

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA APLICADA

KARINE ANDRÉA DA COSTA

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO VERDE, PONTA GROSSA, PR,
ATRAVÉS DE ANÁLISE MULTIVARIADA E APLICAÇÃO DE ÍNDICES DE
QUALIDADE

PONTA GROSSA
2018

KARINE ANDRÉA DA COSTA

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO VERDE, PONTA GROSSA, PR,
ATRAVÉS DE ANÁLISE MULTIVARIADA E APLICAÇÃO DE ÍNDICES DE
QUALIDADE

Dissertação apresentada para a obtenção do
título de Mestre em Química Aplicada no
Programa de Pós-Graduação em Química
Aplicada da Universidade Estadual de Ponta
Grossa.

Orientadora: Profa. Dra. Elizabeth Weinhardt
O. Scheffer

PONTA GROSSA
2018

Ficha Catalográfica
Elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

C837 Costa, Karine Andréa da
Avaliação da qualidade da água do rio Verde, Ponta Grossa, PR, através de Análise Multivariada e aplicação de índices de qualidade/ Karine Andréa da Costa. Ponta Grossa, 2018.
87f.

Dissertação (Mestrado em Química Aplicada - Área de Concentração: Química), Universidade Estadual de Ponta Grossa.
Orientadora: Prof^a Dr^a Elizabeth Weinhardt O. Scheffer.

1.Rio Verde. 2.IQA. 3.Avaliação ambiental. 4.Análise Multivariada. I.Scheffer, Elizabeth Weinhardt O.. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Mestrado em Química Aplicada. III. T.

CDD: 543.38

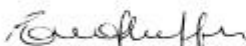
TERMO DE APROVAÇÃO

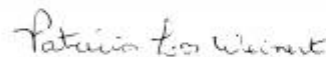
KARINE ANDRÉA DA COSTA

**"AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO VERDE,
PONTA GROSSA, PR, ATRAVÉS DE ANÁLISE MULTIVARIADA E
APLICAÇÃO DE ÍNDICES DE QUALIDADE".**

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Química Aplicada da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora.

Orientador:


Profa.Dra. Elizabeth Weinhardt de Oliveira Scheffer
UEPG/PR


Profa. Dra. Patrícia Los Weinert
UEPG/PR


Prof. Dr. Ciro Mauricio Zimmermann
UTFPR/PR

Ponta Grossa, 01 de março de de 2018.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a minha mãe, Maria Dias da Costa (*in memoriam*), que enquanto viveu cultivou à sua volta tanto amor, tanta bondade e beleza que nem mil vidas poderão apagar a marca que ela deixou, por ter sido o meu porto seguro e me ensinado a nunca desistir.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que contribuíram com essa pesquisa.

Ao meu pai Gentil Felix da Costa, pela dedicação, apoio incondicional, pelo amor e incentivo nas horas difíceis.

Aos meus irmãos e demais familiares, pelo carinho e apoio.

Aos meus amigos, em especial ao Diego Hellmann, por ser mais que um amigo, por toda ajuda e apoio, sem o qual seria muito complicada a realização desse sonho.

Um agradecimento especial a minha orientadora, Elizabeth Weinhardt Oliveira Scheffer, por tornar essa pesquisa possível, assim como pela compreensão, paciência e principalmente pelo carinho e amizade.

Agradeço também aos professores Patrícia Los Weinert, Estevan Luiz da Silveira, pelo auxílio na realização desse trabalho.

A todos os alunos e professores do Laboratório L13 pelo carinho e companheirismo.

Meus sinceros agradecimentos a todos.

*“E guardemos a certeza pelas próprias dificuldades já superadas, que não há
mal que dure para sempre” (Chico Xavier).*

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar e interpretar os parâmetros químicos e físicos, relacionados à qualidade da água do Rio Verde, Ponta Grossa, Paraná, expressando através dos Índices de Estado Trófico (IET), Índice de Qualidade da Água para Proteção da Vida Aquática (IQApva), Índice de Qualidade da Água da CETESB (IQA), do *Canadian Council of Ministers of the Environment* (IQA_{CCME}) e submetendo à Análise Multivariada. Dessa forma, espera-se ao identificar as possíveis fontes e cargas poluidoras das águas superficiais da bacia hidrográfica do Rio Verde, avaliar de que maneira os índices aplicados expressam efetivamente o impacto ocorrido. As amostras foram coletadas em 4 pontos do rio durante 12 meses. Verificou-se tendência à eutrofização apontado pelo IET, sendo a concentração de fósforo superior ao limite estabelecido pela legislação, determinante para essa situação. O IQApva indicou qualidade da água “ruim” no ponto a jusante da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), onde o impacto é evidente, provavelmente pelo fato da vazão do efluente estar acima da capacidade do rio em receber o aporte. Essa mesma avaliação foi dada pelo IQA-CETESB e IQA-CCME. Nos pontos 1 e 2 a qualidade da água mostrou-se “boa” segundo o IQA-CETESB, mas apenas “marginal” pelo IQA-CCME. Esse índice classificou a água coletada no Ponto 3 também como “marginal”, que para o IQA-CETESB ainda apresentava qualidade “média”. Considerou-se, neste trabalho que o IQA-CCME expressou de forma mais real o estado de conservação do rio. Através da análise multivariada, foi possível apontar que o impacto causado nos pontos 1 e 2 é praticamente somente pelas atividades agrícolas no entorno do rio, enquanto nos pontos 3 e 4, ocorre grande influência da matéria orgânica proveniente de esgotos urbanos sem o tratamento adequado e pela ETE.

PALAVRAS-CHAVE: Rio Verde, IQA, Avaliação Ambiental, Análise Multivariada.

ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate and interpret the chemical and physical parameters related to the water quality of the Verde River, Ponta Grossa, Paraná State, expressing through the Trophic State Indexes (TSI), Water Quality Index for Protection of Aquatic Life, the Water Quality Index of CETESB (WQI), the Canadian Council of Ministers of the Environment (WQI-CCME) and submitting to the Multivariate Analysis. In this way, it is expected to identify the possible sources and pollutant loads of the surface waters of the Verde river watershed, to evaluate how the applied indices effectively express the impact. Samples were collected at 4 river points for 12 months. There was a tendency for eutrophication indicated by the TSI, with the concentration of phosphorus higher than the limit established by the legislation, which is decisive for this situation. The IQApva indicated "bad" water quality at the point downstream of the Sewage Treatment Station, where the impact is evident, projected by the fact that the effluent void is above the river capacity to receive delivery. The same evaluation was given by WQI-CETESB and WQI-CCME. In points 1 and 2 a water quality is shown as "good" according to WQI-CETESB, but only "marginal" by WQI-CCME. This index classified the water collected in Point 3 as "marginal", which for the WQI-CETESB still had "medium" quality. It was considered in this work that the WQI-CCME expressed in a more real way the state of conservation of the river. Through the multivariate analysis, it was possible to indicate that the impact caused in points 1 and 2 is practically only for the agricultural activities in the surroundings of the river, whereas in points 3 and 4, there is a great influence of the organic matter coming from urban sewage without adequate treatment and by the ETE.

KEYWORDS: Verde River, Water Quality Index, Environmental Assessment, Multivariate Analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Unidades Hidrográficas do Paraná	33
Figura 2 – APA da Escarpa Devoniana no Paraná	34
Figura 3 – Pontos de amostragem ao longo do Rio Verde	37
Figura 4 – (A) Foto aérea e (B) no local correspondente ao Ponto 1	38
Figura 5 – (A) Foto aérea e (B) no local correspondente ao Ponto 2	38
Figura 6 – (A) Foto aérea e (B) no local correspondente ao Ponto 3	39
Figura 7 – (A) Foto aérea e (B) no local correspondente ao Ponto 4	39
Figura 8 – Fotos nos 4 pontos estudados da Bacia do Rio Verde	41
Figura 9 – Escores CP1 x CP2 para as amostras coletadas no Rio Verde.	
▲ Ponto 1; □ Ponto 2; ◆ Ponto 3 ■ Ponto 4.....	71

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Índices da Qualidade de Água de vários países.....	19
Quadro 2 - Faixas e índice de qualidade para o IQA-CETESB.....	21
Quadro 3 - Parâmetros empregados no cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA) e respectivos pesos.....	21
Quadro 4 - Escala de Categorias do IQA-CCME.....	24

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Variação da Alcalinidade da água nos 4 pontos estudados durante 12 meses	47
Gráfico 2 – Variação da Condutividade nos 4 pontos estudados durante 12 meses	49
Gráfico 3 – Variação da concentração de Oxigênio Dissolvido nos 4 pontos estudados durante 12 meses	50
Gráfico 4 – Variação da concentração de Cloreto Dissolvido na água nos 4 pontos estudados durante 12 meses	51
Gráfico 5 – Variação da Demanda Bioquímica de Oxigênio nos 4 pontos estudados durante 12 meses.....	52
Gráfico 6 – Variação de Sólidos Totais e Turbidez na água nos 4 pontos estudados durante 12 meses.....	53
Gráfico 7 – Variação de Nitrogênio Total nos 4 pontos estudados durante 12 meses.....	55
Gráfico 8 – Variação de Nitrogênio Amoniacal nos 4 pontos estudados durante 12 meses.....	56
Gráfico 9 – Variação de Fósforo nos 4 pontos estudados durante 12 meses.....	57
Gráfico 10 – Variação de Clorofila-a nos 4 pontos estudados durante 12 meses.....	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Curvas de normalização para amônia total e OD, com os respectivos fatores de normalização e estados da qualidade.....	26
Tabela 2 – Índice de Estado Trófico para o Rio Verde em 12 meses.....	60
Tabela 3 – Índice de qualidade da Água para Vida Aquática para o Rio Verde em 12 meses.....	62
Tabela 4 - Médias e desvio padrão dos resultados obtidos para os parâmetros aquáticos analisados nos 4 pontos estudados do Rio Verde.....	63
Tabela 5 – Índice de Qualidade Da Água (IQA CETESB).....	64
Tabela 6 – Resultado do IQA-CCME e seus fatores.....	65
Tabela 7 – Autovalores e variância total explicada pelas componentes principais.....	67
Tabela 8 – Matriz de correlação.....	68
Tabela 9 – Pesos das variáveis na composição das componentes principais....	69

LISTA DE SIGLAS

APA	Área de Proteção Ambiental
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CL	Clorofila
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IET	Índice de Estado Trófico
IQA	Índices de Qualidade de Água
IQA _{PVA}	Índice de Qualidade da Água para Vida Aquática
NSF	National Sanitation Foundation
OD	Oxigênio Dissolvido
PCA	Principal Component Analysis
pH	Potencial Hidrogênionico
PT	Fósforo Total
USEPA	United States Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
2.1 Qualidade da Água.....	17
2.2 Índice de Qualidade das Águas.....	18
2.2.1 IQA-CETESB.....	20
2.2.2 IQA-CCME.....	21
2.2.3 IQA _{PVA} – Índice de Qualidade da Água para Vida Aquática.....	25
2.2.4 IET - Índice de Estado Trófico.....	26
2.3 Parâmetros físico-químicos e a Análise Multivariada.....	28
2.4 Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos de Qualidade.....	29
2.4.1 Parâmetros biológicos.....	29
2.4.2 Parâmetros Químicos.....	29
2.4.3 Parâmetros físicos.....	32
2.5 Características da área de estudo.....	33
3. OBJETIVOS.....	36
3.1 Objetivo Geral.....	36
3.2 Objetivos Específicos.....	36
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	37
4.1 LOCAIS DE AMOSTRAGEM.....	37
4.2 TÉCNICAS DE AMOSTRAGEM.....	41
4.2.1 Limpeza dos Materiais.....	41
4.2.2 Coleta das amostras.....	42
4.3 Metodologia de Análise.....	42
4.3.1 Oxigênio dissolvido, Temperatura e Condutividade.....	42
4.3.2 pH e Turbidez.....	42
4.3.3 Alcalinidade Total.....	42
4.3.4 Cloreto Dissolvido.....	42
4.3.5 Sólidos Totais.....	43
4.3.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	43
4.3.7 Coliformes Fecais.....	43

SUMÁRIO

4.3.8 Fósforo.....	43
4.3.9 Nitrogênio Total.....	43
4.3.10 Amônia.....	44
4.3.11 Clorofila-a	44
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
5.1 Parâmetros Físico-químicos.....	45
5.1.1 Temperatura ambiente e temperatura da água.....	45
5.1.2 Alcalinidade, pH e Condutividade.....	46
5.1.3 Oxigênio Dissolvido.....	49
5.1.4 Cloreto Dissolvido.....	50
5.1.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	52
5.1.6 Turbidez e Sólidos Totais.....	53
5.1.7 Nitrogênio Total e Nitrogênio Amoniacal.....	54
5.1.8 Fósforo Total.....	56
5.1.9 Clorofila a	58
5.2 ÍNDICES DE QUALIDADE.....	59
5.2.1 Índice de Estado Trófico (IET)	59
5.2.2 IQA _{PVA} – Índice de Qualidade da Água para Vida Aquática	61
5.2.3 IQA-CETESB.....	63
5.2.4 IQA-CCME.....	65
5.3 Análise Multivariada.....	66
6. CONCLUSÃO.....	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	75
ANEXOS.....	81

1. INTRODUÇÃO

Entender os processos que ocorrem nos diversos compartimentos ambientais é imprescindível para que se avance no conhecimento sobre os ecossistemas e para que se possa atuar corretamente sobre as causas quando alterações são encontradas. Isso somente é possível quando se dispõe de um conjunto de informações confiáveis obtidas a partir de observações e pesquisas sobre o meio (BRAGA, PORTO e TUCCI, 2006).

Nas bacias hidrográficas, diversos processos físicos, químicos e biológicos ocorrem simultaneamente, interagem entre si e determinam a qualidade da água. Condições inadequadas de qualidade de água prejudicam o crescimento, a reprodução, a saúde, a sobrevivência e até mesmo a qualidade dos peixes e de toda biota aquática (KUBITZA, 2003).

Embora a água seja considerada um recurso natural renovável, a crescente impactação das fontes naturais, devido ao adensamento populacional e a evolução das atividades econômicas, tem tornado a sua degradação um problema de saúde pública. A poluição dos rios é fortemente afetada pelas atividades agrícolas, domésticas e industriais. Contribuem para isso o lançamento inadequado de efluentes (sanitários e industriais), o uso indiscriminado de fertilizantes e agrotóxicos, a ocupação desordenada dos espaços geográficos com construções nas margens dos rios e a destruição de matas ciliares, entre outros fatores considerados pressões antropogênicas (BEGHELLI, 2015).

Estudos sobre os recursos hídricos ajudam na compreensão dos efeitos impactantes das atividades humanas nestes ambientes e fornecem ferramentas para sua gestão, conservação e mesmo recuperação. Para o diagnóstico da qualidade da água são utilizados indicadores físicos, químicos e biológicos, pretendendo-se a partir do conhecimento e da divulgação desses dados sensibilizar a população em geral, e as autoridades, fomentando políticas públicas de recuperação e preservação dos recursos hídricos (CETESB, 2017; BEGHELLI, 2015).

O monitoramento da qualidade da água em bacias hidrográficas é um procedimento amplo, e pode ser realizado com a finalidade de diagnóstico, implementação do enquadramento dos rios que compõem a bacia, e/ou

verificação das condições de qualidade daqueles sem enquadramento. Para tanto, frequentemente são utilizados vários parâmetros indicadores de qualidade que expressam as condições dos corpos d'água. Medições periódicas durante um tempo prolongado aumentam significativamente o valor informativo dos dados obtidos (MORETTO et al, 2012;ALMEIDA, 2014).

Entretanto, o grande número de parâmetros analisados no monitoramento pode trazer dificuldades na interpretação dos resultados, exigindo conhecimentos específicos na área. Por isso, tem-se a proposta de que as informações a respeito da água sejam consolidadas em índices de qualidade. Essa forma pode facilitar o entendimento e a divulgação sobre a real situação da qualidade da água para toda a sociedade (ALMEIDA, 2014). A divulgação dos resultados é parte complementar e de grande importância em qualquer sistema de monitoramento ambiental. Na Lei 9.433/1997, por exemplo, é priorizada por meio do instrumento Sistema de Informação sobre Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Neste aspecto, o uso de índices de qualidade de água é uma forma que programas de monitoramento de águas superficiais podem adotar para acompanhar, através de informações resumidas, a qualidade dos recursos hídricos, ao longo da bacia hidrográfica ou ao longo do tempo (TOLEDO et al., 2002).

Os Índices de Qualidade de Água (IQAs) combinam matematicamente resultados dos parâmetros e fornecem uma descrição geral e de fácil compreensão da condição do corpo d'água. A agregação de vários parâmetros em um único resultado, facilita dentre outras coisas, o entendimento da sua tendência temporal e espacial. (SPERLING, 2009; ALMEIDA, 2014).

Outra técnica que permite a redução dos dados e a interpretação de diversos constituintes individualmente é a estatística multivariada. A associação entre amostras e variáveis possibilita identificar a tendência dos fatores que influenciam o corpo hídrico. A análise de componentes principais permite a redução de variáveis através de critérios objetivos, sendo de grande valia no estudo ambiental de bacias e corpos hídricos (GIRÃO et al, 2007).

A preservação da qualidade dos corpos hídricos que compõem a Bacia e a sua biota são fundamentais para a manutenção do equilíbrio de um

ecossistema. Atualmente há uma carência de informações a respeito de pequenas bacias hidrográficas, como é o caso da bacia do Rio Verde, objeto desse estudo, e assim, o levantamento de dados nesses ambientes é de grande relevância.

No caso do Rio Verde, deve-se destacar, que ele é o principal tributário do Rio Pitangui, manancial de abastecimento público da cidade de Ponta Grossa, sendo sua preservação uma questão de segurança à população. Acreditamos também, que o desenvolvimento deste trabalho, com emprego de índices de qualidade e de análise estatística, poderá incentivar esse tipo de abordagem na gestão de microbacias, permitindo tornar público os resultados e envolver toda a sociedade em medidas de preservação.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Qualidade da Água

Ao longo da história da humanidade, a água sempre foi o gatilho sustentador das civilizações, sendo que até a década de 1960, o maior interesse era em sua quantidade. Porém, nas últimas décadas, a preocupação com a qualidade da água ganhou destaque. No século XXI, a disponibilidade da água passou a estar associada também a sua qualidade, e atender a essa demanda é um dos maiores desafios na atualidade, pois trata-se de enfrentar ao mesmo tempo a escassez e o comprometimento na qualidade dos recursos hídricos disponíveis (SADIQ et al, 2014; PAIVA, 2001).

O controle ambiental da qualidade da água proposto no Brasil pela Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997), faz parte das medidas de gerenciamento dos recursos hídricos e visa colaborar com a minimização dos impactos negativos ao meio ambiente. Esse controle deve contribuir para a redução de problemas decorrentes da poluição e que venham comprometer o aproveitamento múltiplo e integrado da água (BRAGA, PORTO e TUCCI, 2006; VON SPERLING, 2007).

A Lei 9.433/1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, evidencia a proteção dos recursos hídricos, de modo que possam se manter para as futuras gerações, tanto qualitativamente, de acordo com os padrões dos seus respectivos usos, quanto quantitativamente (BRASIL, 1997).

Atualmente, no Brasil, a Resolução 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005) contém a classificação a ser aplicada aos recursos hídricos indicando as possibilidades de uso associadas à sua qualidade, através de diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos (CONAMA, 2005). Ao todo, são 5 classes de usos de água, dependendo da mudança dos respectivos padrões dos parâmetros, a depender da salinidade da água (doces, salobras e salinas) (CETESB, 2016). Para tanto, são atribuídos valores, ou limites para aproximadamente 100 parâmetros aquáticos, que, combinados, produzem um efeito sinérgico e apontam para a real condição que interfere na vida aquática e/ou no uso que se pretende fazer do recurso hídrico (BRAGA, 2005). É nesse sentido, do somatório de fatores determinando a qualidade da água, que o uso de índices desperta o interesse nesta pesquisa, na

qual busca-se não apenas aplicar, mas aprimorar o uso dessa ferramenta já consolidada.

2.2 Índice de Qualidade das Águas

Os Índices de Qualidade da Água (IQA) expressam em um único valor numérico o resultado de uma extensa lista de parâmetros e as suas concentrações, obtidas na análise de uma amostra (ABBASI e ABBASI, 2012).

O IQA pode ter ganho destaque durante as últimas 3 décadas, mas o conceito em sua forma rudimentar foi primeiro introduzido há mais de 150 anos - em 1848 - na Alemanha, onde a presença ou ausência de certos organismos na água foi utilizada como indicador da aptidão de uma fonte de água (LUMB et al, 2006). Desde então, vários países europeus têm desenvolvido e aplicado sistemas diferentes para classificar a qualidade das águas em suas regiões. Estes sistemas de classificação são, geralmente, de dois tipos: (i) aqueles que se preocupam com a quantidade de poluição presente, e (ii) aqueles preocupados com as comunidades que vivem de organismos macroscópicos ou microscópicos (BROWN et al, 1970; PRATI et al, 1971; DINIUS, 1987).

Várias metodologias têm sido desenvolvidas para a elaboração de IQAs, dentre elas a mais utilizada é a da *National Sanitation Foundation* (NSF), que foi adaptada no Brasil pela CETESB e está em uso desde a década de 70 (CETESB, 2017).

A tendência de qualidade expressa através de um índice pode estar relacionada aos diversos usos da água, a exemplo de: abastecimento humano, proteção da vida aquática, estado trófico, biodiversidade, etc. (VON SPERLING, 2007). O quadro 1 mostra alguns índices de qualidade criados por vários países e os parâmetros que eles consideram.

Quadro 1 - Índices da Qualidade de Água de vários países

Ano	Índice	País	Parâmetros
	Idaho	Estados Unidos	OD, turbidez, fosfatos totais, coliformes fecais, C.E.
1970	WQI NSF	Estados Unidos	Temperatura, pH, OD, DBO5, SDT, turbidez, coliformes fecais, nitratos e fosfatos.
1975	IQA CETESB	Brasil	Temperatura, pH, OD, DBO5, SDT, turbidez, coliformes fecais, nitrogênio total e fósforo total.
1980	Oregon	Estados Unidos	Temperatura, pH, OD, DQO, ST, nitratos e amônia, fósforo total e coliformes fecais.
1981	ICG	Espanha	Básicos: OD, DQO, DBO5, SST, nitratos, pH, CE, coliformes e fosfatos totais. Complementares: cloretos, sulfatos, detergentes, cianetos, fenóis, cromo hexavalente, Ca, Mg, Na, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn.
1998	ICAOBJ	Chile	OD, DBO5 e coliformes fecais
1998	Leon	México	Temperatura, pH, OD, DBO5, DQO, SST, nitratos, amônia, fosfatos, alcalinidade, dureza, fenóis, cloretos, coliformes totais e fecais.
2001	CCME	Canadá	As variáveis que são excedidas de acordo com os regulamentação do país são consideradas
2003	ICA Cade-Idepe	Chile	Obrigatórios: pH, OD, CE, coliformes fecais, DBO5, SS. Relevantes: Todos aqueles que ultrapassem o valor da legislação.
2004	ICAUCA	Colômbia	pH, OD, cor, turbidez, DBO5, nitrogênio total, fósforo total, ST, SST e coliformes fecais.
2007	UWQI	Comunidade Europeia	Cadmio, cianeto, mercúrio, selênio, arsênio, fluoreto, nitratos, OD, DBO5, fosforo total, pH e coliformes totais.

Fonte: Adaptado de BIANNY, 2016

2.2.1 IQA-CETESB

A NSF que desenvolveu a metodologia do IQA, posteriormente adaptada no Brasil, é uma organização independente, sem fins lucrativos, e que fez esse trabalho baseado em uma consulta de opinião de 142 especialistas em gestão da qualidade da água, através do Método *Delphi*. Foram selecionados, dentre vários parâmetros, os mais significativos e para eles foram atribuídos pesos de acordo com sua relevância. Então, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade da água de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro, as quais, posteriormente foram sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro (CETESB, 2017).

No Brasil, a CETESB adaptou o índice criado pela NASF, sendo que os parâmetros que compõem o IQA-CETESB são nove: oxigênio dissolvido (OD); coliforme termotolerantes ou *Escherichia coli*; pH; demanda bioquímica de oxigênio (DBO); temperatura da água; nitrogênio total; fósforo total; turbidez e resíduo total (ANA, 2017). Para aplicação do IQA-CETESB é necessário que estes parâmetros sejam analisados todos em uma mesma campanha (CETESB, 2016). Então, o IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros conforme a Equação 1:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

Fonte: CETESB, 2016.

Onde:

IQA – índice de qualidade da água, um número de 0 a 100

q_i = qualidade do parâmetro i obtido através da curva média específica de qualidade;

w_i = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1.

Os valores do índice variam entre 0 e 100, conforme especificado a seguir:

Quadro 2 - Faixas e índice de qualidade para o IQA-CETESB

NÍVEL DE QUALIDADE	FAIXA
EXCELENTE	$91 < IQA \leq 100$
BOM	$70 < IQA \leq 90$
MÉDIO	$51 < IQA \leq 70$
RUIM	$26 < IQA \leq 50$
MUITO RUIM	$0 \leq IQA \leq 25$

Fonte: Adaptado de CETESB, 2017.

Os pesos (w) dos parâmetros que compõe o IQA da CETESB foram fixados em função da sua importância para a conformação global da qualidade da água conforme (Quadro 3):

Quadro 3 - Parâmetros empregados no cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA) e respectivos pesos:

PARÂMETROS	PESOS
Oxigênio dissolvido	$w = 0,17$
Coliformes fecais	$w = 0,15$
Potencial hidrogeniônico	$w = 0,12$
DBO	$w = 0,10$
Temperatura	$w = 0,10$
Nitrogênio Total	$w = 0,10$
Fósforo Total	$w = 0,10$
Turbidez	$w = 0,08$
Resíduo Total	$w = 0,08$

Fonte: CETESB, 2016

2.2.2 IQA-CCME

Um índice que ainda é pouco utilizado no Brasil, porém um dos mais utilizados no Canadá, é o IQA-CCME, tendo em vista sua abrangência, por incorporar a totalidade dos resultados dos parâmetros analisados, e por sua flexibilidade, por não exigir um conjunto rígido de parâmetros a serem analisados (ALMEIDA, 2014). Com o intuito de simplificar os relatórios de qualidade da água, foi criado pelo *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME) em 2001, através do trabalho da subcomissão técnica formada por dois grupos, *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME) *Water Quality*

Guidelines Task Group em cooperação com o CCME *State of the Environment Task Group* (ALMEIDA, 2014).

O IQA-CCME adota uma metodologia estatística, baseada na frequência das falhas relativas às condições de qualidade da água, indicadas pela legislação vigente, através dos padrões de qualidade da água (ALMEIDA, 2014). Esse índice é bastante flexível, pois pode-se variar o número de parâmetros analisados e, também, o número de campanhas a serem realizadas, sendo recomendado o mínimo de quatro parâmetros, monitorados pelo menos em quatro campanhas de amostragem, podendo ser aplicado para rios, lagos ou fluxos.

Atualmente, o IQA-CCME é empregado por muitos departamentos de meio ambiente provinciais, territoriais e organizações de bacia hidrográfica no Canadá. Também podem ser citados os trabalhos de Mostafaei (2014) que estudou as variações espaciais e temporais dos parâmetros físicos, químicos e biológicos durante um período de 36 anos em dez locais diferentes do Rio Kashkan no Canadá, de Lumb e colaboradores (2006) que examinaram a qualidade da água da bacia do rio Mackenzie também no Canadá, a avaliação do rio Yamuna, na Índia, realizada por Paliwal e colaboradores (2007) em quatro locais durante um período de 10 anos, sendo que em todos esses trabalhos o resultado foi expresso aplicando-se o índice IQA-CCME, e obtendo-se resultados satisfatórios. A eficácia do índice IQA-CCME para avaliar a água potável também foi verificada por Marques e colaboradores (2007).

Esse índice é baseado na combinação de três fatores: (i) escopo ou alcance, (ii) frequência e (iii) amplitude, para produzir um único número cuja dimensão possa refletir a qualidade da água (ALDAR, 2014).

Segundo Almeida (2014), o *Alcance* é o percentual de parâmetros de qualidade da água não conformes com os respectivos padrões, por pelo menos uma vez durante o período de tempo monitorado; a *Frequência* é o percentual de valores padrões que foram violados; e a *Amplitude* é o valor pelo qual os valores padrões foram violados, para mais quando o padrão exigir um valor máximo permitido ou para menos quando o padrão exigir um valor mínimo permitido.

O cálculo do Alcance (F1) (Equação 2) é feito pela porcentagem de parâmetros que não estão em conformidade com os seus padrões, definidos pela legislação vigente, pelo menos uma vez durante o período de tempo considerado, em relação ao número total de parâmetros medidos (ALMEIDA, 2014).

$$F1 = \frac{N^{\circ} \text{ de parâmetros não conformes}}{N^{\circ} \text{ total de parâmetros}} \times 100 \quad (2)$$

Fonte: ALMEIDA, 2014.

O cálculo da Frequência (Equação 3) é feito pela porcentagem de análises individuais que não atendem aos padrões estabelecidos para seus parâmetros (ALMEIDA, 2014).

$$F2 = \frac{N^{\circ} \text{ de análises não conformes}}{N^{\circ} \text{ total de análises}} \times 100 \quad (3)$$

Fonte: ALMEIDA, 2014.

E a amplitude (F3) é calculada dividida em três partes: discrepâncias (Δ), soma normalizada das discrepâncias ($\sum n\Delta$), e por fim o cálculo da amplitude.

A discrepância (i) (Equação 4) refere-se a análise que teve resultado acima dos valores máximos expressos na legislação, para um determinado parâmetro aquático.

$$Discrepância_i = \left(\frac{\text{Valor da análise não conforme}_i}{Padrão_i} \right) - 1 \quad (4)$$

Fonte: ALMEIDA, 2014.

Quando o resultado da análise for inferior ao valor mínimo estabelecido pela legislação vigente, calcula-se a discrepância j (Equação 5).

$$Discrepância_j = \left(\frac{Padrão_j}{\text{Valor da análise não conforme}_j} \right) - 1 \quad (5)$$

Fonte: ALMEIDA, 2014.

Após os cálculos das discrepâncias, somam-se os dois valores das discrepâncias das análises individuais com relação aos padrões estabelecidos dividindo o resultado pelo número total de análises (Equação 6).

$$\Sigma n\Delta = \sum_{i=1}^n \frac{Discrepância_i}{N^{\circ} \text{ total de análises}} \quad (6)$$

Fonte: ALMEIDA, 2014.

O F3 é então calculado (Equação 7) por uma função assintótica, a qual escalona a soma normalizada das discrepâncias ($\Sigma n\Delta$), para se obter uma variação entre 0 e 100.

$$F3 = \left(\frac{\Sigma n\Delta}{0,01 * \Sigma n\Delta + 0,01} \right) \quad (7)$$

Fonte: ALMEIDA, 2014.

O índice IQA-CCME é então calculado (Equação 8), pela soma dos fatores (F1, F2, F3) como se fossem vetores, ou seja, a soma dos quadrados de cada fator é, por conseguinte, igual ao quadrado do índice (ALMEIDA, 2014).

$$IQA - CCME = 100 - \left[\frac{\sqrt{(F1)^2 + (F2)^2 + (F3)^2}}{1,732} \right] \quad (8)$$

Fonte: ALMEIDA, 2014.

O resultado obtido, é expresso em 5 categorias, conforme quadro abaixo:

Quadro 4 - Escala de Categorias do IQA-CCME

CATEGORIA	FAIXA DE VALOR	CONDIÇÕES DE QUALIDADE PARA O USO PRETENDIDO DA ÁGUA
EXCELENTE	95–100	Alcançadas durante todo o tempo
BOM	80–94	Esporadicamente se afastam
MEDIANA	65–79	Eventualmente se afastam
MARGINAL	45–64	Frequentemente se afastam
RUIM	0–44	Sempre ou quase sempre se afastam

Fonte: Almeida, 2014.

2.2.3 IQA_{PVA} – Índice de Qualidade da Água para Vida Aquática

Os indicadores de qualidade das águas superficiais, comumente adotados, não estão direcionados à questão da manutenção da vida aquática, mas a critérios de potabilidade. Entretanto, alguns parâmetros relacionados à qualidade, como nitrogênio amoniacal, por ex., têm na legislação, concentrações aceitas que podem ser letais para a uma grande parcela dos organismos aquáticos, pois o que impõe seu limite é a potabilidade e não a toxicidade à biota (SILVA; JARDIM, 2006; CHANG, 2015).

Como alternativa tem-se o Índice de Proteção à Vida Aquática (IQA_{pva}) proposto por Silva e Jardim (2006) que está direcionado à proteção da biota aquática, estimulando o monitoramento mediante a minimização do número de parâmetros ambientais. Em corpos aquáticos sob impacto de esgoto urbano *in natura*, duas variáveis são propostas: oxigênio dissolvido (OD) e nitrogênio amoniacal. Além da toxicidade do nitrogênio amoniacal, a ausência de OD pode afetar significativamente a biodiversidade de um ecossistema aquático, consistindo um dos mais importantes parâmetros para a vida aquática.

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), a concentração de Oxigênio Dissolvido de 0 a 2 mg L⁻¹ é insuficiente para manter a vida aquática; de 2 a 4 mg L⁻¹ somente poucas espécies de peixes podem sobreviver; de 4 a 7 mg L⁻¹ é aceitável para peixes de águas quentes; e de 7 a 11 mg L⁻¹ é ideal para peixes de águas frias (USEPA, 1986). No Brasil, a concentração mínima de oxigênio dissolvido em águas Classe 2, é de 5 mg L⁻¹, segundo a resolução nº 357/05 do CONAMA (CONAMA, 2005).

Considerando-se a importância dos parâmetros OD e Amônia Total, esse índice é calculado conforme a Equação 9, em que o valor numérico do IQA_{pva} é o menor valor normalizado das variáveis amônia total e oxigênio dissolvido.

$$\boxed{\text{IQA}_{\text{pva}} = \min (\text{AMONIA TOTAL}_n, \text{OD}_n)} \quad (9)$$

Fonte : SILVA E JARDIM, 2006)

O processo de normalização consiste em estabelecer um valor em escala de 0 a 100, onde 100 representa a melhor qualidade ambiental. A seguir, encontra-se a tabela 1 demonstrando a normalização.

Tabela 1- Curvas de normalização para amônia total e OD, com os respectivos fatores de normalização e estados da qualidade.

Estados de qualidade	Excelente	Boa		Razoável		Ruim			Muito Ruim		
Fator de Normalização	100	90	80	70	60	50	40	30	20	10	0
Amônia total (mg L ⁻¹)	<0,01	≤0,03	≤0,05	≤0,10	≤0,20	≤0,30	≤0,40	≤0,50	≤0,75	≤1,0	>1,25
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	≥7,5	≥7,0	≥6,5	≥6,0	≥5,0	≥4,0	≥3,5	≥3,0	≥2,0	≥1,0	<1,0

Fonte: Adaptado de Silva e Jardim, 2006.

Busca-se na tabela acima o valor de normalização para cada uma das variáveis, a partir das concentrações conhecidas de Amônia Total e OD. Nesse caso, o operador mínimo consiste no valor mais degradado das duas variáveis. Segundo os autores, o uso de apenas duas variáveis, evita o efeito eclipse, que resulta do processo de agregar inúmeras variáveis ambientais em um único número, o que pode produzir uma atenuação do impacto negativo de uma das variáveis frente ao comportamento estável das demais. (SILVA; JARDIM, 2006).

2.2.4 IET - Índice de Estado Trófico

O IET é indicador da eutrofização, fenômeno que se caracteriza pelo aumento na concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, acarretando problemas como estímulo ao crescimento de algas, aumento da taxa de decomposição da matéria orgânica com redução do oxigênio dissolvido, e conseqüentemente, a deterioração da qualidade da água (ESTEVES, 1988; CAVENAGHI, 2003).

Este processo ocorre naturalmente, de maneira lenta e gradual, principalmente em lagos e reservatórios, contudo, mediante a intervenção humana, a eutrofização vem se acelerando nas bacias impactadas pela urbanização, bem como pelas atividades agropecuárias e industriais.

O IET foi proposto para realizar a avaliação quantitativa e qualitativa do processo de eutrofização. Esse índice é composto a partir das análises de fósforo total e de clorofila, e foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e, seu efeito expresso através do

crescimento de algas ou macrófitas, obtendo-se a classificação em diferentes graus de trofia.

A determinação do IET pode auxiliar no gerenciamento de recursos hídricos, favorecendo o controle da eutrofização, fenômeno que tem sido foco de preocupação mundial (ESTEVES, 1988; CAVENAGHI, 2003; LAMPARELLI, 2004; KIELING-RUBIO, 2015).

O IET está composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo – IET (PT) e o Índice do Estado Trófico para a clorofila-a – IET(CL), modificados por Lamparelli (2004), sendo estabelecidos para ambientes lóticos, segundo as Equações 10 e 11, a seguir:

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

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20 \quad (11)$$

Nos meses em que estejam disponíveis dados de ambas as variáveis, 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 12 (LAMPARELLI, 2004):

$$\text{IET} = [\text{IET (PT)} + \text{IET (CL)}] / 2 \quad (12)$$

Os resultados obtidos permitem a classificação, conforme Quadro 6:

Quadro 6 – Classificação do Estado Trófico

CATEGORIA	PONDERAÇÃO
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$
Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$
Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$
Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$
Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 67$

Fonte: LAMPARELLI (2004)

2.3 Parâmetros físico-químicos e a Análise Multivariada

Os parâmetros físico-químicos que são utilizados para caracterizar a qualidade das águas apresentam grande variabilidade no tempo e no espaço, sendo necessário um programa contínuo de monitoramento, se resultados concisos quanto à qualidade são esperados. A partir dos programas de monitoramento são obtidos conjuntos de dados constituídos por inúmeros resultados, medidos em diferentes escalas e unidades o que torna a sua interpretação complexa.

Os dados de qualidade da água podem ser apresentados usando ferramentas de integração gráfica e numérica. Um grande número de procedimentos padrão está disponível para correlacionar e classificar os índices de qualidade da água. Técnicas estatísticas, como análise fatorial, análise de componentes principais e análise de agrupamento são algumas das abordagens para determinar os desvios espaciais e temporais do conjunto complexo de dados da qualidade da água. Um dos métodos que tem se mostrado bastante eficaz na interpretação do grande número de resultados obtidos no monitoramento da qualidade da água, é a Análise Multivariada, que vem se mostrando como ferramenta capaz de auxiliar no gerenciamento ambiental.

A Análise Multivariada compreende um conjunto de métodos estatísticos capazes de analisar medidas de n variáveis simultaneamente, fornecendo resultados úteis para a compreensão de conjuntos de dados grandes e complexos. Dentre as técnicas de análise multivariada, a Análise de Componentes Principais, PCA, é muito empregada em base de dados ambientais (NONATO et. Al, 2007; OUYANG, 2005). O objetivo da PCA é reduzir a complexidade dos dados facilitando a interpretação dos mesmos. Os dados originais são transformados em um novo conjunto de variáveis, chamadas de componentes principais obtidas a partir da combinação linear das variáveis originais. As novas componentes são ortogonais e não se correlacionam. Assim, as primeiras componentes justificam a maior parte da variância total do conjunto de dados, podendo ser utilizadas para representa-lo e dessa maneira, identificar as relações entre as amostras através de gráficos dos *scores* das primeiras componentes e entre as variáveis através de gráficos dos *loadings*. A partir desses gráficos é possível efetuar uma série de análises como o agrupamento

de amostras e/ou variáveis e estimar a influência que cada variável exerce no conjunto analisado (OUYANG, 2005).

Nesse contexto, seguem considerações sobre os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados e estudados neste trabalho, e cujos resultados foram traduzidos em termos de Índices de Qualidade e submetidos à Análise Estatística Multivariada.

2.4 Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos de Qualidade

2.4.1 Parâmetros Biológicos

A análise de parâmetros microbiológicos inclui, principalmente, a determinação de coliformes totais e de coliformes termotolerantes. Entre as bactérias do grupo termotolerantes, podemos citar a *Escherichia coli* e algumas bactérias do gênero *Klebsiella*, *Citrobacter* e *Enterobacter*. A *E. coli* é a única que vive no intestino humano.

Zulpo et al. (2006) afirmam que os coliformes termotolerantes são indicadores de contaminação fecal e de patógenos entéricos em corpos d'água, pois não se multiplicam facilmente no ambiente externo e ocorrem constantemente na flora intestinal do homem e de animais de sangue quente, sendo capazes de sobreviver de modo semelhante às bactérias patogênicas. Reproduzem-se ativamente a 44,5°C e são capazes de fermentar carboidratos (CETESB, 2016).

Nesse sentido, a Agência Nacional de Águas (ANA, 2016) aponta as bactérias coliformes termotolerantes como indicadoras de poluição por esgotos domésticos, cuja presença indica risco da ocorrência de outros microrganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como a febre tifóide, febre paratifoide, disenteria bacilar e cólera.

2.4.2 Parâmetros Químicos

Seguem considerações sobre os principais parâmetros aquáticos classificados como químicos, e cujos resultados expressam importantes características sobre a qualidade da água.

A *Demanda Bioquímica de Oxigênio* (DBO) é um parâmetro amplamente utilizado para avaliar o potencial poluidor de efluentes domésticos e industriais,

pois está relacionado à matéria orgânica, e indica a fração dos compostos biodegradáveis presentes (ROCHA, 2004). Representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica através da decomposição microbiana aeróbia. Assim, a DBO5 é a quantidade de oxigênio consumido durante 5 dias em uma temperatura de 20°C, na ausência de luz (ANA, 2016). De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2016) valores para DBO5 acima dos limites estabelecidos para águas superficiais podem indicar lançamento de cargas orgânicas, principalmente esgotos domésticos *in natura*. A medida que a DBO5 se eleva, ocorre simultânea redução da concentração de OD na água, o que pode provocar a morte de peixes e de outros organismos aquáticos, além de produzir sabor e odores desagradáveis (TSUZUKI, 2015; ANA 2016).

Outra indicação de esgotos domésticos em águas superficiais é a presença de *fósforo*. Encontrado na composição de detergentes superfosfatados, da matéria fecal, e em efluentes industriais, principalmente das indústrias de fertilizantes, alimentícias, laticínios, frigoríficos e abatedouros, o fósforo tornou-se um indicador de impactação no ambiente. As áreas agrícolas também são fontes de fósforo para os mananciais, que se dá através da drenagem pluvial. O fósforo é um importante nutriente nos processos biológicos e seu excesso pode causar a eutrofização das águas (ANA, 2016).

Assim como o fósforo, o *nitrogênio* provoca o enriquecimento do meio aquático, tornando-o mais fértil e permitindo maior desenvolvimento dos seres vivos que o utilizam, especialmente as algas, acelerando o processo de eutrofização. As principais fontes de *nitrogênio* são os esgotos domésticos, efluentes industriais, o escoamento da água das chuvas em solos que receberam fertilizantes, assim como a drenagem de águas pluviais em áreas urbanas. O nitrogênio pode ser encontrado nos corpos d'água nas formas de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (BRAGA et al., 2005). A proliferação de algas traz prejuízos aos múltiplos usos da água, afetando o abastecimento público e a vida aquática (CETESB, 2016).

No caso da *amônia* ou *nitrogênio amoniacal*, a presença de odor é o que impõe limite para potabilidade, porém, a grande maioria dos organismos aquáticos é extremamente sensível a este composto. O impacto ecológico da amônia nas comunidades aquáticas, em peixes, e na população de

invertebrados bentônicos, por exemplo, pode se dar em termos de toxicidade crônica com efeitos sobre a capacidade reprodutiva (produção de ovos e sobrevivência larval), sobre o crescimento (comprimento e peso), sobre o comportamento, sobre os tecidos (mudanças patológicas nos tecidos das brânquias, rins e fígados dos peixes), trazendo alterações bioquímicas e fisiológicas (SILVA; JARDIM, 2006; CHANG, 2015).

A concentração de *oxigênio dissolvido*(OD) é um dos principais parâmetros para caracterização das águas impactadas por despejos orgânicos (SPERLING, 2008). Através da análise desse parâmetro, pode-se avaliar os efeitos de resíduos oxidáveis sobre águas receptoras e a eficiência do tratamento dos esgotos, durante a oxidação bioquímica (CETESB, 2016). Os níveis de oxigênio dissolvido relatam a capacidade de um corpo d'água natural em manter a vida aquática. O oxigênio da atmosfera dissolve-se nos corpos d'água, por diferença de pressão parcial e sua concentração pode aumentar devido a atividade fotossintética dos organismos autótrofos, presentes na água ou pela velocidade do escoamento da água (BRAGA et al., 2005). Uma concentração adequada de oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em corpos hídricos.

A *clorofila* é um dos pigmentos responsáveis pelo processo fotossintético. A clorofila-a é considerada a principal variável indicadora de estado trófico dos ambientes aquáticos, pois é a mais universal das clorofilas (*a*, *b*, *c* e *d*) e representa, aproximadamente, de 1 a 2% do peso seco do material orgânico em todas as algas planctônicas, sendo por isso, um indicador da biomassa algal (CETESB, 2016).

Em águas superficiais classificadas como doces, o *cloreto dissolvido* também pode ser um indicador não apenas da descarga de esgotos sanitários como também do aporte de alguns efluentes industriais como os da indústria do petróleo, algumas indústrias farmacêuticas, curtumes, etc. O cloreto não apresenta toxicidade ao ser humano, exceto no caso da deficiência no metabolismo de cloreto de sódio, por exemplo, na insuficiência cardíaca congestiva. A sua concentração em águas superficiais, considerada tolerável para potabilidade, é de 250 mg L⁻¹ e a sua presença em efluentes industriais, assim como do sulfato, interfere no tratamento anaeróbio (CETESB, 2016).

O *pH* influencia diretamente os ecossistemas aquáticos naturais devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies, além disso também atua no equilíbrio químico em meio aquoso, podendo contribuir para a precipitação de metais a partir de uma dada concentração; e sobre a solubilidade de nutrientes (CETESB, 2016).

2.4.3 Parâmetros físicos

Os principais parâmetros físicos que estão relacionados à qualidade da água são: sólidos dissolvidos, temperatura, turbidez e condutividade.

Quando presentes no recurso hídrico, os *sólidos dissolvidos* podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem danificar os leitos de desova de peixes, ou podem sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia (TÓTH et al., 2015; CETESB, 2016).

Segundo Sperling (2008), a *temperatura* que é a medição da intensidade de calor na água, desempenha um papel principal de controle no meio aquático sobre uma série de variáveis físico-químicas. A temperatura da água altera a solubilidade dos gases e a cinética das reações químicas, fazendo com que a interação dos poluentes com o ecossistema aquático seja bastante influenciada (BRAGA et al., 2005). Os organismos aquáticos são principalmente afetados por temperaturas fora de seus limites de tolerância térmica, trazendo, no mínimo, severos impactos sobre seu crescimento e reprodução (ANA, 2016).

A *turbidez* é representada pela presença de materiais em suspensão na água, finamente divididos ou em estado coloidal, e de organismos microscópicos (BRAGA et al., 2005). A principal fonte natural de turbidez é a erosão dos solos, arrastados das áreas que margeiam os corpos d'água, principalmente em épocas chuvosas, resultando em material sólido na água que reduz a penetração da luz. Atividades de mineração, assim como o lançamento de esgotos e de efluentes industriais, também são fontes importantes que causam elevação da turbidez das águas (LEE et al., 2016; ANA, 2016). Quando a turbidez é elevada há redução da fotossíntese de vegetação enraizada submersa e das algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade

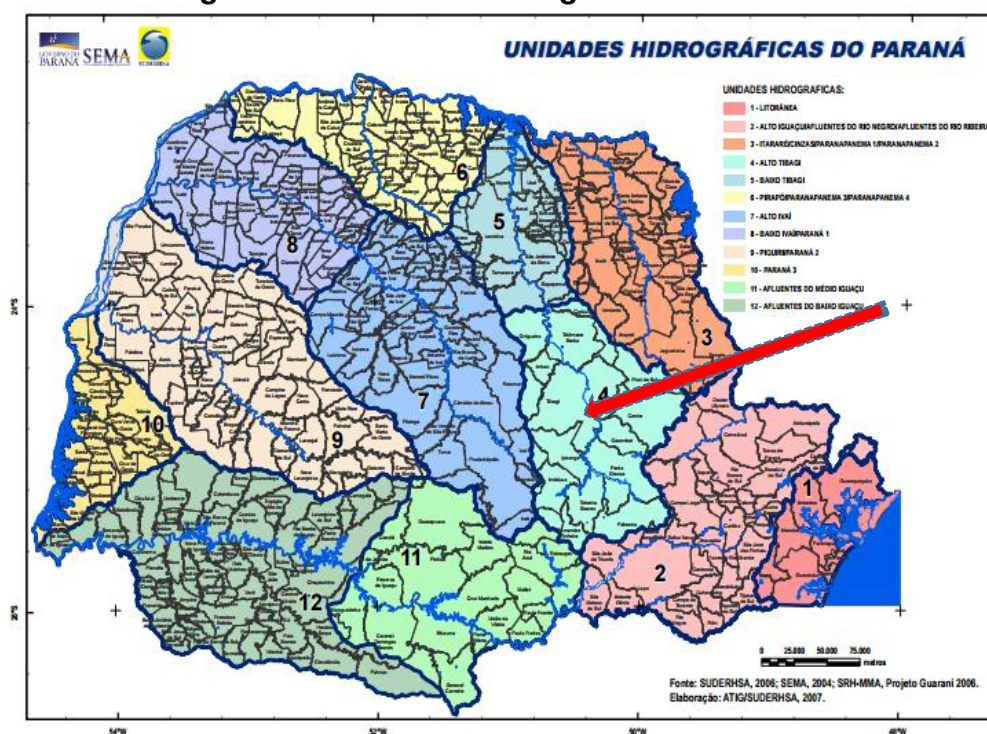
de peixes, ou seja, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta os usos doméstico, industrial e recreacional da água (CETESB, 2016).

A *Condutividade* é medida pela capacidade da água em conduzir corrente elétrica e representa, de forma indireta, a concentração de poluentes, pois depende das concentrações iônicas de sais existentes no corpo hídrico. Altos valores podem indicar características corrosivas da água, a água potável tem uma condutividade que varia entre 30-1500 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (CETESB, 2016).

2.5 Características da área de estudo

Dentre as bacias hidrográficas do estado do Paraná, a bacia do rio Tibagi é a maior em área, com aproximadamente 24.530 km² (ÁGUAS PARANÁ, 2017). É composta por diversas pequenas bacias, dentre elas a do rio Pitanguí, na qual está inserida a microbacia do rio Verde.

Figura 1 – Unidades Hidrográficas do Paraná

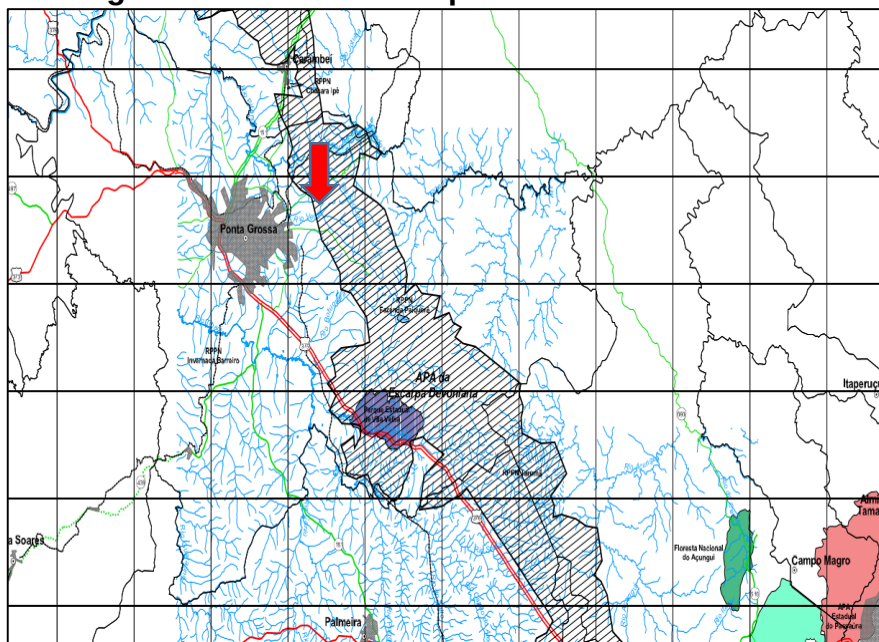


Fonte: SUDERHSA, 2006

O Rio Verde percorre cerca de 24 km desde sua nascente, a montante do local conhecido como Capão da Onça, até sua foz no Rio Pitanguí, a jusante da Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Rio Verde. Está inserido em uma área classificada como de alta a extremamente alta importância para a

conservação (MMA, 2007), com seu percurso incluindo a Área de Preservação Ambiental (APA) da Escarpa Devoniana e o Parque Nacional dos Campos Gerais. Portanto, tem papel relevante não apenas para o município de Ponta Grossa em termos de abastecimento, como também do ponto de vista ambiental e de preservação de espécies (SILVA et al., 2008).

Figura 2 – APA da Escarpa Devoniana no Paraná



Fonte: Adaptado de IAP, 2004.

Apesar das características da região e do forte apelo ambiental, o Rio Verde sofre com o lançamento de esgoto urbano *in natura* e de efluentes de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), com a deposição irregular de lixo doméstico, com a degradação da vegetação ripária e com atividades agrárias intensivas em áreas marginais (IAP, 2004; SILVA et al., 2008; GEALH et al, 2010; ROCHA & WEIRICH NETO, 2010). Todas essas atividades afetam potencialmente a qualidade da água do rio e a biodiversidade, diminuindo os nichos ecológicos disponíveis no ambiente e interferindo na diversidade da ictiofauna.

Neste trabalho, a determinação de parâmetros aquáticos, a análise estatística dos resultados e a obtenção de índices de qualidade referentes às águas do Rio Verde, ocorreram de forma integrada a outros estudos realizados por pesquisadores de diferentes áreas da UEPG e também da UFPR, que

abordaram os seguintes aspectos: geologia e geomorfologia da região, quantificação de metais nas águas, sedimentos e peixes, estudo da mata ciliar, estudo das diatomáceas, dos macroinvertebrados aquáticos e da ictiofauna, e análises de processamento de imagens de satélite.

O estudo conjunto de diferentes aspectos do Rio Verde traz informações que poderão dar suporte à gestão pesqueira, à avaliação do status de conservação das espécies e a planos de manejo e preservação das unidades de conservação nas quais o rio Verde está inserido e num contexto mais amplo, servirá como um modelo a ser aplicado em outras bacias, inclusive a grande bacia do Rio Tibagi.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

O objetivo principal deste trabalho é estabelecer os níveis de impactação no curso do Rio Verde, através de análise estatística e índices de qualidade a partir de resultados experimentais.

3.2 Objetivos Específicos

- Determinar experimentalmente 14 parâmetros físico-químicos da água em 4 pontos do Rio Verde durante 12 meses, comparando os resultados obtidos com a legislação vigente;
- Calcular e analisar comparativamente os seguintes índices de qualidade: Índice de Qualidade da Água (IQA-CETESB); Índice de Qualidade da Água (IQA-CCME); Índice de Qualidade da Água para vida aquática (IQA_{pva}) e Índice de Estado Trófico (IET);
- Avaliar os dados experimentais obtidos utilizando análise exploratória multivariada;
- Divulgar os dados obtidos, sobre a qualidade ambiental do Rio Verde e da conservação da sua biota, com base nas análises realizadas, identificando possíveis fontes impactantes.

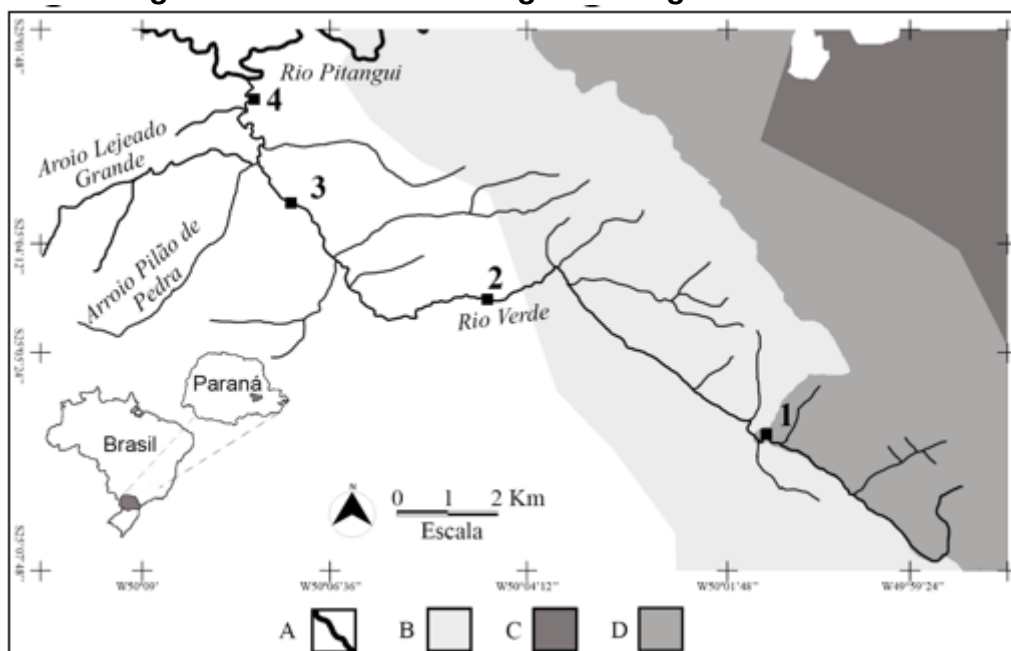
4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 LOCAIS DE AMOSTRAGEM

A bacia do Rio Tibagi é a quarta maior do estado do Paraná, em termos de área, com 24.530 km² (ÁGUAS PARANÁ, 2017). Ela está localizada no Segundo Planalto Paranaense e é constituída de diversas microbacias, dentre elas a do Rio Pitangui, no município de Ponta Grossa, na qual o Rio Verde, objeto deste estudo, é um afluente.

Foram estabelecidas quatro áreas amostrais ao longo do Rio Verde. (Figura 4).

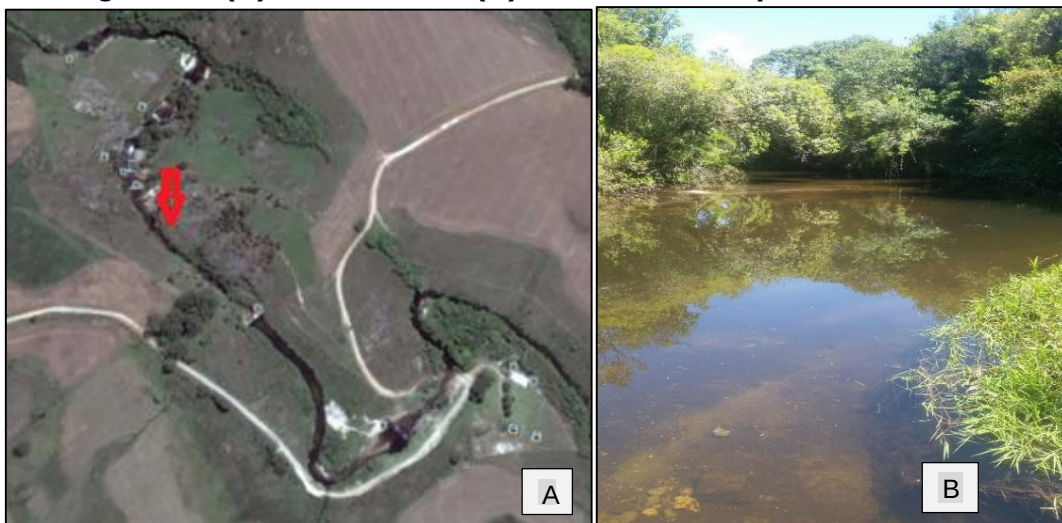
Figura 3 – Pontos de amostragem ao longo do Rio Verde



Fonte: Silveira, E.L. (2016)

O ponto 1 fica no Capão da Onça, próximo à nascente do rio, e tem as coordenadas 25°06'19.67"S 50°01'23.21"O.

Figura 4 – (A) Foto aérea e (B) no local correspondente ao Ponto 1

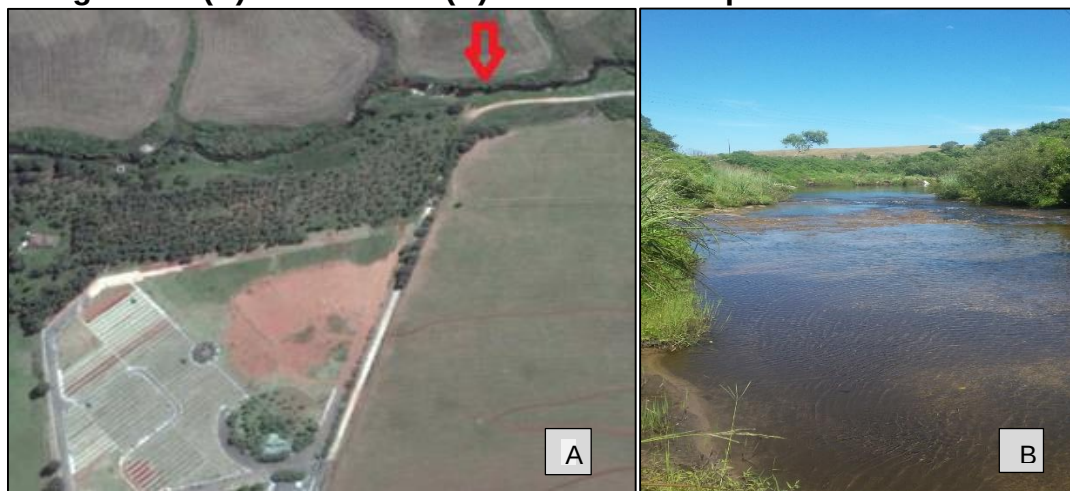


Fonte: Google maps

Fonte: Autor

O ponto 2 está localizado no local conhecido como curva do Cemitério em $25^{\circ}04'46.29''\text{S}$ $50^{\circ}04'56.53''\text{O}$.

Figura 5 – (A) Foto aérea e (B) no local correspondente ao Ponto 2

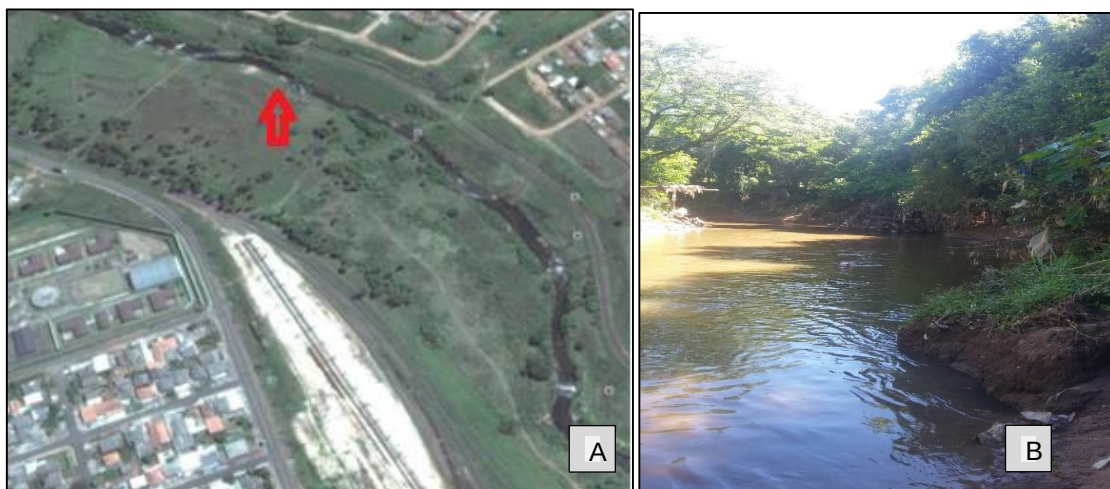


Fonte: Google maps

Fonte: Autor

O ponto 3 está localizado no local que é chamado de Passadouro e fica na área urbana da cidade, em $25^{\circ}03'20.70''\text{S}$ $50^{\circ}07'28.32''\text{O}$.

Figura 6 – (A) Foto aérea e (B) no local correspondente ao Ponto 3



Fonte: Google maps

Fonte: Autor

O ponto 4 fica após a estação de tratamento de esgoto da Sanepar, e está localizado em 25°02'28.85"S 50°07'35.59"O.

Figura 7 – (A) Foto aérea e (B) no local correspondente ao Ponto 4



Fonte: Google maps

Fonte: Autor

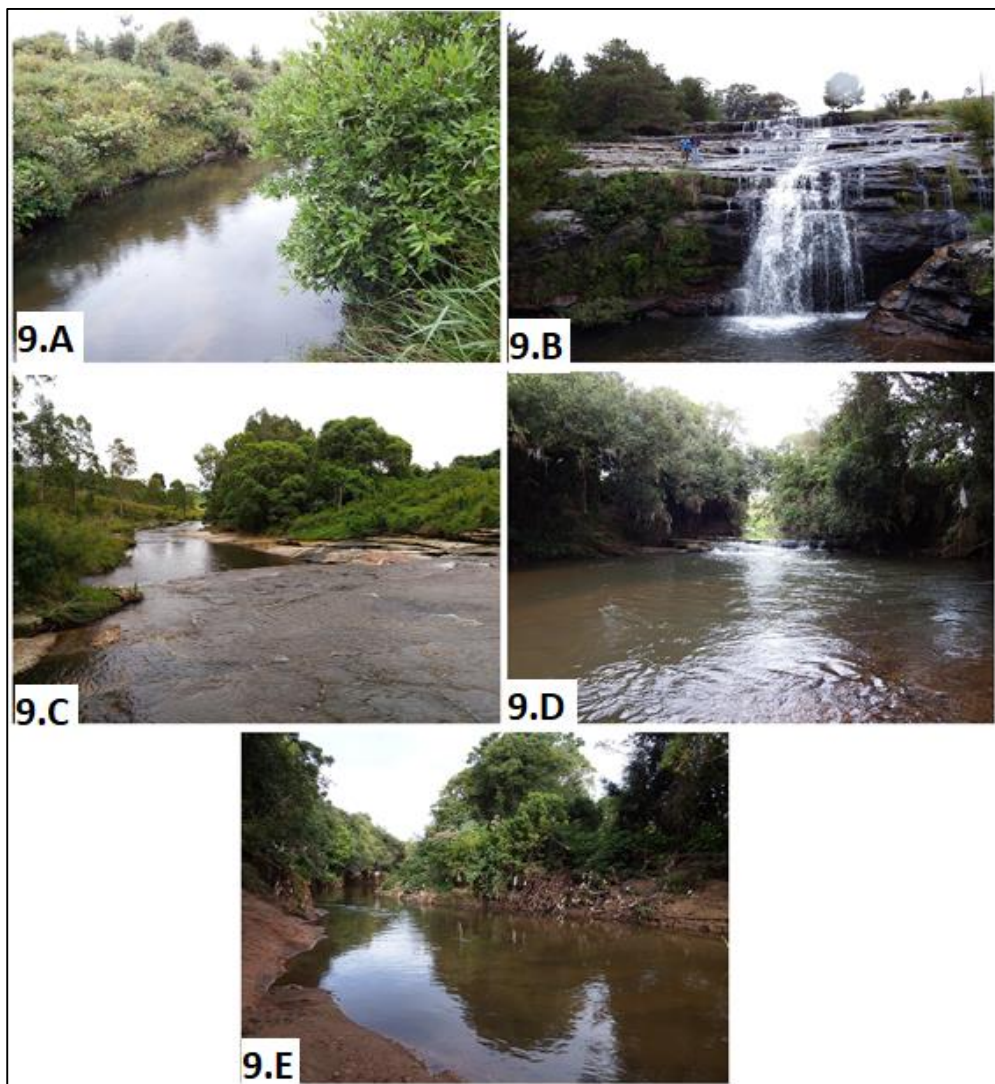
A bacia do Rio Verde está impressa sobre rochas da Formação Furnas, com extensos lajeados de rocha expostos, tanto no leito do rio quanto nas paisagens do entorno (GUIMARÃES et al., 2011), onde predominam solos de textura arenosa, altamente suscetíveis à erosão associada à perda da cobertura vegetal original (SÁ, 2007). Nos pontos 1 e 2 os solos das margens são rasos,

favorecendo vegetação campestre, do tipo estepe, com afloramentos rochosos e depressões brejosas e de turfeiras (MORO & CARMO, 2007).

No ponto 1, o trecho avaliado constitui um remanso, com substrato arenoso e vegetação ripária preservada (Figura 8A). A jusante desse ponto há uma série de cascatas, a maior com cerca de 10 metros de altura (Figura 8B). No ponto 2 o leito é heterogêneo, com lajeados de rocha, pequenas cascatas e poços, com correntezas e remansos, e vegetação relativamente preservada (Figura 8C). O entorno de ambas as áreas é explorado em atividades agrícolas e pecuária (ROCHA & WEIRICH NETO, 2010).

Nos pontos 3 e 4 os solos são mais profundos, suportando a presença de Floresta Ombrófila Mista nas margens dos trechos de *canyons*, encostas e capões (IAP, 2004; MORO & CARMO, 2007). A montante do ponto 3 há extensas áreas em declive ocupadas por zoneamento urbano, nas quais a vegetação ripária foi suprimida e substituída por gramíneas. Também há áreas agrícolas próximas ao rio. No ponto 3 o leito também é heterogêneo, no entanto, há predominância de substratos arenosos (Figura 8D). Entre os pontos 3 e 4 o rio Verde recebe aporte dos arroios Pilão de Pedra e Lajeado Grande, com esgoto *in natura* e lixo provenientes da área central do município (SILVA *et al.*, 2008; SEQUINEL; ARRÚA; COSTA, 2011), além dos efluentes da estação de tratamento de esgoto urbano do município (Companhia Paranaense de Saneamento – SANEPAR). No ponto 4 o leito concentra grandes proporções de areia e lodo, com vegetação ripária e margens degradadas (Figura 8E).

Figura 8 – Fotos nos 4 pontos estudados da Bacia do Rio Verde



Fonte: Silveira, E.L. (2016)

4.2 TÉCNICAS DE AMOSTRAGEM

4.2.1 Limpeza dos Materiais

Todas as vidrarias utilizadas nas análises são previamente lavadas com água, detergente comercial e escova, e enxaguadas com água destilada. Em seguida, são colocadas imersas em banho ácido (solução de ácido nítrico 10% v/v) por um tempo mínimo de 24 horas. Após esse período, as vidrarias são retiradas do banho ácido e enxaguadas com água destilada.

4.2.2 Coleta das amostras

Foram desenvolvidas coletas mensais no período de maio de 2016 a abril de 2017. As amostras de águas superficiais foram coletadas diretamente em 3 frascos de polietileno com capacidade de 1 L, para cada ponto de amostragem, a aproximadamente 10 cm de profundidade. As coletas são realizadas por no mínimo duas pessoas, sendo uma responsável pela coleta e outra pelo manuseio dos materiais. Finalmente as amostras são acondicionadas em sacos plásticos, caixa térmica e gelo e transportadas até o laboratório, onde ficam armazenadas em geladeira até o momento da análise.

4.3 Metodologia de Análise

4.3.1 Oxigênio dissolvido, Temperatura e Condutividade

Realizados *in situ*, OD e temperatura, empregando-se analisador portátil LT Lutron DO-5519, e Condutividade utilizando Condutivímetro CD-860.

4.3.2 pH e Turbidez

São realizados assim que as amostras chegam no laboratório, com o analisador portátil WQC 20^a (TOA Eletronics).

4.3.3 Alcalinidade Total

Determinada pelo método de Titulação Potenciométrica para alcalinidade Total, expressa em $\text{mg}_{\text{CaCO}_3} \text{L}^{-1}$. Determinada nas amostras *in natura* utilizando HCl como titulante até pH 4,5 (APHA, 1995).

4.3.4 Cloreto Dissolvido

Determinado através do método indireto de precipitação de Mohr (Argentimetria) utilizando-se solução padrão de AgNO_3 (0,02 mol/L). São transferidos para um erlenmeyer 25mL da amostra previamente filtrada, a qual é adicionado 0,5 mL de cromato de potássio, como indicador. Titula-se com a solução de nitrato de prata até a coloração amarelo avermelhada (APHA, 1995).

4.3.5 Sólidos Totais

Realizado por Gravimetria. Uma alíquota da amostra *in natura* é filtrada em membrana de fibra de vidro, previamente tarada, com 0,45 µm de porosidade, e em seguida, esta membrana contendo o material particulado em suspensão é levada à estufa a 103 – 105 °C até peso constante (APHA, 1995).

4.3.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

As determinações de DBO foram realizadas no laboratório da Empresa Interpartner, com registro no CRQ/PR de número 01663, em Ponta Grossa, através do Método de Winkler.

4.3.7 Coliformes Fecais

As análises de Coliformes Fecais foram realizadas no laboratório de microbiologia da UEPG, utilizando a técnica do número mais provável (NMP).

4.3.8 Fósforo

Determinado através do Método Colorimétrico do Ácido Ascórbico. Inicialmente a amostra sofre digestão à quente através de mistura sulfo-nítrica. Em seguida, após reação entre molibdato de amônio e tartarato duplo de antimônio e potássio, em meio ácido (H_2SO_4), com o ortofosfato, forma-se o ácido fosfomolibdico. O composto formado, em presença de ácido ascórbico, é reduzido a fosfomolibdato, de coloração azul intensa característica. A leitura é realizada em 660 nm, utilizando equipamento VARIAN, modelo CARY 50, células de quartzo com capacidade para 3 mL e caminho ótico de 5 mm (APHA, 1995).

4.3.9 Nitrogênio Total

A determinação de Nitrogênio Total é feita pelo Método de Kjeldahl, onde a amônia e todas as formas de nitrogênio orgânico são transformadas em sulfato de amônio por meio da digestão da amostra em presença de ácido sulfúrico e sulfato de cobre, sob elevada temperatura. Em seguida, através de destilação em meio alcalino, ocorre absorção de todo nitrogênio na forma de amônia em

solução de ácido bórico, que pode ser quantificado por titulação com ácido sulfúrico 0,02 mol L⁻¹ (APHA, 1995).

4.3.10 Amônia

O Método do Indofenol empregado nessa análise, baseia-se na formação do composto azul intenso de indofenol (reação de Berthelot), resultante da reação do íon amônio com um composto fenólico, na presença de um agente oxidante e de um catalisador. O agente oxidante é o hipoclorito de sódio, em cuja solução é adicionada uma solução de citrato alcalino, para dar mais estabilidade e garantir o pH ácido. O catalisador é o nitroprussiato de sódio. A leitura é realizada em 630 nm, utilizando um equipamento VARIAN, modelo CARY 50, células de quartzo com capacidade para 3 ml e caminho ótico de 5 mm (APHA, 1995).

4.3.11 Clorofila-a

Para a quantificação de todas as formas de clorofila presentes na amostra de água, inicialmente filtra-se a amostra em membrana de fibra de vidro 0,45 µm, em seguida coloca-se a membrana em acetona p.a., agita-se manualmente e submete-se a refrigeração em ausência de luz por aproximadamente 20 horas. Com o objetivo da completa extração, após esse período, centrifuga-se a 3000 rpm por 45 minutos e faz-se a leitura na região do visível, observando os sinais em 630, 645, 663, 750 nm, utilizando-se células de quartzo com capacidade para 3 ml e caminho ótico de 5 mm (APHA, 1995).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Parâmetros Físico-químicos

Os dados apresentados neste trabalho englobam resultados para 14 parâmetros físico-químicos determinados mensalmente, durante o período de 12 meses, em 4 pontos de coleta, resultando em 48 amostras.

Verificou-se que a variação da qualidade da água, representada através dos diversos parâmetros, está relacionada à área de referência estudada, sendo crescente a impactação à medida que se avança no sentido nascente-foz do Rio Verde.

Para análise dos resultados, observou-se a Resolução CONAMA nº 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e traz diretrizes para o seu enquadramento (CONAMA, 2005).

A Resolução, aponta limites para os parâmetros físico-químicos e biológicos, através dos quais pode-se ter uma indicação sobre a qualidade relacionada ao seu enquadramento. De acordo com a resolução, o enquadramento dos corpos de água não precisa estar baseado no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade esperados para atender às necessidades da comunidade, ou seja, representa uma meta a se atingir, considerando a saúde e o bem-estar da população, bem como o equilíbrio ecológico aquático. A avaliação da evolução da qualidade das águas, em relação às classes estabelecidas incentiva a fixação e controle de metas visando atingir gradativamente os objetivos propostos. O enquadramento deve sempre estimular a busca pela melhora da qualidade.

O Rio Verde, é classificado como Classe 2 (CONAMA, 2005) mas, esse enquadramento não vem sendo respeitado, como expressam os resultados que serão apresentados a seguir. A Classe 2 revela a expectativa com relação às águas tanto do ponto de vista das necessidades de uso e consumo, quanto da manutenção das comunidades aquáticas.

5.1.1 Temperatura ambiente e temperatura da água

Segundo dados históricos de monitoramento, Ponta Grossa tem um clima temperado, com pluviosidade significativa ao longo do ano e temperatura

média de 17,5 °C (PONTA GROSSA, 2017). Esses dados corroboram o que foi verificado neste trabalho, onde a temperatura mínima mensal foi de 17,0°C em junho/2016 e a máxima mensal de 27,0°C em janeiro/2017, sendo no período de 12 meses a temperatura média igual a 17,2°C.

A temperatura da água não teve alteração significativa entre os pontos e na sequência de coletas, ou seja, não há poluição térmica, fato que não restringe sua influência na variação dos resultados. As temperaturas médias foram: Ponto 1 igual a 16,71°C ($\pm 2,18$), Ponto 2 igual a 17,18°C ($\pm 2,27$), Ponto 3 igual a 17,27°C ($\pm 2,09$), e Ponto 4 igual a 17,75°C ($\pm 1,96$). A pequena variação térmica observada quando analisamos cada ponto individualmente, independente do dia da coleta, mostra que a temperatura é ligeiramente crescente no sentido nascente-foz.

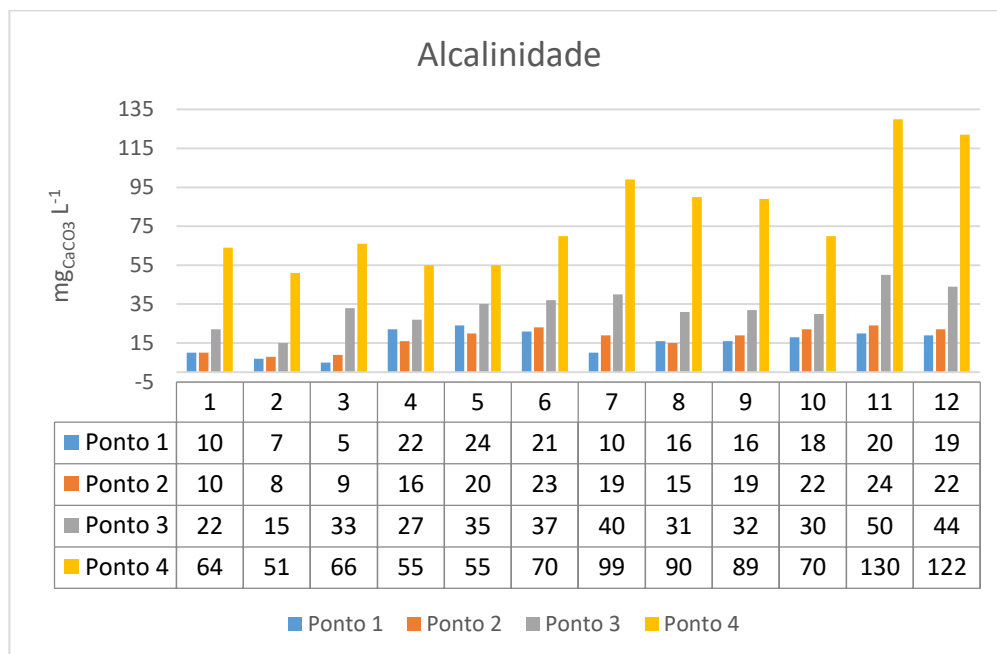
Segundo Percebon e colaboradores (2005), o aquecimento das águas dos rios pode ter origem em processos naturais, como os geotérmicos, variações sazonais da temperatura ambiente e da insolação, e da redução de vazão. Também advém de processos antrópicos diretos, como a descarga de efluentes com temperatura diferente do corpo receptor, o calor liberado na oxidação de carga poluente lançada; ou indiretamente, pelo represamento das águas e desmatamentos na área de drenagem.

5.1.2 Alcalinidade, pH e Condutividade

A alcalinidade total, também é um indicador da ação antrópica, e a análise dos resultados obtidos deve ser comparativa entre os pontos estudados, pois não existe valor de referência nas legislações atuais.

Neste trabalho (Gráfico 1), a alcalinidade é superior no ponto 4, que se localiza após a ETE Rio Verde, pois enquanto para os Pontos 1 e 2, os valores obtidos não ultrapassam 24 mg_{CaCO3} L⁻¹, no Ponto 4 são superiores a 50 mg_{CaCO3} L⁻¹, alcançando um valor ainda mais alto no mês de março de 2017, apontando para presença de maior concentração de carbono inorgânico, o que pode ser resultante de processos de decomposição de matéria orgânica.

Gráfico 1 – Variação da Alcalinidade da água nos 4 pontos estudados durante 12 meses.



Fonte: Autor

A alcalinidade indica a quantidade de íons na água capazes de neutralizar ácidos, sendo seus principais constituintes os bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e dióxido de carbono (CO_2), onde a concentração de cada um deles é função do pH (COELHO et al., 2015). Assim, a concentração de carbono inorgânico também expressa a capacidade de tamponamento da água. Normalmente o pH de águas doces é mantido em torno da neutralidade pelo sistema de tamponamento baseado nas concentrações de carbonato e bicarbonato em solução, provenientes do CO_2 .

A ação tamponante, mantém o pH em torno de 6,5, dentro das limitações do equilíbrio e, as alterações no pH podem revelar processos naturais da biota, bem como aporte de poluentes.

No presente estudo, o pH das amostras apresentou, em algumas medições, valores inferiores a 6,0 ou seja, levemente ácido. As médias foram: no ponto 1 pH igual a $6,6(\pm 0,6)$, no ponto 2 pH $6,4 (\pm 0,5)$, no ponto 3 pH igual a $6,2(\pm 0,3)$ e no ponto 4, pH $6,3 (\pm 0,3)$. Portanto, sendo apenas algumas exceções de pH mais ácido, os resultados, em média, estão de acordo com a Resolução do CONAMA 357/2005, segundo a qual o pH pode oscilar entre 6,0 e 9,0 em cursos d'água da Classe 2.

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, visto que é um fator limitante à colonização dos ecossistemas aquáticos, interferindo de diferentes maneiras no metabolismo de organismos aquáticos (ESTEVES, 2011). Ao mesmo tempo é uma das variáveis mais difíceis de interpretar devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo, dentre eles: a presença de organismos heterotróficos, através dos processos de decomposição e respiração; presença de ácidos húmicos provenientes da decomposição de vegetais; e a acidificação das águas pela ação das chuvas (LOPES et al., 2014).

O escoamento superficial proporcionado pela água da chuva, com arraste de solo do entorno, e assim, de matéria orgânica para o manancial pode resultar em pH mais ácido (BRANCO, 1991). Também a presença de organismos heterotróficos tende a tornar mais ácido o pH da massa líquida por meio dos processos metabólicos de respiração e decomposição, que liberam CO₂ no meio (FERNANDES et al., 2005).

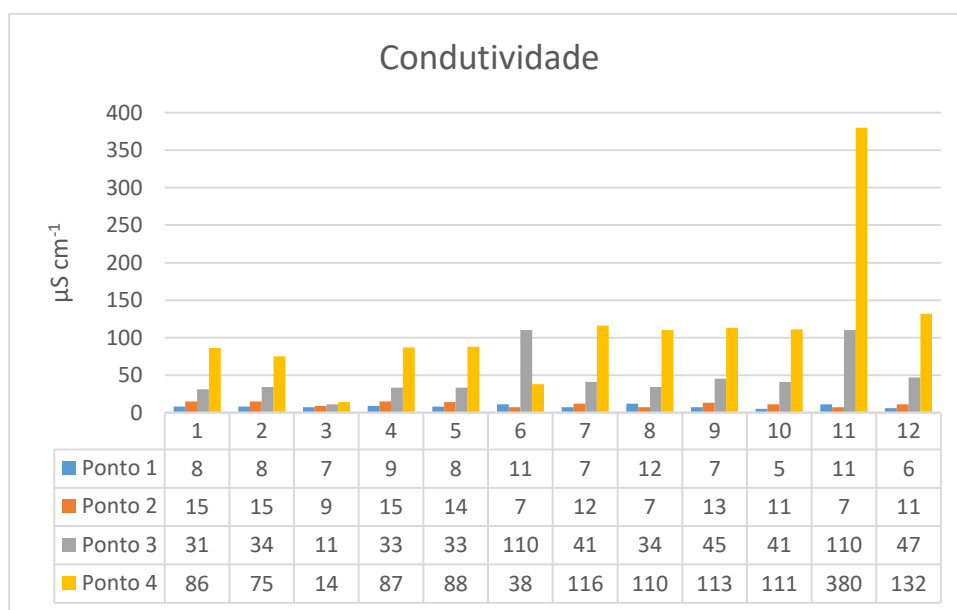
As bactérias heterotróficas são bastante utilizadas como indicadoras de qualidade da água, e apontam para a necessidade de desinfecção da água quando encontradas em altas concentrações. O termo bactérias heterotróficas inclui todas as bactérias que usam nutrientes orgânicos para o seu crescimento. A sua contagem representa diversos micro-organismos isolados que requerem carbono orgânico como fonte de nutrientes, fornecendo informação da qualidade bacteriológica da água de forma ampla (ALLEN, 2004). A Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2014) estabelece que sejam determinados, na água, para aferição de sua potabilidade, a presença de coliformes totais e termotolerantes de preferência *Escherichia coli* e a contagem de bactérias heterotróficas. A mesma portaria recomenda que a contagem padrão de bactérias não deve exceder a 500 Unidades Formadoras de Colônias por 1 mililitro de amostra (500/UFC/ml).

No presente estudo, apenas coliformes fecais foram determinados em parte das amostras coletadas, sendo o ponto 4, com concentração acima do limite estabelecido na legislação CONAMA 357 (2005), ou seja, superior a 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mL de água, valores que mostram a

impactação por esgoto e de forma indireta, a presença de bactérias heterotróficas.

As medidas de condutividade (Gráfico 2) forneceram uma adequada indicação das modificações na composição da água no Ponto 4, especialmente na concentração de íons.

Gráfico 2 – Variação da Condutividade nos 4 pontos estudados durante 12 meses



Fonte: Autor

Em geral, valores acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ podem indicar ambientes impactados (CETESB, 2005). A unidade mais usada para expressar a condutividade é o microsiemens por centímetro ($\mu\text{S cm}^{-1}$), que faz parte do Sistema Internacional de Unidades.

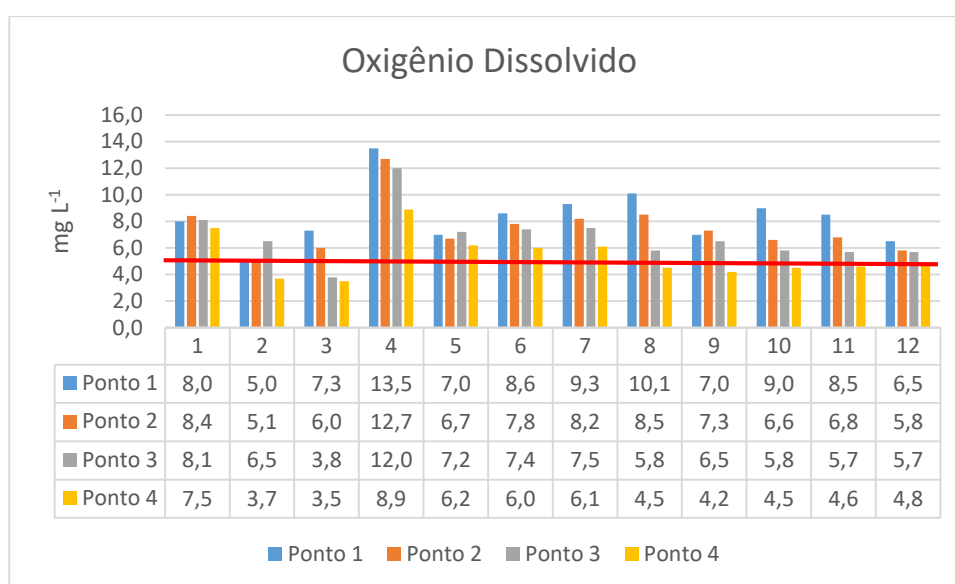
5.1.3 Oxigênio Dissolvido

Quanto ao oxigênio dissolvido (OD), trata-se de uma variável ambiental clássica, cuja redução na concentração pode afetar significativamente a biota aquática, e que, em águas superficiais pode sofrer a influência tanto de fatores como a temperatura e a oxigenação natural da água através de corredeiras, como também da impactação principalmente pela matéria orgânica.

A Resolução CONAMA nº 357/05 traz que o valor mínimo recomendado é de 5 mg L⁻¹ para corpos hídricos classe 2 (CONAMA, 2005).

Para o Rio Verde, as concentrações de OD (Gráfico 3) estiveram acima do limite de 5 mg L⁻¹ em todas as coletas nos Pontos 1 e 2; em concentração crítica apenas na terceira coleta (julho/2016) para o Ponto 3; e abaixo de 5 mg L⁻¹ na maioria das coletas para o Ponto 4.

Gráfico 3 – Variação da concentração de Oxigênio Dissolvido nos 4 pontos estudados durante 12 meses



Fonte: Autor

O Rio Verde possui muitas quedas e corredeiras, e corre sobre um leito de extensos lajeados de rocha expostos, o que espontaneamente aumenta a concentração de oxigênio dissolvido, e explica as concentrações encontradas.

Assim, as concentrações inferiores a 5 mg L⁻¹ evidenciam o consumo de OD nas reações de degradação da matéria orgânica que aporta no rio a partir do esgoto bruto oriundo das ligações clandestinas verificadas *in loco*, e do efluente da ETE, a montante do Ponto 4, cuja vazão extrapola a capacidade de dissolução do Rio Verde.

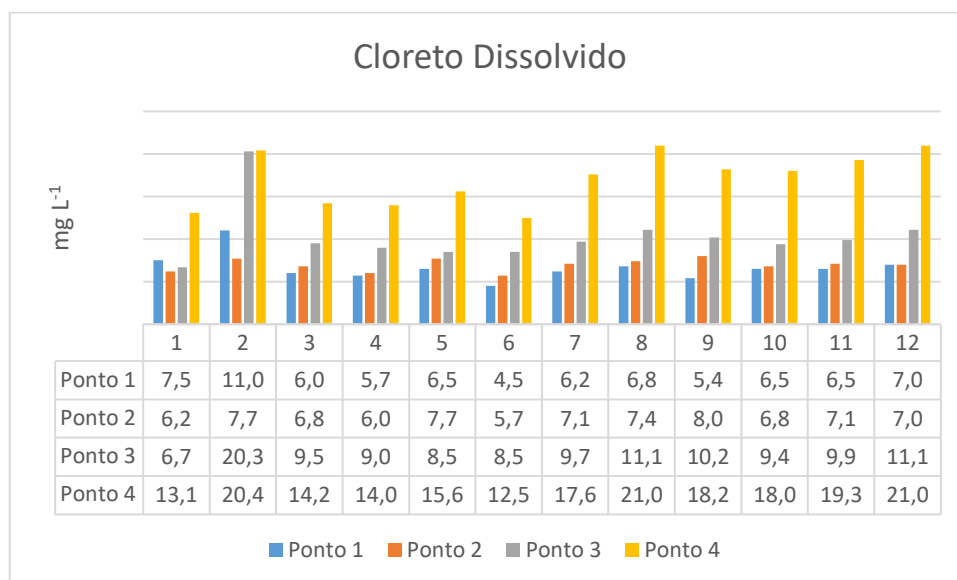
5.1.4 Cloreto Dissolvido

De um modo geral, a presença de cloretos na água tem origem na dissolução de minerais e mistura com água do mar em regiões litorâneas, mas

pode também ser associada à introdução de águas domésticas e residuais nos corpos hídricos. Para as águas de abastecimento público, a concentração de cloreto constitui-se em padrão de potabilidade, segundo a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, pois sua presença pode provocar sabor “salgado” na água, sendo 250 mg/L, a concentração máxima permitida.

Para o Rio Verde, a comparação entre os pontos pode diferenciar os locais mais impactados (Gráfico 4). Novamente, observa-se que o Ponto 4 tem as concentrações mais elevadas de cloreto dissolvido, e o aporte do efluente da ETE é o fator que traz essa diferenciação.

Gráfico 4 – Variação da concentração de Cloreto Dissolvido na água nos 4 pontos estudados durante 12 meses



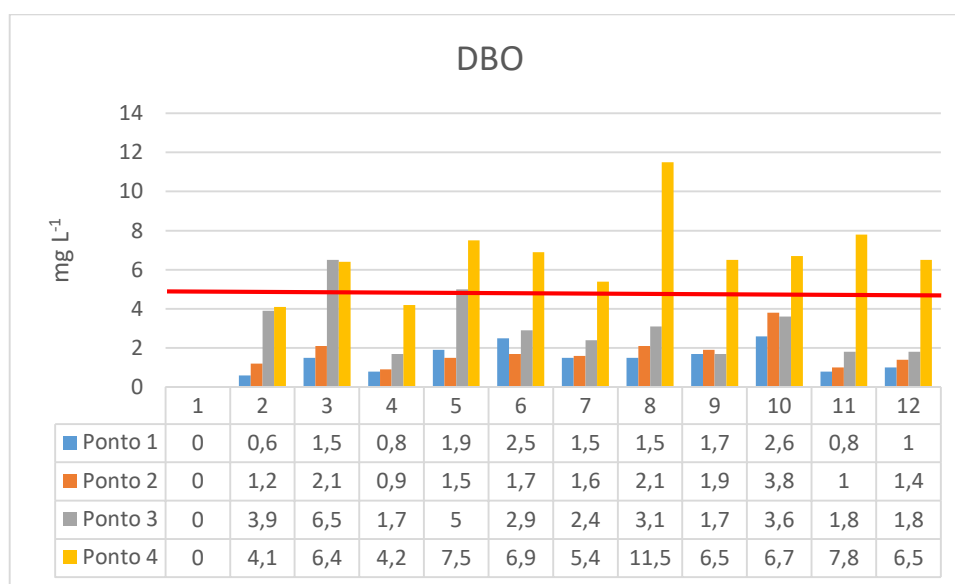
Fonte: Autor

Comparando-se as concentrações de cloreto dissolvido nos locais de estudo, verifica-se que nos pontos 1 e 2 a média está em torno de 7,0 mg L⁻¹ ($\pm 0,7$), enquanto que no ponto 4 é praticamente o dobro. Sistemas de tratamento de efluentes ineficientes, podem contribuir para o aumento na concentração de cloretos, além das cargas decorrentes do lançamento de esgotos domésticos sem tratamento, também reconhecidas como um dos principais fatores de degradação da qualidade das águas (ANA, 2016).

5.1.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Valores de DBO estão associados a quantidade de carga orgânica presente na amostra, e é um parâmetro, em geral, avaliado para efluentes antes de seu lançamento. O aumento da carga orgânica biodegradável, explica a redução dos teores de oxigênio dissolvido e também o aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Neste trabalho (Gráfico 5), apenas para o Ponto 4, a DBO mostrou-se em média acima do limite de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$, que é o valor máximo esperado para águas superficiais Classe 2, segundo a legislação (CONAMA 357/05). Na coleta de julho a DBO esteve acima do descrito na legislação também para o ponto 3, e sendo esse mês chuvoso, acredita-se que a drenagem da área do entorno, que é habitada, com arruamento irregular e sem calçamento, com diversos pontos de esgoto a céu aberto em pequenas valetas, possa ter ocasionado esse valor, com o arraste de material orgânico.

Gráfico 5 – Variação da Demanda Bioquímica de Oxigênio nos 4 pontos estudados durante 12 meses.



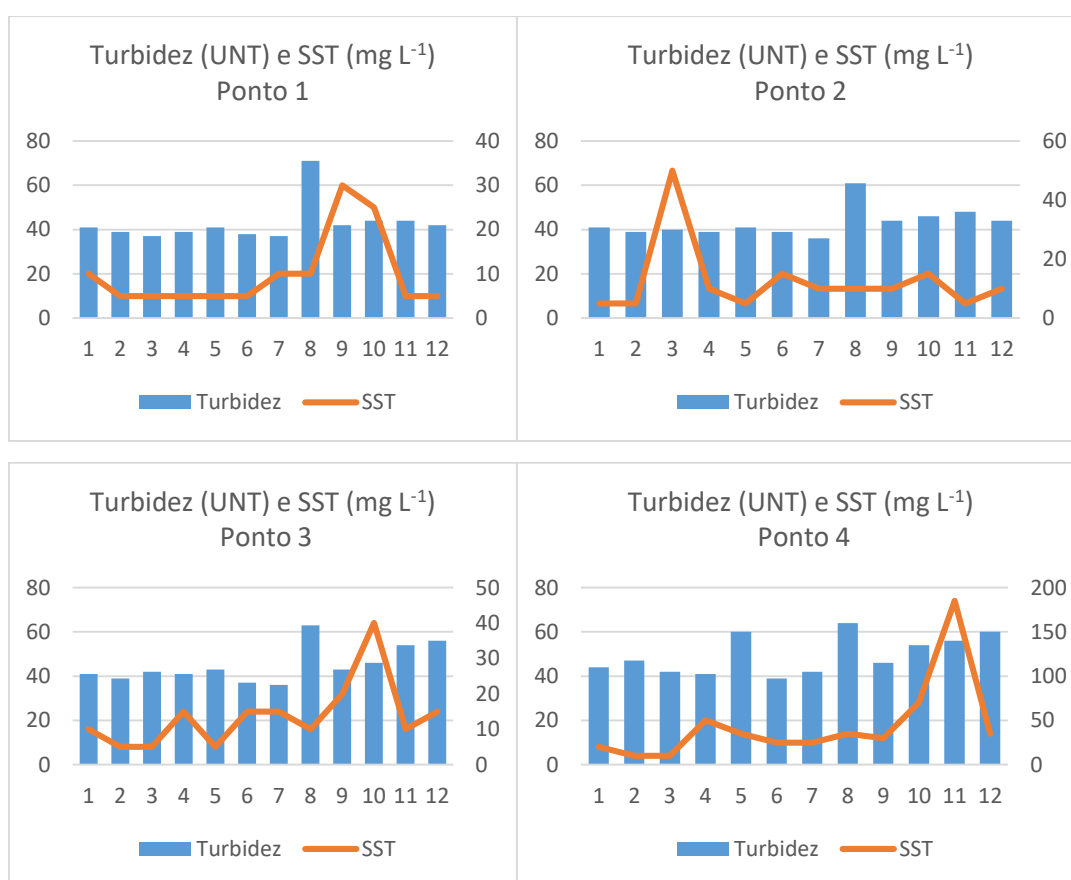
Fonte: Autor

Verifica-se também que a DBO tem sua concentração aumentada ao longo do curso do rio em direção à foz.

5.1.6 Turbidez e Sólidos Totais

Os baixos valores de turbidez e de concentração de sólidos totais neste rio (Gráfico 6), quando comparados ao estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/05 (Turbidez até 100 UNT e Sólidos Totais até 500 mg L⁻¹), mostram a presença reduzida de sólidos suspensos, e isso deve-se ao tipo geológico do leito do rio, caracterizado por formação rochosa, com pouco sedimento ao fundo.

Gráfico 6 – Variação de Sólidos Totais e Turbidez na água nos 4 pontos estudados durante 12 meses.



Fonte: Autor

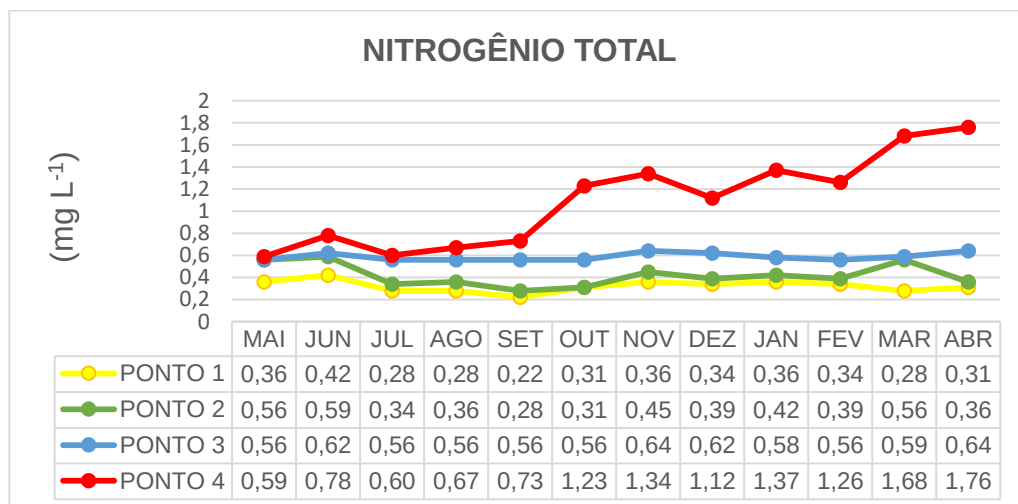
Destaque-se, na análise dos dados, que não há uma correspondência direta entre a concentração de sólidos suspensos e a turbidez. Em períodos nos quais a coleta foi realizada após ocorrência de chuva, o aumento de sólidos vem acompanhado por maior turbidez da água, como é o caso da coleta 10 (fev/2017). Entretanto na maioria dos casos não há essa correspondência.

Quando se considera a determinação de SST nas amostras, deve-se lembrar da questão operacional, na qual o material é retido em membrana de fibra de vidro com porosidade de 0,45 μm . Assim, a turbidez, nesse caso, teve sua variação determinada pela presença de material coloidal suspenso, constituído principalmente por material orgânico de baixo peso molecular, formado por substâncias húmicas, compostos oriundos de organismos vivos e de seus processos biológicos, como também do aporte externo de efluentes de esgoto bruto ou tratado, e das substâncias nele contidas. No mês de dezembro/2016 (coleta 8) observa-se aumento apenas da turbidez para todos os locais de coleta, sem alteração correspondente na concentração de sólidos. Nesse caso, a coleta foi realizada em período com mais de 30 dias de escassez de chuva, e assim, o Rio Verde apresentava volume reduzido, com maior influência da composição coloidal sobre a passagem de luz.

5.1.7 Nitrogênio Total e Nitrogênio Amoniacal

As concentrações de nitrogênio total mantiveram certa homogeneidade para as amostras do Rio Verde (Gráfico 7), nos quatro pontos de coleta, mas a legislação vigente, não inclui esse parâmetro. O nitrogênio total engloba as diversas espécies de nitrogênio transportadas pelos rios, seja na forma de nitrato, nitrito ou amônia, que podem ser liberados por processos bioquímicos ou físicos. As variações do nitrogênio são dependentes e controladas nas bacias hidrográficas por fatores como fixação por plantas aquáticas, erosão, decomposição da vegetação e retenção pela camada de húmus no sedimento (TUNDISI, 2008).

Gráfico 7 – Variação de Nitrogênio Total nos 4 pontos estudados durante 12 meses

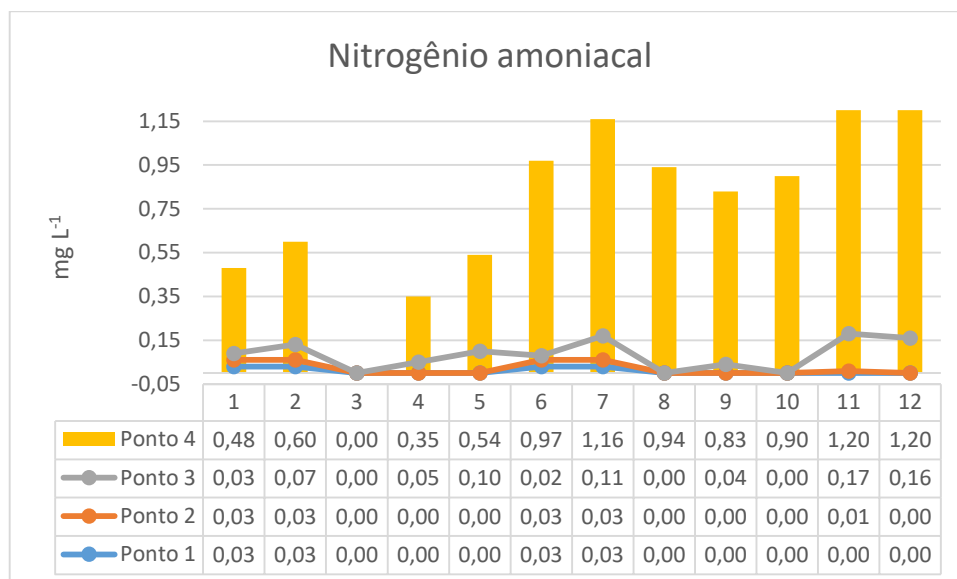


Fonte: Autor

As fontes de nitrogênio na água são diversas, mas a principal são os esgotos sanitários, contendo nitrogênio orgânico devido a presença de proteínas, e o nitrogênio amoniacal, pela hidrólise da ureia na água (CETESB, 2016). Panno e Kelly (2004) citam também a deposição atmosférica como outro potencial contribuinte de nitrogênio para águas superficiais.

A espécie de nitrogênio denominada nitrogênio amoniacal, está fixada na Resolução CONAMA nº 357/05, para rios Classe 2, em concentração máxima de $3,7 \text{ mg L}^{-1}$, em $\text{pH} \leq 7,5$. Todos os valores encontrados nas amostras analisadas (Gráfico 8) foram inferiores a $1,3 \text{ mg L}^{-1}$, mas as concentrações mais elevadas, comparativamente, sempre ocorreram no Ponto 4, a jusante da ETE Rio Verde. Porém, mesmo em baixas concentrações, esse composto pode causar impactos à vida aquática, em termos de toxicidade crônica com efeitos sobre a capacidade reprodutiva, o crescimento, o comportamento, os tecidos (mudanças patológicas nos tecidos das brânquias, rins e fígados dos peixes) e alterações bioquímicas (SILVA E JARDIM, 2006)

Gráfico 8 – Variação de Nitrogênio Amoniacal nos 4 pontos estudados durante 12 meses



Fonte: Autor

A remoção biológica de nitrogênio em sistemas de tratamento é possível através da sequência dos processos de nitrificação e desnitrificação. O resultado desses processos é a conversão de nitrogênio amoniacal em nitrogênio molecular, que se desprende como gás na fase líquida. (VAN HAANDEL et al, 2009).

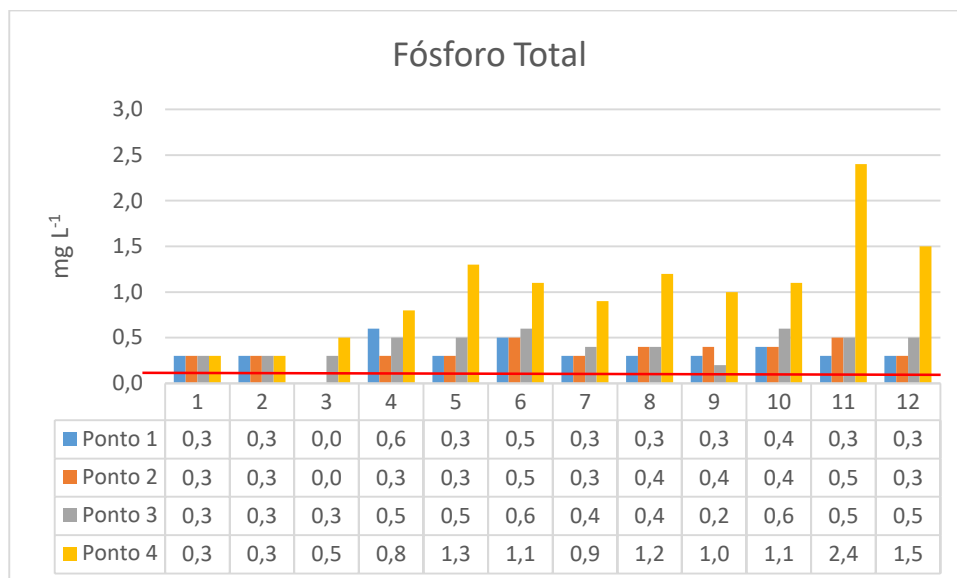
Neste trabalho, o nitrogênio amoniacal tem um aumento ao longo do rio, principalmente após a estação de tratamento de esgoto, e isso pode ser explicado pela baixa eficiência da ETE.

Atualmente, a USEPA mostra a intenção de reavaliar os critérios de qualidade para a amônia, destacando estudos com bivalves de água doce, em que algumas espécies mostraram maior sensibilidade a esse poluente.

5.1.8 Fósforo Total

No caso do fósforo total, verificou-se para quase a totalidade das amostras analisadas (Gráfico 9), que as concentrações se mantiveram superiores em relação ao limite referente à classe 2, que é de 0,1 mg L⁻¹, considerando um ambiente lótico (CONAMA 357/2005).

Gráfico 9 – Variação de Fósforo nos 4 pontos estudados durante 12 meses



Fonte: Autor

A principal origem do fósforo em águas superficiais são as descargas de esgotos sanitários contendo detergentes, porém, em áreas com atividade agropecuária, também há contribuição da drenagem superficial de matéria orgânica, fertilizantes e pesticidas (ANA, 2016).

Panno e Kelly (2004) apontam que a lixiviação e o escoamento superficial em áreas agrícolas podem resultar em cargas de nutrientes de nitrogênio e fósforo para os recursos hídricos.

No caso do Ponto 3 (Concentração Média $P_{\text{total}} \cong 0,6 \text{ mg L}^{-1}$), destaque-se que nesta área o rio percorre região urbanizada, recebendo aporte do Arroio Pilão de Pedra, o principal arroio da área central da cidade. Quanto ao Ponto 4 (Concentração Média $P_{\text{total}} \cong 1,0 \text{ mg L}^{-1}$), sua impactação deve-se, majoritariamente, ao efluente da ETE Rio Verde, como já mencionado para outros parâmetros.

Mas, o fato que causou surpresa, foi a concentração de fósforo acima do limite de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, também para os Pontos 1 e 2, nos quais todos os outros parâmetros estiveram dentro da legislação brasileira atual. Apesar do Rio Verde exibir, nesses pontos, margens aparentemente preservadas, as áreas do entorno, apresentam atividade de agricultura, podendo a drenagem superficial, promover o aporte de fósforo para o manancial.

Ainda que o trecho de cabeceira do rio Verde esteja inserido em duas importantes Unidades de Conservação, toda a sua extensão faz divisa com extensas áreas agrícolas em sistema de cultivo de plantio direto (ROCHA & WEIRICH NETO, 2010). O mesmo é observado ao longo do ponto 2, e parcialmente no ponto 3. No sul do Brasil, cultivares de plantio direto adotam o conceito de adubação de sistema, no qual todo o montante de fertilizante requerido pelas culturas de verão é aplicado durante o inverno, objetivando celeridade de plantio e redução nos custos com insumos, maquinário e mão de obra (BOLLIGER et al., 2006). Apesar do plantio direto ser uma prática agrícola menos agressiva, onde o solo não é lavrado, ou seja, não é preparado mecanicamente por arados ou grades, reduzindo a erosão, ainda assim, ocorre escoamento de fertilizantes e pesticidas a partir do deflúvio superficial e do fluxo de macroporos, no quais a água se desloca por gravidade atingindo o corpo d'água (ELSER et al., 2007; MERTEN e MINELLA, 2002).

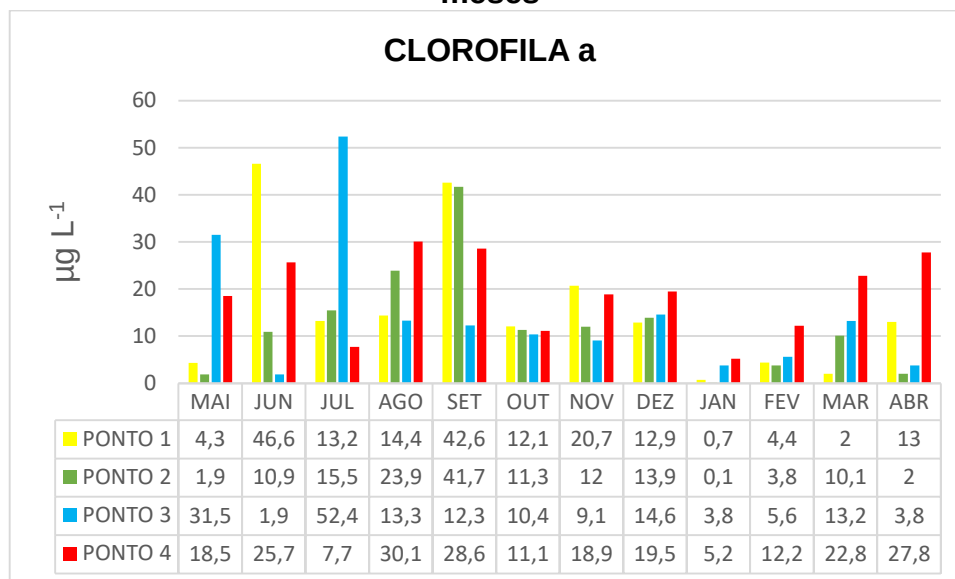
Esses impactos expõem a biota aquática da região a um alto risco ecológico, pois embora o fósforo constitua um elemento essencial para os organismos vivos, sua disponibilidade natural nos habitats aquáticos, é um fator limitante para a produtividade primária (SILVA et al., 2017; CAMARGO e ALONSO, 2006; ELSEER et al., 2007).

O enriquecimento do corpo aquático por fósforo foi acompanhado por aumento nas concentrações de Clorofila, as quais estiveram próximas ao limite de $30 \mu\text{g L}^{-1}$ (CONAMA, 2005). O elevado risco de eutrofização associado a presença de fósforo, não se consolidou devido à vazão do rio, que se apresenta lótico em todo seu percurso (CCME, 2004).

5.1.9 Clorofila a

Assim como para o fósforo, a concentração de clorofila-a em todo o Rio Verde se encontra elevada (Gráfico 10), próxima ao limite de $30 \mu\text{g L}^{-1}$, e em alguns casos, ultrapassa esse limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05.

Gráfico 10 – Variação de Clorofila-a nos 4 pontos estudados durante 12 meses



Fonte: Autor

Os resultados correspondentes à clorofila-a são considerados como uma medida de resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando assim, o nível de crescimento de algas no local. Entretanto, *in loco*, não se observa a eutrofização prevista.

Segundo Lamparelli (2004), em ambientes lóticos, devido principalmente à maior velocidade das águas, verifica-se proporcionalmente maiores concentrações de fósforo e menores concentrações de clorofila-a, quando se compara a ambientes lênticos. Entretanto, a alta carga de nutrientes determinada pela presença de fósforo, é um fator para o qual deve-se estar atento, mesmo se a eutrofização do ambiente não foi desencadeada.

5.2 ÍNDICES DE QUALIDADE

5.2.1 Índice de Estado Trófico (IET)

De acordo com o grau de trofia do ecossistema aquático (Quadro 6), o Rio Verde, praticamente em todos os pontos de amostragem, é classificado como Mesotrófico, havendo ocorrência de classificação como Eutrófico e, em um único caso, para o ponto 4, como Hipereutrófico (Tabela 2).

Como já citado anteriormente, segundo a Resolução CONAMA nº357 de 2005, para que um curso de água seja classificado como classe 2, é necessário, entre outras avaliações, que as concentrações de fósforo total sejam inferiores

a 0,1 mg L⁻¹ em ambientes lóticos, e no caso do Rio Verde, ultrapassou esse limite na maioria das análises. Também a concentração de clorofila-a se encontra elevada em todo percurso, próxima ao limite de 30 µg L⁻¹, e em alguns casos ultrapassando esse limite também estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05.

Segundo Smith e Schindler (2009), a eutrofização pode levar à alteração no sabor, no odor, na turbidez e na cor da água, bem como a redução do oxigênio dissolvido, provocando crescimento excessivo de plantas aquáticas, mortandade de peixes e outras espécies aquáticas, além do comprometimento das condições mínimas para o lazer na água.

Tabela 2– Índice de Estado Trófico para o Rio Verde em 12 meses

Pontos	2016								2017			
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
P1	45	56	36	53	55	60	52	50	37	46	42	50
P2	42	49	37	53	55	60	50	51	31	45	50	42
P3	54	42	56	51	60	61	49	51	50	48	51	46
P4	52	53	68	56	57	53	56	55	49	53	58	57

Legenda:

Ultraoligotrófico IET ≤ 47; Oligotrófico 47 < IET ≤ 52; Mesotrófico 52 < IET ≤ 59; Eutrófico 59 < IET ≤ 63; Supereutrófico 63 < IET ≤ 67; Hipereutrófico IET > 67.

Fonte: Autor

Os principais impactos à qualidade da água associados com a eutrofização são a presença de algas nocivas que inclui tanto espécies produtoras de toxinas, quanto as grandes produtores de biomassa, que podem levar à depleção de oxigênio dissolvido na coluna de água; o excessivo crescimento de macrófitas provocando a redução do espelho d'água; a perda de transparência da água reduzindo a penetração da luz; a perda do habitat e do alimento dos peixes pela redução de OD; excessiva produção de matéria orgânica ocasionando encobrimento de ovos e larvas; a redução da eficiência da cadeia alimentar; a produção de gases tóxicos à biota como amônia e gás sulfídrico; possíveis toxinas de algumas espécies de algas-azuis e problemas nas Estações de Tratamento de Água, com a formação de compostos secundários pela reação da matéria orgânica com o cloro (VIDOTTI E ROLLEMBERG, 2004).

Quais consequências trará para o Rio Verde? Por caracterizar-se como ambiente mesotrófico, significa que se apresenta com produtividade intermediária, mas com possíveis implicações sobre a qualidade da água. No momento, não se percebe floração algal, conforme já mencionado e justificado pelas características desse corpo d'água, entretanto, já é evidente, no Ponto 4, a redução de peixes, tanto em quantidade como em variedade de espécies, observado na pesquisa sobre a ictiofauna que ocorre de maneira simultânea a esse trabalho.

Costuma-se utilizar a concentração de clorofila para expressar a biomassa fitoplanctônica. Assim, a biomassa (Clorofila-a), associado aos parâmetros físicos e químicos, pode detectar possíveis alterações na qualidade das águas, bem como avaliar tendências ao longo do tempo, que se reflitam em modificações no habitat ou no comportamento dos organismos aquáticos.

5.2.2 IQA_{PVA} – Índice de Qualidade da Água para Vida Aquática

Avaliando os parâmetros que foram empregados para calcular o IQA_{PVA}, observa-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal, para todos os pontos avaliados, estão dentro do estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, para rios Classe 2, de no máximo de 3,7 mg L⁻¹, para pH ≤ 7,5, sendo os valores encontrados inferiores a 1,3 mg L⁻¹.

Quanto ao OD, sua redução pode afetar significativamente a biota aquática. A redução das concentrações de OD no ponto 4, está claramente relacionada ao aporte do efluente da ETE, que nesse caso tem impactado o Rio Verde, seja pela sua carga orgânica ou, como já foi mencionado, pela disparidade entre a vazão do efluente e a capacidade do rio.

Outro aspecto preocupante é que o Rio Verde, como já mencionado, possui pequenas quedas e corredeiras em todo seu percurso, o que espontaneamente aumenta a concentração de OD, entretanto verificou-se, em algumas amostras, concentrações inferiores a 5 mg L⁻¹, ou seja, pode-se associar esse fato a processos de oxidação que consomem o oxigênio, indicando presença de matéria orgânica.

O cálculo do índice IQA_{PVA} (Tabela 3), mostrou qualidade entre EXCELENTE a RAZOÁVEL para os pontos 1 e 2 (Tabela 1), locais menos

impactados, mas também para o ponto 3, apesar de diversos parâmetros apontarem para sua baixa qualidade, mas que se justifica pelas concentrações de OD aumentadas devido às características de oxigenação do rio.

Por outro lado, a jusante da ETE, o ponto 4, teve variação de RUIM a MUITO RUIM (Tabela 3), indicando claramente o impacto do efluente lançado mesmo após o tratamento. A situação crítica do Rio Verde, nesse ponto, em termos de capacidade de manutenção da vida aquática deve ser destacada. A classificação como Classe 2 exige que a água apresente características físico-químicas tais, que favoreçam a presença da biota natural do rio. O aporte do efluente da ETE é uma das principais causas do impacto, pois ainda que dados divulgados indiquem que há o monitoramento do efluente na ETE, para que siga as normas de descarte da legislação, o impacto sofrido pelo rio é evidente, de onde supõem-se que a vazão da ETE está acima da capacidade do rio em receber o aporte sem sofrer mudança de classe, além do rio receber aporte de dois arroios que passam pela área urbana da cidade de Ponta Grossa, também nesse ponto.

Tabela 3 – Índice de qualidade da Água para Vida Aquática para o Rio Verde em 12 meses

PONTOS	2016								2017			
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
P1	90	60	90	100	90	90	90	100	90	100	100	80
P2	90	60	70	100	80	90	90	100	90	80	80	60
P3	90	80	40	80	70	90	70	60	80	60	70	70
P4	40	30	40	50	30	20	10	20	20	20	10	10

Fonte: o autor.

Índice: Excelente $IQA_{PVA} > 90$; Boa $90 \geq IQA_{PVA} \geq 80$; Razoável $80 > IQA_{PVA} \geq 60$;
Ruim $60 > IQA_{PVA} \geq 30$; Muito Ruim $IQA_{PVA} < 30$

Segundo a Resolução CONAMA nº 430/2011, o lançamento de efluentes em corpos de água não poderá exceder as condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência ou volume disponível. Dessa maneira, deve ser respeitada a capacidade de suporte do corpo receptor, ou seja, o valor máximo de determinado poluente que o corpo hídrico pode receber, sem comprometer a qualidade da água e seus usos determinados pela classe de enquadramento.

Para aplicação do índice, busca-se na Tabela 1, o valor de normalização para cada uma das variáveis, a partir das concentrações conhecidas de Amônia Total e Oxigênio Dissolvido (SILVA; JARDIM, 2006).

5.3.3 IQA-CETESB

Para o cálculo do IQA Cetesb levou-se em consideração as médias de todos os parâmetros (Tabela 4), no decorrer de um ano, uma vez que a análise de coliformes totais, necessária para esse cálculo, não foi realizada durante todo o período, devido a uma falha técnica do laboratório em que foi encaminhada a amostra.

Tabela 4 - Médias e desvio padrão dos resultados obtidos para os parâmetros aquáticos analisados nos 4 pontos estudados do Rio Verde

PARÂMETROS AQUÁTICOS	P1	P2	P3	P4
Temperatura água (°C)	16,7 ± 2,2	17,2 ± 2,3	17,3 ± 2,1	17,8 ± 2,0
OD (mg L ⁻¹)	8,3 ± 2,1	7,5 ± 1,9	6,8 ± 2,0	5,4 ± 1,6
Condutividade (µS)	8,2 ± 2,1	11,3 ± 3,2	47,5 ± 30,6	112,5 ± 90,7
Cloretos (mg L ⁻¹)	6,7 ± 1,6	7,0 ± 0,7	10,3 ± 3,4	17,1 ± 3,1
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	15,7 ± 6,2	17,3 ± 5,6	33,0 ± 9,4	80,1 ± 26,2
Turbidez (UNT)	42,9 ± 9,2	43,2 ± 6,6	45,1 ± 8,3	49,6 ± 8,7
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	10,0 ± 8,5	12,5 ± 12,3	13,8 ± 9,6	44,2 ± 47,3
DBO (mg L ⁻¹)	1,5 ± 0,7	1,7 ± 0,8	3,1 ± 1,5	6,7 ± 2,0
Clorofila a (µg L ⁻¹)	15,6 ± 14,8	12,3 ± 11,5	14,3 ± 14,3	19,0 ± 8,4
Fósforo (mg L ⁻¹)	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,6 ± 0,5	1,0 ± 0,6
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	0,3 ± 0,0	0,4 ± 0,1	0,6 ± 0,0	1,1 ± 0,4
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	0,01 ± 0,0	0,01 ± 0,0	0,06 ± 0,0	0,8 ± 0,4
pH	6,6 ± 0,6	6,4 ± 0,5	6,2 ± 0,3	6,3 ± 0,3
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	121 ± 168,3	145 ± 134,3	270 ± 42,4	1600 ± 0

Fonte: o autor

Como descrito anteriormente, os parâmetros utilizados para o cálculo do IQA-CETESB são: pH, Temperatura, OD, DBO, Fósforo Total, Nitrogênio Total, Sólidos Totais, Turbidez, Coliformes Totais.

Para o cálculo do IQA proposto pela CETESB, OD deve estar expresso na concentração da saturação de oxigênio, como mostra a Equação 13:

$$Cs = (14,2 \times e^{-0,0212T} - (0,0016 \times C_{Cl} \times e^{-0,0264T})) \times (0,994 - (0,0001042 \times H))$$

onde:

(13)

Cs = concentração de saturação de oxigênio (mg L⁻¹)

T = temperatura (°C)

CCl = Concentração de Cloreto (mg L⁻¹)

H = Altitude (m)

A seguir, calcula-se a porcentagem de oxigênio dissolvido, dada pela fórmula (Equação 14):

$$\%OD = (OD/Cs) \times 100 \quad (14)$$

onde:

OD% = porcentagem de oxigênio dissolvido

OD = oxigênio dissolvido (mg L⁻¹)

Cs = concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg L⁻¹) (MMA, 2005).

Onde os resultados obtidos para a porcentagem média de saturação de oxigênio (%OD) foram: 102,8 para o P1, 98,5 para o P2, 84,6 para o P3 e 66,6 para o P4.

Feito isso, os resultados do IQA CETESB para os 4 pontos estudados no decorrer de um ano estão listados na tabela 14.

Tabela 5 – Índice de Qualidade Da Água (IQA CETESB)

	IQA-CETESB	Nível de Qualidade
Ponto 1	71,4	BOM
Ponto 2	70,0	BOM
Ponto 3	63,8	MÉDIO
Ponto 4	50,8	RUIM

Fonte: Autor

Visando estabelecer a qualidade das águas do Rio Verde, de maneira simplificada, calculou-se a partir dos parâmetros analisados, o índice de qualidade adotado pela CETESB (Companhia de Abastecimento de São Paulo) IQA-CETESB, obteve-se uma tendência a qualidade “BOA” nos pontos 1 e 2, que ficou entre 63,8 e 71,4, onde IQA igual a 51 a água já seria considerada “razoável”. O ponto 3 foi classificado como “MÉDIO” nesse índice. No ponto 4 o valor do IQA foi considerado “RUIM”, porém esse valor poderia estar ainda pior, visto que apesar de muitos parâmetros fora do limite estabelecido pela resolução, outros que interferem de maneira significativa no índice de qualidade de água, como a turbidez e os sólidos totais, estavam com concentrações adequadas.

Esse fato mostra o efeito eclipse apontado por Silva e Jardim (2006), onde ao adotar um número grande de parâmetros, a influência de alguns deles pode “mascarar” o resultado final do índice. Assim, ao expressar através do IQA, a qualidade do rio como “Razoável” podemos estar falando em um corpo d’água com elevadas concentrações de fósforo, ou coliformes, mas, como no caso do

Rio Verde, as concentrações de OD proporcionadas pela excelente aeração do rio em suas corredeiras, ou as concentrações inferiores de SST e a pequena turbidez resultantes do leito lajeado do rio, dão uma ideia falsa da qualidade.

5.3.4 IQA-CCME

O IQA-CCME, além de ser flexível no que diz respeito aos parâmetros que serão empregados, e ao número deles, é flexível também quanto ao período de aplicação, sendo recomendado o mínimo de quatro parâmetros, monitorados pelo menos em quatro campanhas de amostragem, podendo ser aplicado para rios, lagos ou fluxos. O julgamento do profissional responsável pelo monitoramento, ou do usuário, é essencial na determinação de quais e quantos parâmetros, devem ser incluídos no cálculo do índice para melhor resumir a qualidade da água em uma determinada região. Neste trabalho, optou-se por usar os 9 parâmetros utilizados no IQA-CETESB, para título de posterior comparação, desconsiderando apenas os coliformes totais, pois como mencionado, não se tem os resultados para todos os meses estudados, e a temperatura da água, pois não há um limite aceitável explícito na legislação adotada que será a CONAMA 357/2005. Outra modificação, será quanto ao nitrogênio amoniacal que será adotado ao invés de nitrogênio total, também devido a sua presença na legislação vigente.

A tabela 6 apresenta os resultados obtidos com o cálculo dos fatores, percentual de parâmetros falhos (F1), percentual de análises falhas (F2) e amplitude (F3), que compõe o IQA-CCME, por campanha, nos pontos 1, 2, 3, e 4 respectivamente. Além dos fatores, a tabela também apresentam os resultados da soma normalizada das discrepâncias ($\sum n\Delta$), que considera a soma das discrepâncias das análises individuais quando estão acima ou abaixo do seu padrão de referência, e finalmente o resultado do IQA-CCME, ambos também por campanha nos 4 pontos, no período de maio de 2016 à abril de 2017.

Tabela 6 – Resultado do IQA-CCME e seus fatores

	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
F1	42,9	42,9	71,5	71,5
F2	19,0	17,9	23,8	36,9
($\sum n\Delta$)	0,34	0,35	0,71	1,40
F3	25,4	25,9	41,5	58,3

IQA-CCME	69,2	69,3	50,3	42,7
Categoria	Marginal	Marginal	Marginal	Ruim
Fonte: Autor Legenda: Excelente IQA _{CCME} =95-100; Bom IQA _{CCME} = 80-94; Mediana IQA _{CCME} =65-79; Marginal IQA _{CCME} =45-64; Ruim IQA _{CCME} = 0-44.				

Nos pontos 1 e 2, onde o IQA-CETESB apresentou resultados classificados como “bom”, a classificação obtida com o IQA-CCME foi “marginal”, no ponto 3 em que o IQA-CETESB apresentou resultado “médio”, o IQA-CCME apresentou resultado “marginal”, e no ponto 4, ambos os índices apresentaram resultado como “ruim”.

Os resultados mostraram que embora o cálculo analítico do IQA-CETESB permita o conhecimento pontual da qualidade da água no trecho, o cálculo estatístico com o IQA-CCME apresenta um resultado mais seguro para a informação de qualidade, visto que permite avaliar cada análise feita e o seu desvio em relação a legislação vigente no país, no nosso caso a Resolução CONAMA 357/2005.

Esse índice mostrou o ponto 3 como qualidade marginal, o que corrobora com o fato de alguns parâmetros estarem fora do estabelecido pela legislação. No trecho entre os pontos 2 e 3, o estabelecimento de zoneamentos urbanos em ambas as margens substituiu a vegetação ripária original por gramíneas e instalou tubulações de escoamento pluvial desaguando no leito do rio. Situação semelhante é observada nos arroios Pilão de Pedra e Lajeado Grande, os quais desaguam próximo ao ponto 3. Esses córregos atravessam extensas áreas comerciais e residenciais do município de Ponta Grossa e recebem grande aporte de esgoto e lixo urbanos.

No IQA-CCME, os pontos 1 e 2 foram classificados como “marginal”, e isso se deve principalmente à concentração de fósforo, conforme anteriormente descrito. O entorno de ambas as áreas é explorado em atividades agrícolas e pecuária (ROCHA & WEIRICH NETO, 2010). Para o Ponto 4, novamente verifica-se a influência da ETE Rio Verde, sendo classificado como “RUIM”.

5.4 Análise Multivariada

Inicialmente realizou-se a análise de componentes principais dos dados monitorados com objetivo de identificar quais parâmetros de qualidade de água

foram mais significativos na caracterização da qualidade da água do Rio Verde. Para estimar o número de componentes principais o critério de Kaiser foi empregado, sendo retidas as componentes com autovalores maiores que 1 (SMILDE e BRO, 2014). Os valores de autovalores obtidos a partir da matriz de correlação estão apresentados na Tabela 7 em ordem decrescente e definem a importância das componentes principais pois correspondem à variância explicada por cada uma delas. Quando as variáveis possuem unidades diferentes e ou quando apresentam grande diferença de magnitude, recomenda-se o autoescalamento de modo que a influência de cada uma das variáveis seja igualada minimizando o efeito dominante que uma variável possa exercer e assim, todas terão igual importância na análise (FERREIRA, 2015). A escolha do pré-tratamento dos dados é fundamental para o sucesso da análise multivariada e destaca-se que para a PCA quando a matriz de correlação é empregada o autoescalamento dos dados pode ser dispensado. Para análise dos dados foi utilizado o Programa *Statistica*, versão 13.

Tabela 7 – Autovalores e variância total explicada pelas componentes principais.

Componente principal	Autovalor	Variância explicada (%)	Variância explicada acumulada (%)
1	6.677	51.364	51.364
2	1.626	12.507	63.870
3	1.049	8.067	71.937
4	0.915	7.040	78.977
5	0.746	5.738	84.715
6	0.591	4.544	89.258
7	0.490	3.772	93.030
8	0.285	2.193	95.224
9	0.264	2.030	97.254
10	0.149	1.150	98.404
11	0.119	0.918	99.321
12	0.046	0.359	99.681
13	0.041	0.319	100.000

Fonte: Autor

O número de componentes principais a serem mantidos de acordo com o critério de Kaiser (autovalores superiores a 1 são retidos) foram três e, em conjunto, eles explicam variação de aproximadamente 72%. Este estudo

considerou que uma correlação igual ou superior a 0,5 seria razoável para indicar que os parâmetros se correlacionavam, uma vez que dados desta natureza apresentam variabilidade natural.

As variáveis que influenciam cada um dos 3 componentes principais são mostradas na Tabela 8, onde também se observa a variância total explicada pelos componentes, de modo que a avaliação da importância de cada um é apresentada ao explicar o conjunto de dados coletados. Ao considerar uma variável importante para a composição do componente, recomenda-se que o valor numérico da correlação seja superior a 0,7.

A Tabela 8 exibe as correlações entre os 13 parâmetros analisados. Os valores ressaltados são aqueles superiores ou iguais a 0,5.

Tabela 8 – Matriz de correlação

Variável	T _{H2O}	OD	Cond	Cl	Alcal	Turb	SST	DBO	Cloro fila a	P	N-T	N-A	pH
T _{H2O}	1,00	0,17	0,28	0,07	0,25	0,15	0,33	0,09	-0,22	0,44	0,20	0,19	0,20
OD	0,17	1,00	-0,35	-0,57	-0,47	-0,24	-0,26	-0,53	-0,13	-0,28	-0,49	-0,42	0,02
Cond	0,28	-0,35	1,00	0,68	0,82	0,37	0,85	0,60	0,13	0,74	0,78	0,76	-0,04
Cl	0,07	-0,57	0,67	1,00	0,81	0,40	0,46	0,78	0,15	0,57	0,83	0,82	-0,22
Alcal	0,25	-0,47	0,82	0,81	1,00	0,41	0,63	0,80	0,14	0,73	0,92	0,92	-0,04
Turb	0,15	-0,24	0,37	0,40	0,41	1,00	0,29	0,39	0,02	0,36	0,38	0,37	0,09
SST	0,33	-0,26	0,85	0,46	0,63	0,29	1,00	0,49	0,06	0,67	0,62	0,60	0,03
DBO	0,09	-0,53	0,60	0,78	0,80	0,40	0,49	1,00	0,19	0,55	0,75	0,77	-0,01
Clorofila a	-0,22	-0,13	0,13	0,15	0,14	0,02	0,06	0,19	1,00	0,01	0,08	0,15	-0,08
P	0,44	-0,28	0,74	0,57	0,73	0,36	0,67	0,55	0,01	1,00	0,72	0,68	-0,08
N-T	0,20	-0,49	0,78	0,82	0,92	0,37	0,62	0,75	0,08	0,72	1,00	0,94	-0,13
N-A	0,19	-0,42	0,76	0,82	0,92	0,37	0,61	0,77	0,15	0,68	0,94	1,00	-0,01
pH	0,20	0,02	-0,04	-0,22	-0,04	0,09	0,03	-0,01	-0,08	-0,08	-0,13	-0,01	1,00

Fonte: Autor

Observa-se que as variáveis Temperatura da água, Turbidez, clorofila-a e pH não apresentam correlação igual ou maior que 0,5 com nenhum outro parâmetro. Há um número moderado de valores superiores a 0,7 para as variáveis: condutividade, cloreto dissolvido, alcalinidade total, DBO, N total e N amoniacal, o que significa que a correlação entre estas variáveis é de moderada a forte e há uma interligação entre elas. A variável SST apresentou valores superiores a 0,6 estando no limite de ser incluída como variável com correlação moderada (0,69). A variável OD apresentou valor de -0,57 em relação ao conteúdo de Cl dissolvido e valor limítrofe de -0,53 com a variável DBO.

As variáveis que influenciam cada uma das 4 componentes principais estão indicadas na Tabela 9. Nesta tabela consta a variância total explicada pelas componentes de modo que a avaliação da importância de cada uma das

componentes fica demonstrada ao explicar o conjunto de dados coletados. Ao considerar uma variável importante para a composição da componente recomenda-se que o valor numérico da correlação seja superior a 0,7.

Tabela 9 – Pesos das variáveis na composição das componentes principais

Variável	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4
T água	-0.270	-0.798	-0.085	-0.270
OD	0.539	-0.459	-0.315	0.539
Cond	-0.883	-0.157	-0.118	-0.883
Cl	-0.864	0.279	-0.035	-0.864
Alcal	-0.952	0.010	0.004	-0.952
Turb	-0.483	-0.093	0.396	-0.483
SST	-0.742	-0.308	-0.117	-0.742
DBO	-0.831	0.203	0.171	-0.831
Clorofila	-0.146	0.506	0.081	-0.146
P	-0.804	-0.293	-0.203	-0.804
N total	-0.939	0.060	-0.080	-0.939
N amoniacal	-0.924	0.044	0.017	-0.924
pH	0.064	-0.428	0.820	0.064
autovalor	6.677	1.626	1.049	6.677
Variância Explicada (%)	51.364	12.507	8.067	51.364

Fonte: Autor

Na primeira componente, as variáveis que se destacaram na composição foram: Nitrogênio total, Nitrogênio amoniacal, DBO, SST, alcalinidade total, cloreto dissolvido, P total e condutividade, todos com um sinal negativo. Essa componente reflete a qualidade da água para esses parâmetros, onde valores mais baixos indicam melhor qualidade. Nesta componente, OD não atingiu um valor de correspondência em 0,7 apresentando 0,539 com um sinal positivo. No entanto, essa oposição de sinais é justificada pelo fato de que um aumento da DBO e de nitrogênio amoniacal está associado à presença de matéria orgânica, ou seja, maior consumo de OD. A concentração de OD é um fator importante para avaliar a capacidade de auto-depuração, que é o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático através de mecanismos naturais. Nesse sentido, a capacidade de auto-depuração do Rio Verde está relacionada ao relevo característico de seu leito, que inclui várias corredeiras. A componente 1 pode

ser considerada como indicativo de aspectos relacionados à degradação da matéria orgânica.

A componente 2 é formada apenas pela temperatura da água seguindo o critério de correlação acima de 0,7 e negativo. Se um valor superior a 0,5 for aceitável, a variável clorofila-a seria agregada nesta componente. Podemos considerar que a componente 2 expressa a influência da atividade agrícola nas proximidades do rio e concentrações elevadas de clorofila-a, são o resultado do impacto sofrido. Na componente 3, há também uma única variável com correlação acima de 0,7, que foi o pH. Entretanto, uma vez que o conjunto de dados analisados envolve parâmetros de natural variabilidade, não é prudente afirmar que as relações entre os parâmetros são fortes ou fracas.

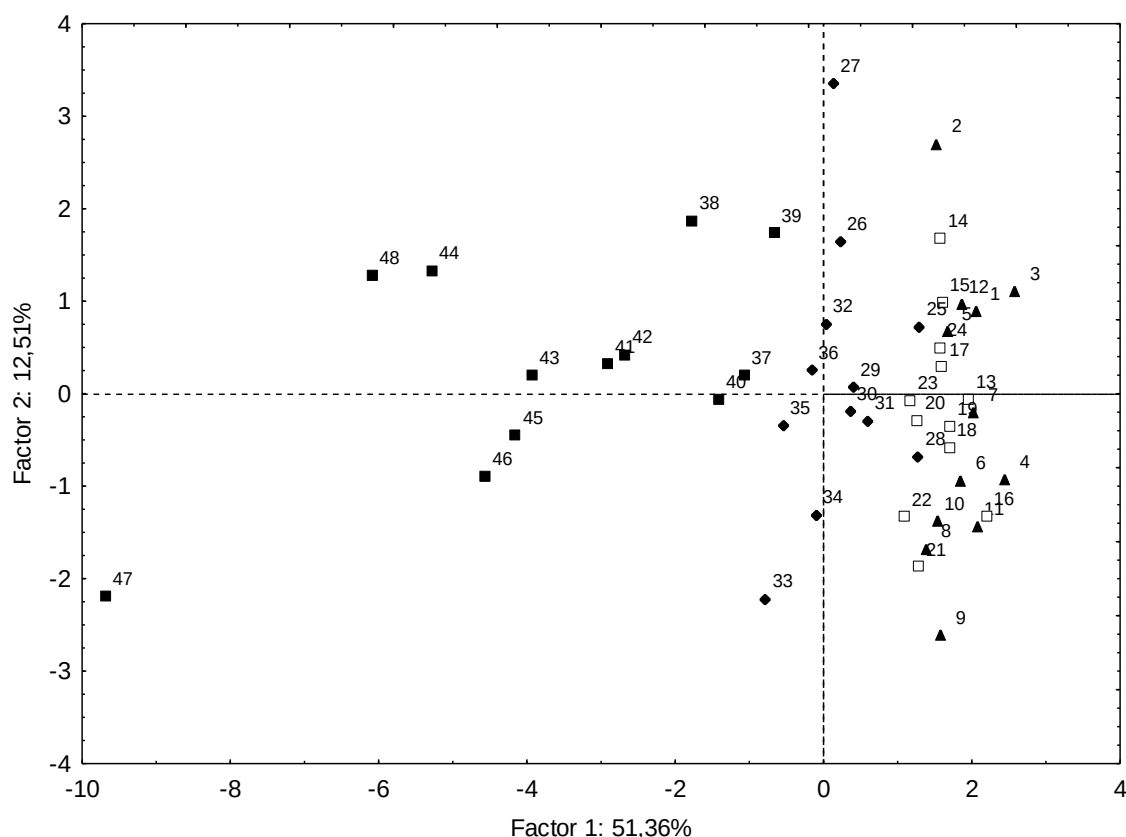
A Figura 9 apresenta os escores para as componentes 1 e 2 para as amostras coletadas em 4 pontos distintos de monitoramento e pode ser observado a formação de alguns grupos em função dessas componentes.

Na componente 1 verificou-se, para todos os pontos, nas amostragens realizadas, a crescente interferência na qualidade da água do Rio Verde a medida que se avança no sentido nascente-foz. O Ponto 1 fica localizado próximo a nascente, no local denominado “Capão da Onça”, e o Ponto 2 na chamada “curva do cemitério”, ambos com margens preservadas e água de aspecto límpido. As amostras (1-24, Figura 9) coletadas nesses pontos tiveram, via de regra, as maiores concentrações de oxigênio ($>6 \text{ mg L}^{-1}$), e as menores concentrações de cloreto dissolvido ($< 8 \text{ mg L}^{-1}$), de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal, assim como os menores valores de DBO, de condutividade e de alcalinidade total ($<24 \text{ mg L}^{-1}$) exatamente como indicam os dados obtidos pela PCA.

São, de fato, menos impactados quando comparados com os Pontos 3 e 4, mas ainda assim, apresentam concentração de fósforo total acima do limite estabelecido na legislação CONAMA 357/05, que é de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. Apesar do Rio Verde apresentar margens aparentemente preservadas nesses pontos, o entorno se caracteriza por atividades agrícolas, podendo se entender que o aporte desse nutriente no corpo hídrico ocorre via drenagem superficial provenientes da bacia.

Figura 9 – Escores CP1 x CP2 para as amostras coletadas no Rio Verde.

▲ Ponto 1; □ Ponto 2; ◆ Ponto 3 ■ Ponto 4.



Fonte: Autor

O Ponto 3 (amostras 25-36, Figura 10) fica no local que é chamado de “Passadouro”, na área urbana, após o Rio Verde receber o aporte do Arroio Pilão de Pedra, que percorre o centro da cidade de Ponta Grossa, através de galeria, mas onde ligações irregulares impõe altos índices de poluição. Esse ponto, segundo os parâmetros analisados, só é menos impactado que o Ponto 4. Apresenta, por exemplo, DBO superior a 3mg L^{-1} em mais de 50% das coletas, ou seja, superior ao limite da legislação CONAMA 357/05 para rios Classe 2, além de maior turbidez e condutividade que os pontos 1 e 2. Pela análise da forma como as amostras do Ponto 3 se distribuíram no Gráfico de escores apresentados na Figura 10 observa-se que a componente 1 consegue diferenciá-las pelos parâmetros que indicam a piora da qualidade do rio. A amostra 27 deste Ponto 3 coletada em julho de 2016 apresentou um alto teor de clorofila a ($52,45\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$) e ficou separada das demais amostras deste ponto em relação a componente 2.

O Ponto 4 fica a jusante da ETE Rio Verde, cerca de 50 m do local onde ocorre o aporte do efluente dessa estação, e próximo a foz do rio que é tributário do Rio Pitangui. É, sem dúvida, o local mais impactado de todo o percurso, com OD inferior a 5 mg L^{-1} na maioria das amostras e teores de matéria orgânica, expressos em termos de DBO, superiores a 4 mg L^{-1} , chegando a $11,5 \text{ mg L}^{-1}$ em dezembro de 2016 (amostra 44, Figura 10).

Para este mesmo Ponto 4 as amostras coletadas no período de junho de 2016 a setembro de 2016 (amostras 38 a 41, Figura 10) apresentaram teores de P total em média 3 vezes maiores que as amostras (42-48, Figura 10) coletadas no período de outubro de 2016 a abril de 2017 para este Ponto 4 ficando agrupadas em escores mais elevados em relação a componente 2 que reflete justamente o teor de P nas amostras.

Uma característica do Rio Verde, em todo seu percurso, é a presença de lajeado e de pequenas corredeiras, fatores que dissimulam a impactação quando analisada em relação a parâmetros como OD, turbidez e SST, e que também podem interferir quando empregados no cálculo dos índices de qualidade.

5. CONCLUSÃO

A qualidade de água do Rio Verde está comprometida, principalmente pela falta de proteção das áreas em seu entorno; ocupação inadequada destas áreas por assentamentos urbanos; aporte de efluentes principalmente domésticos lançados *in natura* ou a partir de sistemas inadequados de tratamentos de esgoto; e drenagem superficial, sobretudo em área rural.

Os valores do Índice de Estado Trófico (IET), para os 4 pontos avaliados no Rio Verde, indicaram tendência à eutrofização. As concentrações de fósforo e clorofila-a foram superiores aos limites propostos na Resolução CONAMA nº357 de 2005, para os cursos de águas doces classe 2. Os resultados permitem apontar o efluente da ETE Rio Verde como um fator de grande impacto, em condições que podem alterar o equilíbrio ecológico, tanto para as espécies que ocupam o rio como seu habitat, quanto para outras espécies predadoras que têm nos organismos desses rios sua fonte de alimentação.

Os resultados do IQA_{PVA} mostraram uma situação crítica em termos de capacidade de manutenção da vida aquática, principalmente após a estação de tratamento de esgoto, o que está em desacordo com a própria legislação CONAMA 357/2005 que preconiza que águas de classe 2, podem ser destinadas, entre outras finalidades, à proteção das comunidades aquáticas.

Na aplicação do IQA-CCME verificou-se a vantagem de ser um índice flexível, pois não limita a quantidade máxima nem o tipo de parâmetros escolhidos. Comparando-se o IQA-CETESB com o IQA-CCME verifica-se que o segundo expressa de forma mais real o estado de conservação do rio. A metodologia do IQA-CCME não determina parâmetros para serem utilizados. Dessa forma, diferentes objetivos para o monitoramento do corpo hídrico podem ser considerados, tais como: realizar diagnóstico para reconhecimento das condições de qualidade de água em função dos usos do solo e da água, monitorar para efetivação do enquadramento; e/ou monitorar para verificação da eficiência e efetividade no alcance da meta do enquadramento.

A Análise Multivariada permitiu concluir que o impacto causado nos pontos 1 e 2 é praticamente somente pelas atividades agrícolas no entorno do rio, enquanto nos pontos 3 e 4, além das atividades agrícolas ocorre um grande

impacto causado por matéria orgânica proveniente de esgotos urbanos sem o tratamento adequado e pela estação de tratamento de esgotos.

As diversas metodologias empregadas para avaliar os resultados experimentais, indicaram que é necessário realizar uma triagem inicial das águas a serem estudadas, e selecionar parâmetros que realmente sejam relevantes naquela situação em específico. Assim, por exemplo, ao calcular um índice que inclua OD, mas que seja um ambiente lótico, com corredeiras e com leito rochoso, certamente teremos indicativos de boa qualidade. Mas, essas águas podem conter concentrações elevadas de coliformes ou outros microorganismos, ou ainda, estarem impactadas por metais, ou por compostos orgânicos como hormônios, antibióticos e outras substâncias que atualmente despertam o interesse dos pesquisadores. Portanto, uma avaliação a partir de parâmetros aquáticos, deve ser realizada conhecendo a realidade local, as atividades do entorno, se industriais, agrícolas ou mesmo de concentração urbana, considerando a Bacia Hidrográfica como um todo e o reflexo das atividades ali desenvolvidas, através de um estudo multidisciplinar, envolvendo inclusive os aspectos sociais.

Sem dúvida, no caso do Rio Verde, e dos arroios que contribuem com a sua impactação, medidas de saneamento básico são essenciais para recuperar a qualidade. Na verdade, tais medidas são essenciais não apenas para a qualidade da água bruta e preservação da biota aquática, mas para toda a comunidade e sua qualidade de vida. Pelos dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS – ano base 2015), o país ainda tinha 34 milhões de brasileiros sem acesso à água, mais de 100 milhões de pessoas sem coleta dos esgotos e somente 42% dos esgotos eram tratados. Isso significa que ainda temos um enorme desafio para que o saneamento básico e os benefícios desses serviços cheguem a todos os brasileiros, e para que os reflexos dessas medidas possam influenciar a qualidade da água de nossos rios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI, T. ABBASI, S.A. **Water quality índices Elsevier**, Amsterdam, Netherlad (2012) p. 384.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Portal da qualidade das águas: índice de qualidade das águas**. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 17 jun. 2016.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: 2013. Brasília, DF: ANA, 2013. 432 p.

ÁGUAS PARANÁ; **Instituto das Águas do Paraná**, Secretária do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Disponível em: http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/TIBAGI/plano_de_bacia/Produto_05_Proposta_de_Enquadramento___Revisao_5.pdf. Acesso em: 02/02/2017.

ALMEIDA, A. A. **Avaliação da aplicação do IQA-CCME na divulgação da qualidade de água de Bacias Hidrográficas. Estudo de caso: Bacia Hidrográfica do Rio Joanes**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Urbana, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia – UFBA, Salvador, 2014.

APHA; AWWA; WEF, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, 20th ed., Washington, 2000.

BEGHELLI, F.G. de S.et al. Uso do índice de estado trófico e análise rápida da comunidade de macroinvertebrados como indicadores da qualidade ambiental das águas na Bacia do Rio Jundiá-Mirim – SP – BR.**Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, Itajaí, v. 19, n. 1, p. 13-22, 2015.
COSTIGAN, K. H. & DANIELS, M. D. Damming the prairie : Human alteration of Great Plains river regimes. *Journal of Hydrology*. 444 : 90–99, 2012.

BIANNY G. V. P. **Índice de calidad de agua superficial del rio Chili em el sector de Sachaca-Tiabaya-Huayco**. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, 2016.

BOLLIGER,A.; MAGRID, J.; AMADO,T. J. C.; SKÓRA NETO, F.; RIBEIRO M. F. S.; CALEGARI A.; NEERGARD, A. de. Taking stock of the brazilian « zero-till revolution » : A review of landmark research and farmers' practice. **Advances in Agronomy**, v.91, p.47-110, 2006.

BRAGA, B.; PORTO, M. & TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B. & TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. Ed. São Paulo: Escrituras, p. 145 – 160, 2006.

BRAGA, B et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Prentice Hall. 2005.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, DF, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em: 12/11/2016.

BROWN, R.M.; MCLELLAND, N.J.; DEININGER, R.A.; TOZER, R.G. (1970) A Water Quality Index Do We Dare? **Water & Sewage Works**, p. 339-343.

CAVENAGHI, A.L. **Caracterização da qualidade de água e sedimento relacionados com a ocorrência de plantas aquáticas em reservatórios**. Tese de Doutorado, Botucatu: UNESP, 2003.

CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Significado Ambiental e Sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem**. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf>>. Acesso em: 07/11/2016.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Gestão das Águas**. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/informacoes-basicas/8-2/>>. Acesso em: 07/01/2017.

CHANG, F. J.; TSAI, I. H.; CHEN, P. A.; COYNEL, A.; VACHAUD, G. Modeling water quality in an urban river using hydrological factors. **Journal of Environmental Management**, v.151, p. 87-96, 2015.

CLIMA: PONTA GROSSA. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/location/4493/>> . Acesso em 10/01/2018.

COELHO, D. de A.; SILVA, A. R. S.; CASTRO, T. O.; SANTOS, R. C. G. dos; PASSOS, A. S. dos. Análise da alcalinidade total e concentração de carbono inorgânico em trechos urbanos de rios: o exemplo do Rio Santa Rita, região sudoeste da Bahia. **VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**: Porto Alegre, RS, 23 a 26/11/2015.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 2005. **Resolução CONAMA 357/2005**. Brasil. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama>. Acesso em : 16/01/2017.

DINIUS, S.H. (1972) Social accounting system for evaluating water. **Water Resources Research**, v. 8, n. 5, p. 1159-1177.

ESTEVEZ, F.A. 2011. **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência.

FERREIRA, M. M. C. Quimiometria – conceitos, métodos e aplicações. Campinas, SP: **Editora da Unicamp**, 2015.

GEALH, A. M. Conhecendo os peixes do rio Pitangui. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (eds.). **Pitangui, rio de contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, p. 97-116, 2010.

GIRÃO, E. G.; ANDRADE, E. M.; ROSA, M. de F.; ARAÚJO, L. de F. P.; MEIRELES, A. C. M. Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibas pelo emprego da análise de componente principal. **Revista Ciência Agronômica**, v. 38, n. 1, p. 17-24, 2007.

IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Plano de manejo da Área de Proteção Ambiental da Escarpa Devoniana**. Curitiba: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA)/Instituto Ambiental do Paraná (IAP), 2004.

KIELING-RUBIO, M. A. et al. Integrated Environmental Assessment of streams in the Sinos River basin in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 75, n. 2, supl. p. 105-113, May 2015.

HALDAR, D. et al. Assessment of water quality of Damodar River in South Bengal region of India by Canadian Council of Ministers of Environment (CCME) Water Quality Index: a case study. **Desalination and Water Treatment**, India, 18 dez. 2014. Volume 57, p. 3489-3502.

KIELING-RUBIO, M. A. et al. Integrated Environmental Assessment of streams in the Sinos River basin in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 75, n. 2, supl. p. 105-113, May 2015.

KUBITZA, F. **Qualidade da água no cultivo de peixes e camarões**. São Paulo: ESALQ/USP. 229p, 2003.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEE, C. S.; LEE, Y. C.; CHIANG, H. M. Abrupt state change of river water quality (turbidity): Effect of extreme rainfalls and typhoons. **Science of The Total Environment**, v. 557–558, p. 91-101, 2016.

LOPES, D.P.; LÍVIO, A.E.; SOUSA, M.R.; SILVA, F.M. Comportamento estatístico do grau de acidez das chuvas na cidade de Natal/RN pela distribuição gaussiana. **Holos**, 83-89. 2014.

LUMB, A., HALLIWELL, D. SHARMA, T. Application of CCME Water Quality to Monitor Water Quality: A case of the Mackenzie River Basin, Canada. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 113, p. 411-429, 2006.

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

MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. SECRETARIA DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS. **Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização** – Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007. Brasília: MMA, 2007.

MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DE MINAS GERAIS – SEMAD. **Sistema De Cálculo Da Qualidade Da Água (Scqa) Estabelecimento Das Equações Do Índice De Qualidade Das Águas (IQA)**. Relatório 1. Minas Gerais. 2005.

MORETTO, D. L.; PANTA, R. E.; COSTA, A.B. da; LOBO, E. A.. **Calibration of water quality index (WQI) based on Resolution nº 357/2005 of the Environment National Council (CONAMA)**. 2012. Vol.24. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2012000100004&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 07/01/2017.

MORO, R.S. & CARMO, M.R.B. 2007. A vegetação campestre nos Campos Gerais. In: M.S. Melo, R.S. Moro, & G.B. Guimarães (eds.). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais do Paraná**. Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, pp. 93-98.

MORO, R.S., SOUZA-NOGUEIRA, M.K.F., MILAN, E., MIODUSKI, J., PEREIRA, T.K. & MORO, R.F. 2012. Grassland Vegetation of Pitangui River Valley, Southern Brazil. **International Journal of Ecosystem** 2: 161-170.

MOSTAFAEI, A. Application of multivariate statistical methods and water-quality index toevaluation of water quality in the Kashkan River. **Environ. Manage.**, v. 53, p. 865-881, 2014.

NONATO, E. A.; VIOLA, Z. G. G.; ALMEIDA, K. C. B.; SCHOR, H. H. R. **Quim. Nova**, 30, 4, 797-804, 2007.

OUYANG, Y. **Water Research**, 39, 2621-2635, 2005.

NOZAKI, C. T; MARCONDES, M. A; LOPES, F. A.; SANTOS, K. F. dos; LARIZZATTI P. S. da C. Comportamento temporal de oxigênio dissolvido e pH nos rios e córregos urbanos. **Atlas de Saúde Ambiental**, Vol. 2, nº 1, Jan/Abr., 2014.

PAIVA, M.de F. A. A cobrança pelo uso da água como incentivo à redução dos níveis de poluição hídrica. In: **IV CONGRESSO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS**. Anais... Foz do Iguaçu-PR, 2001.

PALIWAL, R.; SHARMA, P.; KANSAL, A. Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. **Journal of Environmental Management**, v.83, n. 2, p. 131-144, 2007.

PANNO, S.V.; KELLY, W.R. Nitrate and herbicide loading in two groundwater basins of Illinois´ sinkhole plain. **Journal of Hydrology**, v.290, p.229-42, 2004.

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

POMPEO, M; NISHIMURA, P.Y. Kit Clorofila: Uma proposta de método de baixo custo na estimativa do Índice de Estado Trófico com base nos teores de Clorofila. In: Pompêo et al. (Orgs.) **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo : Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015. Disponível em: http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/PDF/Cap._27_Kit_clorofila.pdf. Acesso em: 27/01/2017.

PRATI, L.; PAVANELLO, R.; PESARIN, F. (1971) Assessment of surface water quality by a single index of pollution. **Water Research**, v. 5, n. 9, p. 741-751.

ROCHA, J. C., ROSA, A. H., CARDOSO, A. A. **Introdução à Química Ambiental**, Porto Alegre, Bookman, 2004.

ROACH, B. WALKER, T.R. Aquatic monitoring programs conducted during environmental impact assessments in Canada: preliminary assessment before and after weakened environmental regulation. **Environmental Monitoring And Assessment**: Springer International Publishing Switzerland, 2017.

ROCHA, C. H.; WEIRICH NETO, P. H. Padrões de uso das terras e implicações ambientais. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (eds.) **Pitangui, rio de contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, p. 23-41, 2010.

SADIQ, A. A.; AMIN, S. A.; AHMAD, D.; UMARA, B. G. Characteristics of irrigation tube wells on major river flood plains in Bauchi State, Nigeria. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, n. 4, 2014.

SEQUINEL, R.; ARRÚA, M. E. P.; COSTA, W. Um levantamento das concentrações dos íons NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} presentes nas águas do rio Verde e sua correlação com as atividades humanas existentes na área. Publicatio UEPG, **Ciências Exatas e da Terra, Ciências Agrárias e Engenharias**, v. 17, n. 1, p. 29-37, 2011.

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

SILVA, E. C.; COSTA, W.; MARQUES, M. B.; SILVA, N. C.; COSTA, R. P. Um indicativo da relação entre as atividades humanas e a contaminação das águas do rio Verde - Ponta Grossa-PR. Publicatio, UEPG, **Ciências Exatas e da Terra, Ciências Agrárias e Engenharias**, v. 14, n. 3, p. 247-254, 2008.

SILVEIRA, E. L. **Estrutura da comunidade e dinâmica populacional da ictiofauna neotropical de uma microbacia paranaense, Sul do Brasil**. Projeto de Pesquisa, UFPR, 2016.

SMILDE, A. K.; BRO, R. **Anal. Methods**, 6, 2812-2831, 2014.

SMITH, V. H. & SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution** 24: 201-207. 2009.

SPERLING, M (org). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. ABES, 2009.

SUTADIAN, A. D.; MUTTIL, N.; YILMAZ, A. Development of river water quality indices — a review. **Environ Monit Assess**, v.188, p. 58, 2016.

TOLEDO, L. G., NICOLELLA, G. Índice de qualidade da Água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, v. 59, n. 1, 2004.

TÓTH, B. ; BÓDIS, E. Estimation of suspended loads in the Danube River at Göd (1668 river km), Hungary. **Journal of Hydrology**, v. 523, p. 139-146, 2015.

TSUZUKI, Y. Relationships between pollutant discharge and water quality in the rivers from “better” to “worse” water quality. **Ecological Indicators**, v.52, p.256-269, 2015.

USEPA (Environmental Protection Agency of United State) (). **Ambient Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen** – EPA 440586003, Washington, DC, 1986.

VIDOTTI, E. C.; ROLLEMBERG, M. do C. Algas: da Economia nos Ambientes Aquáticos à Bioremediação. **Quim. Nova**, v. 27, n. 1, 139-145, 2004.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Belo Horizonte, v. 7, 2008.

WAICHAMAN, A.V.; SILVA, A.E.P.; ANGELIS, C.F.; MACHADO, L.A.T. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazonica**, 38(4): 733-742, 2008.

ZULPO, D. L. et al. Avaliação microbiológica da água consumida nos bebedouros da Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, Paraná, Brasil. **Semina Ciênc. Agrar**. v. 27, n. 1, p. 107-110, 2006.

ANEXOS

ANEXO A - Recomendação para manipulação e conservação das amostras

Parâmetro	Envase	Conservação	Tempo máximo de conservação
Temperatura da água	P, V	Refrigerar (0>a<=6°C)	14 dias
Oxigênio Dissolvido	In situ	Analisar imediatamente	
Condutividade	P, V	Refrigerar (0>a<=6°C)	28 dias
Temperatura Ambiente	In Situ	Analisar imediatamente	
Cloretos	P, V	Refrigerar 4°C	48 horas
Alcalinidade	P, V	Refrigerar (0>a<=6°C)	14 dias
Turbidez	P, V âmbar	Refrigerar (0>a<=6°C), abrigado da luz	48 horas
Sólidos Totais	P, V	Refrigerar (0>a<=6°C)	7 dias
DBO	P, V	Refrigerar (0>a<=6°C)	48 horas
Fósforo	P, V	Refrigerar 4°C	48 horas
Nitrogênio Total	P, V	Refrigerar 4°C	48 horas
Nitrogênio Amoniacal	P, V	Adicionar HNO ₃ até pH<2; Refrigerar (0>a<=6°C)	28 dias
pH	P, V	Analisar imediatamente	
Coliformes Termotolerantes	P, V (estéril)	Refrigerar < 8°C	24 horas

Legenda: P = plástico (polietileno ou equivalente); V = vidro

Fonte: Fonte: Adaptado de BIANNY, 2016

ANEXO B - Valores dos Parâmetros analisados para os 4 pontos nos 12 meses de estudo

P1	MÊS DA COLETA	Temperatura água (°C)	Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	Condutividade (µS cm ⁻¹)	Cloretos (mg L ⁻¹)	Alcalinidade (mg L ⁻¹)
	MAIO\2016	13,7	8,00	8,0	7,5	10,0
	JUNHO\2016	13,6	5,00	8,0	11,0	7,0
	JULHO\2016	13,5	7,30	7,0	6,0	5,0
	AGOSTO\2016	16,8	13,50	9,0	5,7	22,0
	SETEMBRO\2016	17,6	7,00	8,0	6,5	24,0
	OUTUBRO\2016	17,8	8,60	11,0	4,5	21,0
	NOVEMBRO\2016	18,1	9,30	7,0	6,3	10,0
	DEZEMBRO\2016	17,8	10,10	12,0	6,8	16,0
	JANEIRO\2017	20,0	7,00	7,0	5,4	16,0
	FEVEREIRO\2017	18,8	9,00	5,0	6,5	18,0
	MARÇO\2017	17,6	8,50	11,0	6,5	20,0
	ABRIL\2017	15,2	6,50	6,0	7,1	19,0
P1	MÊS DA COLETA	Turbidez (UNT)	Sólidos Totais (mg L-1)	DBO (mg L-1)	Clorofila a (µg L-1)	Fósforo (mg L-1)
	MAIO\2016	41,0	10,0	1,4	4,3	0,3
	JUNHO\2016	39,0	5,0	0,6	46,6	0,3
	JULHO\2016	37,0	5,0	1,5	13,2	0,0
	AGOSTO\2016	39,0	5,0	0,8	14,4	0,6
	SETEMBRO\2016	41,0	5,0	1,9	42,6	0,3
	OUTUBRO\2016	38,0	5,0	2,5	12,1	0,5
	NOVEMBRO\2016	37,0	10,0	1,5	20,8	0,3
	DEZEMBRO\2016	71,0	10,0	1,5	12,9	0,3
	JANEIRO\2017	42,0	30,0	1,7	0,7	0,3
	FEVEREIRO\2017	44,0	25,0	2,6	4,4	0,4
	MARÇO\2017	44,0	5,0	0,8	2,0	0,3
	ABRIL\2017	42,0	5,0	1,0	13,1	0,3
P1	MÊS DA COLETA	Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	pH	Coliformes Termotolerantes NMP/100 mL	
	MAIO\2016	0,36	0,03	5,91	0	
	JUNHO\2016	0,42	0,03	6,26	0	
	JULHO\2016	0,28	0,00	6,47	0	
	AGOSTO\2016	0,28	0,00	6,03	<2	
	SETEMBRO\2016	0,22	0,00	6,56	<2	
	OUTUBRO\2016	0,31	0,03	6,83	<2	
	NOVEMBRO\2016	0,36	0,03	5,98	240	
	DEZEMBRO\2016	0,34	0,00	7,27	0	

	JANEIRO\2017	0,36		0,00	7,90	0	
P1		Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)		Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	pH	Coliformes Termotolerantes NMP/100 mL	
	MÊS DA COLETA						
	FEVEREIRO\2017	0,34		0,00	6,52	0	
	MARÇO\2017	0,28		0,00	7,21	0	
	ABRIL\2017	0,31		0,00	5,88	0	
P2			Temperatura água (°C)	Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	Condutividade (µS cm ⁻¹)	Cloretos (mg L ⁻¹)	Alcalinidade (mg L ⁻¹)
	MÊS DA COLETA						
	MAIO\2016		14,7	8,40	15,0	6,3	10,0
	JUNHO\2016		14,0	5,10	15,0	7,7	8,0
	JULHO\2016		14,4	6,00	9,0	6,8	9,0
	AGOSTO\2016		20,5	12,70	15,0	6,0	16,0
	SETEMBRO\2016		17,6	6,70	14,0	7,7	20,0
	OUTUBRO\2016		16,9	7,80	7,0	5,7	23,0
	NOVEMBRO\2016		18,1	8,20	12,0	7,1	19,0
	DEZEMBRO\2016		16,9	8,50	7,0	7,4	15,0
	JANEIRO\2017		21,0	7,30	13,0	8,0	19,0
	FEVEREIRO\2017		18,8	6,60	11,0	6,8	22,0
	MARÇO\2017		17,8	6,80	7,0	7,1	24,0
	ABRIL\2017		15,5	5,80	11,0	7,1	22,0
	P2			Turbidez	Sólidos Totais	DBO	Clorofila a
MÊS DA COLETA			(UNT)	(mg L-1)	(mg L-1)	(µg L-1)	(mg L-1)
MAIO\2016			41,0	5,0	1,6	1,9	0,3
JUNHO\2016			39,0	5,0	1,2	10,9	0,3
JULHO\2016			40,0	50,0	2,1	15,6	0,0
AGOSTO\2016			39,0	10,0	0,9	23,9	0,3
SETEMBRO\2016			41,0	5,0	1,5	41,7	0,3
OUTUBRO\2016			39,0	15,0	1,7	11,3	0,5
NOVEMBRO\2016			36,0	10,0	1,6	12,1	0,3
DEZEMBRO\2016			61,0	10,0	2,1	13,9	0,4
JANEIRO\2017			44,0	10,0	1,9	0,2	0,4
FEVEREIRO\2017			46,0	15,0	3,8	3,8	0,4
MARÇO\2017			48,0	5,0	1,0	10,1	0,5
ABRIL\2017			44,0	10,0	1,4	2,1	0,3
P2				Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	pH	Coliformes Termotolerantes NMP/100 mL
	MÊS DA COLETA						
	MAIO\2016		0,56	0,03	6,65	0	
	JUNHO\2016		0,59	0,03	5,75	0	
	JULHO\2016		0,34	0,00	6,20	0	
	AGOSTO\2016		0,36	0,00	5,81	2	

	SETEMBRO\2016	0,28		0,00	7,17	2	
	OUTUBRO\2016	0,31		0,03	6,72	50	
P2		Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)		Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	pH	Coliformes Termotolerantes NMP/100 mL	
	MÊS DA COLETA						
	NOVEMBRO\2016	0,45		0,04	6,18	240	
	DEZEMBRO\2016	0,39		0,00	6,30	0	
	JANEIRO\2017	0,42		0,00	6,68	0	
	FEVEREIRO\2017	0,39		0,00	7,22	0	
	MARÇO\2017	0,56		0,01	5,87	0	
	ABRIL\2017	0,36		0,00	6,03	0	
P3		Temperatura água	Oxigênio Dissolvido	Condutividade	Cloretos	Alcalinidade	
	MÊS DA COLETA	(°C)	(mg L ⁻¹)	(µS cm ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	
	MAIO\2016	15,1	8,10	31,0	6,7	22,0	
	JUNHO\2016	15,0	6,50	34,0	20,3	15,0	
	JULHO\2016	14,5	3,80	11,0	9,5	33,0	
	AGOSTO\2016	18,0	12,00	33,0	9,1	27,0	
	SETEMBRO\2016	17,4	7,20	33,0	8,5	35,0	
	OUTUBRO\2016	16,4	7,40	110,0	8,5	37,0	
	NOVEMBRO\2016	17,9	7,50	41,0	9,7	40,0	
	DEZEMBRO\2016	16,4	5,80	34,0	11,1	31,0	
	JANEIRO\2017	21,3	6,50	45,0	10,2	32,0	
	FEVEREIRO\2017	20,0	5,80	41,0	9,4	30,0	
	MARÇO\2017	19,0	5,70	110,0	9,9	50,0	
	ABRIL\2017	16,2	5,70	47,0	11,1	44,0	
P3		Turbidez	Sólidos Totais	DBO	Clorofila a	Fósforo	
	MÊS DA COLETA	(UNT)	(mg L-1)	(mg L-1)	(µg L-1)	(mg L-1)	
	MAIO\2016	41,0	10,0	2,9	31,5	0,3	
	JUNHO\2016	39,0	5,0	3,9	1,9	0,3	
	JULHO\2016	42,0	5,0	6,5	52,5	0,3	
	AGOSTO\2016	41,0	15,0	1,7	13,3	0,5	
	SETEMBRO\2016	43,0	5,0	5,0	12,3	0,5	
	OUTUBRO\2016	37,0	15,0	2,9	10,4	0,6	
	NOVEMBRO\2016	36,0	15,0	2,4	9,1	0,4	
	DEZEMBRO\2016	63,0	10,0	3,1	14,6	0,4	
	JANEIRO\2017	43,0	20,0	1,7	3,9	2,2	
	FEVEREIRO\2017	46,0	40,0	3,6	5,6	0,7	
	MARÇO\2017	54,0	10,0	1,8	13,2	0,5	
	ABRIL\2017	56,0	15,0	1,8	3,9	0,6	
P3		Nitrogênio Total	Nitrogênio Amoniacal	pH	Coliformes Termotolerantes		
	MÊS DA COLETA	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)		NMP/100 mL		

	MAIO\2016	0,56	0,04	6,82	0	
	JUNHO\2016	0,62	0,07	5,64	0	
	JULHO\2016	0,56	0,00	5,93	0	
P3		Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	pH	Coliformes Termotolerantes NMP/100 mL	
	MÊS DA COLETA					
	AGOSTO\2016	0,56	0,05	5,68	23	
	SETEMBRO\2016	0,56	0,10	6,34	4	
	OUTUBRO\2016	0,56	0,03	6,47	300	
	NOVEMBRO\2016	0,64	0,11	6,28	240	
	DEZEMBRO\2016	0,62	0,00	5,99	0	
	JANEIRO\2017	0,58	0,04	6,12	0	
	FEVEREIRO\2017	0,56	0,00	6,54	0	
	MARÇO\2017	0,59	0,17	6,02	0	
	ABRIL\2017	0,64	0,16	6,09	0	
P4		Temperatura água	Oxigênio Dissolvido	Condutividade	Cloretos	Alcalinidade
	MÊS DA COLETA	(°C)	(mg L ⁻¹)	(μS cm ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)
	MAIO\2016	16,5	7,5	86,0	13,1	64,0
	JUNHO\2016	16,2	3,7	75,0	20,5	51,0
	JULHO\2016	15,1	3,5	14,0	14,2	66,0
	AGOSTO\2016	19,2	8,9	87,0	13,9	55,0
	SETEMBRO\2016	17,5	6,2	88,0	15,6	55,0
	OUTUBRO\2016	16,5	6,0	38,0	12,5	70,0
	NOVEMBRO\2016	18,2	6,1	116,0	17,6	99,0
	DEZEMBRO\2016	16,5	4,5	110,0	21,0	90,0
	JANEIRO\2017	20,7	4,2	113,0	18,2	89,0
	FEVEREIRO\2017	21,0	4,5	111,0	18,0	70,0
	MARÇO\2017	19,6	4,6	380,0	19,3	130,0
	ABRIL\2017	16,0	4,8	132,0	21,0	122,0
P4		Turbidez	Sólidos Totais	DBO	Clorofila a	Fósforo
	MÊS DA COLETA	(UNT)	(mg L-1)	(mg L-1)	(μg L-1)	(mg L-1)
	MAIO\2016	44,0	20,0	6,1	18,5	0,3
	JUNHO\2016	47,0	10,0	4,1	25,8	0,3
	JULHO\2016	42,0	10,0	6,4	7,7	0,5
	AGOSTO\2016	41,0	50,0	4,2	30,1	0,8
	SETEMBRO\2016	60,0	35,0	7,5	28,7	1,3
	OUTUBRO\2016	39,0	25,0	6,9	11,1	1,1
	NOVEMBRO\2016	42,0	25,0	5,4	18,9	0,9
	DEZEMBRO\2016	64,0	35,0	11,5	19,5	1,2
	JANEIRO\2017	46,0	30,0	6,5	5,2	1,0
	FEVEREIRO\2017	54,0	70,0	6,7	12,2	1,1
	MARÇO\2017	56,0	185,0	7,8	22,8	2,4

	ABRIL\2017	60,0	35,0	6,5	27,8	1,5
P4	MÊS DA COLETA	Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	pH	Coliformes Termotolerantes NMP/100 mL	
	MAIO\2016	0,59	0,48	7,01	0	
	JUNHO\2016	0,78	0,59	6,43	0	
	JULHO\2016	0,60	0,00	6,12	0	
	AGOSTO\2016	0,67	0,35	5,63	30	
	SETEMBRO\2016	0,73	0,54	6,47	7	
	OUTUBRO\2016	1,23	0,97	6,49	1600	
	NOVEMBRO\2016	1,34	1,16	6,57	1600	
	DEZEMBRO\2016	1,12	0,94	6,20	0	
	JANEIRO\2017	1,37	0,83	6,18	0	
	FEVEREIRO\2017	1,26	0,89	6,24	0	
	MARÇO\2017	1,68	1,21	6,47	0	
	ABRIL\2017	1,76	1,21	6,31	0	

Fonte: O autor

**ANEXO C - Valores para cada parâmetro de acordo com a Resolução
CONAMA 357/05.**

PARÂMETROS	VALORES RESOLUÇÃO CONAMA 357/05.
Temperatura água (°C)	Não consta
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	Acima de 5 mg L ⁻¹
Condutividade (μS cm ⁻¹)	Não consta
Cloreto (mg L ⁻¹)	Até 250 mg L ⁻¹
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	Não consta
Turbidez (UNT)	Até 100 UNT
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	Até 500 mg L ⁻¹
DBO (mg L ⁻¹)	Até 5 mg L ⁻¹ O ₂
Clorofila a (μg L ⁻¹)	Até 30 μg L ⁻¹
Fósforo (mg L ⁻¹)	Até 0,050 mg L ⁻¹
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	Não consta
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	3,7 mg L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5
pH	6,0 a 9,0
Coliformes Termotolerantes NMP/100 mL	1000 NMP/100 mL

Fonte: Adaptado de CONAMA, 2017