). **Plano de Manejo da ESEC Carijós.** 2003. 290p. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidadescoservacao/esec_carijos.pdf. Acesso em: 10/10/2018.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Processo Administrativo nº 02127.000487/2010-18.** 2010.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Processo Administrativo nº 02070.000087/2021-50.** Relatório de Estágio Alexandre dos Santos. 2021.

JI, Z. G. **Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes, and estuaries.** John Wiley & Sons, Inc. 2008. 676p.

KORHNAK, L. V.; VINCE, S. W. Managing Hydrological Impacts of Urbanization. In: VINCE, S. W. et al (Editors). **Forests at the Wildland–Urban Interface: Conservation and Management.** Boca Raton: CRC Press, 2004, p. 175-200.

LUI, G. H.; MOLINA, S. M. G. Ocupação humana e transformação das paisagens na Amazônia brasileira. *Amazônica - Revista de Antropologia*, Belém, v. 1, n. 1, 2009. Disponível em: <https://periodicos.ufpa.br/index.php/amazonica/article/view/156/229>.

MANAHAN, S. E. **Química ambiental**. 9ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 912 p.

MARQUES, M. N.; DAUDE, L. F.; SOUZA, R. M. G. L.; COTRIM, M. E. B.; PIRES, M.A. F. **Avaliação de um índice dinâmico de qualidade de água para abastecimento**. Um estudo de caso. *Exacta*. v. 5, n. 1, p. 47-55, jan./jun. São Paulo, 2007.

MCLUSKY, D.S.; ELLIOTT, M. **The estuarine ecosystem: ecology, threats and management**. OUP Oxford, 2004.

MAYO, S. J.; ANDRADE, I. M. 2020. *Pistia in Flora do Brasil 2020*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB5070>>. Acesso em: 21 mar. 2022

Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Índices e Indicadores de Qualidade da Água– Revisão da Literatura. Monitoramento da Qualidade da Água como Instrumento de Controle Ambiental e Gestão dos Recursos Hídricos no Estado de Pernambuco**. Programa Nacional do Meio Ambiente II – PNMA II. Componente Desenvolvimento Institucional. Subcomponente Monitoramento de Qualidade da Água. Subprojeto Pernambuco. Recife, 2003. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/indice-agua-volume1.pdf>>.

MOURA, M. A. M.; FRANCO, D. A. S.; MATALLO, M. B. Manejo Integrado de Macrófitas Aquáticas. **O Biológico**, São Paulo, v. 71, n. 1, p. 77-82, jan./jun., 2009. Disponível em: http://www.biologico.agricultura.sp.gov.br/uploads/docs/bio/v71_1/moura.pdf. Acesso em: 21/10/2018.

NAGHETTINI, M.; PINTO, É. José A. **Hidrologia Estatística**. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.

OSTI, J. A. S. et al. Artificial floating islands as a tool for the water quality improvement of fishponds. **Revista Ambiente & Água**, v. 16, 2022.

PAZ, M. F.; GASTALDINI, M. C. C.; GELLER, R. A. **Comparação da carga difusa em bacia urbana e rural**. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.

PINTO-COELHO, R. M.; HAVENS, Karl. **Crise nas Águas**. Editora Recóleo, 2015, 162p.

PISTORI, R. E. T. **Crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell) em diferentes concentrações de nutrientes**. 2009. 79 p. Tese, Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal, 2009.

POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2017.

RABALAIS, N. N., DÍAZ, R. J., LEVIN, L. A., TURNER, R. E., GILBERT, D.; ZHANG, J. **Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia**. *Biogeosciences*, 7(2), 2010, 585-619. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-7-585-2010>.

RAMOS, G. M. O. M. **Evolução histórica da legislação brasileira sobre o uso da água**. Conteúdo Jurídico, Brasília-DF: 01 jun 2021. Disponível em: <https://conteudojuridico.com.br/consulta/Artigos/52115/evolucao-historica-da-legislacao-brasileira-sobre-o-uso-da-agua>. Acesso em: 01 jun 2021.

REIS, A. F. **Ilha de Santa Catarina: permanências e transformações**. Editora UFSC. 2012. 281p.

RODRIGUES, C. J. **Águas de Carijós: passado, presente, futuro e seus impactos**. 2016. 153 p. Dissertação (Mestrado Profissional), Programa de Pós-Graduação em Perícias Criminais Ambientais, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2016.

RODRIGUES, C. J. et al. Diurnal dynamic of inorganic carbon and oxygen dissolved in a Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758) fish pond, São Paulo, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 22, n. 4, p. 466-473, 2010.

SÁ, G.T. **Análise da eutrofização no baixo vale do rio Papaquara, Florianópolis, SC: Dinâmica de macrófitas, balanço de fósforo e proposição de manejo**. 2021. 152p.

Dissertação, Centro de Ciências Humanas e da Educação - FAED da Universidade do Estado de Santa Catarina. Florianópolis, 2021.

SANTOS, A. **Uso do ICE para análise da qualidade da água e do enquadramento de corpos hídricos das bacias do rio Ratonés e do Saco Grande**. 2021. 96p. Trabalho de Conclusão de Curso, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2021.

SÃO PAULO. Governo do estado de São Paulo. **Lei número 2182: que estabelece normas tendentes a evitar a contaminação e poluição das águas litorâneas ou interiores, correntes ou dormentes, e das outras providências**, 1953.

SCHUELER, T.; FRALEY-MCNEAL, L. Is Impervious Cover Still Important. **Review of Recent Research**, v. 14, p. 309-10, 2009.

SILVA, J. C. A.; PORTO, M. F. A. **Estudo do acumulado de carga difusa na superfície de bacias hidrográficas**. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Brasília, 2015.

SILVA, A. R.; KNISS, D. C.; RIGOTTI, J. A.; FONSECA, A. L. **Aplicação do modelo trix para avaliação da qualidade da água dos rios que drenam para estação ecológica de carijós, Florianópolis, SC, Brasil**. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves- RS, 2013.

SOUZA, M. M. **Carga de poluição difusa em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos**. 2012. 181 p. Dissertação, Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2012.

STATSOFT. **Statistica**, data analysis software system. Versão 8.0, 2007.

TRZYNA, T. **Global Urbanization and Protected Areas**. Sacramento, California: California Institute of Public Affairs, 2007. 52 p.

TUCCI, C. E. M.; BERTONI, J. C. (Org.). **Inundações urbanas na América do Sul**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2003. 471 p.

TUCCI, C. E. M. Gerenciamento da Drenagem Urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 7, n. 1, p. 5-27, jan./mar., 2002. Disponível em:

<http://rhama.com.br/blog/wp-content/uploads/2017/01/GEREN02.pdf>. Acesso em: 21/10/2018.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. 1 ed. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VEDANA, J.; PAIOTTI do CANTO, M.; SCHVAMBACH, A.; COSTA, B. Avaliação da efetividade da Estação Ecológica de Carijós frente a sua urbanização adjacente. **Metodologias e Aprendizado**, 1, 17–21, 2019. <https://doi.org/10.21166/metapre.v1i0.643>

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 1996. 243p.

WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN, R. P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706-723, 2005.

YEH, N.; YEH, P.; CHANG, Y. H. Artificial floating islands for environmental improvement. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 47, p. 616-622, 2015.

APÊNDICE A

Teste de Normalidade Shapiro-Wilk

Tabela 1. Teste de Normalidade Shapiro-Wilk a um nível de significância de 0,05, para os parâmetros do ponto à montante.

Parâmetro	Valor de p	Parâmetro	Valor de p
Coliformes totais	0,0000	Turbidez	0,00000
Coliformes termotolerantes	0,0000	Sólidos dissolvidos totais	0,00000
Temperatura da água	<u>0,05383</u>	Demanda bioquímica de oxigênio	0,00000
Oxigênio dissolvido	<u>0,17295</u>	Demanda química de oxigênio	0,00000
pH	<u>0,37374</u>	Nitrogênio amoniacal	0,00000
Condutividade elétrica	0,0000	Nitrato	0,00000
Cor aparente	0,04537	Fósforo	0,00000

*Valores sublinhados indicam parâmetros com distribuição Normal ($p > 0,05$)

Tabela 2. Teste de Normalidade Shapiro-Wilk a um nível de significância de 0,05, para os parâmetros do ponto à jusante.

Parâmetro	Valor de p	Parâmetro	Valor de p
Coliformes totais	0,0000	Turbidez	0,00000
Coliformes termotolerantes	0,0000	Sólidos dissolvidos totais	0,00000
Temperatura da água	<u>0,11131</u>	Demanda bioquímica de oxigênio	0,00000
Oxigênio dissolvido	0,02670	Demanda química de oxigênio	0,00000
pH	<u>0,53434</u>	Nitrogênio amoniacal	0,00000
Condutividade elétrica	0,0000	Nitrato	0,00000
Cor aparente	<u>0,43511</u>	Fósforo	0,00000

*Valores sublinhados indicam parâmetros com distribuição Normal ($p > 0,05$)