

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
ESCOLA DE ENGENHARIA INDUSTRIAL METALÚRGICA DE VOLTA REDONDA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

SILVANA MENDONÇA DA FONSECA

INFLUÊNCIA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA QUALIDADE DA ÁGUA DE
CORPOS HÍDRICOS: ESTUDO DE CASO NA ARIE FLORESTA DA CICUTA/ RJ

VOLTA REDONDA

2018

SILVANA MENDONÇA DA FONSECA

**INFLUÊNCIA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA QUALIDADE DA ÁGUA DE
CORPOS HÍDRICOS: ESTUDO DE CASO NA ARIE FLORESTA DA CICUTA/ RJ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Tecnologia Ambiental da
Universidade Federal Fluminense, como
requisito parcial à obtenção do título de
Mestre em Tecnologia Ambiental

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Danielle da Costa Rubim Messeder dos Santos

Co-Orientadores: Prof. Dr. Welington Kiffer de Freitas e Prof. Dr. Carlos Eduardo de Souza Teodoro

VOLTA REDONDA, RJ

2018

Ficha catalográfica automática - SDC/BEM

F676i Fonseca, Silvana Mendonça da
Influências de Unidades de Conservação na qualidade da
água de corpos hídricos: Estudo de caso na ARIE Floresta da
Cícuta/ RJ / Silvana Mendonça da Fonseca; Danielle da Costa
Rubim Messeder dos Santos, orientadora; Wellington Kiffer de
Freitas, coorientador. Volta Redonda, 2018.
117 f.

Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal Fluminense,
Volta Redonda, 2018.

1. Ecossistemas Aquáticos. 2. Monitoramento de Recursos
Hídricos. 3. Bacia Paraíba do Sul. 4. Produção
intelectual. I. Título II. Santos, Danielle da Costa Rubim
Messeder dos , orientadora. III. Freitas, Wellington Kiffer de,
coorientador. IV. Universidade Federal Fluminense. Escola de
Engenharia Industrial e Metalúrgica de Volta Redonda.

CDD -

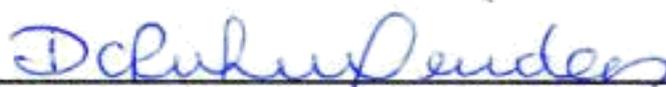
SILVANA MENDONÇA DA FONSECA

**INFLUÊNCIA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA QUALIDADE DA ÁGUA DE
CORPOS HÍDRICOS: ESTUDO DE CASO NA ARIE FLORESTA DA CICUTA/ RJ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental

Aprovada em 01 de março de 2018.

BANCA EXAMINADORA



Profª. Dra. Danielle da Costa Rubim Messeder dos Santos – UFF



Profª. Dra. Denise de Castro Bertagnolli – UFF



Profª. Dra. Cristiana do Couto Miranda – IFRJ

Volta Redonda

2018

Ao tripé (Deus, pais e noivo),
que sustenta minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, por me dar saúde, sabedoria e discernimento para que eu concluísse de forma íntegra esta etapa da minha vida acadêmica.

Agradeço aos meus pais, Silvan e Carmélia por terem lutado constantemente para me proporcionar a melhor base educacional possível, a mais preciosa herança que os pais podem deixar aos seus filhos.

Agradeço ao meu noivo Plínio, que me acompanha desde a graduação, estando ao meu lado em todos os momentos, me ajudando e orientando em todas as etapas com toda a paciência, carinho e amor que sempre me dedicou.

Agradeço a instituição na qual tenho o prazer de fazer parte, o CEFET/RJ Campus Valença, que em nome de seu atual diretor, Fabiano Oliveira, me apoiou integralmente para que eu pudesse cursar o mestrado e abriu as portas do CEFET, permitindo que toda a pesquisa pudesse ser realizada em suas dependências. Em especial, agradeço aos professores André Guerra e Breno De Paula pela ajuda para que as análises pudessem ser realizadas.

Agradeço aos meus orientadores, Danielle e Welington pela paciência em me guiar durante todo o curso, pela disposição em me ajudar sempre que possível e por toda a orientação prestada.

Agradeço a toda equipe do ICMBio responsável pela ARIE Floresta da Cicuta, pela acolhida e a imensa ajuda durante toda a pesquisa, em especial agradeço ao Henrique que foi meu braço direito em todas as coletas.

Agradeço aos alunos de iniciação científica Alessandro, Bárbara e Vinícius por terem aceitado fazer parte desta pesquisa e por todo o auxílio prestado durante as coletas.

Agradeço a pessoas especiais que contribuíram significativamente para que esta pesquisa fosse realizada, Alessandro, Michelle, Raquel, Bárbara Célia e todos da minha turma do curso do mestrado por todo o apoio e encorajamento que me deram durante o curso.

Muito obrigado!

“Louvado sejas, meu Senhor
Pela irmã Água,
Que é mui útil e humilde
Preciosa e casta”

Trecho da oração “Cântico do Irmão Sol” - São Francisco de Assis

RESUMO

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa em função de múltiplos impactos ambientais advindos de atividades antrópicas, tais como mineração, construção de barragens e represas, lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, construção de aterros sanitários, desmatamento e uso inadequado do solo, entre outros. Como consequência, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas. Esta pesquisa visa apresentar o estudo da influência de uma Unidade de Conservação (UC) na qualidade da água de corpos hídricos representados pelo trecho de um dos afluentes do Rio Paraíba do Sul, o Rio Brandão e de um corpo hídrico de menor extensão, o Córrego Água Fria. Ambos transpassam o interior da unidade de conservação situada em área urbana, a ARIE Floresta da Cicuta, localizada entre os municípios de Barra Mansa e Volta Redonda, RJ. O presente trabalho consistiu em um levantamento da série histórica do clima da região próxima a UC com dados de temperatura e pluviosidade, além de coletas de águas em pontos estratégicos dos dois corpos hídricos durante um período de 12 meses. Foram realizadas análises físico-químicas, microbiológicas, hidrobiológicas e calculados os índices de qualidade da água e estado trófico. Os resultados apontaram que a UC, sazonalmente, possui influência positiva na qualidade da água do Rio Brandão, principalmente quando relacionados aos parâmetros de temperatura, oxigênio dissolvidos, demanda bioquímica de oxigênio e pH. Após análise dos resultados do córrego Água Fria, percebeu-se a influência protetora que a UC exerce no pequeno corpo d'água, apesar dos resultados constatarem que se deve ter um maior cuidado com o manejo da nascente deste córrego. Espera-se que o presente trabalho ofereça maiores subsídios para a compreensão de como estão sendo afetados os corpos hídricos em estudo e a notável influência da UC nos mesmos.

Palavras-chave: Ecossistemas aquáticos; Monitoramento de Recursos Hídricos; Bacia do Rio Paraíba do Sul.

ABSTRACT

Over recent decades, aquatic ecosystems have been significantly altered by multiple environmental impacts of anthropogenic activities, such as mining, dam construction, untreated domestic and industrial effluent discharges, landfill construction, deforestation and land misuse, among others. As a consequence, there was a significant drop in water quality and loss of aquatic biodiversity due to the rupture of the physical and chemical environment and the alteration of the natural dynamics of the biological communities. This research intends to present the study of the influence of a Conservation Unit (CU) on the water quality of the water bodies represented by the stretch of one of the tributaries of the Paraíba do Sul River, the Brandão River and a small water body, Córrego Água Fria, in which both cross the interior of the conservation unit located in urban area, ARIE Floresta da Cicuta, located between the municipalities of Barra Mansa and Volta Redonda, RJ. The present work consisted of a research of the historical series of the climate of the region near the UC with data of temperature and precipitation, as well as the collection of waters in strategic points of the two masses of water during a period of 12 months. Physical- chemical, microbiological and hydrobiological analyzes were performed and the water quality indexes and the trophic state indexes were calculated. The results showed that the CU, seasonally, has a positive influence on the water quality of the Brandão River, especially when related to parameters of temperature, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand and pH. Through the results for the Córrego Água Fria, we perceive the protective influence that CU exerts on the small body of water, although the results show that greater care should be taken with the management of the source of this small river. It is hoped that the present work will provide greater subsidies for the understanding of how the bodies under study are being affected and the notable influence of the UC on them.

Keywords: Aquatic ecosystems; Monitoring of water resources; Paraíba do Sul River Basin.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 - Mapa da bacia com os principais afluentes e áreas de florestas, organizado a partir do mapa base do Comitê de Bacias Hidrográficas de São Paulo, p. 24
- Figura 2 - Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA, p. 30
- Figura 3 - ARIE Floresta da Cicuta vista da porção leste do ponto denominado “Bala do Canhão” p. 47
- Figura 4a - Sede da Fazenda Santa Cecília, p. 48
- Figura 4b - Sede da Fazenda Santa Cecília, p. 48
- Figura 5 - Localização da ARIE Floresta da Cicuta, p. 50
- Figura 6 - Vista da Floresta Estacional Semidecidual, p. 51
- Figura 7 - Rio Brandão, p. 53
- Figura 8a - Assoreamento do rio Brandão e da barragem no interior da ARIE, p.53
- Figura 8b - Assoreamento do rio Brandão e da barragem no interior da ARIE, p.53
- Figura 9 - Córrego Água Fria, p. 54
- Figura 10 - Localização dos Pontos de Coleta, p. 57
- Figura.11 - Presença de lixo no ponto do Rio Brandão dentro da ARIE, p. 62
- Figura 12 - Reservatório de Chorume, p. 62
- Figura 13 - Rio Brandão assoreado, p. 63
- Figura 14 - Rio Brandão em dia de chuva durante a coleta, p. 63
- Figura 15 - Córrego Água Fria em período de cheia, p. 64
- Figura 16 - Córrego Água Fria em período de seca, p. 65
- Figura 17 - Córrego Água Fria em dia de chuva durante a coleta, p. 65
- Figura 18 - Climograma representando série histórica de temperatura e precipitação em Volta Redonda-RJ (1967 – 2016), p. 66
- Figura 19 - Análise de Kruskal-Wallis para pH, p. 68
- Figura 20 - Valores obtidos de pH do Rio Brandão de acordo com limites CONAMA N°357/2005 p. 68
- Figura 21 - Comportamento da temperatura (°C) do Rio Brandão de acordo com a sazonalidade, p. 70
- Figura 22 - Valores de Turbidez (NTU) do Rio Brandão, p. 71
- Figura 23 - Valores de STD (mg.L⁻¹) do Rio Brandão, p. 73

- Figura 24 - Teste de Kruskal-Wallis representado por Boxplot de OD, p. 74
- Figura 25 - Comportamento da concentração de OD ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) do Rio Brandão de acordo com a sazonalidade, p. 75
- Figura 26 - Relação de Temperatura x OD de PRB-01 E PRB-02, p. 76
- Figura 27 - Valores de DBO ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) do Rio Brandão, p. 78
- Figura 28 - Perfil dos valores médios de DBO5 e OD entre a distância dos pontos de coleta do Rio Brandão, p. 78
- Figura 29 - Processo de autodepuração de um corpo hídrico, p. 79
- Figura 30 - Valores de fósforo total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) do Rio Brandão, p. 81
- Figura 31 - Valores de coliformes termotolerantes para os pontos do Rio Brandão ($\text{NMP}\cdot 100\text{mL}^{-1}$), p. 83
- Figura 32 - Valores de Clorofila-*a* ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) do Rio Brandão, p. 84
- Figura 33 - Valores obtidos de pH do Córrego Água Fria de acordo com limites CONAMA N°357/2005, p. 85
- Figura 34 - Comportamento da temperatura ($^{\circ}\text{C}$) do Córrego Água Fria de acordo com a sazonalidade, p. 87
- Figura 35 - Valores de Turbidez (NTU) do Córrego Água Fria, p. 88
- Figura 36 - Córrego Água Fria na coleta do mês de abril/2017, p. 88
- Figura 37 - Valores de STD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) do Córrego Água Fria, p. 89
- Figura 38 - Comportamento da concentração de OD ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) do Córrego Água Fria de acordo com a sazonalidade, p. 91
- Figura 39 - Valores de DBO ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) do Córrego Água Fria, p. 92
- Figura 40 - Valores de fósforo total ($\text{mgP}\cdot\text{L}^{-1}$) do Córrego Água Fria, p. 93
- Figura 41 - Valores de coliformes termotolerantes para os pontos do Córrego Água Fria ($\text{NMP}\cdot 100\text{mL}^{-1}$), p. 95
- Figura 42 - Valores de clorofila-*a* ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) do Córrego Água Fria, p. 96
- Figura 43 - Valores de IQA para os pontos PRB-01 e PRB-02 segundo CETESB, p. 98
- Figura 44 - Valores de IQA para os pontos PRB-01 e PRB-02 segundo NSF, p. 99
- Figura 45 - Valores de IQA para os pontos PAF-01 e PAF-02 segundo CETESB, p. 99
- Figura 46 - Valores de IQA para os pontos PAF-01 e PAF-02 segundo NSF, p. 100
- Figura 47 - Valores de IET para os pontos de estudo do Rio Brandão, p. 101
- Figura 48 - Valores de IET para os pontos de estudo do Córrego Água Fria, p. 102

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Dimensões das bacias hidrográficas brasileiras (Km²), p. 23
- Tabela 2 - Principais Categorias de Poluentes Aquáticos, p. 26 e 27
- Tabela 3 - Classificação do IQA segundo NSF, p. 31
- Tabela 4 - Classificação do IQA segundo CETESB, p. 31
- Tabela 5 - Classificação do Estado Trófico para rios, p. 33
- Tabela 6 - Enquadramento da Água CONAMA N° 375/2005, p. 34
- Tabela 7 - Representatividade das ARIEs no CNUC (em quantidade), p. 43
- Tabela 8 - Representatividade das ARIEs no CNUC (em área – Km²), p. 43
- Tabela 9 - Parâmetros analisados, seus métodos analíticos e equipamentos utilizados, p. 58
- Tabela 10 - Pesos atribuídos aos parâmetros para o cálculo do IQA, p. 59
- Tabela 11 - Estatística descritiva dos valores de pH do Rio Brandão, p. 67
- Tabela 12 - Estatística descritiva dos valores de temperatura (°C) do Rio Brandão, p. 70
- Tabela 13 - Estatística descritiva dos valores de turbidez (NTU) do Rio Brandão, p. 71
- Tabela 14 - Estatística descritiva dos valores de STD (mg/L) do Rio Brandão, p. 72
- Tabela 15 - Estatística descritiva dos valores de OD (mgO₂/L) do Rio Brandão, p. 73
- Tabela 16 - Estatística descritiva dos valores de DBO (mgO₂.L⁻¹) do Rio Brandão, p. 76
- Tabela 17 - Valores de DBO5 em função das características do curso d'água, p. 77
- Tabela 18 - Estatística descritiva dos valores de fósforo total (mg.L⁻¹) do Rio Brandão, p. 81
- Tabela 19 - Estatística descritiva dos valores de coliformes termotolerantes (NMP.100mL¹) do Rio Brandão, p. 82
- Tabela 20 - Estatística descritiva dos valores de clorofila- *a* (µg.L⁻¹) do Rio Brandão, p. 84
- Tabela 21 - Estatística descritiva dos valores de pH do Córrego Água Fria, p. 85
- Tabela 22 - Estatística descritiva dos valores de temperatura (°C) do Córrego Água Fria, p. 86
- Tabela 23 - Estatística descritiva dos valores de turbidez (NTU) do Córrego Água Fria, p. 87
- Tabela 24 - Estatística descritiva dos valores de STD (mg.L⁻¹) do Córrego Água Fria, p. 89
- Tabela 25 - Estatística descritiva dos valores de OD (mgO₂/L) do Córrego Água Fria, p. 90
- Tabela 26 - Estatística descritiva dos valores de DBO (mgO₂.L⁻¹) do Córrego Água Fria, p. 92
- Tabela 27 - Estatística descritiva dos valores de fósforo total (mgP.L⁻¹) do Córrego Água Fria, p. 93

Tabela 28 - Estatística descritiva dos valores de fósforo total (mgP.L^{-1}) do Córrego Água Fria, p. 94

Tabela 29 - Estatística descritiva dos valores de clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) do Córrego Água Fria, p.96

Tabela 30 - Porcentagens de Categorias do IQA do Rio Brandão, p. 97

Tabela 31 - Porcentagens de Categorias do IQA do Córrego Água Fria, p. 99

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
ARIE	Área de Relevante Interesse Ecológico
BPS	Bacia do Paraíba do Sul
CE	Condutividade elétrica
CECA	Comissão Estadual de Controle Ambiental
CEIVAP	Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul
CERHI-RJ	Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Rio de Janeiro
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CNUC	Cadastro Nacional de Unidades de Conservação
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CSN	Companhia Siderúrgica Nacional
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FBCN	Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza
FUNBIO	Fundo Brasileiro de Biodiversidade
IBASE	Instituto Brasileiro de Análises Sociais e Econômicas
IBDF	Instituto Brasileiro de Defesa Florestal
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IET	Índice de Estado Trófico
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IQA	Índice de Qualidade da Água
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NSF	National Sanitation Foundation
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNF	Programa Nacional de Florestas
REBIO	Reserva Biológica
RH	Região Hidrográfica

RPS	Rio Paraíba do Sul
SEMA	Secretaria Especial de Meio Ambiente
SEMAE	Serviço Municipal de Águas e Esgotos
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
STDs	Sólidos Totais Dissolvidos
UC	Unidades de Conservação
UGRH	Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos

SUMÁRIO

- 1 INTRODUÇÃO, p. 19
- 2 OBJETIVOS, p. 22
 - 2.1 OBJETIVO GERAL, p. 22
 - 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS, p. 22
- 3 REVISÃO DE LITERATURA, p. 23
 - 3.1 RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL, p. 23
 - 3.1.1 Bacias Hidrográficas, p. 23
 - 3.1.2 Bacia Hidrográfica Paraíba do Sul, p. 23
 - 3.1.3 Legislação: Gestão da Qualidade da Água, p. 25
 - 3.2 POLUIÇÃO DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS, p. 26
 - 3.2.1 Qualidade da Água, p.28
 - 3.2.2 Monitoramento da Qualidade da Água, p. 34
 - 3.2.2.1 Parâmetros Físicos e Químicos, p. 35
 - 3.2.2.1.1 *Temperatura*, p. 35
 - 3.2.2.1.2 *Turbidez*, p. 35
 - 3.2.2.1.3 *Sólidos Totais Dissolvidos*, p. 36
 - 3.2.2.1.4 *Potencial Hidrogeniônico*, p. 36
 - 3.2.2.1.5 *Nitrogênio e Fósforo*, p. 37
 - 3.2.2.1.6 *Oxigênio Dissolvido*, p. 37
 - 3.2.2.1.7 *Demanda Bioquímica de Oxigênio*, p. 38
 - 3.2.2.2 Parâmetros Microbiológicos, p. 39
 - 3.2.2.2.1 *Coliformes Termotolerantes*, p. 39
 - 3.2.2.3 Parâmetros Hidrobiológicos, p. 40
 - 3.2.2.3.1 *Clorofila -a*, p. 40
 - 3.3 RECURSOS FLORESTAIS E AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, p. 41
 - 3.3.2 Geração de Serviços Ambientais, p. 44
 - 3.3.3 Funções Hidrológicas da Floresta, p. 44
 - 3.4 ARIE FLORESTA DA CICUTA, p.47
- 4 METODOLOGIA, p. 50
 - 4.1 DESCRIÇÃO DAS ÁREA DE ESTUDO, p. 50
 - 4.1.1 Localização da ARIE Floresta da Cicuta, p. 50
 - 4.1.2 Clima, p. 50

- 4.1.3 Vegetação, p. 51
- 4.1.4 Rio Brandão, p. 51
- 4.1.5 Córrego Água Fria, p. 53
- 4.2 ANÁLISE DE DADOS METEOROLÓGICOS REGIONAIS, p. 54
- 4.3 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA, p. 55
 - 4.3.1 Coleta e Preservação das Amostras de Água, p. 55
 - 4.3.2 Caracterização das Amostras de Água, p. 57
- 4.4 CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA, p. 57
- 4.5 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA), p. 57
- 4.6 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET), p. 59
- 4.7 TRATAMENTO ESTATÍSTICO, p.59

- 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO, p. 61
 - 5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA, p. 61
 - 5.1.1 Rio Brandão, p. 61
 - 5.1.2 Córrego Água Fria, p. 64
 - 5.2 CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA, p. 66
 - 5.3 PARÂMETROS FÍSICOS -QUÍMICOS, MICROBIOLÓGICO E HIDROBIOLÓGICO p. 67
 - 5.3.1 Rio Brandão, p. 67
 - 5.3.1.1 Potencial Hidrogeniônico, p. 67
 - 5.3.1.2 Temperatura, p. 69
 - 5.3.1.3 Turbidez, p. 70
 - 5.3.1.4 Sólidos Totais Dissolvidos, p. 72
 - 5.3.1.5 Oxigênio Dissolvido, p. 73
 - 5.3.1.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio, p. 76
 - 5.3.1.7 Fósforo Total, p. 79
 - 5.3.1.8 Coliformes Termotolerantes, p. 81
 - 5.3.1.9 Clorofila-a, p. 83
 - 5.3.2 Córrego Água Fria, p. 84
 - 5.3.2.1 Potencial Hidrogeniônico, p. 85
 - 5.3.2.2 Temperatura, p. 86
 - 5.3.2.3 Turbidez, p. 87
 - 5.3.2.4 Sólidos Totais Dissolvidos, p. 89
 - 5.3.2.5 Oxigênio Dissolvido, p. 90
 - 5.3.2.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio, p. 91

5.3.2.7	Fósforo Total,	p. 92
5.3.2.8	Coliformes Termotolerantes,	p. 94
5.3.2.9	Clorofila- <i>a</i> ,	p. 95
5.4	ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA),	p. 96
5.4.1	<u>Rio Brandão</u> ,	p. 96
5.4.2	<u>Córrego Água Fria</u> ,	p. 98
5.5	ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET),	p. 100
5.5.1	<u>Rio Brandão</u> ,	p. 100
5.5.2	<u>Córrego Água Fria</u> ,	p. 101
5.6	DISCUSSÕES GERAIS,	p. 102
6	<u>CONCLUSÃO</u> ,	p. 105
7	<u>REFERÊNCIAS</u> ,	p. 106

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial para a sobrevivência de todas as espécies que habitam o planeta Terra. No organismo humano a água atua como veículo para a troca de substâncias e para a manutenção da temperatura, representando 70% da massa corpórea. É considerada também, como um solvente universal, sendo uma das poucas substâncias que encontramos nos três estados físicos: sólido, líquido e gasoso (MMA, 2013).

As indústrias utilizam grandes quantidades de água, seja como matéria-prima, seja na remoção de impurezas, na geração de energia e na refrigeração. Rebouças (2001) cita que a demanda total de água no mundo é de apenas cerca de 10% da vazão média dos rios, sendo que aproximadamente 70% é utilizada pelo uso doméstico e consuntivo municipal.

No entanto, vivemos em um planeta cuja preciosa água cobre aproximadamente 70% da superfície terrestre. A maior parte desta água é salgada representando 97,5%, o que torna seu consumo inadequado. Da parcela de água doce, 68,9% encontram-se nas geleiras, calotas polares ou em regiões montanhosas, 29,9% em águas subterrâneas, 0,9% compõe a umidade do solo e dos pântanos e apenas 0,3% constitui a porção de água doce presente em rios e lagos (MMA, 2013).

Apesar de sua importância, a água é um recurso mal administrado. Historicamente, a cobrança da água se baseou no custo do seu tratamento, já que a cobrança existente só cobre os custos de administração do recurso e não seu valor econômico (BARROS & AMIN, 2008) e isso estimula o desperdício e a poluição desse recurso valioso para o qual não há substituto.

O Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) apresenta em seu Art. 5º, os instrumentos para melhor gestão destes recursos, dentre eles: a outorga dos direitos do uso da água e a cobrança pelo seu uso. O primeiro instrumento tem como objetivos assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água, já o segundo deve reconhecer a água como bem econômico dando ao usuário uma indicação de seu real valor, incentivar a racionalização do uso da água e obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos (MMA, 2006)

O aumento das pressões exercidas sobre os ecossistemas naturais do nosso planeta é evidente ao longo dos anos. A desordenada expansão demográfica da ocupação dos ecossistemas tem gerado um cenário problemático no que diz respeito à utilização dos recursos naturais, sobretudo os recursos hídricos (RESENDE & SOUZA, 2009).

A expansão urbana resulta primeiramente em desmatamento e em segundo a

ocupação do solo e impermeabilização, provocando alterações nos padrões das relações entre os processos hidrológicos, principalmente, nos processos de infiltração e interceptação. O resultado é a degradação, sendo que a dos recursos hídricos é precedida pela dos recursos florestais, dos quais depende a produção de água em qualidade e quantidade (SOUZA, 2012).

A manutenção da cobertura florestal é primordial à preservação da qualidade das águas de um manancial, afirma Sirigate et al. (2005). As áreas florestadas não perturbadas são a melhor condição desejada do ponto de vista da proteção dos recursos hídricos. O monitoramento hidrológico de microbacias com floresta natural serve como referência para comparação com outras microbacias impactadas. Diversos estudos são realizados nestas condições, avaliando as diferentes intervenções nas microbacias e as alterações sobre as variáveis de qualidade da água (GARDMAN & SIMOURA, 2016).

O Brasil, no que diz respeito a quantidade disponível de água, é considerado um dos países mais privilegiado do planeta, pois possui ao longo de seu território inúmeras grandes bacias hidrográficas.

A bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul (RPS) é o principal manancial e fonte de água da região Sul Fluminense do Estado do Rio de Janeiro, com grande importância para o setor industrial, agricultura e, principalmente, o uso humano, também sendo utilizado para pesca e navegação de pequenas embarcações (CARMO; SILVA; ISOLANI, 2015). Além disso, possui grande importância para o Estado do Rio de Janeiro como um todo.

O RPS nasce no Estado de São Paulo, na Serra da Bocaina, no município de Areias, fazendo um percurso total de 1120 km, até desembocar no Estado do Rio de Janeiro, na foz em Atafona, no município de São João da Barra, no Norte Fluminense (RODRIGUES, 2013).

A bacia hidrográfica do RPS na região de Volta Redonda é caracterizada pelo grande número de rios, riachos e córregos afluentes ao RPS, que é o corpo receptor natural de toda a malha hidrográfica do município, destacando-se um de seus afluentes, o rio Brandão, que transcorre no interior de uma Unidade de Conservação (UC) entre as cidades de Barra Mansa e Volta Redonda, a Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta.

A ARIE Floresta da Cicuta é parte integrante de uma propriedade intitulada Fazenda Santa Cecília, pertencente ao patrimônio da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), localizada entre os centros urbano-industriais dos municípios de Volta Redonda e Barra Mansa (ICMBio, 2016).

De acordo com o plano de manejo da ARIE Floresta da Cicuta, a UC vem enfrentando inúmeros problemas, dentre eles: acentuado efeito de borda, desmatamento, queimadas e incêndios criminosos. Cabe ainda ressaltar que a 1,5 km a montante da UC,

localiza-se o aterro sanitário desativado, denominado “Lixão de Volta Redonda”, onde por muitos anos houve o depósito de lixo sem a prévia impermeabilização do solo ocorrendo a contaminação do manancial e do lençol freático. Como até o momento, não houve a devida remediação deste aterro, o chorume contido em tanques, deságua diretamente no rio Brandão, gerando um passivo ambiental que interfere diretamente nos recursos bióticos e abióticos da ARIE (ICMBio, 2016)

Diante das considerações realizadas, este estudo pretende avaliar o papel das UC's na conservação dos recursos hídricos, através da influência florestal na qualidade da água tomando como base o monitoramento da qualidade da água de dois cursos d'água, com características diferentes.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a influência da ARIE Floresta da Cicuta na qualidade da água do rio Brandão no trecho correspondente entre a UC e ao antigo “lixão” de Volta Redonda/RJ e do córrego Água Fria localizado no interior da UC.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Monitorar a qualidade da água do rio Brandão e do córrego Água Fria, através de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e hidrobiológicos;
- Determinar o Índice de Qualidade da Água e o Índice de Estado Trófico para ambos corpos hídricos;
- Identificar quais parâmetros analisados possuem maior influência na qualidade da água;
- Avaliar o efeito da UC para conservação dos seus recursos hídricos através dos resultados obtidos do rio Brandão e do córrego Água Fria.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL

3.1.1 Bacias Hidrográficas

Com uma área de aproximadamente 8.515.767,049 km² e mais de 190 milhões de habitantes, o Brasil apresenta, com relação a suas dimensões continentais, grandes contrastes relacionados não somente ao clima, vegetação e topografia, mas também em relação à distribuição da população e ao desenvolvimento econômico e social, entre outros fatores (IBGE, 2015). O Brasil é um país privilegiado quanto ao volume de recursos hídricos, pois abriga 13,7% de toda a água doce do mundo. Porém, a disponibilidade desses recursos não é uniforme. Como demonstrado na Tabela 1, mais de 73 % da água doce disponível no país encontra-se na bacia Amazônica, que é habitada por menos de 5% da população. Portanto, apenas 27 % dos recursos hídricos brasileiros estão disponíveis para as demais regiões, onde residem 95% da população do país (MMA, 2013).

Tabela 1 – Dimensões das bacias hidrográficas brasileiras (km²)

Região Hidrográfica	Área (km²)	Porcentagem do país (%)
Amazônica	3.879.207	45,0
Tocantins – Araguaia	920.087	10,8
Atlântico Nordeste Ocidental	274.350	3,0
Paraíba	333.056	3,9
Atlântico Nordeste Oriental	286.800	3,4
São Francisco	638.466	7,5
Atlântico Leste	388.160	3,9
Atlântico Sudeste	214.629	2,5
Atlântico Sul	187.552	2,2
Uruguai	174.801	3,0
Paraná	879.873	10,0
Paraguai	363.446	4,3
Brasil	8.532.772	99,5

Fonte: adaptado de ANA, 2015

De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA), a região hidrográfica Atlântico Sudeste (Tabela 1) tem 214.629 km² de área, o equivalente a 2,5% do país. Os seus principais rios são o Paraíba do Sul e o Doce, com respectivamente 1.150 e 853 quilômetros de extensão. Além dos seus rios principais, também é formada por diversos e pouco extensos

rios que formam as seguintes bacias: São Mateus, Santa Maria, Reis Magos, Benevente, Itabapoana, Itapemirim, Jacu, Ribeira e litorais do Rio de Janeiro e São Paulo. A região é conhecida nacionalmente pelo elevado contingente populacional e pela importância econômica. Como resultado, muitos problemas são gerados em relação à disponibilidade de água, pois ao mesmo tempo em que apresenta uma das maiores demandas hídricas do país, a bacia também possui uma das menores disponibilidades relativas (ANA, 2017).

3.1.2 Bacia Hidrográfica Paraíba do Sul

A Bacia do Paraíba do Sul (BPS), localiza-se na Região Sudeste entre os estados de São Paulo (13.900km²), Minas Gerais (20.700 km²) e Rio de Janeiro (20.900 km²), possui uma área de drenagem de cerca de 55.500 km² (CEIVAP, 2001). A BPS drena uma das regiões mais desenvolvidas do país, abrangendo parte do Estado de São Paulo, na região conhecida como Vale do Paraíba Paulista, parte do Estado de Minas Gerais, denominada Zona da Mata Mineira, e metade do Estado do Rio de Janeiro (Figura 1).

Figura 1 – Mapa da bacia com os principais afluentes e áreas de florestas, organizado a partir do mapa base do Comitê de Bacias Hidrográficas de São Paulo



Fonte: CEIVAP, 2017

Ao longo de seu percurso, o rio Paraíba do Sul apresenta trechos com características físicas distintas, os quais podem ser divididos de acordo com a seguinte classificação: Curso Superior, Curso Médio Superior, Curso Médio Inferior e Curso Inferior (CEIVAP, 2001).

No Curso Médio Inferior, região do Médio Paraíba, dentre as cidades que o RPS perpassa e abastece, está a cidade de Volta Redonda, onde abriga o local deste estudo, que no ano de 2016, segundo IBGE, apresentou uma estimativa da população em cerca de 263.659 habitantes.

Segundo Moreira (2014), demarca-se como principal sinônimo de vitalidade, a presença do Rio Paraíba do Sul em Volta Redonda, pois é a partir dele e de tudo que ele significa como recurso que a cidade se estrutura. Primeiro como porto fluvial de referência para as tropas e cargas do café no passado, depois como fonte de abastecimento e energia para a usina siderúrgica que se estabelece na cidade até hoje.

3.1.3 Legislação: Gestão da Qualidade da água

A partir do final da década de 80, e com maior ênfase na década de 90, o país assistiu à criação de uma série de novos instrumentos de gestão das águas. Esse fenômeno se deu tanto no nível federal quanto nos estados. O crescente comprometimento na qualidade e quantidade dos recursos hídricos, o aumento na complexidade envolvida no gerenciamento dos múltiplos interesses em torno da água, somados ao processo de democratização da sociedade brasileira, são alguns dos condicionantes históricos que favoreceram tal processo (NOVAES & JACOBI, 2002).

Em janeiro de 1997, foi aprovada a Lei nº.9.433/97, conhecida como “Lei das Águas”, contemplando, aspectos quantitativos e qualitativos de avaliação das águas. Para os autores supracitados tal lei estabeleceu um marco fundamental na implementação dos comitês de bacia no Brasil, ao instituir a Política Nacional de Recursos Hídricos e criar o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

O processo de implantação desses novos modelos de gestão, tanto na esfera federal quanto nos estados, tem representado consideráveis avanços em termos de políticas públicas.

3.2 POLUIÇÃO DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

A poluição dos ecossistemas aquáticos aumentou vertiginosamente nas últimas décadas, devido à urbanização sem planejamento, ao grande crescimento populacional e ao incremento da industrialização (SHAKIR et al., 2012).

O conceito de poluição da água tem-se tornado cada vez mais amplo em função de maiores exigências com relação à conservação e ao uso racional dos recursos hídricos (LUCAS, FOLEGATTI, DUARTE, 2010).

Em acordo com Miller (2012), poluição da água é qualquer alteração química, biológica ou física na qualidade da água que prejudique os organismos vivos ou torne a água inadequada para consumo. A Tabela 2 relaciona as mais importantes classes de poluentes da água e suas principais fontes.

Tabela 2 - Principais Categorias de Poluentes Aquáticos

	Exemplos	Fontes	Efeito Nocivo
Agentes Infeciosos	Bactérias, Vírus, Protozoários e Vermes Parasitas	Dejetos de animais e humanos	Doenças
Resíduo com Demanda de Oxigênio	Esterco animal e resíduos vegetais	Esgoto, fábricas de papel e processamento de alimentos	Degradação da qualidade da água ao esgotar o oxigênio Dissolvido
Substâncias Químicas Inorgânicas	Substâncias solúveis em água como ácidos, metais tóxicos e sais	Escoamento superficial, efluentes industriais e produtos de limpeza	Água inutilizável para beber, câncer, ataca o sistema nervoso, o fígado e os rins, prejudica peixes e acelera a corrosão dos metais

Continuação da Tabela 2 - Principais Categorias de Poluentes Aquáticos

	Exemplos	Fontes	Efeito Nocivo
Substâncias Químicas Orgânicas	Petróleo, gasolina, plástico, pesticidas, solventes de limpeza e detergentes	Efluentes industriais, produtos de limpeza, escoamento superficial de fazendas e jardins	Danos ao sistema nervoso, doenças no aparelho reprodutor, prejudica peixes e animais selvagens.
Nutrientes Vegetais	Compostos solúveis em água contendo nitrato, fosfato e amônio	Esgoto, esterco e escoamento de fertilizantes agrícolas e urbanos	Causam o crescimento de algas e plantas aquáticas que esgotam o oxigênio dissolvido matando os peixes. Obscurece a água e reduz a fotossíntese, prejudica as cadeias alimentares aquáticas, transporta pesticidas, bactérias, desloca e destrói recifes de corais e assorea lagos, canais de rios e portos.
Sedimentos	Solo, silte	Erosão do solo	
Materiais Radioativos	Isótopos radioativos do iodo, radônio, urânio, céscio e tório	Usinas de energia nuclear e queima de carvão, mineração e processamento de urânio e fontes naturais.	Mutações genéticas, abortos, defeitos de nascença e certos tipos de câncer.
Calor	Calor excessivo	Resfriamento por águas de usinas elétricas e alguns tipos de fábricas.	Reduz o nível de oxigênio dissolvido na água e torna os organismos aquáticos mais vulneráveis a doenças, parasitas e substâncias químicas tóxicas.

Fonte: adaptado de Miller, 2012

Os efeitos resultantes da introdução de poluentes no meio aquático dependem da natureza do poluente, do caminho que o mesmo percorre no meio e do uso que se faz do corpo hídrico. Os poluentes podem ser introduzidos de forma pontual ou difusa, conforme descrito a seguir (MILLER, 2012):

1) As cargas pontuais são aquelas introduzidas em locais específicos por meio de canos de drenagem, fossos ou redes de esgoto em corpos d'água. São relativamente fáceis de serem identificadas, monitoradas e reguladas, como por exemplo: fábricas, usinas de tratamento de esgoto, minas subterrâneas e navios petroleiros.

2) Já as cargas difusas são assim chamadas por serem espalhadas e não podem ser rastreadas a um único local de descarga, como por exemplo: depósitos pela atmosfera e o escoamento de substâncias químicas em águas superficiais vindas de plantações, florestas desmatadas, ruas urbanas, estacionamentos, entre outras.

A poluição das águas superficiais e subterrâneas, considerada um tipo de carga difusa proveniente de aterros sanitários e lixões, pode ocorrer devido à percolação do lixiviado, que contém alta carga poluidora. O potencial de impacto do chorume está relacionado com a alta concentração de matéria orgânica, reduzida biodegradabilidade, presença de metais pesados e de substâncias recalcitrantes (NÓBREGA; ROCHA; SILVA, 2015).

Miller Jr. (2011) cita que os cursos de água corrente como os rios podem se recuperar bem rápido de níveis moderados de resíduos degradáveis com demanda de oxigênio e do calor excessivo pela combinação da diluição e da biodegradação por bactérias, mas esse processo não funciona se os cursos de água se tornam sobrecarregados de poluentes ou em épocas de seca. O mesmo autor ainda diz que em um fluxo de água corrente, a decomposição de resíduos degradáveis pelas bactérias esgota o oxigênio dissolvido e cria uma curva de oxigênio. Esse processo reduz ou chega a eliminar populações de organismo com altas exigências de oxigênio, limpando o curso de água de tais resíduos.

3.2.1 Qualidade da água

A qualidade da água é reflexo do efeito combinado de muitos processos que ocorrem ao longo do ciclo hidrológico (AZEVEDO, 2014), incluindo o ambiente de origem, por onde circulam, percolam ou onde são armazenadas.

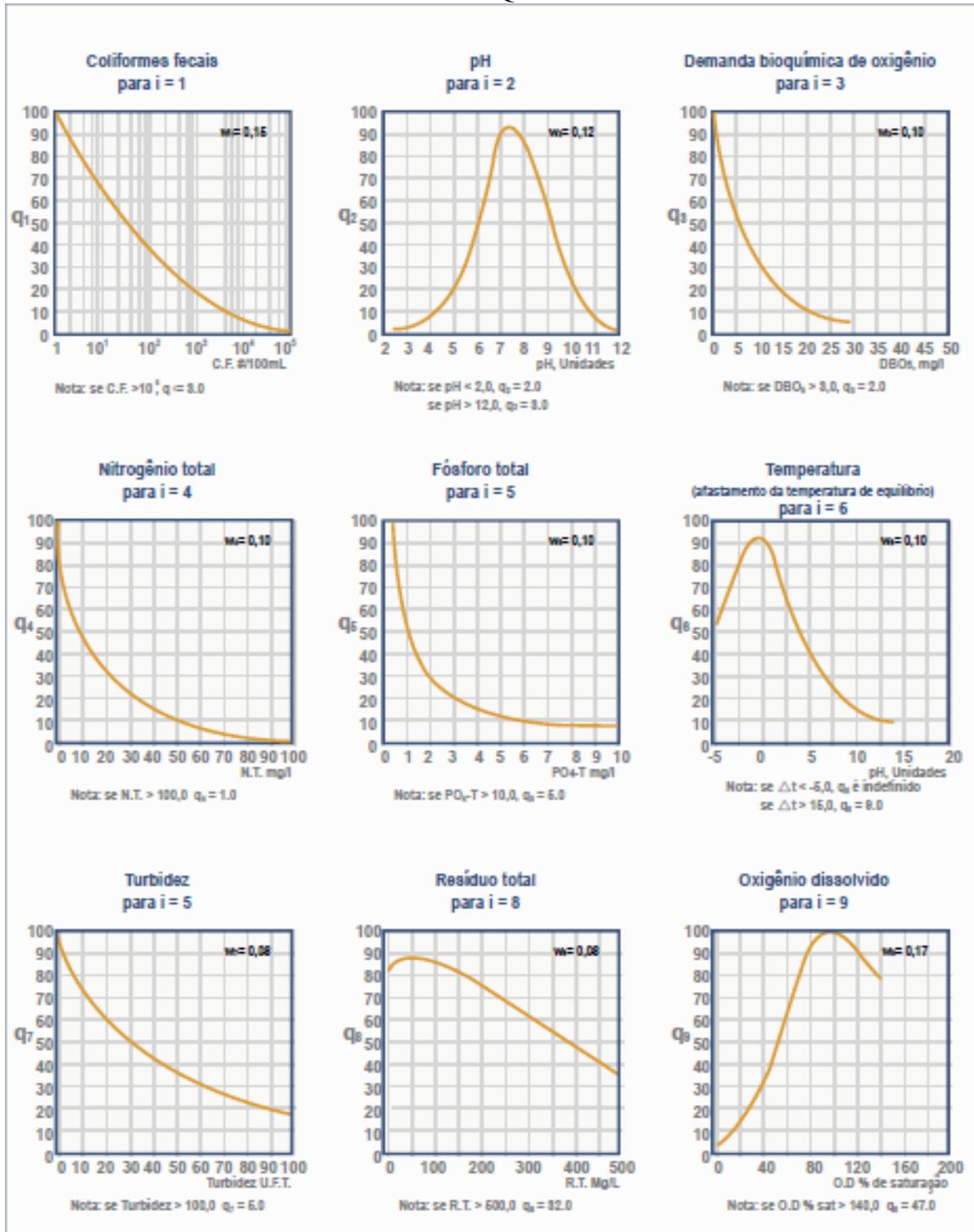
Segundo Von Sperling (2014), a qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem. De maneira geral, a qualidade de uma determinada água ocorre em função das condições naturais, do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica.

Silva & Jardim (2006), ressaltam que os vários processos que controlam a qualidade da água de um rio fazem parte de um complexo equilíbrio. Ainda, segundo o mesmo autor, esse é o motivo pelo qual qualquer alteração na bacia hidrográfica pode acarretar alterações significativas. As características físicas, químicas e biológicas da água são indicadores da “saúde” do ecossistema terrestre e podem ser utilizadas para o controle e o monitoramento das atividades desenvolvidas em uma bacia hidrográfica. Da mesma forma, de acordo com Lima (2001), a qualidade da água não se traduz apenas pelas suas características físicas e químicas, mas pela qualidade de todo o recurso hídrico, envolvendo a saúde e o funcionamento equilibrado do ecossistema, incluindo as plantas, a comunidade aquática e seus habitantes.

As análises químicas das águas tiveram início em 1808 com o estudo do lago Léman, o maior lago da Europa Ocidental localizado entre a França e a Suíça. Forel, considerado o pai da Limnologia (o estudo científico das extensões de água doce) também estudou as variações químicas de corpos hídricos da região francesa de Alpine Rhone e, provavelmente, foi o primeiro a considerar o tempo como uma variável importante. Em 1924, nasce a era moderna da Química das águas em escala mundial (MEYBECK, 1996). Desde Forel, a caracterização das águas tem continuamente evoluído devido ao desenvolvimento, além da química analítica e de muitas outras ciências relacionadas com a água.

A grande quantidade de parâmetros analisados em estudos de qualidade incentivou a criação do Índice de Qualidade da Água (IQA). O IQA foi desenvolvido pela National Sanitation Foundation (NSF), utilizando-se a técnica Delphi, que consiste na consulta a especialistas quanto aos parâmetros mais relevantes para a análise da qualidade da água. Das variáveis avaliadas, nove foram selecionadas, dentre elas coliformes fecais, pH, turbidez, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total, temperatura e resíduo total. Para cada variável, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas (Figura 2) de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro.

Figura 2 - Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA.



Fonte: CETESB, 2013

Estas curvas de variação, sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro, bem como seu peso relativo correspondente são apresentados na equação (3.1), onde o IQA é calculado pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes às

variáveis que integram o índice (CETESB, 2013).

$$IQA = \prod_{i=1}^n qi^{wi} \quad (3.1)$$

onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida e,

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, representado pela equação (3.2):

$$\sum_{i=1}^n wi = 1 \quad (3.2)$$

em que:

n: número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100 (CETESB, 2013).

Existem diferentes classificações de IQA, a nível internacional tem-se a tabela de classificação da NSF (Tabela 3) e no Brasil há duas classificações: do CETESB (Tabela 4) e do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) que segue a mesma classificação do NSF.

Tabela 3 – Classificação do IQA segundo NSF

Categorias	Cor	Ponderação
Excelente		$90 < IQA \leq 100$
Bom		$70 < IQA \leq 90$
Médio		$50 < IQA \leq 70$
Ruim		$25 < IQA \leq 50$
Muito Ruim		$IQA \leq 25$

Fonte: adaptado de Von Sperling, 2014

Tabela 4 – Classificação do IQA segundo CETESB

Categorias	Cor	Ponderação
Ótima		$79 < IQA \leq 100$
Boa		$51 < IQA \leq 79$
Regular		$36 < IQA \leq 51$
Ruim		$19 < IQA \leq 36$
Péssima		$IQA \leq 19$

Fonte: adaptado de CETESB, 2013

De acordo com Lamparelli (2004), o índice de estado trófico (IET) de Carlson é amplamente utilizado em monitoramentos da qualidade da água e é baseado na biomassa fitoplanctônica presente em um determinado corpo d'água. Diferentemente do conceito original, no qual a eutrofização é progressiva e inexorável, este é um índice dinâmico, sendo que os lagos podem mudar de classificação ao longo do tempo, tanto para classes de maior trofia, como para classes de menor trofia.

O Índice de Estado Trófico foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo de algas ou macrófitas, facilitando a classificação de corpos d'água em diferentes graus de trofia. Eles podem auxiliar nas decisões sobre riscos de ocorrer florações de algas, bem como no controle da eutrofização (aumento na concentração de nutrientes na água, especialmente fósforo e nitrogênio), que tem sido uma preocupação mundial para os tomadores de decisões referentes ao gerenciamento de recursos hídricos (CUNHA et al., 2013).

O IET, será composto pelo IET (PT) para o fósforo e o IET(CL) para a clorofila – *a*, sendo estabelecidos para ambientes lóticos, segundo as equações (3.3) a (3.6) (CETESB, 2013):

Rios:

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) - 20 \quad (3.3)$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20 \quad (3.4)$$

Reservatórios:

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) \quad (3.5)$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) \quad (3.6)$$

onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

CL: concentração de clorofila – *a* medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

O resultado apresentado nas tabelas do IET será a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila - *a*, segundo a equação (3.7) (CETESB, 2013):

$$IET = [IET (PT) + IET (CL)] / 2 \quad (3.7)$$

Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para rios e reservatórios está descrito na Tabela 5 (CETESB, 2013):

Tabela 5 - Classificação do Estado Trófico para rios

Categoria (Estado Trófico)	Cor	Ponderação	P-Total (mg/m³)	Clorofila-<i>a</i> (mg/m³)
Ultraoligotrófico		$IET \leq 47$	$P \leq 47$	$CL \leq 0,74$
Oligotrófico		$47 < IET \leq 52$	$13 < P \leq 35$	$0,74 < CL \leq 1,31$
Mesotrófico		$52 < IET \leq 59$	$35 < P \leq 137$	$1,31 < CL \leq 2,96$
Eutrófico		$59 < IET \leq 63$	$137 < P \leq 296$	$2,96 < CL \leq 4,70$
Supereutrófico		$63 < IET \leq 67$	$296 < P \leq 640$	$4,70 < CL \leq 7,46$
Hipereutrófico		$IET > 67$	$640 < P$	$7,46 < CL$

Fonte: adaptado de CETESB, 2013

A legislação ambiental e o monitoramento da qualidade da água vêm crescendo nos últimos anos, oportunizando o aprimoramento do sistema de gestão ambiental das águas. A legislação brasileira prevê a classificação das águas superficiais (rios, lagos, lagoas e mares) em classes que devem ser definidas com base nos usos que pretendem ser dados para a água (RIBEIRO, 2010). A Resolução CONAMA n° 357/2005 agrupa as águas superficiais em três grandes grupos relacionados à salinidade apresentada por essas águas: a água doce com salinidade < 0,5 %, a água salobra com salinidade entre 0,5 e 30 % e a água salgada com salinidade > 30%.

Para cada classe existem diferentes usos que devem apresentar determinadas características. A classificação da água deve ser limitada em determinados parâmetros que possam vir a afetar ou no extremo, impossibilitar determinados usos para aqueles corpos de água (TREVISAN, 2011). De acordo com os usos de interesse as águas são enquadradas em cinco classes de acordo com a Tabela 6.

Tabela 6 - Enquadramento da Água CONAMA N° 375/2005

Classes	Principais usos
Especial	ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
I	ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
II	o abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca.
III	ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais.
IV	à navegação; e à harmonia paisagística.

Fonte: adaptado de BRASIL, 2005

3.2.2 Monitoramento da Qualidade da Água

Uma variável de qualidade da água é todo constituinte passível de determinação que tenha algum significado relevante para sua aplicação (TERCINI, 2014). O monitoramento da qualidade da água permite acompanhar as condições de uso e os padrões de lançamento de efluentes que devem atender aos padrões do corpo receptor, à capacidade de assimilação e diluição (CONAMA, 2005).

Para uma gestão adequada dos recursos hídricos, o primeiro passo é o monitoramento da qualidade da água, a fim de caracterizar aspectos físico-químicos que permitem diagnosticar as mudanças ocasionadas por ações antrópicas ou naturais, no uso e na ocupação da terra (QUEIROZ et al., 2010).

O monitoramento, em uma microbacia hidrográfica, da qualidade da água segundo os parâmetros físico-químicos é fundamental, para que, a partir das informações levantadas, seja possível um melhor entendimento das verdadeiras influências de cada processo de

degradação (SILVA, 2009).

De acordo com Von Sperling (2014) ao se estruturar uma programação de monitoramento, deve-se ter de forma clara e concisa quais são os objetivos a serem alcançados. Entre eles, podem ser citados para estudos específicos, acompanhamento periódico da qualidade das águas, avaliação do atendimento à legislação, avaliação de desempenho ou estudos emergenciais.

Apresentamos, a seguir, alguns parâmetros físicos, químicos, microbiológicos e hidrobiológicos da água diante do monitoramento da qualidade da água.

3.2.2.1 Parâmetros Físicos e Químicos

3.2.2.1.1 *Temperatura*

As variações de temperatura da água são parte do regime climático natural, diário e sazonal (DONADIO et al., 2005) e são uma condição ambiental muito importante em diversos estudos relacionados ao monitoramento da qualidade de águas. O aumento da temperatura altera as taxas das diversas reações que ocorrem nos ambientes aquáticos bem como diminui a solubilidade de gases como o oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2005). A temperatura varia de acordo com a localização geográfica e as condições climáticas, influenciando nos organismos e teores de gases dissolvidos.

Donadio et al. (2005) sustentam que a maioria das espécies animais e vegetais tem exigências definidas quanto às temperaturas máximas e mínimas toleradas.

A Resolução CONAMA n° 430/2011 estabelece que a variação de temperatura do corpo receptor, devido ao lançamento de efluentes, não deverá exceder a 3 °C no limite da zona de mistura, assim como sua temperatura não deve ultrapassar o limite de 40 °C. Segundo Bueno et al. (2005), a radiação solar é a principal variável que influencia a temperatura da água de pequenos rios.

3.2.2.1.2 *Turbidez*

Esse parâmetro é definido pela presença de sólidos em suspensão, seja de origem natural ou antrópica; sua importância é maior nas áreas tropicais, tendo em vista o carreamento de partículas pelas águas pluviais, diferenciando padrões de turbidez com a sazonalidade climática. A turbidez representa o grau de interferência para a passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma (RIBEIRO, 2010).

A turbidez tem relação direta com a presença de sólidos suspensos na água. É

agravada pela erosão e aporte de sedimentos provenientes de despejos domésticos e industriais, incluindo microrganismos (VON SPERLING, 2005).

A mesma autora ainda cita que a sazonalidade é um fator marcante nos valores de turbidez. Nos períodos de maior pluviosidade, ocorrem os maiores valores, estes também são maiores nas áreas de uso do solo que possam apresentar solo exposto, como agropecuária e mineração. Libâneo (2008) diz que as características das partículas, tamanho, composição e forma interferem diretamente na transmissão da luz (valores de turbidez).

3.2.2.1.3 *Sólidos Totais Dissolvidos (STDs)*

Os sólidos sedimentáveis contribuem para o assoreamento dos corpos d'água, após sua decantação. Essas frações englobam os diferentes contaminantes da água, que contribuem para sua carga total. Os STDs representam uma parte dos sólidos presente em água, pertencentes às características físicas. Quanto ao tamanho, podem ser classificados de acordo com as propriedades da filtração, onde as partículas dissolvidas são os sólidos filtráveis de tamanho entre 10^{-6} e 10^{-3} μm e em suspensão os não filtráveis, entre 10^0 e 10^3 μm . Entre esses dois tamanhos estão as partículas coloidais (VON SPERLING, 2005). Os STDs podem, ainda, ser subdivididos em orgânicos e inorgânicos, voláteis e não voláteis.

3.2.2.1.4 *Potencial Hidrogeniônico (pH)*

O termo pH (potencial hidrogênio iônico) é usado universalmente e expressa o grau de acidez ou basicidade da água, ou seja, é o modo de expressar a concentração de íons de hidrogênio $[\text{H}^+]$ na água. O balanço dos íons hidrogênio $[\text{H}^+]$ e hidróxido $[\text{OH}^-]$ determinam se a água é ácida (pH inferior a 7) ou básica (pH superior a 7). Na água quimicamente pura os íons H^+ estão em equilíbrio com os íons OH^- e o meio é neutro, ou seja, igual a 7. O pH da água depende de sua origem e características naturais, mas pode ser alterado pela introdução de resíduos (LEHNINGER et al., 2002).

As medidas de pH são de extrema utilidade, pois fornecem informações sobre a qualidade da água. O parâmetro físico-químico pH na água é recomendado pelo Ministério da Saúde pela Portaria N° 518, de 25 de Março de 2004 no sistema de distribuição, na faixa de 6,0 a 9,5 em águas destinadas ao consumo humano (FIGUEIREDO, 2009).

3.2.2.1.5 Nitrogênio (N) e Fósforo (P)

O nitrogênio e o fósforo são constituintes de proteínas e de vários outros compostos biológicos, de forma que todo o material orgânico é fonte desses elementos. Da mesma forma, os diversos organismos aquáticos são dependentes dos mesmos (SOUZA, 2012).

O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras chamam-se formas reduzidas e as duas últimas, oxidadas. Pode-se associar a idade da poluição com relação entre as formas de nitrogênio, ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que o foco de poluição se encontra próximo; se prevalecer nitrito e nitrato denota que as descargas de esgotos se encontram distantes. Nas zonas de autodepuração natural em rios, distinguem-se as presenças de nitrogênio orgânico na zona de degradação, amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas (CETESB, 2008).

O fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes superfosfatados empregados em larga escala no uso doméstico constituem a principal fonte. Alguns efluentes industriais, como os das indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais (CETESB, 2008).

Atualmente, o uso de adubos nitrogenados e fosfatados vem contribuindo para o incremento desses nutrientes no solo, os quais, carreados com a água da chuva, têm sua concentração elevada na água. O uso de detergentes é mais um fator de incremento de fósforo. Por outro lado, a floresta é uma grande consumidora desses nutrientes, considerados macronutrientes exatamente por serem necessários em grande quantidade no metabolismo vegetal (SOUZA, 2012).

A eutrofização das águas significa seu enriquecimento por nutrientes, sobretudo nitrogênio e fósforo, levando ao crescimento excessivo das plantas aquáticas. Um dos principais impasses relacionados à eutrofização é a proliferação de cianobactérias em detrimento de outras espécies aquáticas. Quando submetidas a determinadas condições ambientais muitos gêneros de cianobactérias podem produzir toxinas que chegam a ser fatais aos animais e aos seres humanos (CONLEY et al., 2009; RABALAIS et al., 2009).

O processo de antropização nas bacias hidrográficas a partir do aumento das atividades humanas tem se tornado cada vez mais impactante em relação à qualidade das águas. O uso do solo é um importante fator que contribui para a degradação e acelera o processo de eutrofização de rios, lagos e reservatórios. Deste modo a deterioração da qualidade da água pode ser resultado dos fatores naturais de uma bacia hidrográfica, dos diferentes usos da terra e da pressão antrópica sobre os ambientes aquáticos (NOGUEIRA, 2015).

3.2.2.1.6 *Oxigênio Dissolvido (OD)*

Segundo Gomes (2009), o oxigênio é indispensável à vida, aos animais e à maior parte dos microrganismos que vivem na água. Ao contrário do ar, a água possui menos oxigênio, porque o gás não é muito solúvel. Um rio considerado limpo, em condições normais, apresenta normalmente, de 8 a 10 mg.L⁻¹. Segundo Von Sperling (2007), o OD é naturalmente originado com a dissolução do oxigênio atmosférico, produzido por organismos fotossintéticos e sua solubilidade varia com a altitude e a temperatura. Ao nível do mar, a 20°C, a concentração de saturação é de 9,2 mg.L⁻¹. Valores superiores à saturação indicam a presença de organismos fotossintéticos e inferiores, a presença de matéria orgânica, provavelmente esgotos. Em teores de OD em torno de 4-5 mg.L⁻¹, tem-se mortalidade de peixes. Essa quantidade pode variar em função da temperatura e pressão. A determinação do oxigênio dissolvido é de fundamental importância para avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica.

Do ponto de vista ecológico, o oxigênio dissolvido é um parâmetro extremamente importante, pois é necessário para a respiração da maioria dos organismos que habitam o meio aquático. Ribeiro (2010) diz que a redução da concentração de OD pode ocorrer devido à presença de uma maior quantidade de bactérias aeróbicas, condições nas quais podem morrer diversos seres aquáticos, inclusive peixes.

O OD é um importante parâmetro na caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos, que, em grandes concentrações, podem levar a condições anaeróbicas e a uma possível geração de maus odores (OLIVEIRA; CAMPOS; MEDEIROS, 2010)

Outra importante fonte de OD é a fotossíntese, esse fenômeno acontece com mais frequência em águas com presença de nutrientes para o desenvolvimento das algas (eutrofizadas). Essa fonte é pouco significativo em rios, especialmente nos trechos iniciais, geralmente com maiores declividades e conseqüentemente maiores velocidades, enquanto a

jusante lançamentos pontuais de esgotos, devido à turbidez e cor elevadas dificultam a penetração da luz, favorecendo a eutrofização (NOGUEIRA; COSTA; PEREIRA, 2015). Portanto, a contribuição de OD proveniente da fotossíntese é mais expressiva após grande parte da atividade bacteriana na decomposição da matéria orgânica, ou em baixas velocidades, onde a penetração de luz se faz possível.

3.2.2.1.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A DBO é definida como a quantidade de oxigênio (mg.L^{-1}) necessária para estabilizar a matéria orgânica, por microrganismos aeróbios, num período de cinco dias a 20°C . Assim, quanto maior for o teor de matéria orgânica biodegradável, maior será a demanda de oxigênio pelas bactérias, elevando a DBO (JOBIM et al. 2007).

Segundo a CETESB (2017), a DBO de uma amostra de água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável.

Os maiores acréscimos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir até a completa extinção do oxigênio na água, provocando assim o desaparecimento de peixes e diversas outras formas de vida aquática. Portanto, o valor deste parâmetro representa o quanto este corpo d'água está poluído com material orgânico biodegradável, no qual podemos fazer uma relação quase que direta com a quantidade de esgoto que este corpo d'água recebe (CETESB, 2017).

3.2.2.2 Parâmetros Microbiológicos

3.2.2.2.1 Coliformes Termotolerantes

Os microrganismos desempenham diversas funções importantes, principalmente as relacionadas com a transformação da matéria dentro dos ciclos biogeoquímicos. Porém, alguns destes podem ser patogênicos, sendo indicados pela presença dos coliformes termotolerantes e *Escherichia Coli*. As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. As bactérias coliformes estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo (LECT, 2012).

Os coliformes termotolerantes são bactérias gram-negativas, em forma de bacilos, oxidase-negativas, caracterizadas pela atividade da enzima β -galactosidase. Podem crescer em

meios contendo agentes tensoativos e fermentar a lactose nas temperaturas entre 44 °C e 45°C, com produção de ácido, gás e aldeído. Esses organismos também podem estar presentes em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados por material fecal (BRASIL, 2007a).

Em termos de coliformes termotolerantes, a Resolução CONAMA n° 357/2005 estabelece que nos rios de classe 1 e 2 utilizados para recreação de contato primário deverão ser obedecidos os padrões de qualidade de balneabilidade, previstos na Resolução CONAMA N° 274/2000. Para os demais usos, deverão ser consideradas as seguintes concentrações (CONAMA, 2005):

- Classe 1: não deverá ser excedido um limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral;
- Classe 2: 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;
- Classe 3: coliformes termotolerantes: para o uso de recreação de contato secundário não deverá ser excedido um limite de 2500 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. Para dessedentação de animais criados confinados não deverá ser excedido o limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 4000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com periodicidade bimestral.

3.2.2.3 Parâmetros Hidrobiológicos

3.2.2.3.1. *Clorofila-a*

A clorofila-*a* é o pigmento fotossintético presente em todos os organismos fitoplanctônicos, sejam eucarióticos (algas) ou procarióticos (cianobactérias), sendo utilizado como parâmetro de biomassa algal em diversos trabalhos, tanto nos experimentais quanto nas caracterizações de ambientes aquáticos e monitoramento da qualidade de água (KURODA et al., 2005). O mesmo autor cita que a clorofila-*a* relaciona-se diretamente com a quantidade de nutrientes, pois quanto maior a disponibilidade de nitrogênio e fósforo, maior a taxa de

crescimento dos organismos e, conseqüentemente, maior a quantidade de clorofila-*a* no ambiente aquático. Desta forma, a clorofila-*a* é considerada a principal variável indicadora de estado trófico dos ambientes aquáticos.

3.3 RECURSOS FLORESTAIS E AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Desde os primórdios de sua existência o homem dependeu da floresta e dos seus recursos associados. No princípio a floresta fornecia abrigo, água e suprimento de matérias-primas indispensáveis à sua sobrevivência. Com o decorrer do tempo, o homem passou a entender que novas funções da floresta estavam incorporadas à sua vida. A floresta protege as fontes de abastecimento de água, os solos agriculturáveis e a fauna (ANDRADE, 2007).

No Brasil, de acordo com Medeiros (2006) o regimento do Pau-brasil, do ano de 1605, é considerado como uma das primeiras leis ambientais. Este regimento procurava regular o acesso e a exploração desse recurso florestal, de importância relevante para a metrópole portuguesa, prevendo inclusive punições severas àqueles que desobedecessem às regras, incluindo pena morte e confiscação de toda sua fazenda. A Carta Régia de 1797 foi um decreto real que visava coibir o corte não autorizado pela Coroa, de determinadas espécies de árvores, cuja madeira considerada nobre, representava importante recurso para a Metrópole.

Somente no período da Segunda República, a chamada Era Vargas, a partir de 1930, que se deu início a um intenso processo legislativo que incluiu a defesa das riquezas naturais nacionais; foi deste período a promulgação do Código de Águas, do Código de Minas e do Código Florestal Brasileiro, todos de 1934. O Código Florestal, instituído pelo Decreto-lei nº 23.793/34, foi “o primeiro diploma legal brasileiro a tratar de forma um pouco mais sistêmica os recursos florestais” (MACIEL, 2011).

O primeiro Parque Nacional do Brasil foi criado em Itatiaia em 1937, com o propósito de incentivar a pesquisa científica e oferecer lazer às populações urbanas, quarenta e cinco anos após a criação do Yellowstone nos Estados Unidos, época em que a questão ambiental já fazia parte da agenda política de alguns países desenvolvidos (LANGE, 2005).

Em 1950, foi enviado ao Congresso Nacional o projeto Daniel de Carvalho propondo um novo Código Florestal que corrigisse as deficiências do Código de 1934. Esse novo código passou por um longo período de debates no Congresso, tendo sido aprovado só em 1965, através da Lei nº 4.771/65, prevendo a criação de parques nacionais, florestas nacionais e reservas biológicas (BRASIL, 1965).

Após tramitar por quase uma década no Congresso Nacional, foi então no ano de 2000, promulgado o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), através da Lei 9985/00, regulamentado pelo Decreto 4340/02. Segundo o SNUC, unidades de conservação são “espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção” (BRASIL, 2000).

As UCs podem ser categorizadas em 2 grupos com características específicas: o de Proteção Integral, visando preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, com exceção dos casos previstos em Lei. E o Uso Sustentável, que possui o objetivo de compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais (BRASIL, 2000).

Seguindo o ordenamento jurídico Nacional, os Estados e os Municípios também adequaram suas UCs aos modelos de criação estabelecidos pela Lei 9985/00.

A Lei 12651/12, que revogou a Lei 4781/65 define as Áreas de Preservação Permanentes (APP) com a função de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

De acordo com este Diploma Legal, as APPs também podem ser consideradas quando declaradas de interesse social por ato do Chefe do Poder Executivo, as áreas cobertas com florestas ou outras formas de vegetação destinadas a uma ou mais das seguintes finalidades: conter a erosão do solo e mitigar riscos de enchentes e deslizamentos de terra e de rocha; proteger as restingas ou veredas; proteger várzeas; abrigar exemplares da fauna ou da flora ameaçados de extinção; proteger sítios de excepcional beleza ou de valor científico, cultural ou histórico; formar faixas de proteção ao longo de rodovias e ferrovias; assegurar condições de bem-estar público e auxiliar a defesa do território nacional, a critério das autoridades militares (BRASIL, 2012).

A Lei 9985/2000, que instituiu o SNUC, criou dois grupos de unidades de conservação: proteção integral e uso sustentável.

O número de ARIEs brasileiras representa atualmente apenas 3,59% do número total das UCs de uso sustentável e 2,46% do total de UCs do país. Com relação aos percentuais em área, ou seja, quanto da área total protegida é caracterizada como ARIE. Assim, temos que 0,1% da área total de UCs de uso sustentável é categorizada como ARIE e somente 0,06% da área total protegida por UCs é caracterizada como ARIE. As Tabelas 7 e 8 abaixo detalham

melhor a participação da categoria ARIE no CNUC, por esfera federativa.

Tabela 7 - Representatividade das ARIEs no CNUC (em quantidade)

Esfera	ARIE	Uso	Total	ARIE/Uso	ARIE/ Total UCs
		Sustentável	UCs	Sustentável (%)	(%)
Federal	16	814	960	1,96	1,66
Estadual	25	483	831	5,18	3,01
Municipal	9	96	238	9,38	3,78
Total	50	1393	2029	3,59	2,46

Fonte: adaptado de MMA, 2006

Tabela 8 - Representatividade das ARIEs no CNUC (em área – Km²)

Esfera	ARIE	Uso	Total UCs	ARIE/Uso	ARIE/ Total
		Sustentável		Sustentável (%)	UCs (%)
Federal	431	410.893	793.692	0,1	0,05
Estadual	451	604.274	762.182	0,07	0,06
Municipal	138	26.294	26.884	0,52	0,51
Total	1020	1.041.462	1.582758	0,1	0,06

Fonte: adaptado de MMA, 2006

De acordo com as tabelas 7 e 8, as ARIEs não constituem uma categoria muito frequente no Brasil, provavelmente devido ao fato desta ser uma categoria restritiva dentro do sistema de UCs, o que pode não motivar gestores públicos a criar este tipo de UC, a despeito da sua importância para a conservação dos recursos ambientais e para a manutenção da oferta de serviços ambientais. Quanto às informações acerca da gestão das ARIEs do Rio de Janeiro, vale ressaltar que das três ARIEs (Floresta da Cicuta, Ilhas do Rio Paraíba do Sul e São Conrado), apenas a Floresta da Cicuta é de esfera federal, possuindo plano de manejo, as demais são de esfera municipal e não possuem plano de manejo e nenhuma possui conselho gestor.

3.3.1 Geração de Serviços Ambientais

De acordo com Lino (2003), as florestas propiciam conservação da biodiversidade, alternativas econômicas de exploração sustentável da biota, educação e pesquisa científica, desfrute de belezas cênicas, turismo e lazer, como também contribuem para a redução do efeito estufa através da captura do carbono atmosférico.

Embora grande parcela da sociedade não reconheça a função dos ecossistemas no bem-estar humano, na última década, o tema ‘serviços ambientais’ passou a ser considerado na formulação de políticas públicas brasileiras e nas discussões de uso e ocupação das terras. Essas políticas consideram que, se planejadas e manejadas adequadamente, paisagens produtivas podem prover ampla variedade de serviços ambientais que em sua maioria não tem valor de mercado, como a conservação da biodiversidade, regulação da água, e regulação climática (PARRON et al., 2015).

No Brasil, o Programa Nacional de Florestas (PNF), reconhece a importância das florestas na proteção dos mananciais hídricos de abastecimento público e propõe a aplicação de parte da tarifa de água na recuperação de áreas de preservação permanente de bacias hidrográficas (MMA, 2004).

A proposta da Política Nacional de Biodiversidade (PNB) reconheceu a necessidade da identificação de áreas críticas em nível de bacias hidrográficas para conservação dos recursos hídricos e produção de água. Prioriza simultaneamente medidas mitigadoras de recuperação e de restauração da biodiversidade nessas áreas críticas (MMA, 2002).

3.3.2 Funções Hidrológicas da Floresta

As florestas participam diretamente dos processos hidrológicos e climáticos locais e regionais, influenciando e sendo influenciadas por alterações destes processos. O clima superficial é definido por fluxos controlados pela vegetação, estando o balanço hídrico incluído nesta última categoria (IPCC, 2007).

Bates et al. (2008) citam que o florestamento ou reflorestamento podem aumentar a umidade, reduzir a temperatura e aumentar a chuva regional, enquanto o desmatamento pode acarretar efeitos inversos, como o aumento da temperatura e diminuição das chuvas. Dentre os efeitos hidrológicos diretos da remoção de florestas, destaca-se o aumento do escoamento superficial (favorecendo inundações e deterioração da qualidade de água devido à maior taxa de produção de sedimentos) e diminuição da disponibilidade hídrica durante o período seco.

Por outro lado, alterações hidroclimáticas afetam as condições ambientais de áreas florestais, repercutindo não somente sobre a vegetação, mas sobre todo o ecossistema associado (BATES et al., 2008).

Segundo Souza (2012), as matas ciliares, localizadas ao longo de corpos hídricos e legalmente protegidas, são áreas de preservação permanente. São importantes corredores de circulação animal, já que ligam a floresta com a água, em áreas de altitudes elevadas e baixas, planas ou onduladas. Dessa forma, esses corredores ecológicos facilitam a interação de animais de habitats diferentes.

De acordo com Martins (2010), as matas ciliares são comunidades vegetais, com estrutura de floresta, mas com a presença de arbustos, cipós e estrato herbáceo, de extensão longa e estreita (faixas), situadas ao longo das margens de rios e ao redor de nascentes e corpos d'água.

A presença de matas ciliares pode desempenhar diversas funções eco-hidrológicas, como a regulação da quantidade de água, o controle da erosão e aporte de sedimentos e, conseqüentemente, influenciando os parâmetros físico-químicos dos cursos d'água (LIMA et al., 2013).

Não apenas a presença, mas também as condições das florestas são determinantes para que haja uma maior interceptação de chuva e a infiltração efetiva de águas pluviais no solo (Ferraz et al., 2014). A existência de um dossel denso, a presença de sub-bosque e o alto teor de matéria orgânica no solo são exemplos de características de florestas que aumentam a sua capacidade em promover a infiltração da água no solo (LIMA et al., 2013).

Por outro lado, florestas degradadas, que não possuem dossel ou apresentam várias clareiras, e que têm pouca estratificação da vegetação e baixo conteúdo de serapilheira e matéria orgânica no solo, acabam tendo menor capacidade de interceptação de água da chuva e de infiltração, aumentando o escoamento superficial e o potencial erosivo das chuvas (TAMBOSI et al., 2015).

A presença de vegetação, e em particular de florestas, em áreas ribeirinhas ou ripárias, provê diversas funções eco-hidrológicas. Primeiro, essa vegetação propicia o microclima adequado para o funcionamento do ambiente aquático, especialmente em riachos ou corpos d'água menores, reduzindo a incidência de raios solares e aumentando a estabilidade térmica do ambiente aquático (CASATTI, 2010; PAULA et al., 2013). Essas funções da vegetação ripária garantem uma maior estabilidade em diferentes parâmetros físico-químicos da água e reduzem o risco de eutrofização, favorecendo a manutenção da qualidade da água e reduzindo possíveis gastos com tratamento para consumo humano

(CASATTI, 2010; TUNDISI, 2014).

A boa qualidade da água, com volume suficiente para atender aos inúmeros usos da sociedade, constitui um dos principais serviços ambientais prestados pelas Unidades de Conservação (UCs) e florestas.

As florestas tendem a melhorar a qualidade da água, ao reduzir o volume de sedimentos disponíveis por erosão e movimentos de massa, também atuam favoravelmente para controlar a disponibilidade de alguns compostos químicos, como o nitrato (BACELLAR, 2005).

De acordo com Palmier (2001), além de outros como Dudley & Stolton (2003); Ferreira & Azevedo (2003); Vibrans (2003); Andrade et al. (2005); Bueno et al. (2005); Donadio et al. (2005) e Venturieri et al. (2005) florestas naturais quase sempre fornecem água de qualidade superior, com menor quantidade de sedimentos e menos poluentes, ou seja, há correlação positiva entre a qualidade e a quantidade de água produzida e a presença de floresta.

Para se compreender a relação floresta-água, Lino (2003) diz que a maneira mais fácil de entender a relação floresta-água é conhecendo o ciclo hidrológico na floresta:

“A água de chuva que se precipita sobre uma mata, segue dois caminhos: volta à atmosfera por evapotranspiração ou atinge o solo, através da folhagem ou do tronco das árvores. Na floresta, a interceptação da água acima do solo garante a formação de novas massas atmosféricas úmidas, enquanto a precipitação interna, através dos pingos de água que atravessam a copa e o escoamento pelo tronco, atingem o solo e o seu folheado. De toda a água que chega ao solo, uma parte tem escoamento superficial, chegando de alguma forma aos cursos d'água ou aos reservatórios de superfície. A outra parte sofre armazenamento temporário por infiltração no solo, podendo ser liberada para a atmosfera através da evapotranspiração, manter-se como água no solo por mais algum tempo ou percolar como água subterrânea. De qualquer forma, a água armazenada no solo que não for evapotranspirada, termina por escoar da floresta paulatinamente, compondo o chamado deflúvio, que alimenta os mananciais hídricos e possibilita os seus usos múltiplos” (LINO, 2003, p.26)

O Comitê da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (2004) faz um alerta para as principais consequências da degradação das matas ciliares, destacando que os impactos do desmatamento de uma floresta, traduzem-se em: aumento do escoamento hídrico superficial; redução da infiltração da água no solo; redução da evapotranspiração; aumento da incidência

do vento sobre o solo; aumento da temperatura; redução da fotossíntese; ocupação do solo para diferentes usos; e redução da flora e fauna nativas.

3.4 ARIE FLORESTA DA CICUTA

De acordo com uma adaptação do Relatório 4 (FBDS, 1998), presente no Plano de Manejo da ARIE Floresta da Cicuta (Figura 3), que trata sobre o histórico da Fazenda Santa Cecília, no ano de 1790 a fazenda era uma fábrica de açúcar onde havia um engenho. Em 1870, a fazenda mudou seu direcionamento e começou a produzir café. Com o declínio da atividade cafeeira no início do século XX, a fazenda iniciou atividades voltadas para o setor pecuário, implantando pastos. Em 1941 a Fazenda Santa Cecília foi entregue à Companhia Siderúrgica Nacional, sendo destinada suas terras à instalação da Usina Siderúrgica de Volta Redonda, Vila Operária anexa, logradouros públicos, construção de edifícios públicos e serviços de expansão futura. Como consequência dessas atividades econômicas suas terras se exauriram e hoje se encontram predominantemente cobertas por vegetação rasteira e por vezes com solo exposto. As áreas que não foram destinadas à instalação de edificações, continuaram a desenvolver a tradicional atividade de pecuária. Diante deste cenário, uma pequena área abandonada ao longo do tempo passou por um processo de regeneração e hoje se configura como um dos raros fragmentos florestais da região do entorno de Volta Redonda, de Floresta Estacional Semidecidual, a ARIE Floresta da Cicuta.

Figura 3 – ARIE Floresta da Cicuta vista da porção leste do ponto denominado “Bala do Canhão”



Fonte: ICMBio, 2016

Em 1985, a sede da Fazenda Santa Cecília (Figuras 4 e 5) foi tombada pelo patrimônio histórico municipal, através do Decreto Nº 2.119/85 e da Lei municipal Nº 2.808/92 (ICMBio, 2016).

Figuras 4a e 4b – Sede da Fazenda Santa Cecília



Fonte: ICMBio, 2016

Dado o interesse científico em estudar a floresta foi realizado em novembro de 1982, o primeiro trabalho de campo na área, coordenado pela equipe da Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA), com objetivo de se efetuar um levantamento preliminar, especialmente da fauna local. Em janeiro do ano de 1985, a equipe elaborou um relatório, o “Relato da Situação Ambiental da Floresta da Cicuta III”, com o objetivo de apresentar os trabalhos desenvolvidos durante o ano de 1984. Sendo assim, com o reconhecimento da área como possuidora de notável patrimônio natural, surgiram várias iniciativas legais que objetivaram a sua conservação, com propostas de uso, de restauração e/ou de permanente preservação. Durante esse período, ficaram registrados alguns dispositivos legais dentre os quais destaca-se (ICMBio, 2016):

1) A Comissão de Meio Ambiente recomenda a criação da Reserva Ecológica da Cicuta, tomando como base a Lei Nº 6931, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente;

2) A primeira Lei Municipal de Volta Redonda Nº 1.782/82 a promover medidas para a desapropriação, por interesse social, da área da Floresta da Cicuta, para a sua “transformação em área ecológica destinada à preservação da fauna, mananciais, vegetação e área de estudos e recreação”;

3) O Projeto de Lei Nº 139/83, da Assembléia Legislativa do estado do Rio de Janeiro, que propôs nos termos da Lei Federal Nº 4771 de 15 de setembro de 1965, que a

Floresta da Cicuta fosse declarada área de preservação permanente. Tal proposta, considerada redundante e desnecessária, principalmente pelo fato de estar, na ocasião, toda a área “fechada à visitação severamente vigiada” pela CSN, sua legítima proprietária;

4) A prefeitura de Volta Redonda define zonas de preservação paisagísticas e ecológicas no município, através do Decreto Municipal Nº 1699/84;

5) A Resolução CONAMA Nº 05/1984 que considera “haver a necessidade urgente de tomar medidas para melhor salvaguardar algumas áreas naturais de grande importância ecológica”, dentre as áreas, cita a Floresta da Cicuta.

Sendo assim em 1985 foi criada a Área de Relevante Interesse Ecológico da Floresta da Cicuta (ARIE), através do Decreto Federal Nº 90.792, de 09 de janeiro de 1985. Em seguida, a Câmara Municipal de Volta Redonda, com a sanção do Senhor Prefeito, aprovou a Lei Nº 2016/85 intitulada como “Banco de Preservação Genética da Natureza de Volta Redonda”, que tinha como objetivo a perpetuação e fomento do reflorestamento do município com espécies naturais da região. Na ocasião da criação, as terras da Unidade estavam sob a administração da CSN, que na época era uma empresa completamente estatal. Todavia, em 1993, com a privatização da CSN, não foram ressalvadas as terras abrangidas pelo perímetro legal da UC de forma que as mesmas, embora fechadas ao uso público, passaram à administração privada. Com o objetivo de executar as ações do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, foi criado em 2007, pela Lei 11.516/07, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) cabendo a este no lugar do IBAMA, propor, implantar, gerir, fiscalizar, proteger, executar programas de pesquisa, proteção, preservação e conservação da biodiversidade, exercer o poder de polícia ambiental para a proteção das Unidades de Conservação Federais. Em meados de 2009, a UC foi contemplada com uma sede administrativa provisória e uma equipe de trabalho e, com o comprometimento da aquisição do Plano de Manejo para a ARIE Floresta da Cicuta, através do Termo de Compromisso Nº 001/2008 entre ICMBio e CSN (ICMBio, 2016).

4 METODOLOGIA

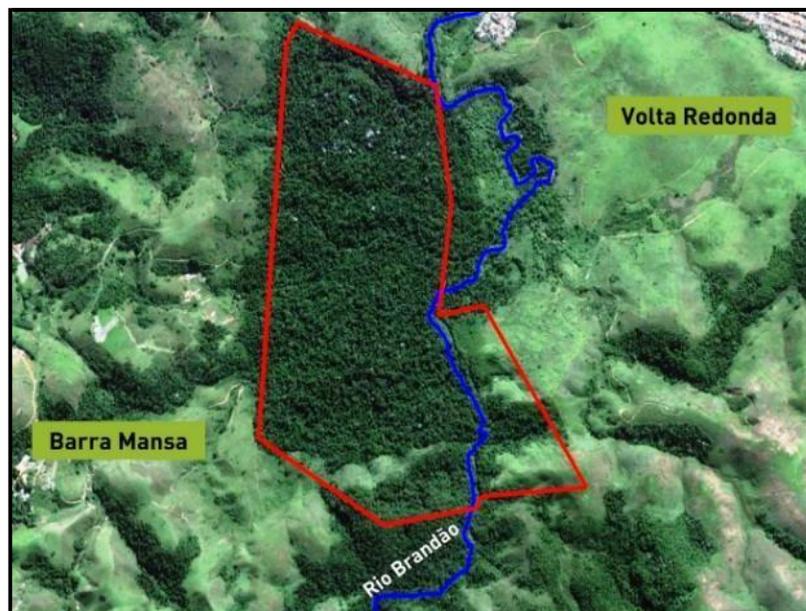
4.1 DESCRIÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

4.1.1 Localização da ARIE Floresta da Cicuta

A única Unidade de Conservação Federal em ecossistema de Floresta Estacionária Semidecidual e um dos remanescentes florestais de Mata Atlântica mais importante no trecho de transição rural – urbano é a ARIE Floresta da Cicuta, localizada entre as coordenadas 22°32'28.08" e 22°33'27.32"S e 44°5'42.74" e 44°5'0.66"W. Possui sua área total de 131 ha, segundo a Figura 5, sendo que 85% se localiza no município de Barra Mansa e 15% no município de Volta Redonda, estado do Rio de Janeiro (ICMBio, 2016).

Atualmente, o uso da UC é restrito às pesquisas científicas, visitas técnicas e à educação ambiental, possibilitando geração de conhecimentos voltados para a conservação e manejo da própria UC. Diversas universidades da região e do estado acessam à UC para aulas de campo e realização de pesquisas.

Figura 5 – Localização da ARIE Floresta da Cicuta



Fonte: ICMBio, 2016

4.1.2 Clima

Segundo a classificação de Köppen o clima é mesotérmico (Cwa), inverno seco e verão quente e chuvoso, com elevados índices de umidade (77%), mesmo nos meses de inverno. As temperaturas médias anuais variam entre 17 °C e 24 °C. A precipitação varia

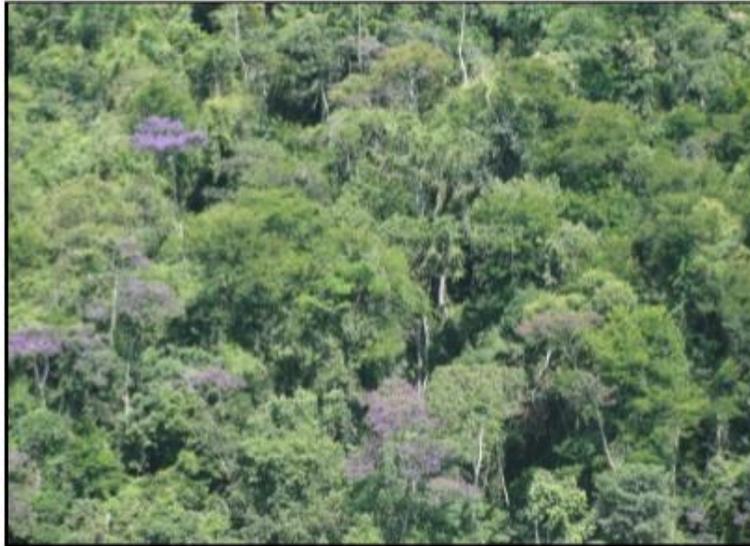
entre 1000 e 1600 mm/ano (MONSORES et al., 1982).

Os ventos predominantes são alísios do sudeste provenientes do anticiclone subtropical do Atlântico Sul e sua penetração no ambiente é responsável pelos períodos de seca no inverno e na primavera. A Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira influenciam na precipitação pluviométrica, pois formam uma barreira aos ventos oeste e sudeste, responsáveis pelas ocorrências de chuvas no estado; mesmo não sendo frequentes, constituem em um fator determinante ao clima (RIO DE JANEIRO, 1992).

4.1.3 Vegetação

A vegetação é caracterizada como Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 1992) (Figura 6). Curiosamente, apesar da Unidade de Conservação receber o nome de Floresta da Cicuta, a verdadeira cicuta (família Apiaceae) nunca foi encontrada na região, apenas a *Lymnobia laevigatum*, da família Hydrocharitaceae, planta aquática encontrada na área e que foi erroneamente chamada cicuta, na década de 40 (ICMBio, 2016).

Figura 6 - Vista da Floresta Estacional Semidecidual



Fonte: ICMBio, 2016

4.1.4 Rio Brandão

O rio Brandão, também chamado de Ribeirão Brandão, marca a divisa natural entre os municípios de Volta Redonda, Barra Mansa, Rio Claro e Pirai, todos na região sul fluminense do Rio de Janeiro. Nasce no distrito de Getulândia, em Rio Claro, perpassa por

Barra Mansa e Volta Redonda, tendo sua foz no Rio Paraíba do Sul sendo, portanto, um afluente direto deste (Figura 7). Possui cerca de 20 km de extensão desde sua nascente até sua foz. No percurso de pouco mais de dezesseis quilômetros em que faz a divisa entre Volta Redonda e Barra Mansa passa em meio à Área de Relevante Interesse Ecológico Floresta da Cicuta.

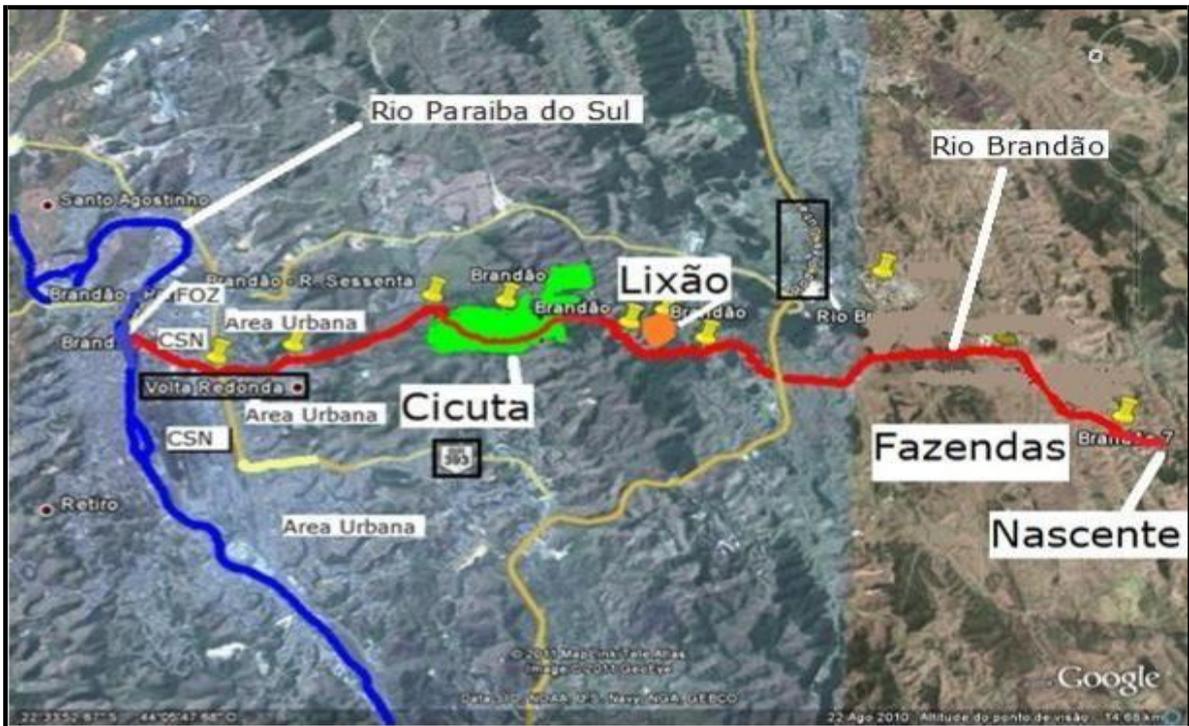
Para Costa (2014), o Rio Brandão é assim descrito:

“Nasce em uma zona rural com áreas de desmatamento e atividade agro pastoril, é vizinho do lixão de Volta Redonda (300 mil habitantes) com cargas de chorume, atravessa de ponta a ponta uma Área de Relevante Interesse Ecológico - Arie Floresta da Cicuta (Mata Atlântica) com 125 hectares, atravessa vários bairros populosos da cidade de Volta Redonda recebendo elevadas cargas orgânicas de esgoto, sem tratamento, e antes de atingir a sua foz passa pela siderúrgica CSN que produz 4,5 milhões de toneladas de aço por ano. O Rio Brandão nasce no município de Rio Claro (RJ), e tem como principais afluentes os rios Cafuá e Cachoeirinha (...)” (COSTA, 2014, p. 46).

De acordo com o Plano de Manejo da ARIE, o principal rio que corta a ARIE, o Rio Brandão, está poluído e assoreado (Figuras 8a e 8b), e ocorre frequentemente carreamento de lixo e chorume, devido ao Aterro Sanitário de Volta Redonda, que está localizado a montante da UC. Segundo o relatório feito pelo FBDS (1998), esse córrego, a par da beleza cênica local, já chega à ARIE com altos índices de contaminação por efluentes domésticos, lixo – sendo encontrado na área da represa inclusive material de lixo hospitalar – além de toda ordem de material tais como pneus, garrafas de plástico, sacos de plástico, transportados em épocas de alta vazão (FBDS, 1998). Atualmente, o Aterro Sanitário de Volta Redonda encontra-se inoperante, o mesmo foi desativado há cerca de 5 anos.

A microbacia do rio Brandão faz parte da malha hidrográfica do município de Volta Redonda, tendo como receptor o rio Paraíba do Sul e se localiza na margem direita desse rio. A bacia constitui a sua significativa contribuição para as enchentes verificadas na cidade, que conduziu inclusive à elaboração de estudos específicos visando a projeção de cheias e a construção de barragem para seu controle, e ainda para abastecimento de água.

Figura 7 – Rio Brandão



Fonte: COSTA, 2017

Figuras 8a e 8b - Assoreamento do rio Brandão e da barragem no interior da ARIE



Fonte: ICMBio, 2016

4.1.5 Córrego Água Fria

A ARIE Floresta da Cicuta também é banhada pelo córrego Água Fria (Figura 9), de menor extensão e vazão comparado ao Rio Brandão. Sua nascente está localizada dentro de uma propriedade (Fazenda Santa Cecília) entorno da ARIE e sua foz se dá no trecho do Rio Brandão. Serve basicamente para a dessedentação dos animais e oferece proteção natural contra incêndios (ICMBio, 2016).

Figura 9 – Córrego Água Fria



Fonte: acervo pessoal, 2017

4.2 ANÁLISE DE DADOS METEOROLÓGICOS REGIONAIS

Os valores de temperatura da cidade de Volta Redonda utilizados nesta análise de série histórica foram disponibilizados pelo banco de dados meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Já os dados de precipitação foram obtidos através de reanálise, que são séries de dados meteorológicos determinadas através de estimativas estatísticas, a partir de dados observados em todo o planeta. Sua principal vantagem está em se tratar de períodos de dados razoavelmente longos e sem falhas para qualquer ponto do planeta (PINTO; DINIZ; COSTA, 2006).

Nesta pesquisa, os dados de reanálise foram obtidos por imagens decodificadas do satélite americano AQUA, desenvolvido em parceria com o Japão e com o Brasil. O AQUA foi projetado para monitorar vários tipos de fenômenos físicos referentes à circulação da energia e da água na Terra, oferecendo uma série de dados sobre as interações que ocorrem entre a atmosfera, oceano e continente, como por exemplo, umidade e temperatura da atmosfera, evaporação, precipitação, entre outros (EMBRAPA, 2013). Esta metodologia foi necessária, pois a ARIE Floresta da Cicuta não possui posto meteorológico dentro de seus limites.

4.3 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

4.3.1 Coleta e Preservação das Amostras de Água

Todo o monitoramento envolveu amostras de água coletadas durante o período de doze meses, compreendidos de janeiro a dezembro de 2017, em quatro pontos de coleta no interior e na zona de amortecimento da UC (Figura 10), respectivamente:

Ponto PRB – 01: Trecho do Rio Brandão localizado próximo ao Aterro Sanitário, a montante da ARIE Floresta da Cicuta (Localização: 22°34'1,9''S 44° 05'25.3''W).

Ponto PRB – 02: Trecho do Rio Brandão localizado no interior da ARIE Floresta da Cicuta, próximo ao final da trilha principal (Localização: 22°33'09,9''S 44° 05'12.9''W).

Ponto PAF – 01: Córrego Águas Frias próximo ao início do seu trecho no interior da ARIE Floresta da Cicuta (Localização: 22°32'52,6''S 44° 05'20.6''W).

Ponto PAF – 02: Foz Córrego Águas Frias no Rio Brandão, no interior da ARIE Floresta da Cicuta (Localização: 22°32'53''S 44° 05'17.6''W).

As amostras de água foram coletadas em frascos de vidro de borossilicato com capacidade de dois litros, frascos de vidro âmbar com capacidade de um litro, frascos estéreis de vidro de borossilicato com capacidade de 500 mililitros, frascos de DBO e garrafas de polietileno com capacidade de 500 mililitros. As amostras coletadas em garrafas de polietileno de 500 mililitros foram preservadas com ácido sulfúrico para posterior análise de Fósforo.

A fim de minimizar as alterações das características naturais, as amostras foram aclimatadas sob refrigeração a temperatura entre 1 °C a 4 °C acomodadas em caixas térmicas com gelo.

Durante a coleta foram medidos in loco temperatura e pH de cada amostra através de medição direta utilizando um pHmetro portátil da marca KASVI, Modelo K39-0014PA.

Todos os procedimentos adotados durante a coleta estão de acordo com a metodologia do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

4.3.2 Caracterização das Amostras de Água

Os parâmetros de qualidade de água foram escolhidos considerando os seguintes fatores:

- parâmetros relevantes para a qualidade da água que possam refletir os efeitos UC sobre os recursos hídricos (Rio Brandão e Córrego Água Fria);
- possibilidades estruturais e metodológicas do Laboratório de Físico – Química do CEFET/RJ – Campi Valença, onde foram realizadas as análises.

Dessa forma, os parâmetros de qualidade selecionados foram: temperatura, turbidez, STD (sólidos totais dissolvidos), OD (oxigênio dissolvido), DBO_{5,20} (demanda bioquímica de oxigênio), pH (potencial hidrogeniônico), Coliformes Termotolerantes e Clorofila- *a*.

Para a análise dos parâmetros foram utilizadas triplicata das amostras de cada ponto de coleta. Os métodos utilizados, indicados na Tabela 9, estão descritos no Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

4.4 CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETAS

Os pontos de coleta foram caracterizados durante todo o período da pesquisa, através do monitoramento mensal da região e seu entorno realizado por fotos, observações in loco e informações obtidas com a equipe atuante do ICMBio.

4.5 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)

A obtenção de dados durante a pesquisa definiu um conjunto de oito parâmetros considerados mais representativos para a caracterização da qualidade das águas: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, variação da temperatura da água, turbidez e sólidos totais. A cada parâmetro foi atribuído um peso de forma que a soma dos pesos correspondesse ao valor 1, conforme apresentado na Tabela 10. Além de levar-se em consideração sua importância relativa no cálculo do IQA, e traçadas curvas médias de variação da qualidade das águas em função da concentração do mesmo.

No caso em particular desta pesquisa, o parâmetro nitrogênio total que deveria estar englobado com os demais parâmetros considerados, por motivos de infraestrutura laboratorial

não pode ser realizado durante o período de monitoramento. Portanto, seu peso foi repartido com os cinco parâmetros considerados de maior importância (Oxigênio Dissolvido, Coliformes termotolerantes, DBO, Fósforo total e pH).

Os valores de IQA foram calculados mensalmente para cada ponto de coleta com o auxílio do software IQA Data desenvolvido pelo Programa de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais em parceria com o Departamento de Biologia e Farmácia da Universidade de Santa Cruz do Sul (POSSELT & COSTA, 2010).

Tabela 9 – Parâmetros analisados, seus métodos analíticos e equipamentos utilizados

Parâmetros	Métodos Analíticos	Equipamentos
Temperatura (°C)	Medição direta em campo.	pHmêtro Kasvi, Modelo K39-0014PA.
pH	Medição direta em campo.	pHmêtro Kasvi, Modelo K39-0014PA.
Turbidez (NTU)	Medição direta.	Turbidímetro TecnoPON Modelo TB1000P
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	Método 4500 O – Iodométrico	Bureta Manual
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	Método 5210 B – Teste de DBO 5 dias	Incubadora de DBO
Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L ⁻¹)	Método 2540 C – Gravimétrico	Estufa, Dessecador, Balança Analítica
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Método 4500 P – A: Hidrólise Ácida E: Ácido Ascórbico (colorimétrico)	Autoclave Phoenix Modelo AV-75 Espectrofotômetro UV Visível Biospectro Modelo SP-220
Coliformes (NPM.100mL ⁻¹)	Método 9221 – Tubos Múltiplos	Estufa, Banho Maria, Câmara UV
Clorofila- <i>a</i> (mg.m ⁻³)	Método 10200 H – Extração, Espectrofotométrico	Espectrofotômetro UV Visível Biospectro Modelo SP-220

Fonte: adaptado de APHA, 2012

Tabela 10 - Pesos atribuídos aos parâmetros para o cálculo do IQA

Parâmetros	Peso – Wi
Oxigênio dissolvido – OD (%OD Sat)	0,19
Coliformes termotolerantes (NMP.100mL ⁻¹)	0,17
pH	0,14
Demanda bioquímica de oxigênio – DBO (mg.L ⁻¹)	0,12
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	0,12
Variação da temperatura (°C)	0,10
Turbidez (UNT)	0,08
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	0,08

Fonte: autora, 2017

4.6 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)

Para o cálculo do IET foi utilizada as variáveis de fósforo total e clorofila – *a*. Os resultados mensais de ambas as variáveis foram inseridos nas equações (3.3) a (3.6) descritas no item 3.2 desta dissertação, que correspondem respectivamente aos índices de fósforo e clorofila-*a*, com o auxílio do programa Microsoft Excel. Assim o IET final calculado correspondeu a média aritmética simples dos índices mensais relativos ao fósforo total e a clorofila – *a* de cada ponto amostral.

4.6 TRATAMENTO ESTATÍSTICO

As análises estatísticas foram realizadas através dos programas PAST versão 3.18 Beta e XLSTAT. As variáveis usadas no tratamento estatístico foram: pH, Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L⁻¹), Fósforo total (mg.L⁻¹), Oxigênio Dissolvido (mg.L⁻¹), Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L⁻¹), Turbidez (UNT), Temperatura da água (°C), Coliformes Termotolerantes (NMP.100 mL⁻¹), Clorofila – *a* (µg.L⁻¹). Além disso, todos os resultados foram comparados com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) que trata da classificação das águas.

No presente estudo, a análise de cada variável valeu-se do teste de Kruskal-Wallis, usado para comprovar ou não a existência de diferenças significativas entre os valores obtidos

durante o período de coleta. Estes testes são tradicionalmente utilizados em análises estatísticas não paramétricas de amostras independentes (CORDER & FOREMAN, 2009).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA

5.1.1 Rio Brandão

O ponto de coleta do Rio Brandão que perpassa pela UC se caracteriza pela presença de intensa vegetação no seu entorno, grande quantidade arbórea que propicia a diminuição de intensa luz solar e localizada próximo a trilha principal da floresta.

O ponto de coleta próximo ao lixão se caracteriza em uma área de amortecimento da UC, desmatada, com baixa quantidade arbórea, além de estar localizado a poucos metros do “reservatório de chorume” do lixão de Volta Redonda.

Durante o período de coleta, observou-se em ambos os pontos de amostragem erosão das margens, presença de lixo (por exemplo: pneus, sacolas e sapato) dentro do corpo hídrico e nas margens (Figura 11). Eventualmente, no ponto próximo ao lixão sentiu-se odor forte, observou-se a presença de espuma na água e de “poças” de chorume espalhado no solo próximo ao ponto de coleta, ressaltando a proximidade do “reservatório de chorume” do lixão de Volta Redonda (Figura 12).

Outro fato importante que se destacou no ponto próximo ao lixão foi a instalação de uma linha de transmissão realizada ao longo de quase todo o período de estudo, que perpassou no local do ponto de coleta. Houve muito trânsito de carros, caminhões com grandes estruturas e pessoas pela estrada de terra ao lado do ponto de coleta.

Ao longo do período também observamos regiões assoreadas no Rio Brandão (Figura 13), não somente nos pontos de coleta, mas em grande parte da extensão que compreendia o trecho estudado. Portanto, em períodos de chuvas torna-se um cenário crítico, por vezes trazendo dificuldade durante a coleta (Figura 14).

Figura 11 – Presença de lixo no ponto do Rio Brandão dentro da ARIE



Fonte: acervo pessoal, 2017

Figura 12 – Reservatório de Chorume



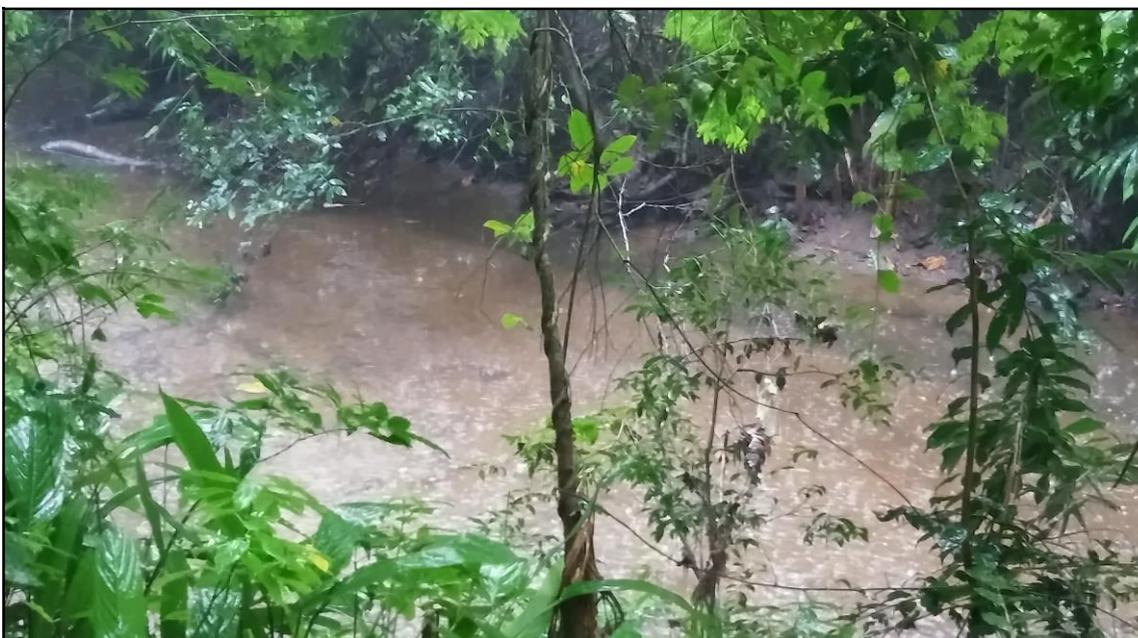
Fonte: acervo pessoal, 2017

Figura 13 – Rio Brandão assoreado



Fonte: acervo pessoal, 2017

Figura 14 – Rio Brandão em dia de chuva durante a coleta



Fonte: acervo pessoal, 2017

5.1.2 Córrego Água Fria

O córrego Água Fria é caracterizado como um curto córrego intermitente, ou seja, se trata de um curso d'água que não apresenta escoamento superficial durante todo o ano.

O primeiro ponto de coleta está próximo a sua nascente, localizada em um pasto com criação de gado dentro da fazenda Santa Cecília, que faz fronteira com a UC. Já o segundo ponto está localizado próximo a sua foz, desaguando no trecho do rio Brandão que percorre a UC.

Mesmo em épocas de chuva, o córrego se encontra com baixa vazão, uma de suas características (Figura 15). Durante os meses de baixa pluviosidade, o córrego se torna completamente seco ao longo de toda a extensão (Figura 16).

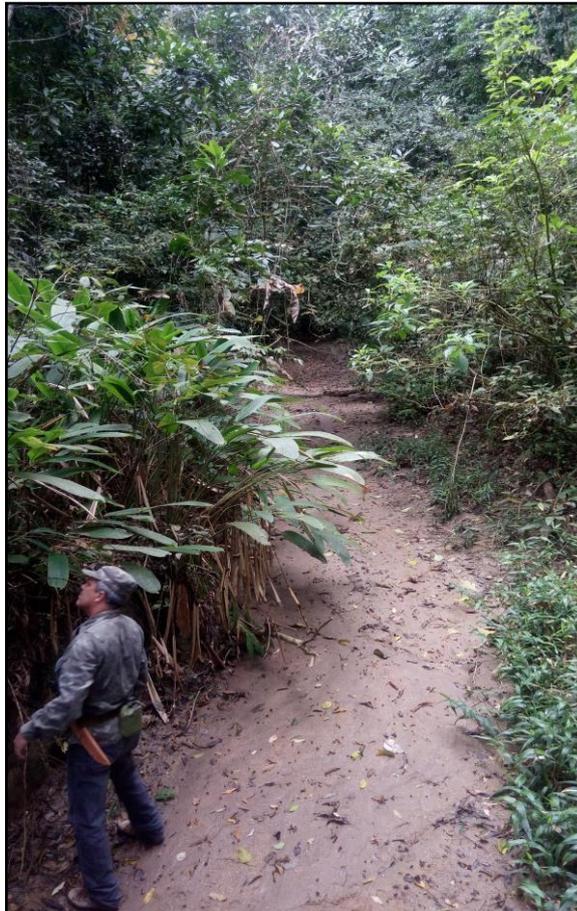
Por ser um córrego de vazão muito baixa, mesmo em períodos de chuva, a água do córrego facilmente se torna bastante turva (Figura 17).

Figura 15 – Córrego Água Fria em período de cheia



Fonte: acervo pessoal, 2017

Figura 16 – Córrego Água Fria em período de seca



Fonte: acervo pessoal, 2017

Figura 17 – Córrego Água Fria em dia de chuva durante a coleta



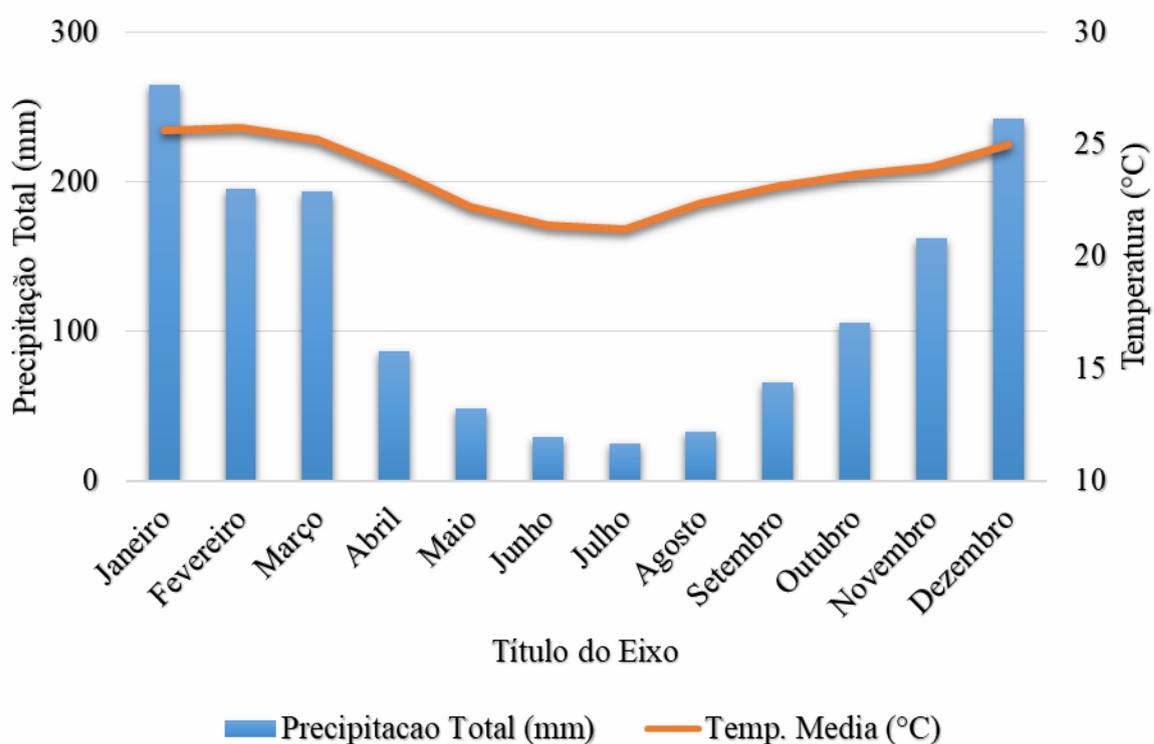
Fonte: acervo pessoal, 2017

5.2 CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA

No climograma apresentado na Figura 18, a ocorrência de período de seca caracterizou-se quando a curva da temperatura média se situava muito acima do valor da precipitação. Portanto a ocorrência dessa situação foi maior entre os meses de abril a outubro, onde ocorre período de baixas precipitações e temperaturas, considerando ainda um período de maior risco associado a queimadas, devido à presença de maior quantidade de material seco e incidência de ventos.

A estação chuvosa compreendeu os meses de novembro a março, com elevadas temperaturas e alta concentração das precipitações. A disponibilidade hídrica foi elevada, principalmente nos meses de verão, de dezembro a março (INMET, 2017).

Figura 18 - Climograma representando série histórica de temperatura e precipitação em Volta Redonda-RJ (1967 – 2016)



Fonte: autora, 2017

5.3 PARÂMETROS FÍSICOS-QUÍMICOS, MICROBIOLÓGICOS E HIDROBIOLÓGICOS

5.3.1. Rio Brandão

5.3.1.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os valores de pH segundo a Tabela 11, apresentaram variação entre 6,8 a 7,5 e média de 7,1 no ponto de coleta PRB-01. Para o ponto PRB-02, a variação ocorreu entre o mínimo de 7,0 e máximo de 7,8 com a média de 7,5. As médias apresentaram-se dentro da neutralidade, similar ao encontrado em estudos de Oliveira Filho et al (2012) e Silva et al (2008), o que indicam que as possíveis fontes de poluição não foram suficientes para grandes alterações deste parâmetro.

Segundo estudo de Fernandes (2012) o pH é influenciado pela quantidade de matéria orgânica a ser decomposta. Portanto, quanto maior a quantidade disponível, menor o pH, devido a biodegradação que produz diversos ácidos, além de estar associados à produção de CO₂ e à mineralização do nitrogênio.

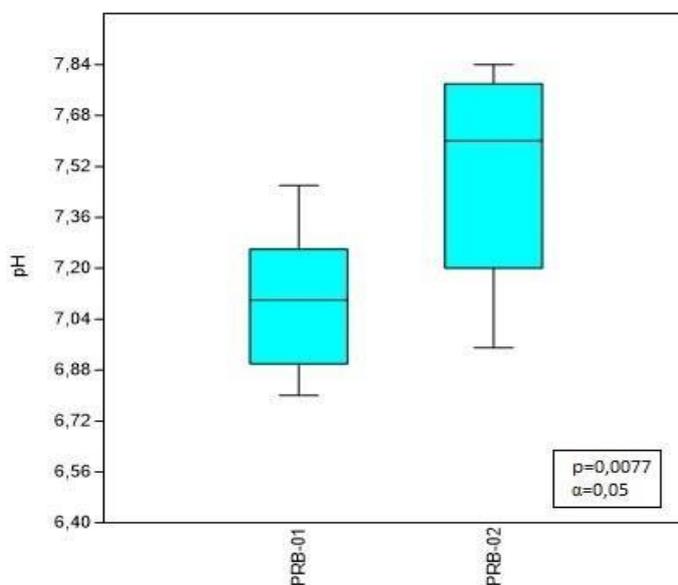
Tabela 11 – Estatística descritiva dos valores de pH do Rio Brandão

Estatística	PRB01	PRB02
Mínimo	6,8	7,0
Máximo	7,5	7,8
Média	7,1	7,5
Desvio Padrão	0,21	0,31
Coeficiente de Variação	0,03	0,04

Fonte: autora, 2017

De acordo com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (Figura 19), um p-valor abaixo de 0,05 indica que, a 95% de confiança, há indícios de que duas populações possuem distribuições diferentes. Neste caso, houve diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre os pontos de amostragem.

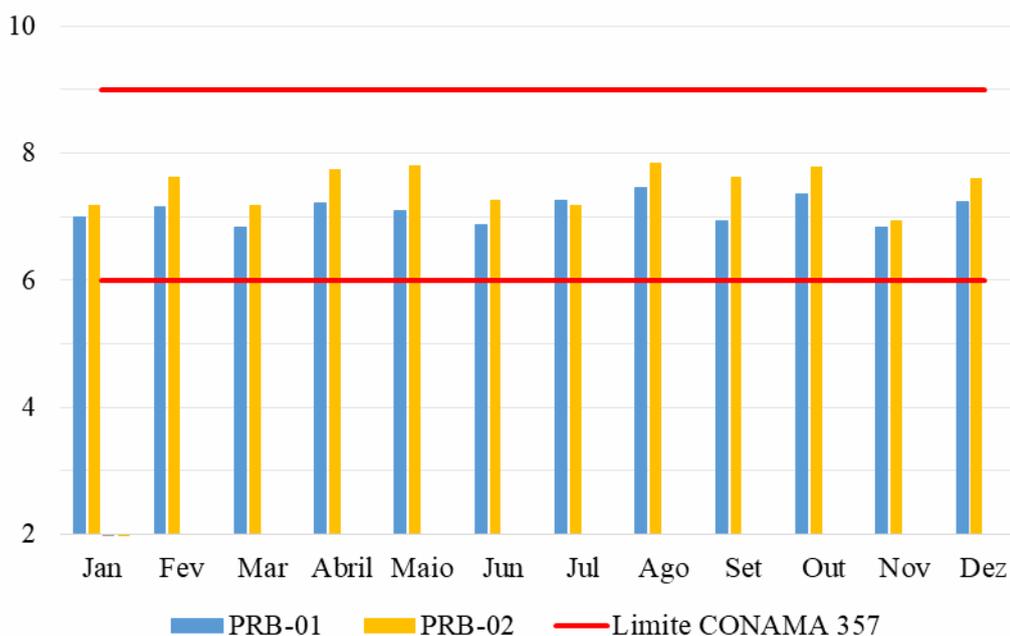
Figura 19 – Análise de Kruskal-Wallis para pH



Fonte: autora, 2017

Os valores respectivamente dos pontos PRB-01 e PRB-02 se encaixaram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005, entre 6,0 e 9,0 de acordo com a Figura 20.

Figura 20 – Valores obtidos de pH do Rio Brandão de acordo com limites CONAMA N° 357/2005



Fonte: autora, 2017

5.3.1.2 Temperatura

Os valores de temperatura da água estavam relacionados à sazonalidade do período de amostragem (Figura 21). Nos meses mais quentes e chuvosos, a água também é mais quente, sendo esses meses os de maiores temperaturas durante as coletas. O mesmo ocorre inversamente nos meses mais frios e secos, sendo o mês de junho com menores temperaturas.

A água do Rio Brandão apresentou no ponto PRB-01, um leve aumento de temperatura quando comparado ao ponto PRB-02 (Tabela 12). Suas respectivas médias não apresentarem diferença significativa ($p > 0,005$) segundo análise de Kruskal-Wallis.

Esta maior temperatura do ponto PRB-01 se deve por dois fatores: a grande incidência solar nesta zona, por ser uma área de amortecimento possui baixa concentração arbórea quando comparado ao ponto PRB-02 e por conta da presença de descargas poluentes nos arredores deste ponto. No estudo de Percebon (2005), sobre o diagnóstico dos principais rios de Blumenau, o mesmo diz que esse incremento térmico está associado à descarga de poluentes, especialmente de esgotos sanitários.

O mesmo autor diz que o aquecimento das águas dos rios pode advir de processos antrópicos diretos, como a descarga de efluentes com temperatura diferente do corpo receptor, pelo calor liberado na oxidação de carga poluente lançada; ou indiretamente, pelo represamento das águas e desmatamentos na área de drenagem.

Porém, percebeu-se que há diminuição da temperatura da água do Rio Brandão entre os pontos, principalmente no trecho que percorre o interior da UC. Esta mesma percepção foi evidenciada no trabalho sobre parâmetros físico-químicos em sub-bacias no estado de Goiás por Nogueira et al. (2015), que relatam alguns fatores que auxiliam na diminuição da temperatura como a velocidade baixa de escoamento do córrego e a vegetação densa, reduzindo a incidência de raios solares no corpo hídrico, havendo uma tendência da temperatura apresentar menores valores em áreas que apresentaram maior cobertura vegetal, o que enfatiza o papel significativo da vegetação ciliar para manter condições de temperatura amenas no corpo d'água.

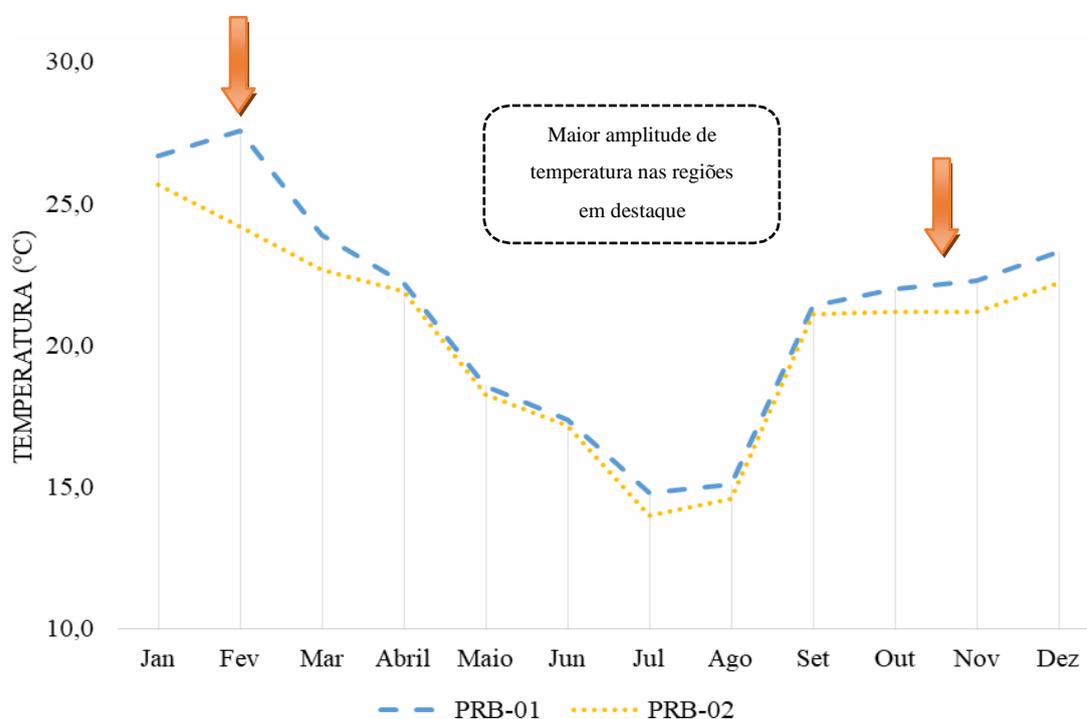
Além dessas considerações, resultado similar foi encontrado por Bueno et al. (2005) em estudo realizado no monitoramento de variáveis da qualidade da água do Horto Ouro Verde, em Conchal-SP.

Tabela 12 - Estatística descritiva dos valores de temperatura (°C) do Rio Brandão

Estatística	PRB01	PRB02
Mínimo	14,8	14,0
Máximo	27,6	25,7
Média	21,3	20,4
Desvio Padrão	4,10	3,62
Coeficiente de Variação	0,18	0,19

Fonte: autora, 2017

Figura 21 – Comportamento da temperatura (°C) do Rio Brandão de acordo com a sazonalidade



Fonte: autora, 2017

5.3.1.3 Turbidez

Os valores de turbidez de ambos os pontos se apresentaram inconstante (Tabela 13), destacando-se maiores valores de turbidez no ponto PRB-01. Segundo Donadio et al. (2005), a turbidez é uma das variáveis influenciada pela presença de mata ciliar que auxilia na proteção dos recursos hídricos. Portanto, a maior turbidez evidenciada no ponto PRB-01 deve ser atribuída à falta de mata ciliar nesta região, já que ela está localizada na zona de amortecimento da ARIE.

De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, o p-valor calculado é maior que o nível de significância $\alpha = 0,05$, portanto não há diferença significativa entre os pontos, o que também foi encontrado por Alves et al. (2008) no estudo do rio Pirapó – Maringá no estado do Paraná.

Destaca-se através da Figura 22 que os meses de maior precipitação apresentaram valores de turbidez superiores àqueles meses de baixa precipitação, levando-se em consideração que em épocas chuvosas há o aumento de vazão e carreamento de sedimentos para o corpo hídrico provocando aumento da turbidez. Este fato também foi evidenciado nos trabalhos de Ríos-Villamizar et al. (2011) e de Azevedo Lopes e Magalhães Jr. (2010), que reportam maiores concentrações de turbidez nos períodos de chuva.

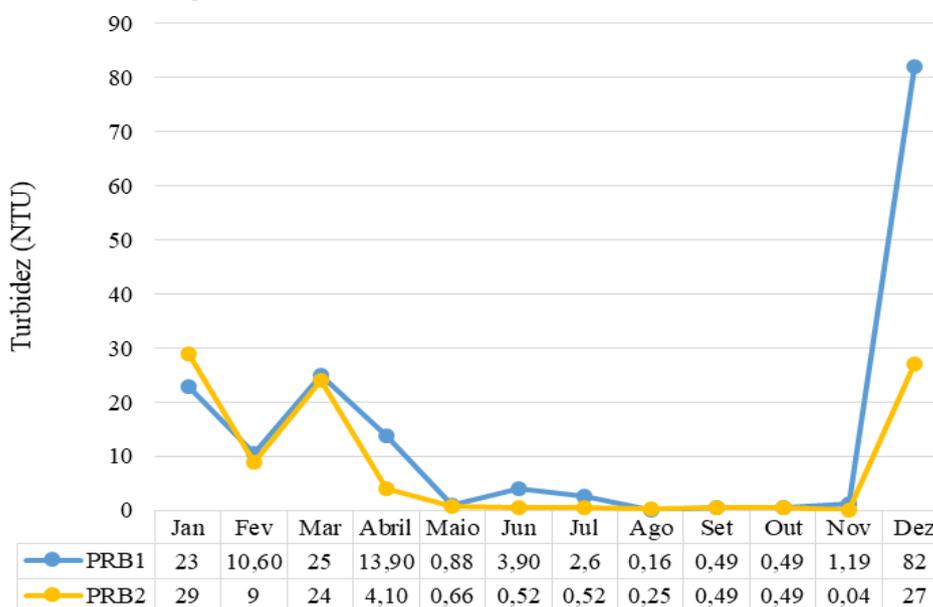
Os valores determinados não ultrapassaram o limite de 100 NTU estabelecido pela CONAMA N° 357/2005 (Figura 24).

Tabela 13 – Estatística descritiva dos valores de turbidez (NTU) do Rio Brandão

Estatística	PRB01	PRB02
Mínimo	0,16	0,04
Máximo	82,0	29,0
Média	13,7	8,0
Desvio Padrão	23,28	11,58
Coefficiente de Variação	1,70	1,45

Fonte: autora, 2017

Figura 22 – Valores de Turbidez (NTU) do Rio Brandão



Fonte: autora, 2017

5.3.1.4 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

De acordo com os valores obtidos, houve baixa variação entre os pontos do Rio Brandão. O ponto PRB-01 tendenciou maior carga sólida, apresentando média de 262,2 mg.L⁻¹ quando comparado ao PRB-02 que apresentou média de 235,4 mg.L⁻¹ (Tabela 14). A média similar pode ser encontrada no estudo do rio Jacarecica em Alagoas realizado por Souza (2012) que obteve média de 238 mg.L⁻¹.

Esta maior carga sólida evidenciada no ponto PRB-01 pode ser justificada pelo ponto estar próximo a lançamento de poluentes advindos do reservatório de chorume ou segundo trabalho de Nogueira; Costa e Pereira (2015) pode-se atribuir a um comportamento de escoamento lento neste trecho do rio, refletindo suas características geoquímicas naturais. Além do fato de existir neste trecho uma estrada de chão onde passam periodicamente caminhões e carros que circulam o interior do aterro sanitário.

Vale destacar que as maiores concentrações de STD foram obtidas no período de seca, uma vez que a redução do volume de água devido principalmente à evaporação concentra os compostos e sais solúveis na água. Este fato também foi evidenciado nos estudos de Takyama (2004) e Souza (2012).

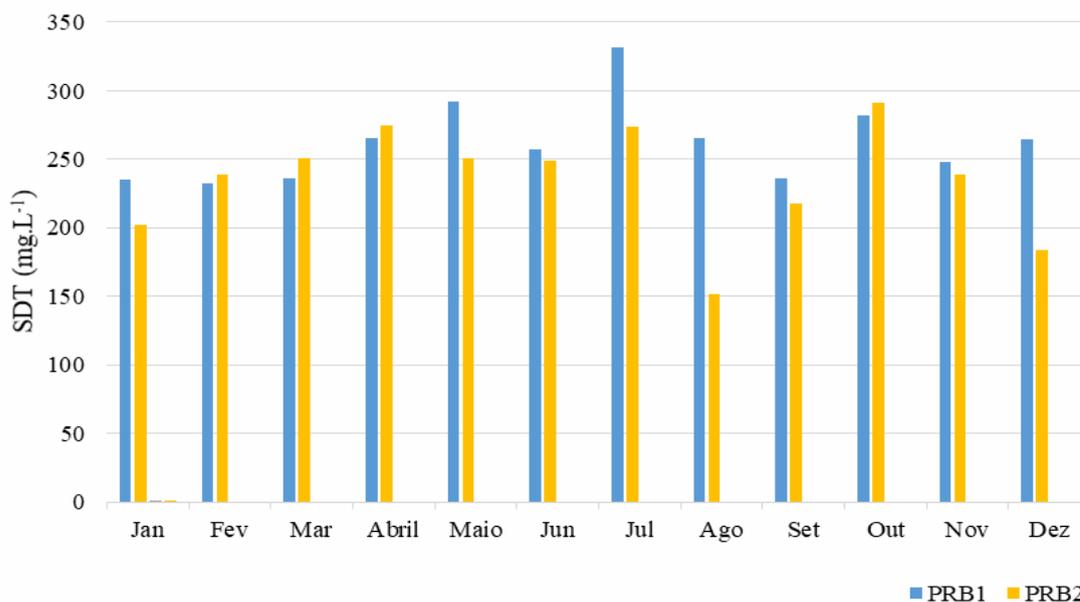
Durante todo o monitoramento os valores se encaixaram dentro do limite de 500 mg.L⁻¹ estabelecido pela resolução CONAMA N°357/2005 (Figura 23).

Não houve diferença significativa entre ambas ($p > 0,005$) segundo teste de Kruskal-Wallis.

Tabela 14 - Estatística descritiva dos valores de STD (mg.L⁻¹) do Rio Brandão

Estatística	PRB01	PRB02
Mínimo	232,5	152,0
Máximo	331,5	291,0
Média	262,2	235,4
Desvio Padrão	29,09	40,35
Coeficiente de Variação	0,11	0,17

Fonte: autora, 2017

Figura 23 – Valores de STD (mg.L⁻¹) do Rio Brandão

Fonte: autora, 2017

5.3.1.5 Oxigênio Dissolvido (OD)

Os valores médios de oxigênio dissolvido (OD) se mantiveram entre 4,1 a 6,8 mg.L⁻¹, sendo o de menor valor atribuído ao ponto PRB-01 e o de maior valor ao ponto PRB-02 (Tabela 15). Valores próximos entre 5 a 7 mg.L⁻¹ foram encontrados no estudo de um trecho do Rio São Francisco realizado por Ribeiro (2010).

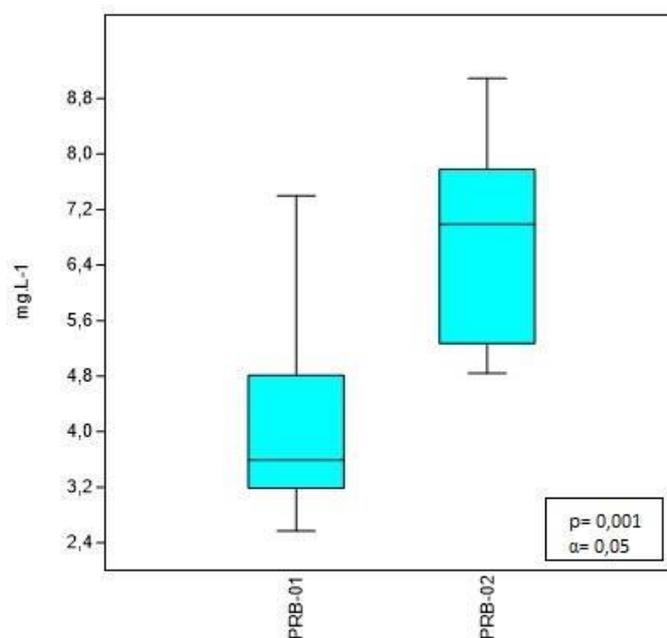
Segundo teste de Kruskal-Wallis, houve diferença significativa ($p = 0,001$; $\alpha = 0,05$) de OD entre os pontos estudados (Figura 24). No trabalho de Pereira-Silva (2011) sobre avaliação da qualidade da água em microbacias de uma unidade de conservação em São Paulo, o autor destaca que uma das microbacias estudadas apresentou diferenças muito significativas dos valores médios desse parâmetro em especial.

Tabela 15 - Estatística descritiva dos valores de OD (mgO₂.L⁻¹) do Rio Brandão

Estatística	PRB01	PRB02
Mínimo	2,6	4,8
Máximo	7,4	9,1
Média	4,1	6,8
Desvio Padrão	1,32	1,37
Coeficiente de Variação	0,32	0,20

Fonte: autora, 2017

Figura 24 – Teste de Kruskal-Wallis representado por Boxplot de OD



Fonte: autora, 2017

Destaca-se que o ponto PRB-01 apresentou ao longo de quase todo o período de monitoramento as menores quantidades de oxigênio presente na água (Figura 25). Este fato atribui-se à proximidade da localização deste ponto (a jusante) ao reservatório de chorume do lixão.

Neste trecho o rio ainda não conseguiu se autodepurar em virtude do acúmulo de matéria orgânica oriunda do aterro, que não foram completamente neutralizadas durante o processo de autodepuração devido, dentre outros fatores, a baixa velocidade das águas no entorno do ponto em questão, o que pode ter dificultado a autodepuração da matéria orgânica presente.

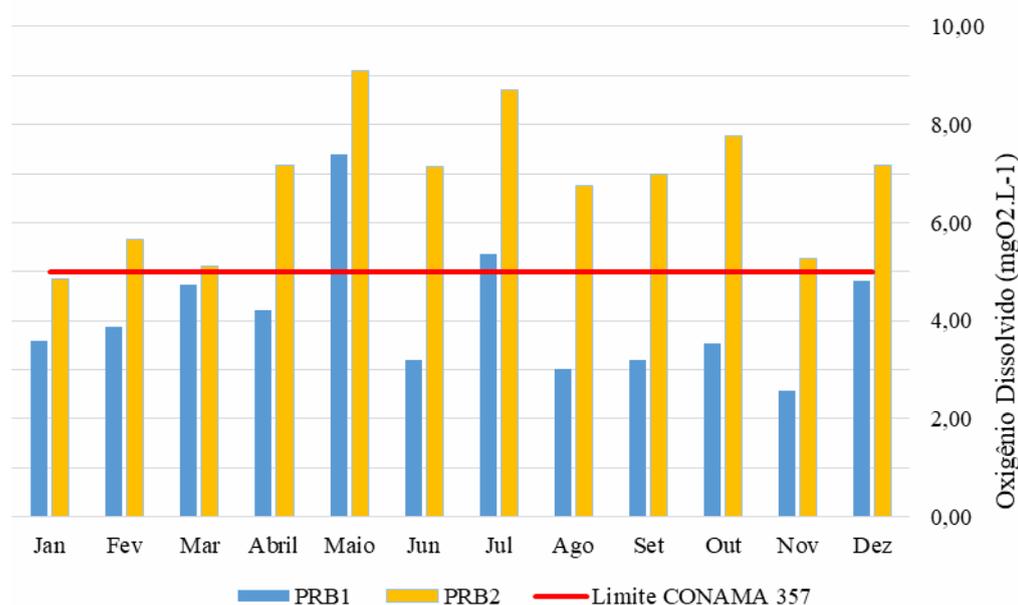
Além disso, este fato pode causar alteração do ecossistema no respectivo corpo hídrico, pois segundo Von Sperling (2014), o ecossistema de um corpo d'água antes do lançamento de despejos encontra-se usualmente em um estado de equilíbrio e após a entrada da fonte de poluição, o equilíbrio entre as comunidades é afetado, resultando numa desorganização inicial, seguida por uma tendência posterior à reorganização.

De acordo com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA N° 357/2005, o valor de oxigênio dissolvido não deve ser inferior a 5 mg O₂.L⁻¹. Ressalta-se que o ponto PRB-01 apresentou durante quase todos os meses (exceto em maio e julho) valores inferiores

ao permitido, ou seja, não atendendo ao limite.

Essa mesma não conformidade à resolução CONAMA N° 357/2005 pode ser evidenciada no trabalho de Lima e Medeiros (2008) que estuda a qualidade da água do rio Jaguari-Mirim localizado em São Paulo que também possui influência antrópica da cidade onde se encontra o rio, São João da Boa Vista.

Figura 25 - Comportamento da concentração de OD ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) do Rio Brandão de acordo com a sazonalidade

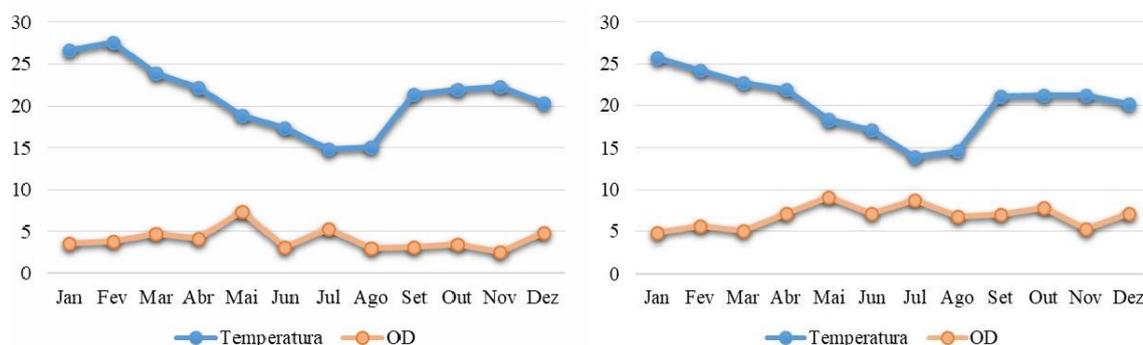


Fonte: autora, 2017

Após análise dos resultados de OD, verificou-se que os mesmos estão relacionados diretamente com a sazonalidade, nos meses onde os dias são mais quentes a quantidade de oxigênio dissolvido é menor. Gradualmente essa quantidade aumentou com a mudança de estação e os meses se tornam mais frios (Figura 26).

Isto ocorre, pois além da rarefação atmosférica e a fotossíntese serem consideradas fontes de oxigênio dissolvido, a concentração de OD também está relacionada a temperatura. Segundo (NOGUEIRA; COSTA; PEREIRA, 2015) estando saturada a concentração de OD, a diminuição da temperatura do recurso hídrico faz com que diminua a volatilização dos gases de oxigênio contidos na água elevando, portanto, seus níveis de oxigênio.

Figura 26 – Relação de Temperatura x OD de PRB-01 E PRB-02



Fonte: autora, 2017

5.3.1.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Durante o período de monitoramento (exceto o mês de maio, onde não se realizou coleta para este parâmetro por motivos técnicos de análise no laboratório), os valores no ponto PRB-01 foram maiores que no ponto PRB-02 durante quase todo o período de coletas, exceto nos meses de novembro e dezembro onde ocorreu o inverso (Tabela 16).

Tabela 16 - Estatística descritiva dos valores de DBO ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) do Rio Brandão

Estatística	PRB01	PRB02
Mínimo	2,0	0,3
Máximo	10,1	7,6
Média	5,0	3,1
Desvio Padrão	2,82	2,06
Coeficiente de Variação	2,82	0,66

Fonte: autora, 2017

O teste de Kruskal-Wallis indicou que não havia diferença significativa entre as amostras ($p < 0,05$), ambas providas da mesma população.

O ponto PRB-01 apresentou maior média de DBO ($5,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) devido ao maior consumo de oxigênio necessário para ocorrer a degradação da matéria orgânica, que provavelmente é proveniente da contribuição de efluentes por parte do aterro sanitário desativado a montante do ponto de coleta. A redução da concentração do oxigênio na água é devida ao seu aproveitamento pelos micro organismos nos processos metabólicos de

utilização e estabilização da matéria orgânica. Dependendo da magnitude deste evento, a biota aquática é afetada, podendo levar à morte inclusive dos peixes (VON SPERLING, 2005).

Já ao longo do trecho do Rio Brandão, o segundo ponto PRB-02 apresentou média menor de DBO ($3,1 \text{ mg.L}^{-1}$) quando comparado ao PRB-01, representando a influência positiva que a UC possui em beneficiar a autodepuração do rio. Vale ressaltar que houve exceções nos meses de novembro e dezembro, quando o ponto dentro da floresta apresentou maior consumo de oxigênio comparado ao ponto próximo ao antigo lixão. Porém, havia OD disponível para a demanda em ambos os meses, frisando a intensa chuva no momento de coleta deste ponto no mês de dezembro o que também influenciou no resultado.

Os maiores picos de DBO foram em períodos mais secos e no ponto PRB-01, observados no Figura 29. Isto ocorreu pois no período seco, a DBO se torna elevada pela maior concentração de matéria orgânica, livre do efeito de diluição das chuvas. Este mesmo perfil foi encontrado nos trabalhos de Flauzino (2008) e Bárbara (2010), ambos sobre o rio Araguari no estado do Amapá.

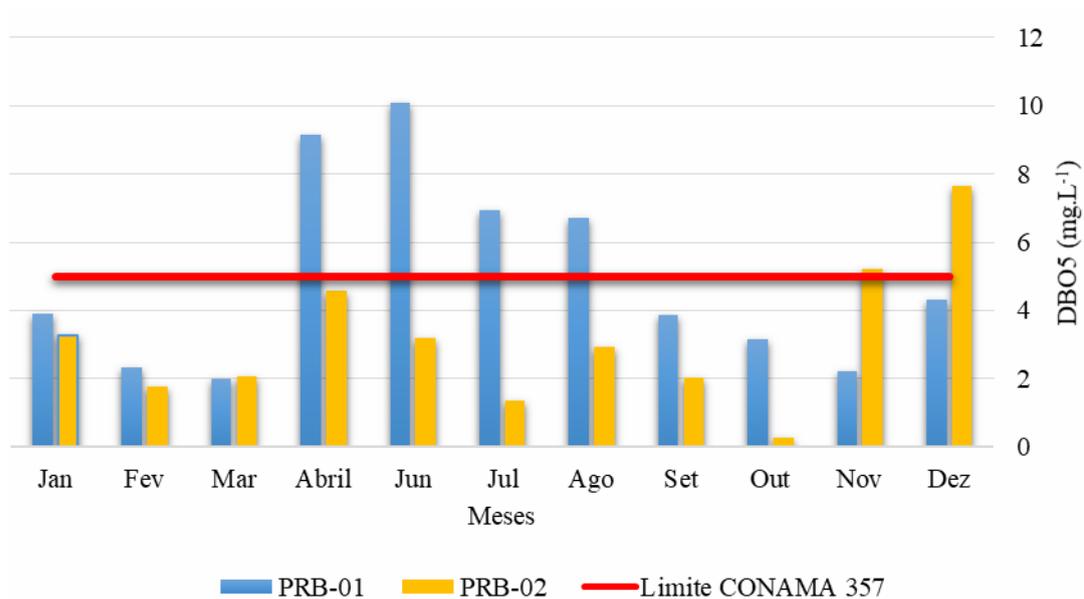
Destacando-se que esses picos chegaram a ultrapassar o limite estabelecido pela Resolução CONAMA N° 357/2005 de $5,0 \text{ mg. L}^{-1}$ (Figura 27).

Segundo Von Sperling (2014) valores acima de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ indicam que a qualidade da água é considerada duvidosa, como mostra a Tabela 17.

Tabela 17 - Valores de DBO5 em função das características do curso d'água

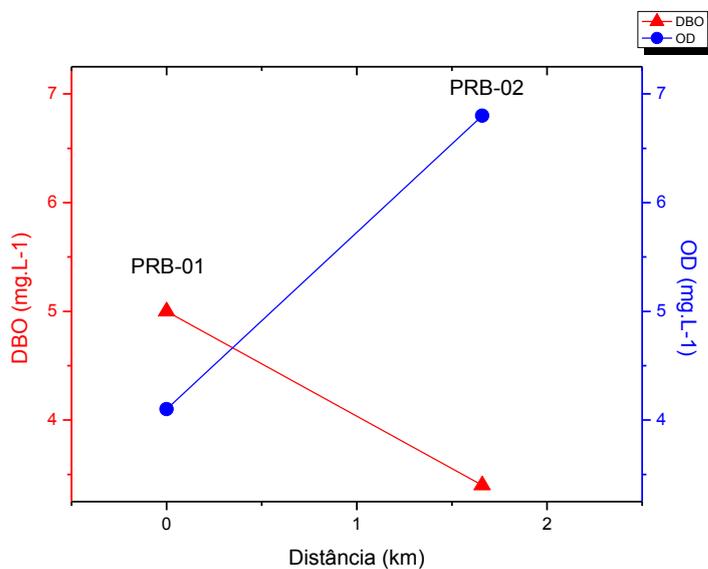
Condição do rio	DBO5 do rio (mg.L^{-1})
Bastante Limpo	1
Limpo	2
Razoavelmente Limpo	3
Duvidoso	5
Ruim	>10

Fonte: adaptado VON SPERLING, 2014

Figura 27 - Valores de DBO (mgO₂.L⁻¹) do Rio Brandão

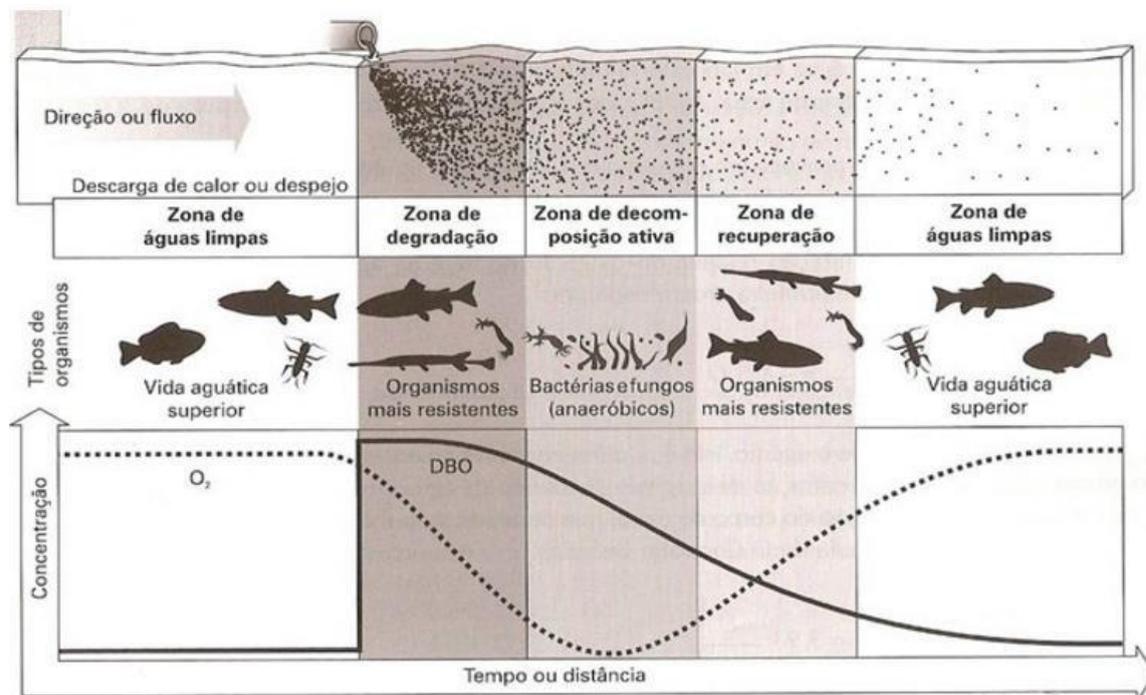
Fonte: autora, 2017

Pode ser estabelecida uma relação entre os valores médios obtidos de DBO e OD. Foram observadas variações entre os pontos de coleta do Rio Brandão (Figura 28), apontando a relação inversamente proporcional estabelecida entre o OD e DBO, observada no processo de autodepuração de rios que sofrem influência antrópica, exemplificada no esquema da Figura 29.

Figura 28 – Perfil dos valores médios de DBO₅ e OD entre a distância dos pontos de coleta do rio Brandão

Fonte: autora, 2017

Figura 29 – Processo de autodepuração de um corpo hídrico



Fonte: BRAGA, 2005

Baseando-se nas Figuras 28 e 29, verificou-se que o ponto PRB-01 (área à jusante do aterro sanitário desativado) seria equivalente a zona de decomposição ativa onde a concentração de oxigênio dissolvido é mínima, a demanda biológica de oxigênio é alta e há a redução na quantidade de organismos aeróbicos. Ao longo da distância entre o trecho dos pontos (cerca de 1,66 km), encontra-se um comportamento similar à zona de recuperação e a zona de águas limpas, onde ocorre um aumento na concentração de oxigênio dissolvido e o decaimento dos níveis de DBO, além do aumento na quantidade de peixes e organismos aeróbicos.

Este comportamento encontrado neste estudo, também é evidenciado em um trecho entre os pontos do trabalho de Farias (2006) sobre o monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo, na Paraíba.

5.3.1.7 Fósforo Total

A quantidade de fósforo total avaliada, exceto mês de janeiro onde não houve análise deste parâmetro por motivos técnicos do laboratório, apresentou-se da seguinte forma: houve variação da concentração de fósforo total com relação ao período e os pontos de coletas. As maiores concentrações de fósforo foram observadas no ponto PRB-01 comparado ao PRB-02 (Figura 32), exceto no mês de dezembro, havendo uma leve variação entre as médias dos

pontos estudados: 0,147 mg.L⁻¹ e 0,140 mg.L⁻¹.

As médias de concentração de fósforo próximas às obtidas neste trabalho foram encontradas nos estudos de Vasco (2011), no valor de 0,192 mg.L⁻¹ em período chuvoso e de König (2008), no valor de 0,176 e 0,171 mg.L⁻¹ para 2 pontos diferentes.

Grandes concentrações de fósforo no Rio Brandão ocorreram devido à influência antrópica do Aterro Sanitário desativado a montante do ponto PRB-01, onde observaram-se as maiores concentrações de fósforo. Todo fósforo presente em águas naturais pode ter origem das rochas da bacia de drenagem, do material particulado na atmosfera, além de fontes artificiais, como do esgoto e do deflúvio superficial agrícola, que carrega compostos químicos e fertilizantes (BRIGANTE & ESPÍNDOLA, 2003). Já no ponto PRB-02, observou-se menores valores que podem ser atribuídas a diluição de boa parte dessa alta concentração de fósforo (Figura 30).

As concentrações de fósforo do período chuvoso para o período de seca (com exceção do mês de dezembro) se deram de modo crescente. Fato este evidenciado pela retenção hídrica que ocorre em maior extensão durante o período de seca regional, não proporcionando o efeito da diluição do fósforo. Este comportamento também foi observado por Marins; Paula Filho e Rocha (2007) em um estudo do rio Jaguaribe no estado do Ceará.

Vale ressaltar que a exceção de comportamento no mês de dezembro, onde o ponto PRB-02 apresentou sua maior concentração de fósforo, chegando a ultrapassar o ponto PRB-01 se deu devido a intensa chuva no momento de coleta deste ponto, onde os sedimentos depositados no leito do corpo hídrico são removidos pelo aumento de fluxo e vazão.

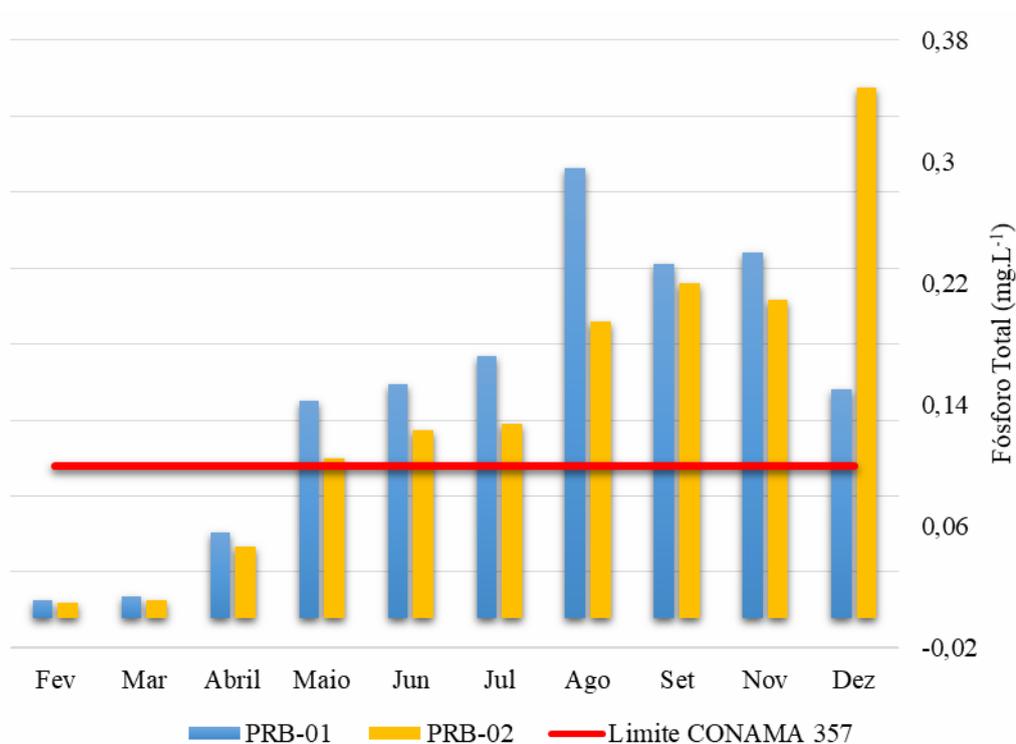
Segundo o teste de Kruskal-Wallis, nenhuma diferença significativa entre os pontos de coleta ($p < 0,05$) foi observada. Este resultado se assemelha ao encontrado por Oliveira et al. (2008) em seu estudo em uma microbacia do rio São Francisco.

De acordo com a Figura 30, destaca-se que durante grande parte do período de monitoramento, os valores ultrapassam o valor limite determinado pela Resolução CONAMA N° 357/2005 de 0,1 mg.L⁻¹ em ambiente lótico (Tabela 18).

Tabela 18 - Estatística descritiva dos valores de fósforo total (mg.L^{-1}) do Rio Brandão

Estatística	PRB01	PRB02
Mínimo	0,011	0,010
Máximo	0,296	0,349
Média	0,147	0,140
Desvio Padrão	0,096	0,106
Coefficiente de Variação	0,655	0,760

Fonte: autora, 2017

Figura 30 – Valores de fósforo total (mg.L^{-1}) do Rio Brandão

Fonte: autora, 2017

5.3.1.8 Coliformes Termotolerantes

Nesta pesquisa não foram realizadas análises de coliformes totais por serem todas as amostras provenientes de águas brutas, onde as bactérias estão sempre presentes. A determinação de coliformes fecais (termotolerantes) se ajusta melhor a esta pesquisa, visto que, sua presença indica provável contaminação fecal, seja por material fecal de animais ou de humanos por lixo e/ou esgoto.

O ponto PRB-01 apresentou média de $987,3 \text{ NMP.100 mL}^{-1}$, próximo a ultrapassar o

limite de 1000 NMP.100 mL⁻¹ estabelecido pela Resolução CONAMA N° 357/2005 para água de classe 2. Já o ponto PRB-02 apresentou média inferior, no valor de 851,3 NMP.100mL⁻¹ (Tabela 19).

Os altos valores encontrados de coliformes, principalmente no ponto PRB-01 são atribuídos a poluição advinda do aterro sanitário desativado, principalmente através do reservatório de chorume e de altas taxas de nutrientes presente no corpo hídrico que em períodos de chuva são facilmente carregados em maior quantidade.

Por se tratar de um parâmetro biológico, não há uma padronização de resultados encontrada na literatura. De acordo com o estudo de Lima e Medeiros (2008) para dois pontos do rio Jaguari-Mirim, a concentração encontrada foi de $2,4 \times 10^{-3}$ NMP.100mL⁻¹, destoando do resultado desta pesquisa. Já para os estudos de dois pontos do Rio Cabelo, de Farias (2006) e do rio Parauapebas, de Siqueira; Miguéis e Aprile (2012) as concentrações encontradas foram, respectivamente, de 591 NMP.100mL⁻¹, 675 NMP.100 mL⁻¹ e 650 NMP.100 mL⁻¹, considerado estas últimas mais próximas dos resultados encontrados.

Segundo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, não houve diferença significativa da concentração de coliformes entre os pontos de estudo ($p < 0,05$).

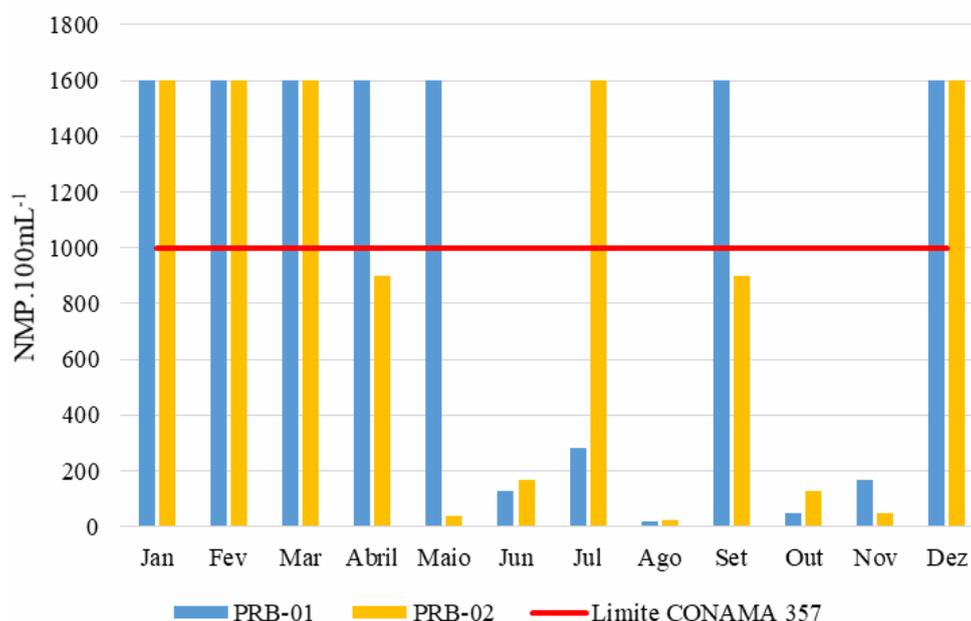
Observa-se através da Figura 31 comportamentos relacionados a sazonalidade do período de coleta. Os maiores valores de coliformes apresentaram-se durante o período chuvoso, já durante os meses de seca houve queda da concentração de microrganismos. De acordo com estudos na literatura, este cenário de sazonalidade é considerado bastante controverso, já que alguns trabalhos apresentam maiores concentrações de coliformes em períodos menos chuvosos como o de Bárbara (2010) e o de Alves et al. (2011), enquanto outros estudos se assemelham a este como o de Vasconcellos; Iganci e Ribeiro (2006) e de Farias (2006).

Tabela 19 - Estatística descritiva dos valores de coliformes termotolerantes (NMP.100mL⁻¹) do Rio Brandão

Estatística	PRB01	PRB02
Mínimo	17,0	26,0
Máximo	1600,0	1600,0
Média	987,3	851,3
Desvio Padrão	759,8	724,5
Coeficiente de Variação	0,8	0,9

Fonte: autora, 2017

Figura 31 - Valores de coliformes termotolerantes para os pontos do Rio Brandão (NMP.100mL⁻¹)



Fonte: autora, 2017

5.3.1.9 Clorofila-*a*

As concentrações de clorofila-*a* apresentaram variação constante durante todo o período de monitoramento (Tabela 20). Observou-se que nos pontos do Rio Brandão, nos meses (maio, junho e novembro) não houve a detecção de clorofila-*a*, indicando a baixa presença de atividade biológica neste corpo hídrico, como também a baixa presença de algas (Figura 32).

Este fato justifica-se, possivelmente, pela pouca incidência de radiação solar sobre a comunidade, ou devido a competição com outras comunidades de produtores primários do ambiente, já que algumas comunidades são mais adaptadas em ambientes lóticos.

De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, não há diferença significativa ($p < 0,05$) entre as amostras durante o período de coleta.

Vale ressaltar que todos esses resultados se assemelham ao encontrado no trabalho de Mendes e Costa (2013) realizado no rio Comboios no Espírito Santo. Porém, há estudos onde foram encontradas altas concentrações de clorofila-*a* e relações estabelecidas com a sazonalidade, como o estudo de Ribeiro Filho (2006) sobre o reservatório de Itaipu e o de Oliveira; Pacheco; Silva (2014) sobre qualidade da água em microbacias no estado do Pará.

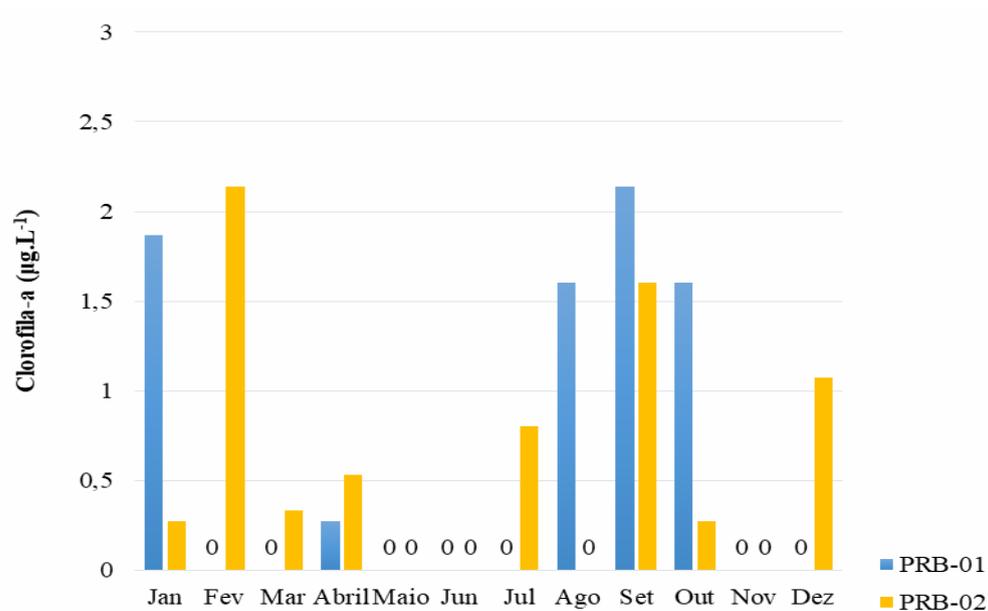
Nenhum dos pontos estudados apresentou concentração de clorofila-*a* maior que o limite estipulado pela Resolução CONAMA N° 357/2005 de 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para águas de Classe 2.

Tabela 20 - Estatística descritiva dos valores de clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) do Rio Brandão

Estatística	PRB01	PRB02
Mínimo	0,00	0,00
Máximo	2,1	2,1
Média	0,6	0,6
Desvio Padrão	0,72	0,70
Coefficiente de Variação	1,16	1,20

Fonte: autora, 2017

Figura 32 - Valores de Clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) do Rio Brandão



Fonte: autora, 2017

5.3.2 Córrego Água Fria

É importante destacar antes dos resultados e discussões abaixo, que o córrego Água Fria é pequeno e sazonal de baixa vazão, ou seja, houve períodos onde foi possível realizar as coletas e houve períodos em que o córrego secou por completo, impossibilitando a coleta. Portanto, os dados e as discussões apresentadas são condizentes com o período de coletas e a sua baixa vazão.

5.3.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os valores de pH variaram entre 6,6 a 7,8 no ponto PAF-01 e entre 7,2 a 7,8 no ponto PAF-02 (Tabela 21). Ressalta-se uma leve diferença entre as médias, sendo a de menor valor atribuída ao ponto próximo a nascente (PAF-01). Valores semelhantes foram evidenciados em outros dois córregos, um no estado de São Paulo, estudado por Franco e Hernandes (2009) e outro em Minas Gerais, estudado por Fuchs (2012).

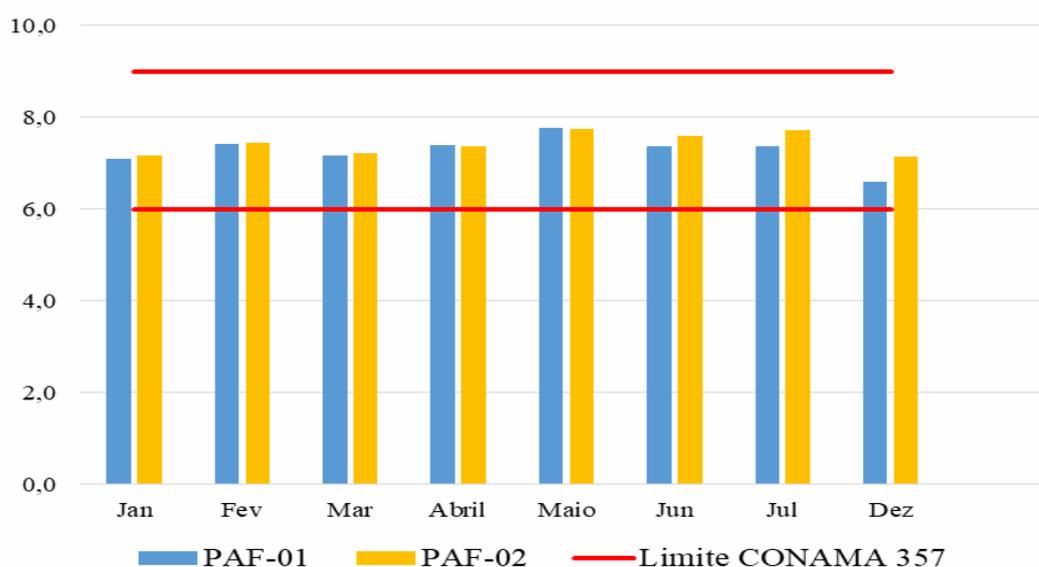
As médias de ambos os pontos se apresentaram dentro da neutralidade e dentro dos limites aceitos (entre 6,0 e 9,0) pela Resolução CONAMA N° 357/2005 (Figura 33).

Tabela 21 – Estatística descritiva dos valores de pH do Córrego Água Fria

Estatística	PAF01	PAF02
Mínimo	6,6	7,2
Máximo	7,8	7,8
Média	7,3	7,4
Desvio Padrão	0,37	0,24
Coefficiente de Variação	0,05	0,03

Fonte: autora, 2018

Figura 33 - Valores obtidos de pH do Córrego Água Fria de acordo com limites CONAMA N° 357/2005



Fonte: autora, 2018

5.3.2.2 Temperatura

O Córrego Água Fria apresentou pouca variação de temperatura entre seus pontos (Tabela 22), destacando-se uma leve amplitude nos meses mais quentes, entre janeiro a março (Figura 34). O ponto próximo a nascente (PAF-01) apresentou média de 19,8 °C, já o ponto próximo a foz (PAF-02) apresentou média de 20,0 °C. Portanto ao longo de sua curta extensão ocorre o um leve aquecimento, principalmente nos meses mais quentes.

Arcova, Cesar & Cicco (1998) encontraram valores de temperatura da água de rios no Município de Cunha, Estado de São Paulo, abaixo de 20 °C, pois a vegetação que acompanha da zona ripária dessas microbacias proporcionava efetiva proteção contra o aquecimento excessivo da água. O mesmo podemos destacar nesta pesquisa, pois o córrego Água Fria se encontra imerso dentro de uma floresta.

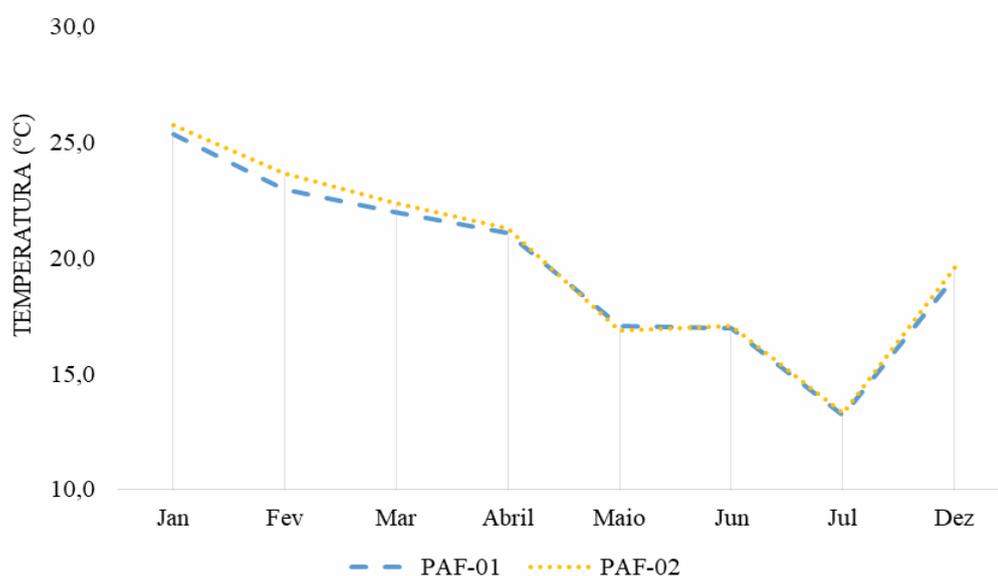
Valores médios de temperatura similares aos encontrados no córrego Água Fria também foram encontrados por Moura e Bonaventura (2010) no estudo da Bacia do Gama e Córrego do Cedro no estado de Brasília.

Tabela 22 - Estatística descritiva dos valores de temperatura (°C) do Córrego Água Fria

Estatística	PAF01	PAF02
Mínimo	13,2	13,3
Máximo	25,4	25,8
Média	19,8	20,0
Desvio Padrão	4,30	4,10
Coefficiente de Variação	0,22	0,21

Fonte: autora, 2018

Figura 34 - Comportamento da temperatura (°C) do Córrego Água Fria de acordo com a sazonalidade



Fonte: autora, 2018

5.3.2.3 Turbidez

Os valores de turbidez entre os pontos apresentaram constante variação durante o período de monitoramento (Tabela 23), apresentando variação entre as médias dos dois pontos de estudo, 178,1 NTU para o PAF-01 e 186,6 NTU para o PAF-02.

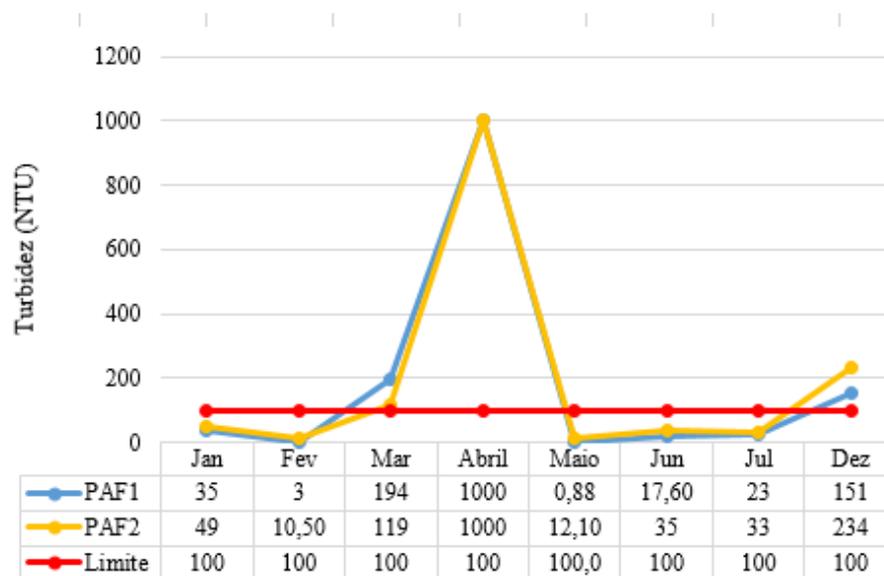
O córrego Água Fria apresenta águas turvas em determinados períodos devido a sua baixíssima vazão e extensão, principalmente em períodos de chuvas, destaque para as coletas de abril e dezembro (Figura 36), chegando a ultrapassar o valor limite da CONAMA N° 357/2005 de 100 NTU (Figura 35). Estudos realizados por Franco e Hernandez (2009) e Souza Silva et al. (2009) também encontraram este mesmo comportamento de turbidez em períodos chuvosos.

Tabela 23 – Estatística descritiva dos valores de turbidez (NTU) do Córrego Água Fria

Estatística	PAF01	PAF02
Mínimo	0,88	10,50
Máximo	1000,0	1000,0
Média	178,1	186,6
Desvio Padrão	339,93	337,09
Coefficiente de Variação	1,91	1,81

Fonte: autora, 2018

Figura 35 - Valores de Turbidez (NTU) do Córrego Água Fria



Fonte: autora, 2018

Figura 36 - Córrego Água Fria na coleta do mês de abril/2017



Fonte: acervo pessoal, 2017

5.3.2.4 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

De acordo com os valores obtidos, houve baixa variação entre as médias de sólidos dissolvidos nos pontos do Córrego Água Fria (Tabela 24). O ponto PAF-01 apresentou concentração de 149,6 mg.L⁻¹ e o ponto PAF-02 apresentou 144,9 mg.L⁻¹. No estudo de Franco e Hernandez (2009) observou-se que alguns pontos do córrego Coqueiro apresentaram resultados próximos ao encontrado nesta pesquisa, nos valores de 106, 117 e 120 mg.L⁻¹.

Ambos os pontos apresentaram baixa carga sólida, provavelmente, devido a um comportamento de baixa vazão, refletindo as características geoquímicas naturais deste córrego. Durante todo o monitoramento os valores se encaixaram dentro do limite estabelecido pelo CONAMA N° 357/2005 (Figura 37) de 500 mg.L⁻¹.

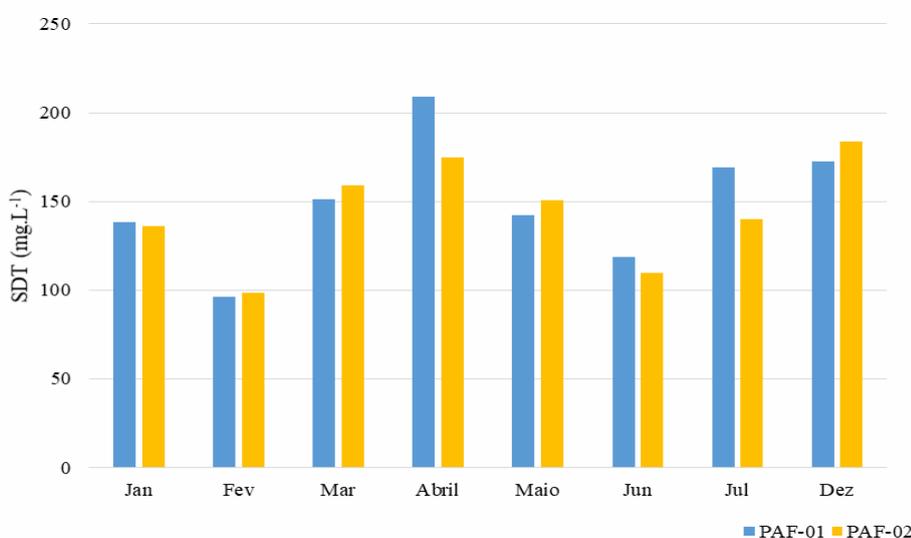
Os valores encontrados para os parâmetros sólidos dissolvidos são valores comumente encontrados para córregos (GERTEL et al., 2003; NASCIMENTO; NAIME, 2009 a,b).

Tabela 24 - Estatística descritiva dos valores de STD (mg.L⁻¹) do Córrego Água Fria

Estatística	PAF01	PAF02
Mínimo	96,0	96,0
Máximo	209,0	183,5
Média	149,6	144,0
Desvio Padrão	34,75	29,59
Coefficiente de Variação	0,23	0,21

Fonte: autora, 2018

Figura 37 – Valores de STD (mg.L⁻¹) do Córrego Água Fria



Fonte: autora, 2018

5.3.2.5 Oxigênio Dissolvido (OD)

Os valores médios de oxigênio dissolvido (OD) se mantiveram durante o monitoramento entre 5,3 a 9,7 mg.L⁻¹, sendo estes o mínimo e o máximo para ambos os pontos (Tabela 25). Destaca-se que houve leve variação de médias entre os pontos, sendo 7,4 mg.L⁻¹ a média para o ponto PAF-01 e 7,6 mg.L⁻¹ para o PAF-02.

A menor quantidade de OD no ponto PAF-01 se deve ao fato deste ponto localizar-se próximo a nascente do córrego, que sofre interferência através da criação de gado. De acordo com o trabalho do córrego Três Barras em São Paulo de Vanzela; Hernandes; Franco (2010), que também apresentou o mesmo comportamento, o mesmo se deve, provavelmente, ao maior carreamento de matéria orgânica para o leito do manancial, com aumento da decomposição aeróbica e, em consequência, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido na água.

Nos estudos de córregos de Gertel; Tornisielo; Malagutti (2003) e Silva et al. (2007), alguns pontos de amostragem apresentaram resultados bastante similares ao encontrado no córrego Água Fria.

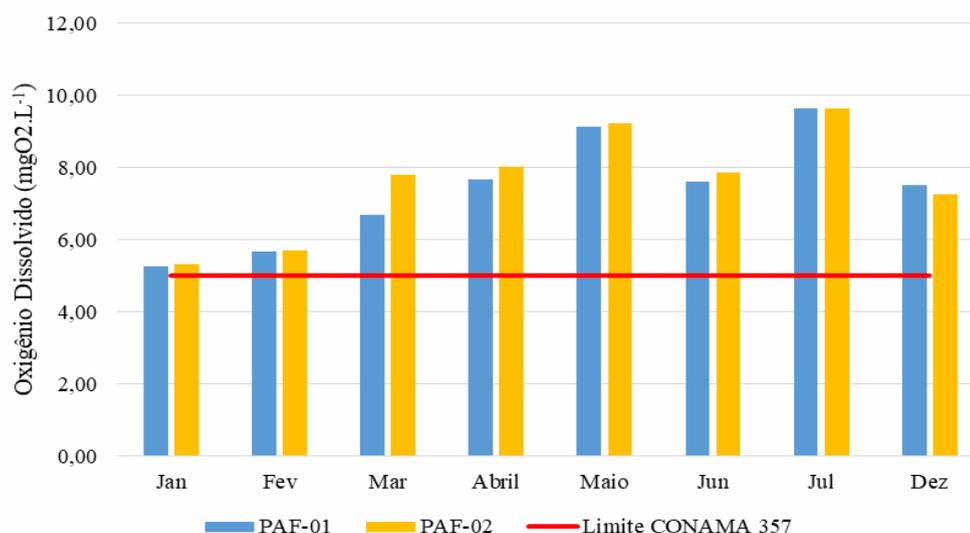
De acordo com os limites estabelecidos pelo CONAMA N° 357/2005, o valor de oxigênio dissolvido não deve ser inferior a 5 mgO₂.L⁻¹. Sendo assim, em todos os meses de coleta os valores encontrados estiveram dentro do limite estabelecido (Figura 38). O que é também observado nos trabalhos de Schneider et al. (2011) sobre dois córregos na bacia hidrográfica do rio Pirapó, no estado do Paraná.

Tabela 25 - Estatística descritiva dos valores de OD (mgO₂/L) do Córrego Água Fria

Estatística	PAF01	PAF02
Mínimo	5,3	5,3
Máximo	9,7	9,7
Média	7,4	7,6
Desvio Padrão	1,53	1,51
Coefficiente de Variação	0,21	0,20

Fonte: autora, 2018

Figura 38 - Comportamento da concentração de OD ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) do Córrego Água Fria



Fonte: autora, 2018

5.3.2.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Não houve grande variação dos valores obtidos para DBO (Tabela 26) entre os pontos. Observa-se leve variação entre as médias dos pontos, sendo no ponto PAF-01 o valor de $2,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e no ponto PAF-02, o valor de $2,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Destaca-se o mês de abril, onde houve intensa chuva no momento de coleta contribuindo para o alto valor de DBO encontrado em ambos os pontos, neste caso ultrapassando o limite estabelecido pela CONAMA N° 357/2005 de $5,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$ (Figura 39).

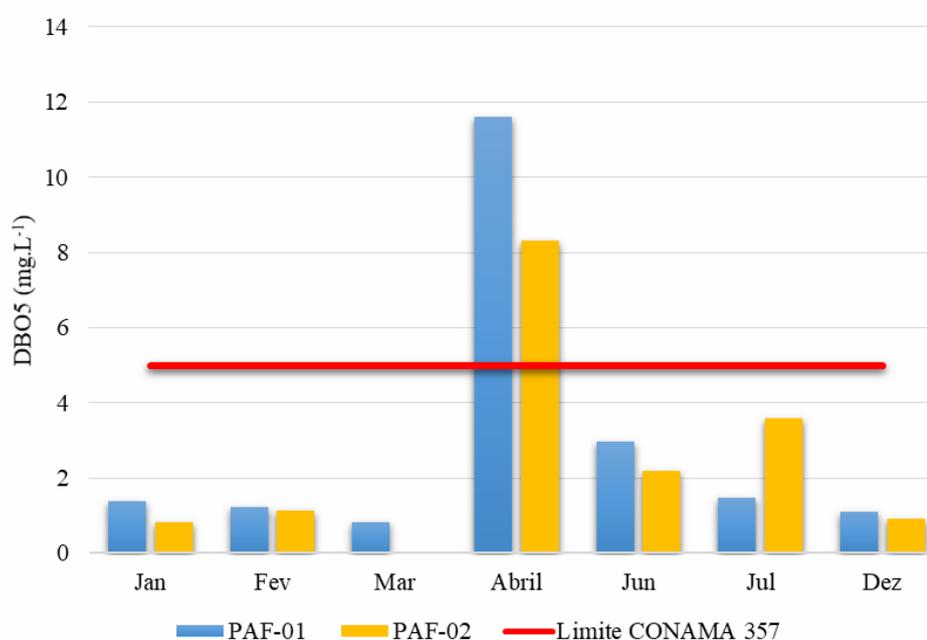
A maior média de DBO encontrada no ponto PAF-01 justifica-se pelo fato deste ponto localizar-se próximo a nascente do córrego, que sofre interferência através da criação de gado. Assim, a quantidade de matéria orgânica é responsável pelo alto consumo de oxigênio neste ponto, apesar de não ser considerado um fator preocupante, pois não extrapolou os limites legislativos.

Este fato também é discutido no estudo de Schneider et al. (2011), onde mesmo tendo sido observados lançamentos clandestinos de esgoto, verificou-se que estes não levaram a alterações nos valores da DBO. Acredita-se que o ambiente apresente boa capacidade de autodepuração e que, na região a montante, próxima ao ponto de coleta das amostras, não tenha havido lançamento significativo de efluentes com altas concentrações de matéria orgânica.

Tabela 26 - Estatística descritiva dos valores de DBO ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) do Córrego Água Fria

Estatística	PAF01	PAF02
Mínimo	0,8	0,0
Máximo	11,6	8,3
Média	2,9	2,4
Desvio Padrão	3,88	2,84
Coefficiente de Variação	0,8	0,0

Fonte: autora, 2018

Figura 39 - Valores de DBO ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) do Córrego Água Fria

Fonte: autora, 2018

5.3.2.7 Fósforo Total

Os pontos do córrego Água Fria apresentam maiores concentrações de fósforo no ponto PAF-02 próximo a sua foz (Tabela 27). Houve leve variação entre as médias dos pontos de coleta, na qual o ponto PAF-01 apresentou $0,029 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de fósforo total e o ponto PAF-02 apresentou $0,034 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Este último, justifica-se possivelmente por conta da influência do Rio Brandão na sua foz.

Destaca-se o mês de abril onde ocorreu intensa chuva durante a coleta das amostras, favorecendo ao Córrego Água Fria uma maior concentração de fósforo devido a sua baixa

vazão (Figura 40).

Segundo trabalho de Daniellon; Netto; Rodrigues (2012), sobre o córrego Terra Branca em Uberlândia/ MG, grande parte das amostras tanto da nascente quanto da foz ultrapassaram o limite estabelecido pela resolução do CONAMA 357, devido a forte presença na bacia hidrográfica de atividades agrícolas, onde é comum o uso de fertilizantes químicos que contém em sua composição uma considerável proporção de fósforo, que é facilmente carregado pelas águas pluviais ao leito do córrego.

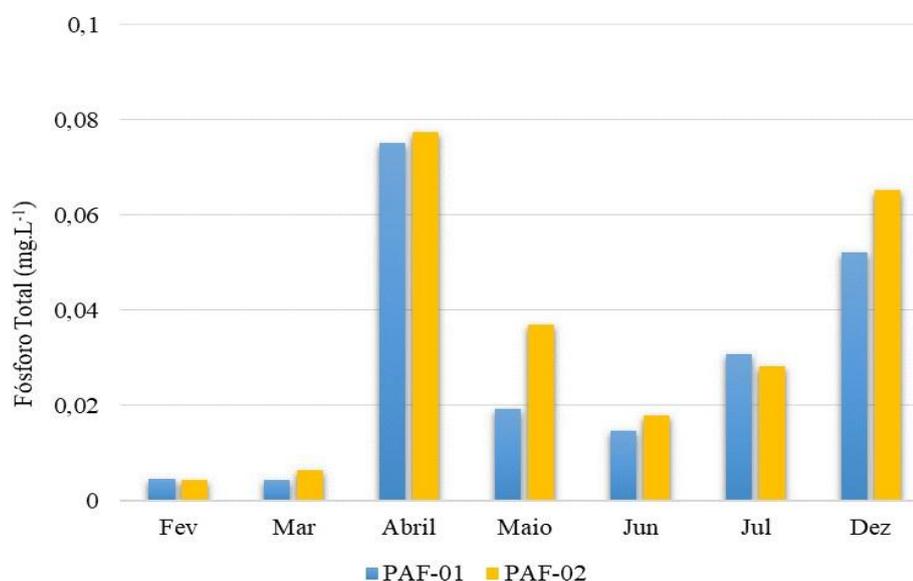
Nesta pesquisa, apesar da nascente se encontrar em propriedade rural, este comportamento não ocorreu em nenhum mês de coleta, assim a concentração de fósforo em ambos os pontos não ultrapassou o limite estabelecido pela CONAMA N° 357/2005 de 0,1 mgP.L⁻¹.

Tabela 27 - Estatística descritiva dos valores de fósforo total (mgP.L⁻¹) do Córrego Água Fria

Estatística	PAF01	PAF02
Mínimo	0,004	0,004
Máximo	0,075	0,077
Média	0,029	0,034
Desvio Padrão	0,026	0,028
Coefficiente de Variação	0,920	0,840

Fonte: autora, 2018

Figura 40 – Valores de fósforo total (mgP.L⁻¹) do Córrego Água Fria



Fonte: autora, 2018

5.3.2.8 Coliformes Termotolerantes

Houve variação constante nos pontos do Córrego Água Fria. No ponto PAF-01, a média de coliformes termotolerantes foi de 1238,8 NMP.100mL⁻¹, já no ponto PAF-02 foi de 1260,0 NMP.100mL⁻¹ (Tabela 28), ambos ultrapassando o limite estabelecido pelo CONAMA N°357/2005 (Figura 41).

De acordo com a literatura, o estudo do córrego Banguelo-Contagem de Procópio; Fernandes; Rodrigues (2012) também apresentou médias de coliformes termotolerantes acima do limite estabelecido pela CONAMA N° 357/2005 de 1000 NMP.100 mL⁻¹.

O alto valor de coliformes termotolerantes no Córrego Água Fria deve-se ao fato de sua nascente ser dentro de uma propriedade rural privada localizada nos limites da UC, na qual há criação de gado próximo ao corpo hídrico. Sendo assim, a contaminação por matéria orgânica de origem fecal desses animais é refletida na contagem de coliformes termotolerantes das amostras deste córrego que possui baixa vazão, tornando-o mais susceptível a elevados concentrações de coliformes.

Esse mesmo cenário foi evidenciado na pesquisa de Souza et al. (2008) do córrego Figueira na cidade de Tangará da Serra/MT, onde o alto índice de coliformes foi mais elevado em um dos pontos, por se tratar de um local onde há criação de gado. Tal fato deve-se possivelmente a maior diluição do córrego, com o aumento das chuvas.

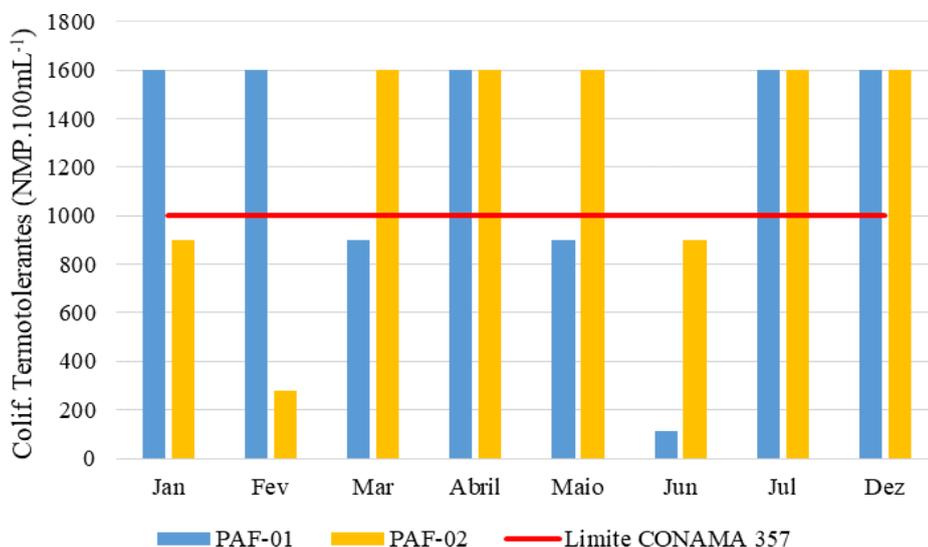
Lange et al. (2002) em sua pesquisa para a verificação da presença de coliformes fecais, encontraram locais onde não houve contaminação (nascente) e locais com elevado número de coliformes termotolerantes, estes encontrados em locais que apresentavam atividades de criação de gado em propriedades vizinhas.

Tabela 28 - Estatística descritiva dos valores de coliformes termotolerantes (NMP.100 mL⁻¹) do Córrego Água Fria

Estatística	PAF01	PAF02
Mínimo	110,0	280,0
Máximo	1600,0	1600,0
Média	1238,8	1260,0
Desvio Padrão	555,0	506,8
Coefficiente de Variação	0,4	0,4

Fonte: autora, 2018

Figura 41 - Valores de coliformes termotolerantes para os pontos do Córrego Água Fria (NMP.100mL⁻¹)



Fonte: autora, 2018

5.3.2.9 Clorofila-*a*

As concentrações de clorofila-*a* apresentaram variação constante durante todo o período de monitoramento. Destaca-se o mês de abril onde apresentou as maiores concentrações deste pigmento, no ponto PAF-01 de 5,34 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e no ponto PAF-02 de 10,68 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 29).

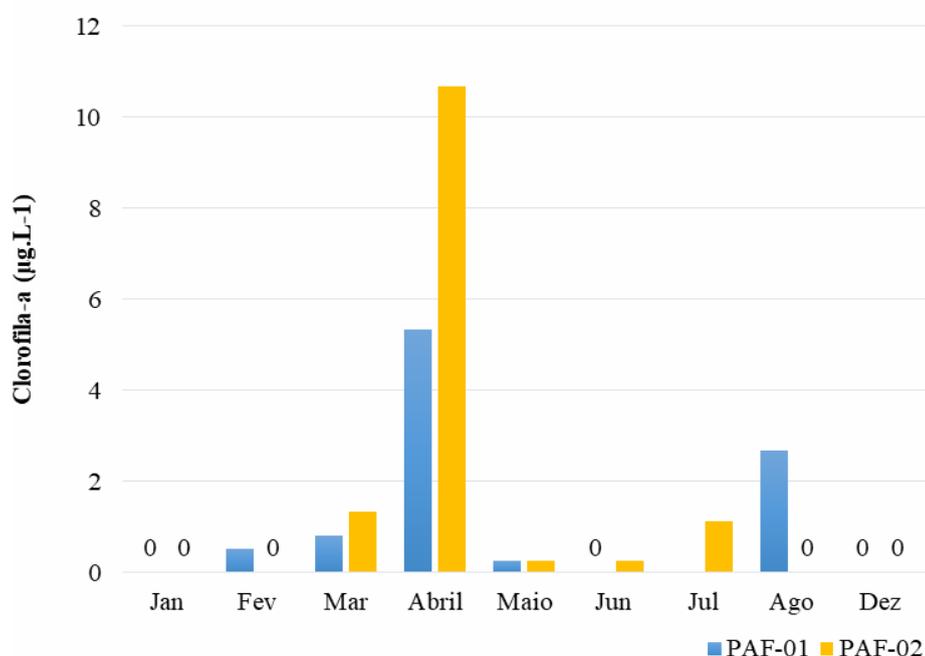
Este fato ocorreu devido à forte chuva no momento da coleta que propicia uma maior atividade biológica no corpo hídrico que por sua vez possui baixa vazão e curta extensão, ocasionando uma maior concentração de clorofila-*a*.

Nenhum dos pontos estudados apresentou concentração de clorofila-*a* maior que o limite estipulado pelo CONAMA N° 357/2005 de 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para águas de Classe 2 (Figura 42).

Tabela 29 - Estatística descritiva dos valores de clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) do Córrego Água Fria

Estatística	PAF01	PAF02
Mínimo	0,27	0,27
Máximo	5,3	10,7
Média	1,9	2,7
Desvio Padrão	2,13	4,47
Coefficiente de Variação	1,11	1,63

Fonte: autora, 2018

Figura 42 - Valores de clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) do Córrego Água Fria

Fonte: autora, 2018

5.4 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)

5.4.1 Rio Brandão

O IQA, tabelado de acordo com o CETESB e o NSF, foi aplicado aos pontos de estudo durante todo o período de monitoramento, apresentando variações de categorias.

Durante o tempo de monitoramento, o ponto PRB-01 apresentou 75% como categoria “Boa”, já o ponto PRB-02 apresentou 100% segundo tabela de IQA da CETESB.

De acordo com a tabela de IQA do NSF, o ponto PRB-01 apresentou 75% como categoria “Média” e o ponto PRB-02 apresentou 83% (Tabela 30).

Isso significa que o rio Brandão, no trecho monitorado, já apresenta sinais de poluição antrópica e degradação ambiental, inspirando cuidados. Pode-se dizer ainda que o rio vem sofrendo com o resquício do impacto poluidor que o aterro sanitário desativado que ainda gera em seu entorno, necessitando urgentemente de um programa de recuperação para as áreas degradadas, em especial as matas ciliares próximas ao entorno do aterro.

Nas figuras 43 e 44 observa-se que entre os pontos PRB-01 e PRB-02 não houve variação de uma categoria superior para uma inferior. Vale destacar que alguns meses inseridos no período de seca, como junho, agosto e setembro, houve variação de categorias “Ruim” no ponto PRB-01 para “Boa” no ponto PRB-02. Este fato representando uma melhoria da qualidade da água ao longo do trecho estudado do Rio Brandão.

Ao contrário de muitos estudos que obtiveram melhores valores de IQA em período de seca e piores em períodos chuvosos, como os de Pinheiro (2008) e de Pinto et al. (2009). Esta pesquisa contraria o esperado, pois neste caso em períodos de seca, devido a menor vazão e a não ocorrência do efeito da diluição, os poluentes estão mais concentrados, assim justificando os baixos valores de IQA encontrados.

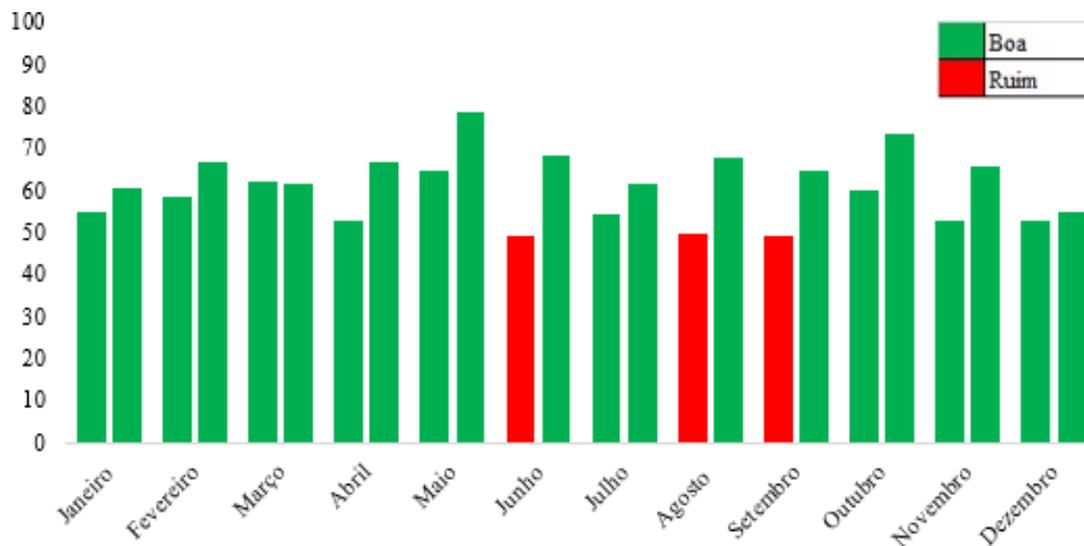
Este comportamento também foi encontrado por Andrade, Sanquetta & Ugaya (2005) elaborando um índice de qualidade de água para o vale do rio Trussu no Ceará, que observaram o pior IQA na estação seca e pelo estudo do rio Aracaú/ CE por Bezerra et al. (2008).

Tabela 30 – Porcentagens de Categorias do IQA do Rio Brandão

Tabela	Categoria	PRB-01	PRB-02
CETESB	Boa	75%	100%
	Ruim	25%	
NSF	Bom		17%
	Médio	75%	83%
	Ruim	25%	

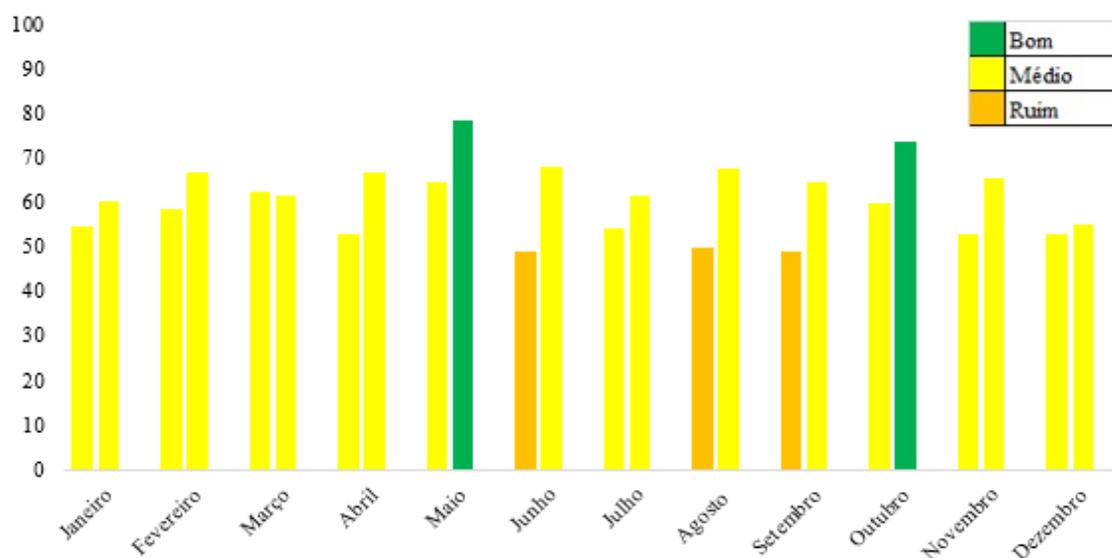
Fonte: autora, 2018

Figura 43 – Valores de IQA para os pontos PRB-01 e PRB-02 segundo CETESB



Fonte: autora, 2018

Figura 44 – Valores de IQA para os pontos PRB-01 e PRB-02 segundo NSF



Fonte: autora, 2018

5.4.2 Córrego Água Fria

Vale ressaltar antecipadamente que por virtude de ser um corpo hídrico intermitente, não houve coleta em alguns meses (período em que o córrego secou). Assim, nos pontos monitorados do Córrego Água Fria, o ponto PAF-01 apresentou segundo tabela de IQA da CETESB 89% como categoria “Boa”, já o ponto PAF-02 apresentou cerca de 75%. Para a

tabela de IQA do NSF, o ponto PAF-01 apresentou somente 33% como categoria “Bom” e o ponto PAF-02 somente 12,5% (Tabela 31).

Entre os pontos do Córrego Água Fria (Figuras 45 e 46) observou-se que houve variação negativa entre as categorias. Nos meses de maio, junho e dezembro, a categoria “Boa” decaiu para a categoria “Médio” ao longo do córrego, isto provavelmente atribui-se à dois fatores: uma possível influência exercida pelo Rio Brandão no ponto PAF-02, já que este ponto é bem próximo a sua foz e pela chuva no momento da coleta no mês de dezembro.

Vale destacar que o mês de abril apresentou os piores valores de IQA ao longo do monitoramento, devido à forte chuva no momento da coleta que proporcionou o carreamento de materiais orgânicos e inorgânicos provenientes de pastagens de gado localizadas próximo ao ponto PAF-01.

Tabela 31 – Porcentagens de Categorias do IQA do Córrego Água Fria

Tabela	Categoria	PAF-01	PAF-02
CETESB	Boa	89%	75%
	Regular		25%
	Ruim	11%	
NSF	Bom	33%	12,5%
	Médio	56%	75%
	Ruim	11%	12,50%

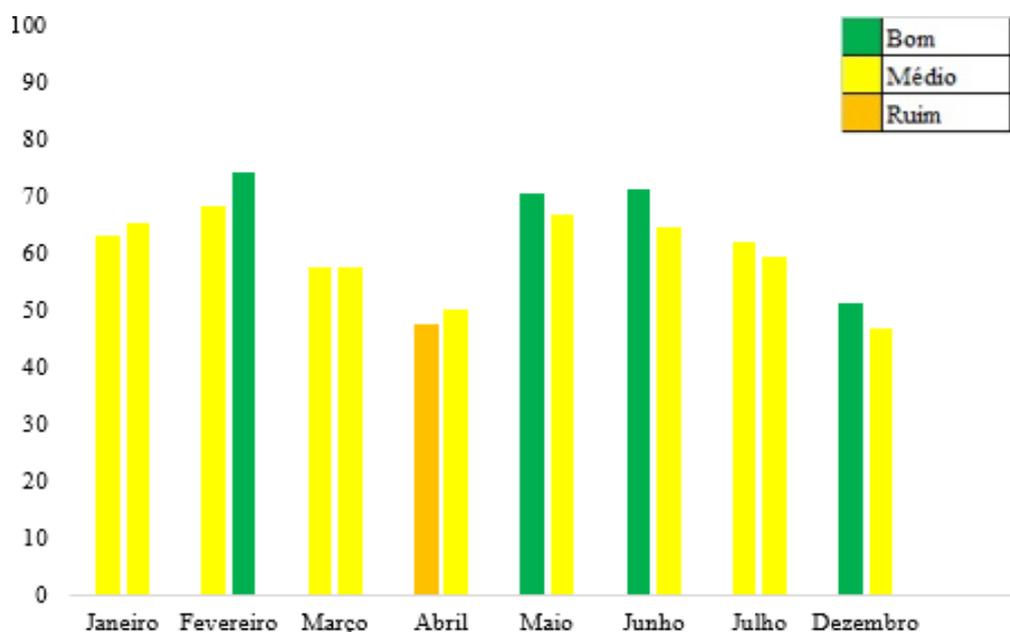
Fonte: autora, 2018

Figura 45 – Valores de IQA para os pontos PAF-01 e PAF-02 segundo CETESB



Fonte: autora, 2018

Figura 46 – Valores de IQA para os pontos PAF-01 e PAF-02 segundo NSF



Fonte: autora, 2018

5.5 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)

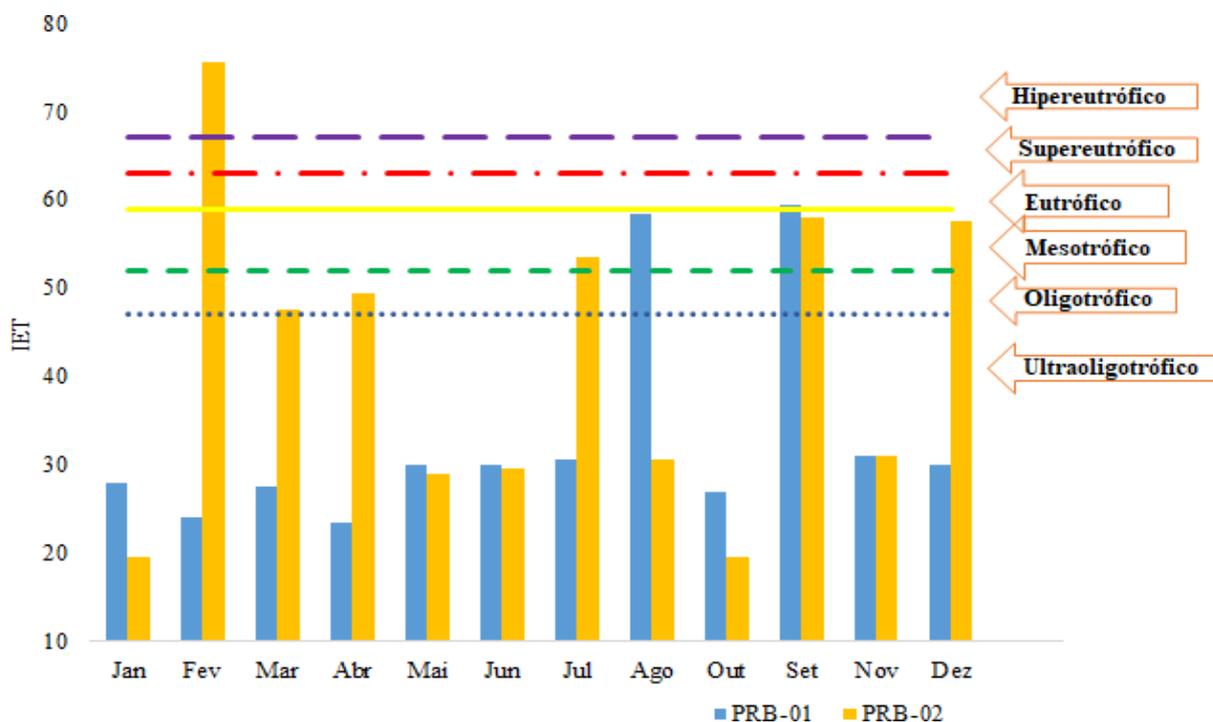
5.5.1 Rio Brandão

A Figura 47 apresenta os valores de IET obtidos para os pontos do Rio Brandão, destacando-se os meses de fevereiro e setembro no qual apresentaram as maiores condições de eutrofização. Na maior parte do período de monitoramento o comportamento trófico foi similar durante os meses, apresentando bons estados de eutrofização, classificados entre ultraoligotrófico e oligotrófico para ambos os pontos.

Observa-se que no mês de fevereiro, o ponto PRB-02 alcançou seu maior grau de trofia, o hipereutrófico e o ponto PRB-01, o índice “eutrófico” no mês de setembro. De acordo com Lamparelli (2004) e Cunha et al. (2013) fatores como concentrações de nitrogênio, temperatura e interações entre organismos também tendem a alterar a relação entre fósforo e clorofila-*a*, influenciando no grau de trofia.

Portanto, esses altos índices atribuem-se ao aumento de temperatura observado em ambos os meses, o que propiciou a alta concentração de clorofila-*a* também observada, além das elevadas concentrações de fósforo encontradas no mês de setembro, assim indicando maior tendência à eutrofização.

Figura 47 – Valores de IET para os pontos de estudo do Rio Brandão



Fonte: autora, 2018

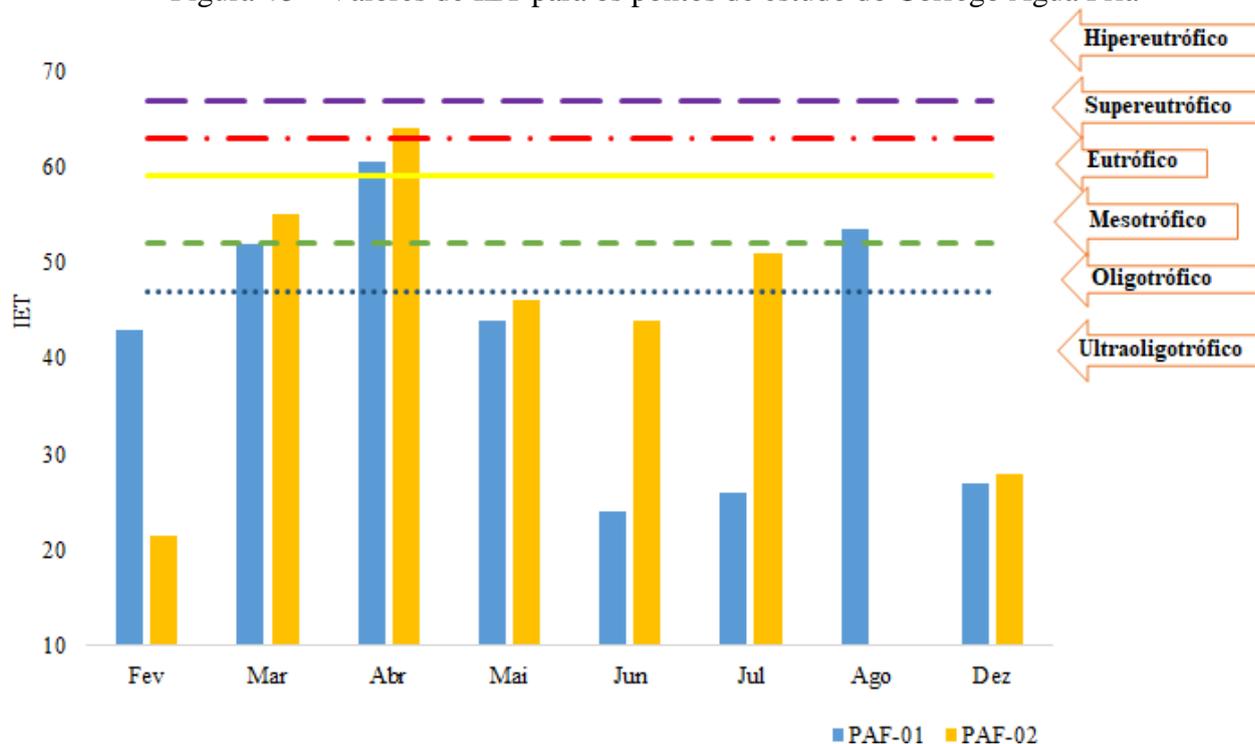
5.5.2 Córrego Água Fria

O IET determinado para os pontos do córrego Água Fria, visto na Figura 48, apresenta variação constante no grau de trofia ao longo do período de monitoramento (considerando que não houve coleta para os pontos no período de seca). Sendo o grau de trofia ultraoligotrófico predominante ao longo do monitoramento do córrego, em acordo com o estudo de Zanini et al. (2012) para as águas da microbacia do córrego Rico em Jaboticabal-SP.

Destaca-se o período entre os meses de março a maio onde apresentou-se os maiores valores de IET para os dois pontos deste corpo hídrico alcançaram o estado hipereutrófico, sendo um indicativo de condições favoráveis ao processo de eutrofização nesse corpo d'água.

Os altos índices de estado trófico podem ser justificados por se tratar de um corpo hídrico de curta extensão e baixíssima vazão, tornando seu estado de trofia facilmente alto, através da influência do aumento de temperatura ou períodos chuvosos, indicando não ser realmente um alarme relacionado a qualidade da água deste córrego.

Figura 48 – Valores de IET para os pontos de estudo do Córrego Água Fria



Fonte: autora, 2018

5.6 DISCUSSÕES GERAIS

Realizando uma discussão mais abrangente a partir dos resultados encontrados neste estudo, podemos enxergar o importante papel que a floresta da Cicuta exerce nesta microbacia hidrográfica que compreende o trecho do rio Brandão e o córrego Água Fria.

De acordo com Kuntischik; Eduarte; Uehara (2011) as matas ciliares melhoram a qualidade da água em uma microbacia, pois possuem a capacidade de reter os sedimentos e os nutrientes carregados pela água das chuvas, vindo das partes mais altas, a ponto de esses não atingirem os cursos d'água em excesso.

Alvarenga et al. (2012) cita que as diferentes ações antrópicas em determinadas áreas transformam as estruturas físico-químicas e biológicas dos ecossistemas naturais e alteram o ciclo hidrológico, reduzindo desta forma a oferta de água e consequentemente a queda da qualidade dos recursos hídricos.

Isto é claramente evidenciado diante da comparação de resultados entre os pontos estudados do rio Brandão. Observa-se que os piores resultados foram obtidos no ponto do rio próximo a região do aterro sanitário desativado e zona de amortecimento da UC e ao longo do rio já no ponto localizado no interior da floresta, observa-se melhores resultados, destacando-se o pH, a DBO e a quantidade de oxigênio dissolvido, assim comprovando a melhoria da

qualidade da água do rio.

Vale destacar nesta discussão a importância da influência sazonal exercida na relação entre mata ciliar e qualidade da água, pois os resultados de ambos os corpos hídricos tornaram-se positivos ou negativos devido ao efeito acentuado de chuva ou de seca presente na região de estudo.

Conforme Marengo e Alves (2005), no estudo das tendências hidrológicas na bacia do rio Paraíba do Sul, ressalta-se que o progressivo processo de industrialização e urbanização assim como a degradação ambiental no Vale do Rio Paraíba do Sul, contribuem para o intenso uso dos recursos naturais e para o comprometimento da qualidade e quantidade dos recursos hídricos, além de registrarem tendências decrescentes nas vazões do rio em vários postos e dentre as possíveis causas, tem-se as atividades antrópicas, que também estão associadas às mudanças gradativas no regime e distribuição de chuvas na bacia, decorrentes de mudanças climáticas regionais.

A manutenção do córrego Água Fria é um ponto a ser discutido diante dos resultados apresentados nesta pesquisa. Observou-se que além dele secar por completo em determinados períodos, no ponto do córrego próximo a sua nascente há parâmetros com resultados negativos que trazem impactos a este pequeno corpo d'água.

Apesar de ter a função apenas para a dessedentação de animais, o córrego não possui uma preservação adequada de sua nascente localizada em meio a pastagens de criação de gado. Assim, atenta-se ao fato de que a criação das unidades de conservação deve estabelecer mosaicos interligando suas áreas de proteção com outras áreas que devem ser protegidas, como matas ciliares, nascentes e reservas legais. Pois, as matas ciliares são fonte importantíssima de água para o estoque de águas subterrâneas, pelo seu papel de facilitar a infiltração de água no solo. Essa relação também se reflete na vazão das nascentes, pois essa depende das flutuações no volume do lençol freático.

Além disso, a eliminação da vegetação natural, seguido pelo manejo inadequado do solo, deixa o solo exposto, desprovido de cobertura florestal, não sendo capaz de absorver a água das chuvas, provocando dois problemas: primeiro, a água não se infiltra no solo, deixando de abastecer o lençol subterrâneo; em consequência, as nascentes têm diminuição da vazão e podem até secar nos períodos de estiagem.

A partir destes cenários de ambos os corpos hídricos sugere-se a ampliação dos limites da ARIE Floresta da Cicuta incorporando essas áreas a fim de aumentar o efeito da vegetação sobre a melhoria da qualidade da água ou ainda a construção de corredores ecológicos, pois de acordo com Kuntischik; Eduarte; Uehara (2011) pela estrutura linear das

matas ciliares que margeiam rios e córregos, é muito grande o potencial dessa vegetação ser utilizada como facilitadora para a locomoção da fauna entre os fragmentos, assim como para a dispersão de sementes de espécies vegetais.

Caso medidas conservacionistas não sejam adotadas urgentemente a degradação das florestas e a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos poderão se agravar ainda mais no futuro diante dos efeitos das mudanças climáticas, resultando em temperaturas mais altas da água e a desregularização do ciclo da água, com potencialmente mais enchentes e secas (BONAN, 2008; SCHWARZENBACH et al., 2010).

6 CONCLUSÃO

Diante dos resultados obtidos e em vista do objetivo principal desta pesquisa, conclui-se que a ARIE Floresta da Cicuta sazonalmente possui influência positiva na qualidade da água do rio Brandão e do córrego Água Fria no trecho estudado.

A notável amplitude de temperatura observada entre os pontos de estudo nos meses mais quentes, refletem o significativo papel da floresta como regulador de temperatura para corpos hídricos trazendo benefícios para a biota aquática.

As maiores quantidades de oxigênio dissolvido aliado aos seus menores consumos no trecho do rio correspondente a unidade de conservação também são indicativos do auxílio que a floresta presta, através do seu ciclo hidrológico. Auxiliando o regime de vazão do corpo hídrico, retornando ao seu equilíbrio natural depois de um impacto sofrido no trecho anterior, já que observamos diferença significativa de OD entre os pontos, principalmente em épocas de baixa pluviosidade.

Conclui-se através dos resultados de turbidez e sólidos dissolvidos, que a floresta possui a capacidade de cumprir sua função em reter os sedimentos e os nutrientes carregados pela água das chuvas, vindo das partes mais altas da extensão do rio. Este fato pode ser resultado de pouca cobertura vegetal que favorece o aporte de materiais do solo para o ambiente aquático, aumentando a concentração de sólidos.

Os valores de pH e fósforo entre os pontos também evidenciam o efeito tampão da floresta, atuando na diluição de concentrações de ácidos e fósforo providos do ponto anterior.

Com relação ao córrego Água Fria, trata-se de um corpo d'água intermitente e apresenta em grande parte valores de acordo com a legislação vigente, com bons índices de qualidade da água por se tratar de um corpo d'água preservado. Apesar de apresentar alguns valores discrepantes em alguns períodos como os encontrados para coliformes termotolerantes e seus elevados índices de estado trófico.

Os corpos hídricos são sensíveis às alterações no uso e cobertura do solo e podem evidenciar possíveis alterações capazes de ameaçar o equilíbrio em áreas de uso conservacionista como é o caso da ARIE Floresta da Cicuta.

Espera-se que os resultados obtidos nesta pesquisa possam subsidiar avaliações de uso conservacionista em bacias hidrográficas para garantir os serviços ecossistêmicos prestados pelas comunidades em áreas legalmente protegidas.

7 REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. *Enquadramento dos corpos d'água*. Brasília, 2011. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/planejamento/PlanejamentoRH_enquadramento.aspx>. Acesso em: 24 abr. 2017.

_____. *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras*. Brasília: MMA, 2015. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/regioeshidrograficas2014.pdf>>. Acesso em: 20 abr. 2017.

_____. *Região Hidrográfica Atlântico Sudeste 2017*. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/AtlanticoSudeste.aspx>>. Acesso em: 20 abr. 2017.

ALVARENGA, Lívia Alves et al. Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul-São Paulo, após ações de preservação ambiental. *Revista Ambiente & Água*, v. 7, n. 3, p. 228, 2012.

ALVES, Eliane Cristina et al. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó-Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 30, n. 1, p. 39-48, 2008.

ANDRADE, E. M et al. Índice de qualidade de água, uma proposta para o vale do rio Trussu, Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, v. 36, n. 2, p. 135-142, 2005.

ANDRADE, J.; SANQUETTA, C. R.; UGAYA, C. Identificação de áreas prioritárias para recuperação da mata ciliar na UHE Salto Caxias. *Revista Espaço Energia*, n. 3, p. 6-13, 2005. Disponível em: <http://www.espacoenergia.com.br/edicoes/3/ee03_web.pdf>. Acesso em: 28 abr. 2017.

ANDRADE, J. T et al. *Gestão participativa em unidades de Conservação no Brasil: interpretando a APA Petrópolis*. Seropédica, 2007. 124f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, UFRRJ, 2007.

APHA. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF)*. 22th ed. New York: American Public Health Association, 2012.

ARCOVA, F. C. S.; CESAR, S. F.; CICCO, V. Qualidade da água em microbacias recobertas por floresta de Mata Atlântica, Cunha, SP. *Revista do Instituto Florestal*, v.10, n.2, p.185-196, 1998.

AZEVEDO, F. C. G. *Qualidade da água e dos sedimentos do rio Lajeado Pardo no reservatório de captação de água para abastecimento*. Frederico Westphalen, RS, 2014. 66f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, 2014.

AZEVEDO LOPES, F. W.; MAGALHÃES JR., A. P. M. Influência das condições naturais de pH sobre o índice de qualidade das águas (IQA) na bacia do Ribeirão de Carrancas. *Revista Geografias*, v. 6, n. 2, p. 134-147, 2010.

BÁRBARA, Viníciu Fagundes et al. Monitoramento sazonal da qualidade da água do rio Araguari/AP. *Revista Biociências*, v. 16, n. 1, p. 52-72, 2010.

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

BATES, B. C.; KUNDEZEWCZ, Z. W.; WU, S.; PALUTIKOF, J. P. *Climate change and water*. Geneva: IPCC Secretaria, 2008.

BEZERRA LOPES, Fernando et al. Mapa da qualidade das águas do rio Acaraú, pelo emprego do IQA e geoprocessamento. *Revista Ciência Agronômica*, v. 39, n. 3, p. 392-402, 2008.

BONAN, G. B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Revista Science*, v. 320, n. 5882, p. 1444-1449, 2008.

BRAGA, B. *Introdução à engenharia ambiental*. 2ª edição. São Paulo: Person Prentice Hall, 2005.

BRASIL. *Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC)*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=119&idConteudo=9677&idMenu=11809>>. Acesso em 15 abr. 2017.

_____. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo código florestal. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 16 set. 1965.

_____. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18 jul. 2000.

_____. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº(s) 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 8 jan. 2007a.

_____. Lei nº 11.516, de 28 de agosto de 2007. Dispõe sobre a criação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 28 ago. 2007.

_____. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a criação do Novo Código Florestal. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 25 mai. 2012.

BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L.G. *Liminologia Fluvial. Um estudo no rio Mogi Guaçu*. São Paulo: RIMA, 278p. 2003.

BUENO, L. F.; GALBIATTI J. A.; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde - Conchal – SP. *Revista Eng. Agríc. Jaboticabal*, v. 25, n. 3, p. 742-748, 2005.

CARMO, D. U. C.; DA SILVA, J. C.; IZOLANI, A. O. Indicadores da Contaminação no rio Paraíba do Sul. *The Journal of Engineering and Exact Sciences*, v. 1, n. 2, p. 1-15, 2015.

COMITÊ DA RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA. *Águas e Florestas da Mata Atlântica: Por uma Gestão Integrada*. Caderno 27. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2004.

CEIVAP - COMITÊ DE INTEGRAÇÃO DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL. *Enquadramento em classes de usos*. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/enquadra3.php>>. Acesso em: 20 mai. 2017.

_____. *Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul*. Brasília, DF: Bacia do rio Paraíba do Sul: Livro da Bacia. 68p. 2001.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS - CERHI-RJ. *Resolução nº 107, de 22 de maio de 2013*. Rio de Janeiro: CERHI, 2013.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2004*. São Paulo, CETESB, 297p, 2005.

_____. *Glossário*. Disponível em:<<http://www.cetesb.sp.gov.br/institucional/glossario/>>. Acesso em: 30 abr. 2017.

_____. *IET – Índice de Estado Trófico*. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/informacoes-basicas/indices-de-qualidade-das-aguas/>>. Acesso em: 24 abr. 2017.

_____. *IQA – Índice de Qualidade das Águas*. 2013. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Apêndice-D-Índices-de-Qualidade-das-Águas-1.pdf>>. Acesso em: 24 abr. 2017.

_____. *Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo*. São Paulo, 2008. (Série Relatórios. Apêndice A.). Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicações/-relatorios>>. Acesso em: 30 abr. 2017.

_____. *Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo*. São Paulo, 2012. (Série Relatórios. Apêndice C.). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicações/-relatorios>>. Acesso em: 30 abr. 2017.

CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 4, p. 31-4, 2010.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução N° 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

_____. Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 16 mar. 2005.

CORDER, G.W.; FOREMAN, D.I. *Nonparametric Statistics for Non-Statisticians*. Hoboken: John Wiley & Sons, 2009.

COSTA, J. T. A. F. *A escassez hídrica do Rio Paraíba do Sul e seu impacto atual e futuro (2030) para o estado do Rio de Janeiro*. Volta Redonda, 2014. 58f. Trabalho de Conclusão de Curso (MBA em Gestão do Ambiente e Sustentabilidade) - Fundação Getúlio Vargas, Volta Redonda, 2014.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C.; LAMPARELLI, M.C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). *Ecological Engineering*, v. 60, p. 126-134, 2013.

CUNHA, R. W., GARCIA JR, M. D., ALBERTONI, E. F., & PALMA-SILVA, C. Qualidade de água de uma lagoa rasa em meio rural no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 7, p. 770–779, 2013.

DANELON, J. R. B.; NETTO, F. M. L.; RODRIGUES, S. C. Análise do nível de fósforo total, nitrogênio amoniacal e cloretos nas águas do córrego Terra Branca no município de Uberlândia (MG). *Revista Geonorte*, v. 1, n. 4, p. 412-421, 2012.

DONADIO N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; de PAULA, R. O. Qualidade da Água de Nascentes com diferentes usos do solo na Bacia Hidrográfica do Córrego Rico. *Revista Eng. Agrícola, Jaboticabal*, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.

DUDLEY, N.; STOLTON, S. (Ed.). *Running pure: the importance of forest protected areas to drinking water: a research report for the World Bank / WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use*. WWF International, 2003. Disponível em: <<http://siteresources.worldbank.org/INTBIODIVERSITY/Resources/RunningPure2003+.pdf>>. Acesso em: 28 abr. 2017.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMPBRAPA/CNPM. *Missão AQUA - Aqua Project Science*. 2013. Disponível em: <https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/sat/conteudo/missao_aqua.html>. Acesso em: 18 jan. 2018.

FARIAS, M. S. S. *Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Cabelo*. 2006, 152f. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Campina Grande, 2006.

FUNDAÇÃO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL - FBDS; FGEL/UERJ – Faculdade de Geologia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. *Zoneamento ambiental aplicado ao uso público da ARIE Floresta da Cicuta e entorno: Relatório 1*. Rio de Janeiro: FBDS, 1998.

FERNANDES, A. L. M. *Dinâmica nictemeral e vertical da qualidade da água do açude Epitácio Pessoa, semi-árido paraibano*. 2012.

FERRAZ, S. F. B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning. *Landscape Ecology*, v. 29, n. 2, p. 187-200, 2014.

FERREIRA, M. C.; AZEVEDO, T. S. *Influência da resolução espacial na estimativa da dimensão fractal de fragmentos de matas ciliares*. In: SBSR, 11, Belo Horizonte. Anais... Brasília, DF, INPE, p. 2721-2727, 2003.

FIGUEIREDO, C. C. *Propriedades físico-químicas da água com preparados homeopáticos*. 2009, 69 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, MG, 2009.

FRANCO, R.A.M.; HERNANDEZ, F.B.T. Qualidade da água para irrigação na microbacia do Coqueiro, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 13, n. 6, p. 772-780, 2009.

FUCHS, C. R. *Classificação da qualidade da água do Córrego Lanoso, Uberaba-MG*. 2012, 50f. Tese de Doutorado (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, SP, 2012.

GARDIMAN, B. S.& SIMOURA, L. T. Cobertura florestal e qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Jucu, estado do Espírito Santo, Brasil. *Revista Scientia Plena*, v. 12, n. 1, p. 1-15, 2016.

GOMES, M.V.P. *Estudo da ocorrência de metais traços em sedimentos superficiais do rio São Francisco à montante e à jusante da represa de Três Marias, MG*. Dissertação (Pós-graduação em química), São Cristóvão, SE. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ANÁLISES SOCIAIS E ECONÔMICAS - IBASE. *Apostila sobre o Parque Nacional da Tijuca – Água. Bem público em unidades de conservação*. 2006. Disponível em: <<http://ibase.br/pt/midioteca/publicacoes/publicacoes>>. Acesso em: 28 abr. 2017.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA e ESTATÍSTICA. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE, 1992.

Anuário

Estatístico do Brasil: Ano 2015. Volume 75. Rio de Janeiro, 2015.

ICMBIO - INSTITUTO CHICO MENDE DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. *Plano de Manejo da ARIE Floresta da Cicuta*. Brasília, 2016.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa 2017. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 22 jun 2017.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Climate change 2007: *The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. New York: Cambridge University Press, 2007.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS - IPEF. *Plano Diretor de Conservação dos Recursos Hídricos por Meio de Recuperação e da Conservação da Cobertura Florestal da Bacia do Rio Corumbataí*. Piracicaba, SEMAE, 301 p. 2002.

KÖNIG, R et al. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v. 3, n. 1, p. 84-93, 2008.

KUNTSCHIK, D.P.; EDUARTE, M.; UEHARA, T.H.K. *Matas ciliares*. São Paulo: SMA, 2011. (Cadernos de Educação Ambiental, 7).

KURODA, E.K.; SANTOS, A. C. A. D.; QUEIROZ, L. A.; CALIJURI, M. D. C.; BERNARDO, L. D. *Determinação de clorofila pelo método espectrofotométrico visando o monitoramento da eficiência do tratamento de águas para abastecimento*. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, MT, Ed. 23, Anais, ABES, 2010.

JOBIM, C. C., NUSSIO, L. G., REIS, R. A., & SCHMIDT, P. Avanços metodológicos na avaliação da qualidade da forragem conservada. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 36, suplemento especial, p. 101- 119, 2007.

LAMPARELLI, M.C. *Graus de trofia de corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese (Doutorado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo (USP). 238p, 2004.

LANGHE, M. B. R. *A Conservação da Natureza: Conceitos e breve histórico*. In: O direito e o desenvolvimento sustentável – Curso de Direito Ambiental / RIOS, Aurélio Virgílio Veiga; Irigaray Carlos Teodoro Hugueneu. (Organização). São Paulo; Brasília, DF: Editora Peirópolis. IEB – Instituto Internacional de educação do Brasil. 407p, 2005.

LANGHE, M et al. *Diagnóstico ambiental do Córrego Pacú no município de Alta Floresta – MT*. 2002. 46f. Monografia de Conclusão de Curso (Licenciatura Plena em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Mato Grosso, Campus Universitário de Alta Floresta, Alta Floresta, 2002.

LABORATÓRIO DE ENSINO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA - LECT. *Canal do professor*. São Paulo, 2012.

LEHNINGER, A. L.; NELSON, D. L.; COX, M. M. *Princípios de bioquímica*. 4. ed, São Paulo: Sarvier, 2002. 975 p.

LIBÂNEO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de Água*. 2ed, Campinas, SP: Átomo, 2008.

LIMA, C. A. V.; MEDEIROS, G. A. Diagnóstico da qualidade da água do rio Jaguari-Mirim no Município de São João da Boa Vista-SP. *Engenharia Ambiental*, v. 5, n. 2, p. 125-138, 2008.

LIMA, E. B. N. R. *Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na Bacia do Rio Cuibá*. 2001. 184 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2001.

LIMA, W. de P.; FERRAZ, S. F. de B.; FERRAZ, K. M. P. M. *Interações bióticas e abióticas na paisagem: uma perspectiva eco- hidrológica*. In: CALIJURI, M. do C.; CUNHA, D. G F. (Ed.) *Engenharia ambiental conceitos tecnologia e gestão*. Rio de Janeiro: Elsevier, p. 215-44, 2013.

LINO, CLAYTON F. *Águas e florestas da mata atlântica: por uma gestão integrada*. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2003.

LUCAS, A. A. T.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S. N. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do Rio Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, v. 14, n. 9, p. 937– 943, 2010.

MACIEL, M. A. Unidades de Conservação: breve histórico e relevância para a efetividade do direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado. *Revista Âmbito Jurídico*, Rio Grande, XIV, n. 90, 2011.

MALAGUTTI, E. N. Qualidade das águas dos córregos São Joaquim e ribeirão Claro, bacia do rio Corumbataí, SP, Brasil. *Holos Environment*, v. 3, n. 2, p. 103-119, 2003.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 20, n. 2, p. 215-226, 2005.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J.; ROCHA, C. A. S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe-Costa nordeste oriental brasileira. *Química Nova*, v. 30, n. 5, p. 1208-1214, 2007.

MARTINS, S. V. *Restauração Florestal em áreas de preservação permanente e reserva legal*. Viçosa-MG, CPT, 2010.

MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. *Revista Ambiente e Sociedade*, v. 9, n. 1, p. 41-64, 2006.

MENDES, N.G.S; COSTA, A. G. *Variação espacial da concentração de clorofila-a e variáveis limnológicas no rio Comboios (Aracruz – ES)*. 64º Congresso Nacional de Botânica Belo Horizonte, 2013.

MEYBECK, M. *River water quality global ranges, time and space variabilities, proposal for some redefinitions*. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, v. 26, n. 1, p. 81-96, 1996.

MILLER JR., G. TYLER. *Ciência Ambiental*. 11ª ed, São Paulo: Cengage Learning, 2012, 590p.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Água*. 2013. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/secex_consumo/_arquivos/3%20-%20mcs_agua.pdf>. Acesso em: 28 abr.2017.

_____. *Política Nacional da Biodiversidade (segunda versão)*. Brasília, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 41 p. 2002.

_____. *Programa Nacional de Florestas Metas e Ações Estratégicas: 2004 - 2007*. Brasília, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 2004.

_____. *Volume 1 do Plano Nacional de Recursos Hídricos, Panorama e estado dos recursos hídricos do Brasil*. 2006. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/publicacoes/agua/category/42-recursos-hidricos>>. Acesso em: 20 abr. 2017.

MONSORES, D. W., BUSTAMANTE, J. G. G., FEDULLO, L. P. L., & GOUVEIA, M. T. J. *Relato da situação ambiental com vistas à preservação da área da Floresta da Cicuta*. Relatório técnico, v. 17, 1982.

MOREIRA, A. A. *Paraíba do Sul: um rio, quatro cidades, um patrimônio socioambiental em questão*. Rio de Janeiro, 2014. 423f. Tese (Doutorado em Urbanismo) – UFRJ, Rio de Janeiro, 2014.

MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P. A qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo: Bacia do Gama-Distrito Federal. *Química Nova*, v. 33, n. 1, p. 97-103, 2010.

NASCIMENTO, C. A.; NAIME, R. Monitoramento físico-químico das águas do arroio Pampa em Novo Hamburgo (RS). *Estudos Tecnológicos*, v. 5, n. 2, p. 227-244, 2009a.

NASCIMENTO, C. A.; NAIME, R. Monitoramento de ph, temperatura, OD, DBO e condições microbiológicas das águas do arroio Pampa em Novo Hamburgo (RS). *Estudos Tecnológicos*, v. 5, n. 2, p. 227-244, 2009b.

NÓBREGA, C.C.; ROCHA, E.M.R.R.; SILVA, C.M. *Análise temporal da qualidade físico-química e microbiológica das águas dos poços localizados na área de influência de um lixão desativado: Estudo de caso do lixão do Roger – JP/PB*. In: CONGRESSO INTERNACIONAL RESAG - Gestão da água e monitoramento ambiental, 2, 2015, Aracaju. Anais... Aracaju: UNIT, 2015. Pp. 79-88. 2015.

NOGUEIRA, F. F., COSTA, I. A., PEREIRA, U. A. *Análise de parâmetros físico-químicos da água e do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Córrego da Água Branca no município de Nerópolis–Goiás*. Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2015.

NOVAES, R. C., JACOBI, P.R. *Comitês de Bacia, Capital Social, e Eficiência Institucional: Reflexões preliminares sobre influências recíprocas*. In: I Encontro da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade ANPPAS. Indaiatuba, SP. 2002.

OLIVEIRA, C. P. A; PACHECO, J. R. P; SILVA, K.N.S. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. *Revista Árvore*, v. 38, n. 6, p. 983-992, 2014.

OLIVEIRA FILHO, Paulo Costa et al. Análise da influência antrópica na qualidade da água do trecho urbano do Rio das Antas na cidade de Irati, Paraná. *Revista Tecnológica*, v. 21, n. 1, p. 53-67, 2012.

OLIVEIRA, Luciano C. et al. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro. *Engenharia Agrícola*, v. 28, n. 4, p. 770-781, 2008.

PALMIER, L. R. *A necessidade das bacias experimentais para a avaliação de eficiência de técnicas alternativas de captação de água na região Semi-árida do Brasil*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA DE CHUVA NO SEMI-ÁRIDO, 3, 2001, Petrolina, PE. Anais. Petrolina. PE: Embrapa, 2001.

PARRON, L. M. et al. *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*. Embrapa Florestas-Livro científico (ALICE), 2015.

PAULA, Felipe Rossetti et al. Influence of forest cover on in-stream large wood in an agricultural landscape of southeastern Brazil: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology*, v. 28, n. 1, p. 13-27, 2013.

PERCEBON, C. M.; BITTENCOURT, A. V. L.; DA ROSA FILHO, E. F. Diagnóstico da temperatura das águas dos principais rios de Blumenau, SC. *Boletim Paranaense de Geociências*, v. 56, p. 7-19, 2005.

PEREIRA-SILVA, Erico Fernando Lopes et al. Avaliação da qualidade da água em microbacias hidrográficas de uma Unidade de Conservação do Nordeste do estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 9, n. 3, p. 371-381, 2011.

PINHEIRO, M. R. C. *Avaliação de usos preponderantes e qualidade da água como subsídios para os instrumentos de gestão dos recursos hídricos aplicada à abacia hidrográfica do rio Macaé*. 2008.155f. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Centro Federal de Educação Tecnológica de Campos – RJ, 2008.

PINTO, Daniel Brasil Ferreira et al. Qualidade da água do Ribeirão Lavrinha na região Alto Rio Grande-MG, Brasil. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 33, n. 4, p. 1145-1152, 2009.

PINTO, L. I. C.; DINIS, L.; COSTA, M. *Comparação entre os campos de precipitação de reanálise do CPTEC e NCEP/NCAR para América do Sul*. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia Edição XIV – Florianópolis, SC; 2006.

POSSELT, E. L.; COSTA, A. B. *Software IQADData 2010*. Registro no INPI nº 10670-2, Programa de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais PPGSPI, UNISC, 2010.

PROCÓPIO, P. P.; RODRIGUES, A. M.; FERNANDES, G. M. *Efeito do uso e ocupação do solo na qualidade da água na micro-bacia do Córrego Banguelo-Contagem*. *Revista Ambiente & Água*, v. 7, n. 3, p. 598-613, 2012.

QUEIROZ, M.M.F.; IOST, C.; GOMES, S.D.; VILAS BOAS, M.A. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 5, n. 4, p. 200-210, 2010.

REBOUÇAS, A. C. Água e desenvolvimento rural. *Estudos Avançados*, v. 15, n. 43, p. 327-344, 2001.

RESENDE, W. X.; SOUZA, R. M. Concepções e controvérsias sobre áreas verdes urbanas. *In: Território, Planejamento e Sustentabilidade: conceitos e práticas*. São Cristóvão: Editora UFS, 2009.

RIBEIRO, E. V. *Avaliação da qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora-MG: Metais pesados e atividades antropogênicas*. Belo Horizonte: 2010. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Geociências. Belo Horizonte, 2010.

RIBEIRO, R. A. F. *Relações tróficas e limnológicas no reservatório de Itaipu: uma análise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planctônicas*. 2006. 154f. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, SP. 2006.

RIO DE JANEIRO. Governo do Estado do Rio de Janeiro. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Projetos Especiais. Fundação Instituto Estadual de Florestas. Diretoria de Conservação da Natureza. *Plano de Manejo Floresta da Cicuta*. Rio de Janeiro: DCN, 1992. 19 p.

RÍOS-VILLAMIZAR, E. A.; MARTINS JUNIOR, A. F.; WAICHMAN, A. V. Caracterização físico-química das águas e desmatamento na bacia do rio Purus, Amazônia Brasileira Ocidental. *Revista Geografia Acadêmica*, v. 5, n. 2, p. 54-65, 2011.

RODRIGUES, J. *Qualidade e Conservação das Águas da Bacia do Rio Paraíba do Sul no Município de Campos dos Goytacazes- RJ*. Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos, v. 3, 2013.

SCHNEIDER, R. M. et al. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó. *Acta Scientiarum Technology*, v. 33, n. 3, p. 295-303, 2011.

SCHWARZENBACH, Réne P. et al. *Global water pollution and human health*. Annual Review of Environment and Resources, v. 35, p. 109-136, 2010.

SHAKIR, L.; EJAZ, S.; ASHRAF, M.; AHMAD, N.; JAVEED, A. Characterization of tannery effluent wastewater by proton-induced X-ray emission (PIXE) analysis to investigate their role in water pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 19, n. 2, p. 492-501, 2012.

SILVA, Ana Elisa Pereira et al. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. *Acta amazônica*, v. 38, n. 4, p. 733-742, 2008.

SILVA, Fabio Laurindo et al. Avaliação da importância da unidade de conservação na preservação da diversidade de Chironomidae (Insecta: Diptera) no córrego Vargem Limpa, Bauru, Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, v. 29, n. 4, p. 401-405, 2007.

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia – SP. *Química Nova*, v. 29, n. 4, p. 689-694, 2006.

SILVA, P.E. *A influência da mata ciliar na qualidade da água em dois rios na área rural de Foz do Iguaçu – PR*. 2009. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Faculdade Dinâmica de Cataratas, União Dinâmica de Faculdade Cataratas. Foz do Iguaçu, 2009.

SIQUEIRA, G. W.; MIGUÉIS, A. M. B.; APRILE, F. M. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará-Brasil). *Acta Amazonica*. v. 42, n. 3, p. 413-422, 2012.

SILVA, G. S.; MIOLA, S.; SILVA, G. S.; SOUSA, E. R. *Avaliação da qualidade das águas do rio São Francisco Falso, tributário do reservatório de itaipu, Paraná*. 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S010046702010000300011&script=sci_arttext>. Acesso em: 05 de jul de 2017.

SIRIGATE, P.; STADLER, C.C.; OROSKI, F.I.; KOVALESKI, J.L. *Gestão da qualidade ambiental da água de mananciais de abastecimento público como estratégia de redução de custos*. In: XXX Encontro Nacional de Engenharia de Produção – Porto Alegre-RS; 2005.

SOUZA, Diego. S. et al. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 13, p. 329-338, 2008.

SOUZA, Hilton Marcelo et al. Avaliação dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do Córrego Figueira pertencente à microbacia do Queima-Pé de Tangará da Serra/MT. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, v. 5, n. 2, p. 110-124, 2008.

SOUZA, M. C. *Influência da mata ciliar na qualidade da água de trecho do rio Jacarecica – Maceió/AL*. Alagoas: 2012. 171p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação Recursos Hídricos e Saneamento) – UFAL, Alagoas, 2012

SOUZA SILVA, Ana Paula. et al. Qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. *Revista Árvore*, v. 33, n. 6, p. 1063-1069, 2009.

TAKIYAMA, L. R. et al. *Qualidade das águas das ressacas das bacias do Igarapé da Fortaleza e do Rio Curiaú*. Diagnóstico das ressacas de Estado do Amapá: Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Curiaú. Macapá: CPAQ/IEPA, p. 81-104, 2004.

TAMBOSI, L. R. et al. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estudos avançados*, v. 29, n. 84, p. 151-162, 2015.

TERCINI, J. R. B. *Modelagem da qualidade da água integrando rio e reservatório*. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Politécnica. Universidade de São Paulo, 2014.

TREVISAN, A. B. *Estudos e modelagem da qualidade da água do Rio Papaquara*. Santa Catarina: 2011. Dissertação (Mestrado). Pós-Graduação em Engenharia Química. UFSC. Santa Catarina, 2011.

TUNDISI, J. G (Ed.). *Recursos hídricos no Brasil problemas desafios e estratégias para o futuro*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014, 76 p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. *Biota Neotropica*, v.10, n.4, p.67-75, 2010.

VANZELA, L. et al. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 1, p.55-64, 2010.

VASCO, A. N. et al. *Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil*. 2011.

VASCONCELLOS, F.C.S.; IGANCI, J. R. V.; RIBEIRO, G. A. Qualidade microbiológica da água do rio São Lourenço, São Lourenço do Sul, Rio Grande do Sul. *Arquivos do Instituto Biológico*, v. 73, n. 2, p. 177-181, 2006.

VENTURIERI, A., FIGUEIREDO, R. D. O., WATRIN, O. D. S., MARKEWITZ, D. *Utilização de imagens Landsat e CBERS na avaliação da mudança do uso e cobertura da terra e seus reflexos na qualidade da água em microbacia hidrográfica do município de Paragominas, Pará*. In Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia. Anais... São José dos Campos: INPE, 2005.

VIBRANS, A. C. *A recuperação da cobertura florestal numa sub-bacia do rio Itajaí em Santa Catarina entre 1956 e 2000*. In: SEMINÁRIO BRASILEIRO DE SOLOS, 11. 2003, Belo Horizonte. Anais... Belo Horizonte: INPE, p. 611-618, 2003.

VON SPERLING, M. *Estudos e Modelagem da qualidade a água de rios*. 2. ed, Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014, 592p.

_____. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3.ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

_____. *Estudos de Modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 588p, 2007.

ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. *Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico*. 2012. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/eagri/v30n4/17.pdf>>. Acesso em: 18 de set de 2017.