

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E
TECNOLOGIA AMBIENTAL

Gabriel Baraldi Volpi

QUALIDADE DA ÁGUA E DIMENSIONAMENTO AMOSTRAL DA
MICROBACIA LAJEADO DO PARDO EM FREDERICO WESTPHALEN

Frederico Westphalen, RS

2022

Gabriel Baraldi Volpi

QUALIDADE DA ÁGUA E DIMENSIONAMENTO AMOSTRAL DA
MICROBACIA LAJEADO DO PARDO EM FREDERICO WESTPHALEN

.

Dissertação de mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) *campus* Frederico Westphalen, como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

Orientador: Dr. Genesio Mario da Rosa

Frederico Westphalen, RS
2022

VOLPI, GABRIEL
QUALIDADE DA ÁGUA E DIMENSIONAMENTO AMOSTRAL DA
MICROBACIA LAJEADO DO PARDO EM FREDERICO WESTPHALEN /
GABRIEL VOLPI.- 2022.
119 p.; 30 cm

Orientador: Genesio Mario da Rosa
Coorientador: Marcos Toebe
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Campus de Frederico Westphalen, Programa de Pós
Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, RS, 2022

1. monitoramento ambiental 2. qualidade da agua 3.
dimensionamento amostral 4. saúde pública I. da Rosa,
Genesio Mario II. Toebe, Marcos III. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.


Declaro, GABRIEL VOLPI, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Gabriel Baraldi Volpi

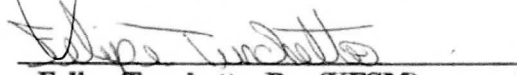
**QUALIDADE DA ÁGUA E DIMENSIONAMENTO AMOSTRAL DA MICROBACIA
LAJEADO DO PARDO EM FREDERICO WESTPHALEN**

Dissertação de mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) *campus* Frederico Westphalen, como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

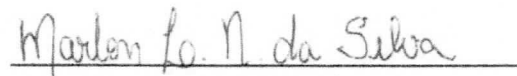
Aprovado em 1 de abril de 2022:



Genesio Mario da Rosa, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



Felipe Turchetto, Dr. (UFSM)



Marlon Luiz Neves da Silva, Dr. (UFFS)

Frederico Westphalen, RS
2022

DEDICATÓRIA

Este trabalho é dedicado ao grande arquiteto do universo, e agradeço pelo apoio nos momentos de angústia, por abrir espaços frente às dificuldades e por ser meu guia, desde o princípio.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, ao Universo, que me possibilitou chegar até aqui, inspirando-me e me dando força nos momentos mais difíceis.

Agradeço aos meus pais, Jovelino João Volpi e Marisa Teresinha Baraldi Volpi, que sempre me apoiaram e não pouparam esforços para que eu realizasse esse mestrado. E sou grato, também, a todos que fazem parte da minha família.

Agradeço, também, ao meu co-orientador Prof^o. Dr^o Marcos Toebe, que me acompanha desde a graduação, sempre me incentivando e me repassando seus conhecimentos.

Agradeço ao Prof^o. Dr^o. **Genesio Mario da Rosa**, meu orientador, que nunca deixou de me ajudar. Grato pela paciência, compreensão e ensinamentos.

Agradeço aos meus amigos Ricardo Turchetto e Lucas José Trombetta pelo apoio na realização desta empreitada.

Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

“A diferença entre o remédio e o veneno está na dose”.

Paracelso.

RESUMO

DIMENSIONAMENTO AMOSTRAL PARA ESTIMATIVA DE VARIÁVEIS DE QUALIDADE DA ÁGUA.

AUTOR: Gabriel Baraldi Volpi
ORIENTADOR: Genesio Mario da Rosa

A área estudada denomina-se Lajeado do Pardo, localizada no município de Frederico Westphalen. O município apresenta características de uso rural e urbano, e devido à atual preocupação com o problema de escassez de recursos naturais, principalmente o recurso hídrico, optou-se por esta abordagem que poderá contribuir na padronização de método para determinar o índice de qualidade de água (IQA), facilitando discussões que dizem respeito aos problemas ambientais. Nesse sentido, foram determinados 102 pontos estratégicos de coleta de água, da nascente até o ponto de captação de água do município, onde foram aferidas medições, através de sonda multiparâmetro, e efetuadas análises físicas, químicas e microbiológicas, para fins de comparação aos valores de limite máximo estabelecido pela RESOLUÇÃO CONAMA 357. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa R (R Development Core Team, 2021) e do aplicativo Microsoft Office Excel[®]. O objetivo deste trabalho foi determinar o tamanho amostral necessário para a estimação da média de variáveis relacionadas aos parâmetros de qualidade da água, via métodos de distribuição de T Student e Reamostragem em níveis de precisão. Além disso, avaliar o ganho de precisão na estimação de medidas de tendência central e de variabilidade em variáveis de parâmetros de qualidade da água em cursos hídricos. A partir dos dados obtidos, constatou-se que os níveis de coliformes termotolerantes e fósforo total encontram-se fora dos padrões para águas de classe II. É necessário um tamanho maior de amostra na avaliação de N-NH₃ e NH₃ e tamanho menor de amostra para determinação da temperatura, potencial redox, entre outros. O erro de estimativa cometido ao utilizar 102 pontos de amostragem oscilou entre 1,20% e 56,14% da média sobre variáveis que requerem maior tamanho de amostra. O ganho de precisão é mais rápido para estimar a média do que desvio padrão e coeficiente de variação.

ABSTRACT

SAMPLE SIZING TO ESTIMATE WATER QUALITY VARIABLES.

AUTHOR: Gabriel Baraldi Volpi
ADVISOR: Genesio Mario da Rosa

The studied area is called Lajeado do Pardo, located in the municipality of Frederico Westphalen. The municipality has characteristics of rural and urban use, and due to the current concern with the problem of scarcity of natural resources, mainly the water resource, this approach was chosen, which may contribute to the standardization of the method to determine the water quality index. (IQA), facilitating discussions concerning environmental problems. In this sense, 102 strategic points of water collection were determined, from the source to the water capture point of the municipality, where measurements were taken, through a multiparameter probe, and physical, chemical and microbiological analyzes were carried out, for the purpose of comparing the values maximum limit established by CONAMA RESOLUTION 357. Statistical analyzes were performed with the aid of the R program (R Development Core Team, 2021) and the Microsoft Office Excel® application. The objective of this work was to determine the sample size necessary to estimate the average of variables related to water quality parameters, using T Student distribution methods and Resampling at precision levels. In addition, to evaluate the gain of precision in the estimation of measures of central tendency and of variability in variables of parameters of water quality in water courses. From the data obtained, it was found that the levels of thermotolerant coliforms and total phosphorus are outside the standards for class II waters. A larger sample size is required in the evaluation of N-NH₃ and NH₃ and a smaller sample size is required for the determination of temperature, redox potential, among others. The estimation error made when using 102 sampling points ranged between 1.20% and 56.14% of the average for variables that require a larger sample size. Accuracy gain is faster for estimating mean than standard deviation and coefficient of variation.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

Figura 1. Área de drenagem das microbacias hidrográficas que contribuem ao Lajeado Pardo, Frederico Westphalen – RS, Brasil.....	54
Figura 2. Extração dos limites das cinco microbacias hidrográficas que contribuem ao Lajeado Pardo, Frederico Westphalen – RS, Brasil.....	55
Figura 3. Uso e cobertura da terra nas cinco microbacias hidrográficas que contribuem ao Lajeado Pardo, Frederico Westphalen – RS, Brasil.....	56
Figura 4. Níveis de fósforo nos diferentes pontos de coleta, (Figura A) Pentóxido de fosforo (P_2O_5), (Figura B) Ortofosfato (PO_4^{3-}), (Figura C) Fósforo Total (P).....	58
Figura 5. Índice de estado trófico nos diferentes pontos de coleta.....	59
Figura 6. Níveis de oxigênio nos diferentes pontos de coleta.....	60
Figura 7. Demanda bioquímica de oxigênio nos diferentes pontos de coleta.....	61
Figura 8. Número mais provável de coliformes termotolerantes nos diferentes pontos de coleta.....	61
Figura 9. Condutividade elétrica nos diferentes pontos de coleta.....	62
Figura 10. Resistividade elétrica nos diferentes pontos de coleta.....	63
Figura 11. Salinidade nos diferentes pontos de coleta.....	64
Figura 12. Saturação nos diferentes pontos de coleta.....	64
Figura 13. Potencial hidrogeniônico (pH) nos diferentes pontos de coleta.....	65
Figura 14. Níveis de nitrogênio nos diferentes pontos de coleta, (Figura A) nitrogênio amoniacal total (N-NH ₃), (Figura B) Amônia (NH ₃), (Figura C) N-Nitrato (N-NO ₃ ⁻), (Figura D) Nitrato (NO ₃ ⁻), (Figura E) N-Nitrito (N-NO ₂ ⁻), (Figura F) Nitrito (NO ₂ ⁻).....	66

ARTIGO 3

Figura 1. Histogramas de frequência para as variáveis: A = N-NH ₃ , em Mg L-1; B = NH ₃ em Mg L-1; C = NO ₂ , em Mg L-1; D = NO ₂ , em Mg L-1; E = N-NO ₃ , em Mg L-1; F = NO ₃ , em Mg L-1; G = PO ₄ , em Mg L-1; H = P ₂ O ₅ , em Mg L-1; I = P, em Mg L-1; J = DBO, em Mg L-1; K = temperatura, em °C; L = potencial redox, em; M = oxigênio dissolvido, em Mg L-1; N = pH; O = condutividade, em mS cm-1; P = resistividade, em ohms cm-1; Q = Salinidade, em; R = saturação, em %; S = coliformes totais, em NMP; T = Escherichia coli, em NMP, avaliadas em 102 pontos de coleta no Lajeado do Pardo, Frederico Westphalen – RS.....	91
Figura 2. Determinação do tamanho da amostra (n) para a estimação da média, considerando o ajuste do modelo de Schumacher e ponto de máxima curvatura para o ganho de precisão (em %) nas variáveis: A = N-NH ₃ , em Mg L-1; B = NH ₃ em Mg L-1; C = NO ₂ , em Mg L-1; D = NO ₂ , em Mg L-1; E = N-NO ₃ , em Mg L-1; F = NO ₃ , em Mg L-1; G = PO ₄ , em Mg L-1; H = P ₂ O ₅ , em Mg L-1; I = P, em Mg L-1; J = DBO, em Mg L-1; K = temperatura, em °C; L = potencial redox, em; M = oxigênio dissolvido, em Mg L-1; N = pH; O = condutividade, em mS cm-1; P = resistividade, em ohms cm-1; Q = Salinidade, em; R = saturação, em %; S = coliformes totais, em NMP; T = Escherichia coli, em NMP.....	97
Figura 3. Determinação do tamanho da amostra (n) para a estimação da média, considerando o ajuste do modelo de Schumacher e ponto de máxima curvatura para o ganho de precisão (em %) nas variáveis: K = temperatura, em °C; L = potencial redox, em; M = oxigênio dissolvido, em Mg L-1; N = pH; O = condutividade, em mS cm-1; P = resistividade, em ohms cm-1; Q = Salinidade, em; R = saturação, em %; S = coliformes totais, em NMP; T = Escherichia coli, em NMP.....	98

Figura 4. Determinação do tamanho da amostra (n) para a estimação do desvio padrão, considerando o ajuste do modelo de Schumacher e ponto de máxima curvatura para o ganho de precisão (em %) nas variáveis: A = N-NH₃, em Mg L-1; B = NH₃ em Mg L-1; C = NO₂, em Mg L-1; D = NO₂, em Mg L-1; E = N-NO₃, em Mg L-1; F = NO₃, em Mg L-1; G = PO₄, em Mg L-1; H = P₂O₅, em Mg L-1; I = P, em Mg L-1; J = DBO, em Mg L-1; O.....100

Figura 5. Determinação do tamanho da amostra (n) para a estimação do desvio padrão, considerando o ajuste do modelo de Schumacher e ponto de máxima curvatura para o ganho de precisão (em %) nas variáveis: K = temperatura, em °C; L = potencial redox, em; M = oxigênio dissolvido, em Mg L-1; N = pH; O = condutividade, em mS cm-1; P = resistividade, em ohms cm-1; Q = Salinidade, em; R = saturação, em %; S = coliformes totais, em NMP; T = Escherichia coli, em NMP.....101

Figura 6. Determinação do tamanho da amostra (n) para a estimação do coeficiente de variação (em %), considerando o ajuste do modelo de Schumacher e ponto de máxima curvatura para o ganho de precisão (em %) nas variáveis: A = N-NH₃, em Mg L-1; B = NH₃ em Mg L-1; C = NO₂, em Mg L-1; D = NO₂, em Mg L-1; E = N-NO₃, em Mg L-1; F = NO₃, em Mg L-1; G = PO₄, em Mg L-1; H = P₂O₅, em Mg L-1; I = P, em Mg L-1; J = DBO, em Mg L-1; O.....102

Figura 7. Determinação do tamanho da amostra (n) para a estimação do coeficiente de variação (em %), considerando o ajuste do modelo de Schumacher e ponto de máxima curvatura para o ganho de precisão (em %) nas variáveis: K = temperatura, em °C; L = potencial redox, em; M = oxigênio dissolvido, em Mg L-1; N = pH; O = condutividade, em mS cm-1; P = resistividade, em ohms cm-1; Q = Salinidade, em; R = saturação, em %; S = coliformes totais, em NMP; T = Escherichia coli, em NMP.....103

LISTA DE TABELA

ARTIGO 1

Tabela 1. Classificação do Estado Trófico do Lajeado Pardo, Frederico Westphalen – RS, Brasil.....53

Tabela 2. Porcentagem do uso e cobertura da terra nas cinco microbacias hidrográficas que contribuem ao Lajeado Pardo, Frederico Westphalen – RS, Brasil.....56

ARTIGO 2

Tabela 1. Valores mínimo e máximo, média, mediana, variância, desvio padrão, erro padrão, coeficiente de variação (CV%), curtose, assimetria e p-valor do teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov para 20 variáveis avaliadas em 102 pontos de coleta no Lajeado do pardo, Frederico Westphalen – RS.....77

Tabela 2. Tamanho de amostra (número de amostras) para a estimação da média de 20 variáveis, avaliadas em 102 pontos de coleta no Lajeado do Pardo, Frederico Westphalen – RS para os erros de estimação iguais a: 5, 10, 50% da estimativa da média e a semi-amplitude do intervalo de confiança (EE %), com base na distribuição t de Student.....79

Tabela 3. Tamanho de amostra (número de coletas) para a estimação da média de 20 variáveis avaliadas em 102 pontos de coleta no Lajeado do Pardo, Frederico Westphalen – RS para amplitudes do intervalo de confiança de: 10, 20, ...,100% da estimativa da média, com base em 10000 reamostragens por tamanho de amostra simulado (n =1, 2, 3, ..., 300 pontos).....81

ARTIGO 3

Tabela 1. Tamanho de amostra (número de pontos de coleta) para a estimação da média de 20 variáveis de água avaliadas no Lajeado do Pardo, em Frederico Westphalen – RS, visando ganhos de precisão (GP) de 50%, 55%, ..., 95% em relação ao tamanho de amostra mínimo de dois pontos de coleta.....92

Tabela 2. Tamanho de amostra (número de pontos de coleta) para a estimação do desvio padrão de 20 variáveis de água avaliadas no Lajeado do Pardo, em Frederico Westphalen – RS, visando ganhos de precisão (GP) de 50%, 55%, ..., 95% em relação ao tamanho de amostra mínimo de dois pontos de coleta.....93

Tabela 3. Tamanho de amostra (número de pontos de coleta) para a estimação do coeficiente de variação de 20 variáveis de água avaliadas no Lajeado do Pardo, em Frederico Westphalen – RS, visando ganhos de precisão (GP) de 50%, 55%, ..., 95% em relação ao tamanho de amostra mínimo de dois pontos de coleta.....95

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	23
2. OBJETIVO GERAL	27
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS:	28
3. HIPÓTESES:	28
4. METODOLOGIA GERAL	28
5. REFERENCIAL TEÓRICO	31
5.1. ÁGUA	31
5.2. A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL	35
5.3. LEGISLAÇÃO	37
5.4. ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA	40
5.5. PARÂMETROS UTILIZADOS PARA AVALIAR A QUALIDADE DA ÁGUA	42
6. ARTIGO 1: PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA AVALIADOS NO LAJEADO DO PARDO NO MUNICÍPIO DE FREDERICO WESTPHALEN - RIO GRANDE DO SUL	48
6.1. RESUMO	48
6.2. ARTICLE 1: WATER QUALITY PARAMETERS ASSESSED IN LAJEADO DO PARDO IN THE MUNICIPALITY OF FREDERICO WESTPHALEN - RIO GRANDE DO SUL	49
6.3. ABSTRACT	49
6.4. INTRODUÇÃO	49
6.5 MATERIAL E MÉTODOS	51
6.6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
6.7. CONCLUSÕES	67
7. ARTIGO 2: DIMENSIONAMENTO AMOSTRAL PARA A ESTIMAÇÃO DA MÉDIA DE VARIÁVEIS LIGADAS AO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA EM CURSO DE ÁGUA	71
7.1. RESUMO	71
7.2. ARTICLE 2: SAMPLE SIZING FOR THE ESTIMATION OF THE AVERAGE OF VARIABLES LINKED TO THE QUALITY INDEX OF THE WATER COURSE OF WATER	71
7.3. ABSTRACT	71
7.4. INTRODUÇÃO	72
7.5. MATERIAL E MÉTODOS	74

7.6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
7.7. CONCLUSÕES	83
7.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	84
8. ARTIGO 3: GANHO DE PRECISÃO NA ESTIMAÇÃO DE ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS EM VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA COM AUMENTO DA AMOSTRAGEM.	87
8.1. RESUMO	87
8.2. ARTICLE 3: ACCURACY GAIN IN THE ESTIMATION OF DESCRIPTIVE STATISTICS IN VARIABLES OF WATER SOURCE WITH INCREASE SAMPLING.	87
8.3. ABSTRACT	87
8.4. INTRODUÇÃO	88
8.5. MATERIAL E MÉTODOS	89
8.6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	90
8.7. CONCLUSÕES	104
8.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105
9. CONSIDERAÇÕES FINAIS	108
10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os organismos vivos originaram-se em meio aquoso e se tornaram absolutamente dependentes dele no decurso de sua evolução (REICHARTD, 2010). Logo, o uso desse bem precisa ser pensado para que não prejudique nenhum dos diferentes usos que ela tem para a vida humana (SHIKLOMANOV, 2000.)

A água é um elemento essencial e indispensável à manutenção da vida, não apenas por suas características peculiares, mas pelo fato de nenhum processo metabólico ocorrer sem a sua ação direta ou indireta (REBOUÇAS, 2002). Segundo Reichardt e Timm (2012), esse componente fundamental que é chamado de água promove e sustenta a vida em nosso planeta, possibilitando uma imensidão de interações dos seres com o meio. Em sua forma líquida e sólida, ocupa mais de dois terços de nosso planeta, sendo que a parte gasosa pode ser encontrada em todas as partes da atmosfera. Estima-se que 97,5% da água existente no mundo é salgada e não é adequada ao nosso consumo direto nem à irrigação de plantações. Dos 2,5% de água doce, a maior parte (69%) é de difícil acesso, pois está concentrada nas geleiras, 30% são águas subterrâneas (armazenadas em aquíferos) e 1% encontra-se nos rios.

De acordo com Tundisi (2003), a água doce de boa qualidade se faz necessária para suprir demandas econômicas, qualidade de vida e para a sustentabilidade dos ciclos naturais do planeta. Com base nesta afirmação, nota-se que, historicamente, a grande maioria das civilizações surgiu no entorno dos corpos hídricos, e essa ocupação se deu em função da necessidade de sobrevivência, e isso se perpetuou até os dias atuais. Dessa forma, inúmeras cidades surgiram e se desenvolveram no entorno de mananciais, gerando variadas problemáticas ambientais, tais como a poluição, contaminação e descaracterização de grande parte dos rios e lagos existentes. Logo, a partir dessa nova realidade, a natureza começa a sofrer com as intervenções antrópicas, agravadas em função, especialmente, pela crescente demanda populacional que, por sua vez, aumentou a pressão sobre os recursos naturais (OLIVEIRA et al., 2004).

Atualmente, observa-se um aumento na demanda mundial de água doce, com um ritmo anual aproximado de 1% ao ano. Isso ocorre em função do aumento da população, desenvolvimento econômico e alterações nos padrões de consumo. A tendência é continuar ocorrendo aumento na demanda industrial e doméstica, mas o setor agrícola

segue sendo o principal consumidor mundial de água. Projeções indicam que essa crescente demanda de água deverá ocorrer em economias emergentes ou em desenvolvimento, como é o caso do Brasil (Martínez Valdés, Y., & Villalejo García, V. M, 2018).

As mudanças climáticas global e as atividades antrópicas podem ter um impacto sobre os recursos hídricos, interferindo negativamente em sua qualidade e disponibilidade (FERREIRA et al., 2018). Segundo Donadio et al. (2005), para se manter o abastecimento de água de boa qualidade destaca-se a importância das bacias com cobertura de florestas, pois a vegetação promove a proteção contra a erosão do solo, a sedimentação e a lixiviação excessiva de nutrientes. Por outro lado, as práticas que se seguem após a retirada das árvores - manejo incorreto de solo, aplicação de dejetos de forma excessiva - e contra as técnicas recomendadas, como a utilização de agroquímicos, ocupação urbana sem o devido saneamento básico, dentre outros, tendem a ser ainda mais prejudicial em termos de degradação da qualidade da água e do solo.

Portanto, a questão da água é uma questão social, histórica e local (THEODORO; NASCIMENTO; HELLER, 2016). Para Jacobi, Empinotti e Schmidt (2016) a presença de um quadro crescente de insustentabilidade hídrica é perpassada por dois aspectos: de um lado, o aumento dos desastres climáticos (secas e enchentes), e do outro, a contaminação dos corpos hídricos que tornam cada vez mais caro o abastecimento de água potável para a população mundial.

Diante desse contexto ambiental, é importante entender como a própria comunidade percebe o meio em que vive. A avaliação da questão ambiental é uma ferramenta de baixo custo, com resultados rápidos, que fornece informações relevantes para compreender como os indivíduos interpretam e julgam os possíveis riscos que os cercam. A análise de percepção da qualidade ambiental envolve os aspectos intrínsecos entre o indivíduo e o meio ambiente, baseada na mútua interação, gerando as ideias de compreensão do entorno. Além disso, a questão ambiental é fortemente influenciada pelas condições socioeconômicas e culturais dos indivíduos (VILLAR et al., 2008). Dessa maneira, a percepção torna-se uma ferramenta vital como primeiro passo no entendimento de uma problemática socioambiental na busca pelo desenvolvimento social.

Desse modo, o monitoramento ambiental é uma importante ferramenta para a gestão ambiental e de recursos hídricos, pois nos fornece informações que contribuem para diagnosticar a qualidade das águas lóxicas e lânticas, possibilitando identificar os principais impactos responsáveis pela degradação dos recursos hídricos, além dos riscos à saúde da população. O risco potencial em toxicologia ambiental refere-se ao estudo da probabilidade de fontes perigosas para a saúde e o meio ambiente, com capacidade de provocar danos, doença ou morte para os seres vivos. Outro aspecto de grande relevância para o estudo do risco refere-se à percepção da existência do risco pela população leiga, que pode comprometer seu desenvolvimento em todos os aspectos (BRILHANTE, 1999).

A realização do monitoramento ambiental de longo prazo possibilita o conhecimento de tendências que dizem respeito à qualidade, viabilizando o diagnóstico do corpo de água (PIAZZA et al., 2018). Com a intenção de traçar os planos de ação, para implementar a governança dos recursos hídricos, é necessário saber a qualidade atual e o uso previsto para as águas, para que se possa estabelecer os requisitos necessários de melhoria. O enquadramento é um dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) para assegurar a qualidade desses recursos, adequando-os aos diferentes usos. E esse monitoramento exige muitos equipamentos, além de profissionais habilitados, tornando-se um processo com alto custo financeiro. Há, no Brasil, uma rede de qualidade de água operada pela Agência Nacional de Águas (ANA), que em 2016 contava com 1652 pontos, onde são realizadas análises básicas como pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e temperatura (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2021).

Além dos problemas técnicos e operacionais envolvidos no monitoramento ambiental, pode-se observar uma divergência acerca do número de pontos que cada pesquisa elege como sendo o ideal para se dissertar sobre qualidade de água, bem como os parâmetros a serem analisados, o período de avaliação e a frequência do monitoramento. Na pesquisa de AGEVAP – Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (2015). Lá foram coletados três pontos amostrais: um na cabeceira, para referência; um na área de intervenção, e um ponto na exutória, para áreas de até 100 ha, onde foram avaliados parâmetros de turbidez e sólidos em suspensão, pH, DBO, coliformes termotolerantes, nitrogênio e fósforo total, com uma frequência de monitoramento não determinada e por um período indeterminado.

Nesse mesmo sentido, a pesquisa desenvolvida por TNC – The Nature Conservancy (2011) determinou cinco pontos de coleta em uma área de 200 ha, avaliando parâmetros de qualidade de água, tais como: Temperatura; pH; condutividade; turbidez; sólidos em suspensão total, cor, matéria orgânica, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitratos; nitritos; e fósforo total. Isso, com uma frequência quinzenal, por um período de dois anos. Por outro lado, em pesquisa conduzida por PEREIRA, P.H. (2012) não foi determinado o número de pontos de coleta, nem o período de monitoramento, sendo avaliados os seguintes parâmetros: Temperatura, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido e pH. E a frequência foi bimestral.

Ressalta-se, também, que em pesquisa desenvolvida pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (2014), não foi determinado o número de pontos de coleta, nem o período de monitoramento. E os parâmetros avaliados foram: Condutividade elétrica; oxigênio dissolvido e turbidez; e a frequência também não foi determinada. Ainda, CASTELLO BRANCO (2015) determinou dois pontos em 5.000 ha, sem período de monitoramento determinado, avaliando: pH, turbidez, DBO, cor, coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal, fósforo total e temperatura, com uma frequência semestral.

Segundo Wellen, C (2020), muitos gestores de qualidade da água procuram demonstrar reduções de poluentes após um programa ou política de melhorias ambientais implementadas, mas há pouca informação na literatura para ajudar a orientar a extensão de amostragem da qualidade da água necessária para se ter certeza de que uma mudança ocorreu.

É interessante ressaltar que, para a confiabilidade e a correta interpretação dos dados, é necessário o adequado dimensionamento amostral para a estimação da média e o ganho de precisão na estimação de estatísticas descritivas, como observado por BRERA et al., (2010), COSTA et al., (2003), LIU et al., (2013), MAGARI et al., (1996), MARTIN et al., (2005), MODOLO et al., (2013), ROSA et al., (2002), SILVA et al., (1997), STORCK et al., (2007) e VASIĆ et al., (2003).

Em variáveis de qualidade da água em curso hídrico, para se diminuir a probabilidade de erros no teste de hipótese, é fundamental examinar os níveis de poder estatístico para garantir que os resultados não sejam indevidamente influenciados por uma quantidade insuficiente de dados, como foi registrado em estudo de Wellen et al.,

(2020), que fala sobre os requisitos de tamanho da amostra para atingir níveis aceitáveis de estatística em dados de qualidade anual da água em riachos.

Sabendo que a qualidade da água está diretamente ligada à saúde pública e tendo em vista que o município de Frederico Westphalen é essencialmente agrícola, o uso de fertilizantes e outras substâncias químicas, tais como inseticidas, fungicidas, herbicidas, entre outros resíduos e poluentes oriundos da atividade de criação de animais, a ocupação urbana sem o devido saneamento básico e o preparo mecanizado incorreto das áreas agrícolas, podem estar acarretando em diversos problemas ao solo e, por consequência, aos mananciais de água.

Para o monitoramento ambiental, especificamente com o objetivo de avaliar e definir o índice de qualidade de água (IQA) e o enquadramento do corpo d'água, o tamanho da amostra ou o número de coletas necessárias para estabelecer a confiabilidade dos dados requer definição por métodos estatísticos, que avaliem o tamanho amostral e a correlação entre os dados coletados para a correta interpretação dos resultados, uma vez que se observou quão são escassos os estudos de dimensionamento amostral para a estimação da média, do coeficiente de variação e do coeficiente de correlação, em parâmetros de qualidade da água, bem como, atual situação em que se encontram os afluentes da microbacia do Lajeado do Pardo, faz-se necessário um questionamento em relação ao número de amostras necessárias para a definição do IQA, e posterior enquadramento do mesmo, a fim de sanar as dúvidas acerca da qualidade da água utilizada para o abastecimento do município.

2. OBJETIVO GERAL

O objetivo deste trabalho foi determinar o tamanho amostral necessário para a estimação da média de variáveis relacionadas aos parâmetros de qualidade da água, via métodos de distribuição de T Student e Reamostragem em níveis de precisão. Além disso, avaliar o ganho de precisão na estimação de medidas de tendência central e de variabilidade em variáveis de parâmetros de qualidade da água em cursos hídricos, com o aumento do número de pontos avaliados, para o cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA) e enquadramento de corpos d'água.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Determinar se os parâmetros de qualidade da água avaliados no Lajeado do Pardo encontram-se dentro dos parâmetros estabelecidos com base na Resolução CONAMA nº 357.
- Determinar o tamanho de amostra necessário para a estimação da média de variáveis de água no Lajeado do Pardo via métodos de dimensionamento amostral em níveis de precisão.
- Determinar o ganho de precisão na estimação de estatísticas descritivas em variáveis de curso hídrico, com aumento da amostragem.

3. HIPÓTESES:

As hipóteses para o presente trabalho são assim definidas:

Hipótese 1: Os parâmetros de qualidade encontram-se dentro dos parâmetros estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357;

Hipótese 2: O dimensionamento amostral se ajusta ao número de pontos coletados;

Hipótese 3: Com o número de pontos coletados é suficiente alcançar a confiabilidade estatística dos dados.

4. METODOLOGIA GERAL

O estudo foi realizado no trecho inicial? Do Lajeado do Pardo, no município de Frederico Westphalen. O Lajeado tem sua nascente nas coordenadas: Latitude; $27^{\circ}25'43''$ S, longitude $53^{\circ}43'25''$ W; e altitude média de 488 m. Para determinação da sua rede de drenagem foi utilizado o Height Above the Nearest Drainage (HAND) (RENNÓ et al., 2008), de forma preliminar, seguido da digitalização manual, amparado em dados de um ortomosaico de imagens adquiridas com o uso de Veículos Aéreos Não Tripulados (VANT), em 2017 (BREUNIG, 2017). Esse ortomosaico foi a base para a extração das drenagens e alguns pontos foram validados com visitas a campo. O processamento do algoritmo HAND foi realizado no ambiente Image Processing & Analysis Software - Interactive Data Language (ENVI-IDL; Harris 2021) e o QGIS (SHERMAN, 2002).

Para a extração dos limites das cinco microbacias hidrográficas que compõem a área de estudo, foi utilizado o produto do Advanced Land Observing Satellite - Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar - Global Digital Terrain Model (ALOS-PALSAR GDEM, ID AP_25031_FBD_F6630_RT1). Esse modelo possui resolução espacial de 12,5 metros. Foi feita uma inspeção para remoção dos artefatos no modelo de terreno. A partir do modelo, foram extraídas as linhas de crista que separam as microbacias hidrográficas. Para tal, foram utilizados, de forma combinada, a vetorização manual amparada no resultado gerado pelo Height Above the Nearest Drainage (RENNÓ et al., 2008).

Para realizar a quantificação simples do uso e cobertura da terra nas cinco microbacias em análise foi utilizada uma imagem PlaneScope. A classificação consistiu no uso do algoritmo support vector machine (SVM). Foram utilizadas cinco classes de cobertura: Solo exposto e áreas urbanas, água, vegetação nativa, vegetação agrícola verde, e vegetação de pastagens.

Após a extração das drenagens, delimitação das microbacias e a quantificação simples do uso e cobertura da terra nas cinco microbacias. Foram coletadas 102 (cento e duas), amostras de água em pontos equidistantes, distribuídas pela distância total de 5,79 quilômetros (um ponto a cada 56,76 metros lineares), A amostragem da água nos diferentes pontos foi do tipo manual e próximo à superfície, em razão da pouca profundidade dos mananciais conforme citado por Menezes et al. (2016). E nestes mesmos pontos foi utilizada sonda multiparâmetro modelo AT-1100 para coleta de dados de pressão atmosférica, temperatura, condutividade, resistividade, salinidade, sólidos dissolvidos totais, gravidade específica água do mar oxigênio dissolvido, saturação, turbidez, Potencial Hidrogeniônico (pH), potencial redox (ORP), e transparência.

Estas amostras foram utilizadas para análise de coliformes, através de método de Colilert®, a análise de demanda bioquímica de oxigênio (DBO5), foi determinada por incubação a 20 °C e titulação, a determinação de Nitrogênio amoniacal total (N-NH3), Amônia (NH3), N-Nitrato (N-NO3-), Nitrato (NO3-), N-Nitrito (N-NO2-), Nitrito (NO2-), Fosfato (PO43-), Pentóxido de fósforo (P2O5) e Fósforo Total (P) se deu por método por espectrométrico.

Para determinação do Índice de Estado Trófico (IET), foi utilizada a equação proposta por Lamparelli (2004), descrita na seguinte equação:

$$IET (PT) = 10 \times [6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln PT)) / \ln 2)] - 20$$

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

Nesta equação, aplicou-se a concentração média de fósforo total, obtida entre os pontos 1 a 102.

Os valores obtidos nas análises da água coletada foram comparados aos valores de limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 e nº 274, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

Para determinação do tamanho de amostra necessário para a estimativa da média de variáveis, via métodos de dimensionamento amostral, em níveis de precisão, para cada variável foram calculadas medidas de tendência central (média e mediana), medidas de dispersão (mínimo, máximo, variância, desvio padrão, erro padrão e coeficiente de variação) e medidas de distribuição (curtose e assimetria), além da verificação da normalidade via p-valor do teste de Kolmogorov-Smirnov. Após esse procedimento, foi determinado o tamanho de amostra (número de pontos amostrais de coleta de água) necessário para a estimação da média de cada variável, assumindo erros de estimação (semiamplitudes do intervalo de confiança) iguais a 5%, 10%, 15%, ..., 50% da estimativa da média, com grau de confiança $(1-\alpha)$ de 95%.

Para determinação do ganho de precisão na estimação de estatísticas descritivas em variáveis de curso hídrico, com aumento da amostragem para cada variável, foram confeccionados histogramas de frequência. Ainda, foram simulados 300 tamanhos de amostra ($n = 2, 3, 4, \dots, 300$ pontos) para a estimação da média, do desvio padrão e do coeficiente de variação. Dessa forma, foram simulados cenários para a estimação de uma estatística de tendência central (média), uma de variabilidade (desvio-padrão) e uma estatística amplamente utilizada e que utiliza tendência central e variabilidade no cálculo (coeficiente de variação = desvio-padrão/média x 100). Para cada tamanho de amostra simulado, foram obtidas 10.000 reamostras com reposição, sendo que em cada uma, foram estimados a média, o desvio padrão e o coeficiente de variação de cada uma

das 20 variáveis. Assim, para cada tamanho de amostra planejado, foram obtidas 10.000 estimativas da média, desvio padrão e coeficiente de variação de cada variável e, com base nessas 10.000 estimativas, foram determinados o percentil 2,5, o valor médio, o percentil 97,5 e calculada a amplitude do intervalo de confiança de 95% ($AIC_{95\%}$), pela diferença entre o percentil 97,5 e o percentil 2,5 de cada estatística, conforme definido por Toebe et al. (2014, 2015 e 2018).

A seguir serão discutidos os aspectos relativos aos parâmetros de qualidade da água do Lajeado Pardo (artigo 1). Posteriormente, apresentar-se-á uma abordagem referente à determinação do tamanho de amostra (número de pontos amostrais de coleta de água) (artigo 2), para finalizar a pesquisa foram realizadas proposições em relação a determinação do ganho de precisão na estimação de estatísticas descritivas em variáveis de curso hídrico (artigo 3).

5. REFERENCIAL TEÓRICO

Esse capítulo aborda as considerações bibliográficas relacionadas à temática principal desta pesquisa que está ligada a parâmetros de qualidade de água e métodos estatísticos importantes para o desenvolvimento da presente pesquisa.

5.1. ÁGUA

A água é um elemento essencial à vida de todas as pessoas e sua qualidade deve sempre ser preservada para garantir o sustento da vida na terra para a presente e às futuras gerações. Em 2010, a Assembleia Geral da Organização das Nações Unidas (ONU) por meio da resolução nº 64/292 reconheceu o direito à água potável e limpa como essencial para o pleno gozo da vida de todos os direitos humanos (ONU, 2010), onde todos os países signatários, e nele encontra-se o Brasil, têm a obrigação de respeitar, proteger e cumprir a realização desse direito, criando todas as condições para a sua efetivação (CONTI; SCHROEDER, 2013). Entretanto, inexistente um documento formal que tenha sido ratificado por todos os países do mundo e que reconheça a água como direito humano, porém não há óbice para o reconhecimento tácito desta condição (LUZ; MAZZARINO; TURATTI, 2016) pois é um elemento essencial a vida de todas as pessoas.

Segundo Branco (2003), além das funções essenciais para o surgimento e manutenção da vida, a água está diretamente ligada ao desenvolvimento de atividades

criadas pelo ser humano e à produção de alimentos. No entanto, na maioria dos países, inclusive no Brasil, os gestores municipais, e grande parte dos cidadãos comuns, possuem pouca ou nenhuma compreensão sobre a manutenção deste recurso, considerando que, com o passar dos anos, a escassez e a degradação da qualidade da água se agravam, comprometendo o bem-estar de uma fração muito grande da população no planeta (CETESB, 1993).

De acordo com Berbert (2003), as estimativas mais otimistas das Organizações das Nações Unidas (ONU) é que a população mundial em 2050 seja de 9,3 bilhões de pessoas. Certamente, educação de qualidade, saúde e saneamento, mobilidade urbana e criminalidade continuarão sendo desafios a vencer, mas produção de alimentos, moradia, geração de energia limpa e a água serão temas ainda mais desafiadores. A água, entre estes, será o maior de todos os desafios, não somente pelo seu volume, mas por sua distribuição irregular no planeta, acrescida do desperdício, poluição e degradação.

Economias regionais e nacionais dependem da disponibilidade adequada de água para geração de energia, abastecimento público, irrigação e produção de alimentos (agricultura, aquicultura e pesca, por exemplo) (TUNDISI, 2003). Todavia, passa-se atualmente por uma crise mundial no que se refere ao recurso natural “água”, uma vez que outrora muito foi explorado, chegando-se agora a uma situação crítica. Dessa forma, é necessário que se crie e se invista em tecnologias e políticas públicas que sustentem a ideia de dispor em quantidade e qualidade água potável para todas as pessoas.

Em 2005, estabeleceu-se pela Organização das Nações Unidas (ONU) o período 2005- 2015 como a Década da Água (ONU, 2005). Essas ideias surgem como forma de protesto, buscando um cenário melhor, que aponte soluções para esse problema. Ainda segundo a ONU (2017), a disponibilidade de recursos hídricos está ligada à qualidade da água, uma vez que a poluição pode moderar os diferentes tipos de uso da água. Dentre os tipos de poluição, está o aumento do despejo de esgoto não tratado, combinado ao escoamento agrícola e às águas residuais da indústria, inadequadamente tratadas, causando a degradação da qualidade da água em todo o mundo.

Estima-se que aproximadamente doze milhões de pessoas morrem anualmente por problemas relacionados à qualidade da água (LUNARDI e RABAIOLLI, 2013).

Para auxiliar na Gestão dos Recursos Hídricos, torna-se necessário conhecer e identificar os conflitos pelo uso da água existentes na Região Hidrográfica. Essas informações são importantes inclusive para a implantação dos instrumentos de gestão, instituídos pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PRESTES et al., 2018).

Nesse aspecto, a questão das competências é relevante, pois, segundo a Constituição Federal, cabe ao Município estabelecer, mediante lei municipal, as condições de ocupação do solo por meio de seu plano diretor e da Lei de Zoneamento. Portanto, o enquadramento apresenta grande importância no processo de gestão, estando intimamente ligado ao planejamento do uso do solo e ao zoneamento ambiental. Além disso, permite uma melhor adequação de custos de controle da poluição, pois possibilita que os níveis de controle de poluentes exigidos estejam de acordo com os usos que se pretende dar ao corpo d'água nos seus diferentes trechos.

De acordo com a Lei nº 6.938, da Política Nacional de Meio Ambiente – PNMA, a bacia hidrográfica é considerada a unidade geográfica ideal para o planejamento e zoneamentos ambientais, usados como unidades de planejamento, pois as bacias possuem características ecológicas, geomorfológicas e sociais integradoras, o que possibilita uma abordagem holística e participativa, envolvendo estudos interdisciplinares para o estabelecimento de formas de desenvolvimento sustentável, inerentes ao local ou região onde foram implementados (ATTANASIO, 2004).

Segundo Rocha & Santos (2018), é importante conhecer o regime hidrológico dos rios, pois essas informações possibilitam uma tomada de decisão quanto ao planejamento ambiental, principalmente no que refere aos usos múltiplos da água de uma determinada bacia hidrográfica. Para tanto, faz-se importante um rol de informações que propiciem uma análise adequada da atual situação em que as bacias de interesse se encontram.

A bacia hidrográfica pode ser considerada um sistema físico, onde a entrada é o volume de água precipitado e a saída é o volume de água escoado na saída da Bacia Hidrográfica (ROCHA & SANTOS, 2018,). Ainda segundo os autores, as entradas da bacia hidrográficas (input), podem ser definidas pela precipitação, e a saída (runoff) ocorre na bacia hidrográfica, considerando as perdas por evapotranspiração. Esse padrão geral reflete os padrões de precipitação e circulação geral da atmosfera. Contudo,

aspectos do meio físico e cobertura da terra interagem entre si para determinar o padrão natural sazonal e espacial de variação de runoff (PETTS & FOSTER, 1990).

Conforme Rebouças et al. (2002), uma das principais vantagens em utilizar metas de qualidade da água como instrumento de gestão está em colocar o foco da gestão da qualidade da água sobre os problemas específicos a serem resolvidos na bacia, tanto no que se refere aos impactos causados pela poluição, quanto nos usos que possam vir a ser planejados. Assim, estabelece uma visão de conjunto dos problemas da bacia e não uma visão individualizada que leve a soluções apenas locais.

Segundo Granziera (2001), o enquadramento dos corpos d'água possui um sentido de proteção, não da água propriamente, mas da saúde pública, pois é evidente a preocupação em segregar a água que pode ser utilizada para, por exemplo, irrigar hortaliças que são consumidas cruas ou aquelas que servem para abastecimento público. Além disso, nota-se uma preocupação com o fator econômico, em relação aos custos de tratamento da água para abastecimento público, que são maiores nas classes de pior qualidade. Outro aspecto relevante do enquadramento, é que ele representa, indiretamente, um mecanismo de controle do uso e de ocupação do solo, já que restringe a implantação de empreendimentos que não consigam manter a qualidade de água na classe em que o corpo d'água foi enquadrado.

A água não está limitada às fronteiras políticas dos países, razão pela qual quase metade da superfície terrestre é conformada por bacias hidrográficas de rios compartilhados por dois ou mais países. O Brasil compartilha cerca de 82 rios com os países vizinhos, incluindo importantes bacias como a do Amazonas e a do Prata, além de compartilhar os sistemas dos aquíferos Guarani e Amazonas. Esse cenário se traduz em diferentes e oportunas possibilidades para a cooperação e o bom relacionamento entre os países.

O Brasil possui doze Regiões Hidrográficas, que orientam o planejamento e a gestão dos recursos hídricos em todo o país. A Região Hidrográfica do Uruguai apresenta grande importância para o país, em função das atividades agroindustriais desenvolvidas e do seu potencial hidrelétrico. Juntamente com as regiões hidrográficas do Paraná e de Paraguai, ela forma a grande região hidrográfica da bacia do Prata.

De acordo com Costa et al. (2005), a gestão da qualidade da água no Brasil encontra-se em um momento de mudança de paradigma, em que um sistema, baseado principalmente nos instrumentos de comando-controle, passará a coexistir com um sistema descentralizado, com foco em instrumentos econômicos e de planejamento. O enquadramento dos corpos d'água representa um papel central no contexto de gestão da qualidade da água do país, por se tratar de um instrumento de planejamento que possui interfaces com os demais aspectos da gestão dos recursos hídricos. Sem dúvida, esta mudança exigirá uma adaptação dos órgãos gestores de qualidade da água, já que cada bacia terá autonomia, por meio dos comitês, para eleger suas metas e parâmetros prioritários de qualidade da água. Obviamente, os instrumentos de comando-controle sempre existirão, pois faz parte das atribuições dos órgãos ambientais fiscalizar as atividades poluidoras. No entanto, fica claro que apenas estas ações são insuficientes para reverter o quadro de poluição que afeta várias bacias, inclusive a do Lajeado do Prado.

De acordo com Carvalho (2000), tanto a agricultura como a pecuária são atividades econômicas que necessitam de grandes áreas, onde o desmatamento é a primeira consequência negativa para o ambiente, deixando o solo exposto e favorecendo o carregamento de sedimentos para os rios e lagos, podendo acarretar no aumento do uso de fertilizantes, desequilibrando o conteúdo de nutrientes do solo e facilitando a contaminação química.

Para manter o abastecimento de água de boa qualidade, Donadio et al. (2005) destaca a importância das bacias com cobertura de floresta natural, pelo fato de a vegetação proteger contra a erosão do solo, a sedimentação e a lixiviação excessiva de nutrientes. Por outro lado, as práticas que se seguem após a retirada das árvores tendem a produzir intensa e prolongada degradação da qualidade da água.

5.2. A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL

O mecanismo de gerenciamento dos corpos d'água que, conforme exposto, depende de ações conjuntas entre órgãos legais, sociedade, governos e usuários em geral, visa à garantia de resolução dos problemas qualitativos e quantitativos da água. Atualmente, através da implantação de algumas ações com intuito de conservação dos ambientes aquáticos, nota-se que há mais interesse por parte do poder público em

reverter impactos já causados aos recursos hídricos e executar ações diretamente associadas a sua recuperação.

Um exemplo dessa iniciativa são as redes estaduais de monitoramento da qualidade da água no país, que contam com 1500 pontos de monitoramento. São analisados de três a 50 parâmetros de qualidade, que variam de acordo com cada Estado. No Rio Grande do Sul, as entidades responsáveis pelo monitoramento são a Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), Companhia Rio-grandense de Saneamento (CORSAN) e Departamento Municipal de Águas e Esgoto (DMAE). A periodicidade de monitoramento dos pontos é trimestral, sendo analisados cinco parâmetros: pH, turbidez, condutividade elétrica, temperatura e oxigênio dissolvido (ANA, 2005).

Segundo informações da SEMA – Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura, através do Decreto nº 30.132, de 13 de maio de 1981, foi instituído, no Estado, o primeiro Sistema Estadual de Recursos Hídricos (SERH), fundamentado em um modelo de gerenciamento caracterizado pela descentralização das decisões e pela ampla participação da sociedade organizada em forma de Comitês de Bacias. Foi criado, também, o Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul (CONRHIRGS), ao qual cabe propor normas para a utilização, preservação e recuperação desses recursos, além de instituir alguns mecanismos de coordenação e integração no planejamento de atividades, através do governo, e compatibilizar a política estadual com a federal sobre a utilização da água no Estado.

Em 30 de dezembro de 1994, o Sistema Estadual de Recursos Hídricos foi instituído, através do artigo 171 da Constituição Estadual, e regulamentado pela Lei 10.350/94. Atualmente, mesmo que o Estado seja o detentor do domínio das águas, superficiais e/ou subterrâneas de seu território, conforme determina a Constituição Federal, ele compartilha a sua gestão com a população envolvida. Os integrantes destes sistemas são: o Conselho de Recursos Hídricos (CRH), o Departamento de Recursos Hídricos (DRH), os Comitês de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica (CGBH) e as Agências de Região Hidrográfica (ARH), além do órgão ambiental do Estado, Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM). A partir do interesse em conservar os recursos hídricos, foi elaborado o Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH, desenvolvido de acordo com a Lei 10.350/94, com os seguintes

objetivos contemplados: Conhecer o cenário atual dos recursos hídricos do Rio Grande do Sul, mostrando as disponibilidades hídricas e as demandas por água.

Em 2013, a ANA criou a Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade das Águas (RNQA), cujo objetivo é otimizar, ampliar e aperfeiçoar as redes de monitoramento de qualidade de água das unidades federativas (UFs), padronizando o monitoramento e melhorando a qualidade dos dados gerados no país (ANA, 2019).

Posteriormente a criação da RNQA. Criou-se o SISAGUA (Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano), um instrumento da Vigilância da Qualidade da Água (VIGIAGUA). Este tem como finalidade auxiliar o gerenciamento de riscos à saúde a partir dos dados gerados rotineiramente pelos profissionais do setor da saúde (vigilância), responsáveis pelos serviços de abastecimento de água (controle) e da geração de informações em tempo hábil para planejamento, tomada de decisão e execução de ações de saúde relacionadas à água para consumo humano (BRASIL, 2021c).

Neste sentido, o Programa QUALIÁGUA (Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água) foi lançado visando a assinatura de contratos entre a Agência Nacional de Águas (ANA) e as UF's de modo a que estas recebam recursos financeiros como forma de incentivo à produção de dados de qualidade de água, visando assim o aprimoramento da gestão dos recursos hídricos (ANA, 2019).

5.3. LEGISLAÇÃO

Nosso país possui dispositivos legais referentes à água desde o período colonial, mas somente em 1934 o Código de Águas (MME, 1980) passou a ser a legislação específica para os recursos hídricos. Com relação à questão da qualidade da água, o Código de Águas dispõe que “... *a ninguém é lícito conspurcar ou contaminar as águas que não consome, com prejuízo de terceiros*”. Esse mesmo Código define, ainda, que os infratores devem arcar com os custos dos trabalhos para a salubridade a água, e respondam por seus atos segundo os regulamentos administrativos (MME, 1980).

Em 1955, o Estado de São Paulo regulamentou o primeiro sistema de classificação dos corpos d'água do país, e enquadrando alguns rios, por meio do Decreto Estadual n.º 24.806. O primeiro sistema de enquadramento dos corpos d'água na esfera federal foi a Portaria n.º 013, de 15 de janeiro de 1976, do Ministério do Interior

(BRASIL, 1976) que enquadrava as águas doces em classes, conforme os usos preponderantes a que elas se destinam. Ao longo da década de 1970, iniciaram-se as discussões sobre a gestão descentralizada das águas; e em 1978 foram criados Comitês de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas para diversos rios brasileiros, principalmente na Região Sudeste.

O Código de Águas estabeleceu uma política bastante avançada para a época. No entanto, sua regulamentação se limitou aos aspectos referentes ao desenvolvimento do setor elétrico, deixando praticamente de lado os usos múltiplos e a proteção da qualidade das águas (GRANZIERA, 2001). Mesmo ao longo das décadas seguintes, à medida que o país passava a utilizar os recursos hídricos de forma mais intensa, não havia ainda uma política adequada, com exceção da política energética, que era bastante estruturada e com marcante centralização nas decisões.

Um dos principais problemas que existiam, relativos à Resolução CONAMA n.º 20, de 1986, é que a sua aplicação ocorreu como se o corpo d'água estivesse na condição da classe, em vez que possibilitarão a implantação das Estações de Tratamento de Esgotos em etapas, desde que aprovadas pelos Comitês de Bacia e compatíveis com os demais usos da água. Rebouças et al. (2002), ainda, registra que as metas do enquadramento não devem ser encaradas de forma definitiva, sendo comum rever tais objetivos, tanto para lado mais restritivo, em virtude do aparecimento de novas tecnologias que permitem reduções maiores dos níveis de poluição, como para o lado menos restritivo, em razão de não existirem recursos suficientes ou os prazos e expectativas estarem superestimados. A progressividade das metas de enquadramento, com seu caráter dinâmico, deve auxiliar na aplicação do enquadramento, que é altamente influenciado pela vontade da sociedade e pelas limitações econômicas, técnicas e institucionais inerentes ao sistema.

A Lei n.º 9.433 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Essa Lei representa o marco fundamental no processo de mudança do ambiente institucional regulador dos recursos hídricos no Brasil, o que levou à criação do Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH em 1998, e da ANA, em 2000. Esse Conselho tem, entre outras atribuições, a função de arbitrar, em última instância administrativa, os conflitos existentes e estabelecer as diretrizes complementares para implementação da Política

Nacional de Recursos Hídricos. Por sua vez, a ANA tem a função básica de disciplinar, em caráter normativo, a implementação, a operacionalização, o controle e a avaliação dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, pois a partir da Lei Federal n.º 9.433, de 1997, o enquadramento passou a ser um dos instrumentos da PNRH. Vale ressaltar que o enquadramento também é referência para o Sistema Nacional de Meio Ambiente, pois representa, entre outros, padrões de qualidade da água para as ações de licenciamento e de monitoramento ambiental. Porém, foi em 2000, que a Resolução CNRH, no artigo 12, estabeleceu os procedimentos para o enquadramento dos cursos d'água em classes de qualidade, definindo as competências para elaboração e aprovação da proposta de enquadramento e as etapas a serem observadas (CNRH, 2000).

Em 2005, a Resolução CONAMA n.º 357 (CONAMA, 2005) substituiu a Resolução CONAMA n.º 20, de 1986, definindo a classificação das águas doces, salobras e salinas em função dos usos preponderantes (sistema de classes de qualidade) atuais e futuros. Ela apresenta aspectos conceituais novos em relação à Resolução anterior. O enquadramento pode ser considerado como um pacto social se a definição dos anseios da comunidade, muitas vezes conflitantes, for expresso em metas de qualidade de água. Até a criação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, o enquadramento dos corpos hídricos de uma bacia era estabelecido pelos órgãos públicos com pouca e, muitas vezes, ausente, participação da sociedade. Hoje, com o advento da Lei no 9.433, de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, o processo de enquadramento é participativo. Ele deve ser elaborado considerando as classes estabelecidas pela Resolução CONAMA no 357.

Em 2010 a Assembleia Geral da ONU reconheceu, explicitamente, por meio da Resolução n.º 64/292, o acesso à água potável para consumo humano e ao esgotamento sanitário, como condicionantes do pleno desfrute dos outros direitos (ONU, 2010). A Agência Nacional das Águas (ANA) regulamenta no Brasil o uso da água e promove ações de recuperação e preservação de Bacias Hidrográficas (BRASIL, 2019a). Por ser a água um bem de domínio público, a ANA e os órgãos gestores estaduais são os responsáveis por regular o seu acesso, promovendo o uso múltiplo e sustentável em benefício das atuais e das futuras gerações. Para isso há uma Política Nacional de Recursos Hídricos (ANA, 2019).

5.4. ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) é um índice que expressa a qualidade geral da água no rio quando comparada a qualidade requerida para o abastecimento público após tratamento convencional. Converte nove parâmetros de qualidade da água em um índice de fácil entendimento. Todavia, no último relatório gerado pela ANA sobre IQA nas águas superficiais do país, vê-se a defasagem de dados, uma vez que são Os coliformes termotolerantes não estão presentes. Sem menção a poluição biológica, é possível perceber o declínio da gestão sistêmica no monitoramento de qualidade da água. Além disso, no RS não se obteve IQA no último levantamento, uma vez que não obtinham todos os 9 parâmetros para o cálculo do IQA. Isso mostra uma falha sistêmica nas prerrogativas atuais, pois por falta de dados disponíveis, não é possível diagnosticar a qualidade da água de diversos postos de monitoramento no Brasil.

Além do IQA, foi proposto pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2013) a análise do Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP), sendo que esse índice é calculado nos pontos de amostragem dos rios e reservatórios que são utilizados para o abastecimento público.

Para o cálculo do IAP são consideradas a ponderação dos resultados do IQA e o Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas (ISTO) que é composto pelo grupo de substâncias que afetam a qualidade organoléptica (ferro dissolvido, manganês, alumínio dissolvido, cobre dissolvido e zinco) da água, bem como de substâncias tóxicas (potencial de formação de trihalometanos, número de células de cianobactérias, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel) (CETESB, 2013). Ao considerar as condicionantes do IAP é possível perceber que a característica biológica utilizada é a presença de algas que formam florações e produzem toxinas. Todavia, partindo do pressuposto do IAP, nenhuma menção sobre bactérias resistentes é feita.

Outra normativa importante, estabelecida pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) ao que dita a gestão sistêmica da água é a Resolução CONAMA 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento (BRASIL, 2005a). Essa resolução compreende uma série variada de parâmetros físico-químicos e microbiológicos que quando analisados, indicarão o enquadramento desse curso d'água em classes que variam de 1 a 4. As

águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em classes de qualidade.

A classificação dos mananciais pelo CONAMA em todo o país ao que dita o abastecimento público, visa o enquadramento dos corpos hídricos em classes de qualidade segundo os usos preponderantes. Objetiva assegurar às águas, qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, bem como diminuir os custos de combate à poluição hídrica, mediante ações preventivas permanentes conforme disposto nas Resoluções CONAMA nº 357 de 2005 e nº 396 de 2008, tendo como referências a bacia hidrográfica como unidade de gestão e os usos preponderantes mais restritivos, conforme a Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) nº 91 de 2008 (ANA, 2019).

Além disso, a resolução do CONAMA nº 274/2000 (BRASIL, 2000) dita os padrões de balneabilidade das águas doces utilizadas para recreação de contato primário. Essa resolução demonstra a importância do monitoramento da água bruta, para se manter os padrões de enquadramento e para garantir segurança das pessoas que utilizam desses mananciais para recreação. Diante disso, é importante manter os índices adequados para que não aconteça, por parte da população, ingestão e contato de água de má qualidade, que possam de forma negativa interferir a saúde pública através de doenças de vinculação hídrica.

Sabe-se que a qualidade da água está seriamente comprometida devido os lançamentos *in natura* de esgotos domésticos, industriais, resíduos sólidos e pela falta de regulação do uso e ocupação do solo (BRASIL, 2013). A esse ponto é necessário acrescentar que estando os mananciais de água com sua qualidade comprometida, todas as atividades que necessitam desse recurso, tão logo se comprometem e acabam gerando problemas de grande magnitude, onde pode-se ponderar principalmente, a saúde pública.

As diretrizes atuais da OMS para água potável, água recreativa e uso seguro de águas residuais ainda não contêm informações sobre antibióticos e outros agentes antimicrobianos, seus metabólitos, bactérias AMR ou genes AMR (WUIJTS et al., 2017), tão pouco a legislação no Brasil faz menção ao monitoramento da AMR. Esse impasse dificulta ainda mais uma efetiva medida de controle, pois não existe

nenhum parâmetro exigido por norma, ao que dita a presença de AMR nas águas de abastecimento, recreação e irrigação.

É notório ao realizar uma pesquisa de aquisição de dados referentes a bacias hidrográficas, perceber que informações referentes a qualidade das águas em nosso país são incipientes e por vezes inexistentes. Por esse motivo, existe um agrave na avaliação da qualidade da água no Brasil, vezes por falta de uma rede de monitoramento que colete dados fidedignos em todos os pontos do país, outrora por falta de manutenção nas redes de monitoramento já existentes.

Portanto, reconhecer e compreender a ligação entre as atividades humanas, o processo natural e o funcionamento microbiano e seus impactos finais na saúde humana são pré-requisitos para reduzir os riscos às populações expostas (ROCHELLE-NEWALL et al., 2015).

5.5. PARÂMETROS UTILIZADOS PARA AVALIAR A QUALIDADE DA ÁGUA

A qualidade da água está profundamente ligada às suas características físicas, químicas e biológicas, e sua condição é função dos diferentes usos para a qual é destinada (ABREU & CUNHA, 2015). As modificações que ocorrem nas características da bacia hidrográfica e que de alguma forma alteram o equilíbrio e a dinâmica dos corpos d'água estão associadas à poluição existente no território (POLETO, 2014).

Os parâmetros físicos retratam as características relacionadas, principalmente, com o aspecto estético da água. Incluem nessas características: a temperatura, cor, condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais, odor e sabor, sendo estas variáveis normalmente associadas à presença de sólidos nos corpos d'água (ABREU & CUNHA, 2015).

A medição desse parâmetro está relacionada à quantidade de sais dissolvidos na água. Portanto, quando é determinada, pode-se obter uma estimativa rápida do conteúdo de sólidos em uma amostra. Condutividade elétrica é uma medida da capacidade de uma solução aquosa conduzir uma corrente elétrica, devido à presença de íons. Indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes (MORTARI & SILVA, 2009). Ela pode ser expressa por diferentes unidades, segundo o Sistema Internacional de Unidades (S.I.).

Neste sentido, utilizou-se o microSiemens ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Na resolução nº 357 do CONAMA, não é estabelecida uma medida específica para a condutividade elétrica, mas, segundo a CETESB (2009), em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados e fornecem ainda uma boa indicação das modificações na composição das águas, especialmente na sua concentração mineral, porém não indica as quantidades relativas dos componentes. Segundo a CETESB (2009), “a condutividade elétrica é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica”. E ela aumenta, à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados.

O constituinte responsável pelo parâmetro são os sólidos em suspensão, oriundos de forma natural como partículas de rochas, argila, silte, algas e outros micro-organismos, ou ainda antropogênica, despejos domésticos, industriais, micro-organismos, erosão e atividades de mineração. Os efeitos adversos do sedimento suspenso afetam na penetração de luz, no sufocamento de organismos bentônicos, habitat limitado para caça, peixe e aumento do transporte de nutrientes e contaminantes (MCMAHON & HARNED, 1998).

Os sólidos podem ser classificados de acordo com suas características, sejam elas, físicas (tamanho e estado), sólidos em suspensão, sólidos coloidais e sólidos dissolvidos ou químicos orgânicos e inorgânicos (SPERLING, 1996). Quando divididos por tamanho, as partículas de menores dimensões, capazes de passar por um filtro de papel de tamanho determinado, correspondem aos sólidos dissolvidos. E as dimensões que ficarem retidas no filtro serão consideradas sólidos em suspensão, ou seja, podemos chamá-los adequadamente de sólidos filtráveis e não filtráveis, respectivamente. Na maioria das análises de água, apresentam-se em maior parte os sólidos dissolvidos; e o restante, como sólidos em suspensão (SPERLING, 1996)

A presença dessas partículas insolúveis de solo, compostas de matéria orgânica e inorgânica, está associada ao desgaste das rochas por intemperismo, ou outras concentrações decorrentes do lançamento de esgotos domésticos e industriais. Por exemplo, pode-se citar a ocorrência de processos erosivos, e o carreamento de solos pelas águas das chuvas e desmatamentos, que causam a dispersão dos sólidos em suspensão.

Os sólidos estão diretamente relacionados à turbidez, uma vez que podem provocar a dispersão e absorção da luz, dando à água uma aparência turva e

esteticamente indesejável. Turbidez em altas taxas podem reduzir o processo de fotossíntese da vegetação submersa e das algas, diminuindo a produção de oxigênio dissolvido (SPERLING, 1996). As consequências do acúmulo de sólidos nas águas são alterações de sabor e problemas de corrosão em tubulações de distribuição. Em águas utilizadas para irrigação, pode gerar problemas de salinização do solo.

Neste contexto, Walling (1983) define a Produção de Sedimentos (PS) como um termo para quantificar a “diferença entre a erosão bruta e a quantidade de sedimentos depositada na bacia vertente de uma determinada seção do canal fluvial”. Todos os sedimentos removidos em uma bacia hidrográfica, podem representar apenas uma parcela de todo o material que foi erodido e transportado até uma seção do rio. Em termos práticos, torna-se difícil medir ou estimar, precisamente, os processos de deposição dos sedimentos erodidos em uma bacia, porém, algumas análises que determinam sólidos dissolvidos e suspensos expressam a quantidade de sedimentos presentes em determinados ambientes. Sperling (1996) ressalta que a cor da água é modificada diante da presença de sólidos dissolvidos: matéria orgânica, vegetais, principalmente, ferro e manganês. Em águas dormentes apresenta, geralmente, valores baixos.

Quando esses componentes são de origem natural, não apresentam maiores riscos sanitários diretos, porém, quando forem de origem antropogênica podem estar associados a compostos tóxicos e organismos patogênicos.

Segundo Mortari & Silva, (2009) a temperatura é responsável pela medição da intensidade de calor. Ela se dá naturalmente, através da transferência de calor que ocorre por radiação, condução e convecção, do contato atmosfera e solo, ou de origem antropogênica, através de despejos industriais ou águas de torres de resfriamento. As indicações de temperaturas elevadas influenciam no aumento das reações físicas, químicas e biológicas, diminuem a solubilidade dos gases, como o oxigênio dissolvido, e aumentam a taxa de transferência destes, ocasionando mau cheiro quando são liberados.

O parâmetro é frequentemente utilizado para caracterização de corpos d'água e águas residuais brutas, através da unidade de graus celsius (°C). Para o primeiro, a temperatura deve ser analisada em conjunto com outros parâmetros; um deles é o oxigênio dissolvido (OD), entre outros, como densidade, viscosidade e pressão de vapor

do meio líquido. Apresenta variação natural nas águas, de acordo com a temperatura do ar. No Brasil, os valores variam de 12°C e 30°C. Aumentos significativos de temperatura nos corpos d'água são geralmente indicativos de despejos industriais e descargas de usinas termoelétricas. Os sistemas aquáticos, normalmente, se adaptam a pequenas variações de temperatura. No entanto, variações súbitas causam efeitos danosos, resultando na queda de oxigênio, ao mesmo tempo em que há maior consumo deste, devido ao estímulo das atividades biológicas (MORTARI & SILVA, 2009).

O pH representa a concentração de íons de hidrogênio, em uma relação de equilíbrio entre íons (H⁺) e (OH⁻) dando a indicação de acidez, neutralidade ou alcalinidade de um determinado recurso hídrico. Ele apresenta uma variação em uma escala de 0 a 14 e seus constituintes variam entre sólidos dissolvidos ou gases dissolvidos, que se originam naturalmente pela dissolução de rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação de matéria orgânica, fotossíntese ou despejo de efluentes domésticos ou industriais.

Segundo a CETESB (2009), o pH, por influir no equilíbrio químico, que ocorre naturalmente, ou em processos unitários de tratamento de águas, é um parâmetro importante em muitos estudos no campo do saneamento ambiental. Diante da importância desse parâmetro, nos corpos d'água, valores baixos de pH, ou seja, abaixo de sete, indicam aumento de grau de acidez do meio, com isso, tem-se uma situação de maior potencial de corrosividade, agressividade em tubulações e comprometimento da vida aquática. Para valores acima de sete ou até 14, tem-se uma característica de alcalinidade do meio. A utilização do parâmetro está vinculada à caracterização de águas de abastecimento brutas e tratadas, águas residuais, estações de tratamento de água e esgoto e de corpos d'água. Os valores variam nas seguintes condições: pH < 7: condições ácidas, pH = 7: neutralidade, pH > 7 condições básicas. As restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diferentes classes de águas naturais, estando em acordo com a legislação federal e a legislação dos estados.

No estado de São Paulo, de acordo com a CETESB (2009), os critérios de proteção à vida aquática fixam o pH entre 6,0 e 9,0 o que pode ser verificado no artigo 4º da resolução nº 357 do CONAMA (2005), que, por sua vez, estabelece esses limites para águas das Classes Especial I e II, as quais são destinadas à preservação e manutenção da vida aquática. Para ambientes que indicam acidez, o pH varia entre 4,5 e

8,2, quando há presença, principalmente, de gás carbônico livre (CO_2). Em origem natural, o CO_2 é absorvido da atmosfera ou da matéria orgânica decomposta, por agentes antrópicos, resultante de despejos industriais. Esses ácidos são minerais ou orgânicos, ou de águas que passaram por minas abandonadas, borras de minério e vazadouros de mineração.

Com a análise deste parâmetro, é possível definir o caráter ácido, básico ou neutro de uma solução. Deve ser considerado, uma vez que os organismos aquáticos estão geralmente adaptados às condições de neutralidade, quando em situação de alterações bruscas pode acarretar o desaparecimento de seres presentes no ambiente aquático. Esse parâmetro, segundo Sperling (1996), representa diferentes tipos de origem natural, através da dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese, ou pode ser oriundo de atividades antrópicas, como despejos domésticos e industriais, sendo comumente utilizado na caracterização de corpos d'água.

O Oxigênio Dissolvido (OD) tem origem da atmosfera e do processo de fotossíntese. É essencial para a manutenção da vida aquática dos organismos aeróbios e nos processos de autodepuração dos corpos d'água, para que ocorra a degradação da matéria orgânica. A Matéria Orgânica (MO) em grandes quantidades pode ser a principal causadora da poluição dos recursos hídricos, diante do consumo de oxigênio dissolvido pelos micro-organismos, em seus processos metabólicos de estabilização. As bactérias utilizam o oxigênio nos processos respiratórios. A redução da sua concentração no meio ou consumo total desenvolvem uma condição anaeróbia (SPERLING, 2005) O oxigênio dissolvido refere-se ao oxigênio molecular (O_2) dissolvido na água.

A concentração de OD nos cursos d'água depende da temperatura, da pressão atmosférica, da salinidade, das atividades biológicas, de características hidráulicas (existência de corredeiras ou cachoeiras) e, de forma indireta, de interferências antrópicas, como lançamento de efluentes nos cursos d'água. A unidade de OD utilizada é mg L^{-1} . A Resolução nº 357 do CONAMA estipula que o valor mínimo de oxigênio dissolvido, para a preservação da vida aquática, é de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$, mas existe uma variação na tolerância entre as espécies.

Esse é o principal parâmetro para a caracterização de águas poluídas por despejos orgânicos em diversos estudos de caracterização de corpos d'água. Normalmente, as variações ocorrem de acordo com a temperatura e altitude. Em temperaturas de 20°C, ao nível do mar, a concentração de saturação é 9,2 mg L⁻¹; valores inferiores a esse são indicativos de presença de matéria orgânica, muito provável, esgoto; já valores superiores à saturação são indícios da presença de algas. De acordo com a resolução nº 357 (CONAMA, 2005), os valores mínimos estabelecidos para a preservação da vida aquática são de 5,0 mg/L. Se o OD variar entre 4-5 mg L⁻¹, os peixes mais exigentes morrem, em condições de OD igual a 2 mg L⁻¹, e praticamente todos os peixes morrem, em situações de OD igual a 0 mg L⁻¹, pois ocorre anaerobiose.

Os componentes orgânicos são compostos, principalmente, de proteína, carboidratos, gorduras e óleos, ureia, pesticidas, entre alguns outros. Para determinação da matéria orgânica, utilizam-se alguns métodos indiretos para quantificá-la, que são: as medições de consumo de oxigênio – DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio). A MO tem como constituinte responsável os sólidos em suspensão e dissolvidos, sendo de origem vegetal e animal.

Junto ao material em suspensão, presente nos ecossistemas aquáticos, são encontrados, conforme Oliveira (1976), os organismos que constituem impurezas, e causam doenças vinculadas à água. Dentre estes, destacamos as bactérias, vírus e protozoários, ambos patogênicos. Para análise das características biológicas dos recursos hídricos, são utilizados exames bacteriológicos, que detectam micro-organismos, como por exemplo, os coliformes, bactérias que são importantes indicadores de qualidade ambiental, normalmente encontrada no intestino de animais de sangue quente.

Os micro-organismos desenvolvem um papel bastante importante, já que predominam em determinados ambientes e atuam no processo de depuração dos despejos nos recursos hídricos. Coliformes totais e fecais abrangem uma classe de bacilos gram negativos, aeróbicos ou anaeróbicos facultativos que fermentam lactose.

Existem algumas doenças que se destacam pela contaminação desses organismos, como a febre tifóide e paratifóide, disenteria bacilar, cólera, hepatite, dentre outras. Segundo a CETESB (2009), coliformes termotolerantes são definidos como microrganismos do grupo coliforme, capazes de fermentar a lactose a 44-45°C, sendo representados principalmente pela *Escherichia coli*. Existem inúmeros tipos de micro-

organismos nas águas, como também as bactérias dos gêneros *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Entretanto, a verificação mais comum de organismos patogênicos é a presença ou concentração da bactéria *Escherichia coli*. Essa bactéria está presente no sistema digestivo de animais de sangue quente, que normalmente não é nociva, mas é usada como indicativo de contaminação com fezes humanas (Mota, 1995). Os demais podem ocorrer em águas com altos teores de matéria orgânica, como, por exemplo, efluentes industriais, ou em material vegetal e solo em processo de decomposição. Podem ser encontrados igualmente em águas de regiões tropicais ou subtropicais, sem qualquer poluição evidente por material de origem fecal.

Além disso, na legislação brasileira, de acordo com a Resolução nº 357 do CONAMA, são estabelecidos alguns padrões para presença de micro-organismos, definidos de acordo com a finalidade de cada uso.

6. ARTIGO 1: PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA AVALIADOS NO LAJEADO DO PARDO NO MUNICÍPIO DE FREDERICO WESTPHALEN - RIO GRANDE DO SUL

6.1. RESUMO

A água é um elemento essencial e indispensável à manutenção da vida, não apenas por suas características peculiares, mas pelo fato de nenhum processo metabólico ocorrer sem a sua ação direta ou indireta. O crescimento populacional, a industrialização, a ocupação territorial desordenada e a expansão da agricultura e pecuária no último século vêm originando problemas relacionados de degradação da qualidade da água. Objetivo deste trabalho foi verificar os seis parâmetros de qualidade da água do Lajeado Pardo encontram-se dentro dos padrões da legislação CONAMA 357 e 274 e demonstrar as características gerais das micróbacias no percurso de estudo deste Lajeado. As coletas das amostras foram realizadas no Lajeado Pardo e posteriormente analisadas nos Laboratórios de Análise de Águas da Universidade Federal de Santa Maria (*Campus* Frederico Westphalen). Após isso os valores obtidos nas análises da água coletada foram comparados aos valores de limite máximo estabelecido pela Resoluções nº 357/2005 e nº 274 do CONAMA. Considerando as concentrações de fósforo total obtidas e os valores do IET nos pontos 1 a 102 obteve-se o valor médio de $27,64 \mu\text{g L}^{-1}$ no trecho estudado do Lajeado Pardo além do número de coliformes termotolerantes, ou *E. Coli* (NMP) encontram-se acima do nível máximo estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 em corpos d'água com classificação II. Portanto, nota-se pontos importantes de contaminação no Lajeado Pardo, o qual é utilizado para abastecimento de água de Frederico Westphalen – RS.

Palavras chave: Água; Parâmetros de Qualidade; Contaminação.

6.2. ARTICLE 1: WATER QUALITY PARAMETERS ASSESSED IN LAJEADO DO PARDO IN THE MUNICIPALITY OF FREDERICO WESTPHALEN - RIO GRANDE DO SUL

6.3. ABSTRACT

Water is an essential and indispensable element for the maintenance of life, not only because of its peculiar characteristics, but because no metabolic process occurs without its direct or indirect action. Population growth, industrialization, disorderly land occupation and the expansion of agriculture and livestock in the last century have given rise to problems related to water quality degradation. The objective of this work was to verify if the water quality parameters of Lajeado Pardo are within the standards of the CONAMA 357 and 274 legislation and to demonstrate the general characteristics of the micro basins in the course of study of this Lajeado. Samples were collected at Lajeado Pardo and later analyzed at the Water Analysis Laboratories of the Federal University of Santa Maria (Campus Frederico Westphalen). After that, the values obtained in the analyzes of the collected water were compared to the maximum limit values established by Resolution No. 357/2005 and CONAMA No. 274. Considering the concentrations of total phosphorus obtained and the ETI values at points 1 to 102, the mean value of 27.64 µg.L⁻¹ in the studied stretch of Lajeado Pardo in addition to the number of thermotolerant coliforms, or E. Coli (NMP) are above the maximum level established by CONAMA resolution 357 in water bodies with classification II. Therefore, important points of contamination are noted in Lajeado Pardo, which is used for water supply in Frederico Westphalen – RS.

Keywords: Water; Quality Parameters; Contamination.

6.4. INTRODUÇÃO

A água é um elemento essencial e indispensável à manutenção da vida, não apenas por suas características peculiares, mas pelo fato de nenhum processo metabólico ocorrer sem a sua ação direta ou indireta (REBOUÇAS, 2002). Ou seja, os organismos vivos originaram-se em meio aquoso e se tornaram absolutamente dependentes dele no decurso de sua evolução (REICHARTD, K. TIMM, L.C. 2014).

Estima-se que 97,5% da água existente no mundo é salgada, não sendo adequada ao consumo humano direto nem à irrigação da plantação. Dos 2,5% de água doce, a maior parte (69%) é de difícil acesso, pois está concentrada nas geleiras, 30% são águas subterrâneas (armazenadas em aquíferos) e 1% encontra-se nos rios. Segundo Reichardt e Timm (2012), a água em sua forma líquida e sólida, ocupa mais de dois terços de nosso planeta, sendo que a parte gasosa pode ser encontrada em todas as partes da atmosfera.

De acordo com Tundisi (2003) a água doce de boa qualidade se faz necessária para suprir demandas econômicas, qualidade de vida e para a sustentabilidade dos ciclos naturais do planeta. Logo, o uso desse bem precisa ser pensado para que não prejudique nenhum dos diferentes usos que ela tem para a vida humana (SHIKLOMANOV, 1998.)

No entanto, na busca pelo desenvolvimento econômico, tem-se explorado os recursos naturais de maneira excessiva e indiscriminada, considerando-os inesgotáveis, o que tem acarretado muitos danos ecológicos que, em grande parte, são irreparáveis. Essa situação traz como consequência a contaminação dos recursos hídricos, que está intrínseco a fatores de ocupação e de uso do solo (SANTIN; GOELLNER, 2013).

Atualmente observa-se um aumento na demanda mundial de água doce, num ritmo anual aproximado de 1% ao ano, devido, principalmente, ao aumento da população, desenvolvimento econômico e alterações nos padrões de consumo.

Em síntese, o crescimento populacional, a industrialização, a ocupação territorial desordenada e a expansão da agricultura e pecuária no último século vêm originando problemas relacionados à escassez e degradação dos recursos hídricos (OECD,2015). As origens destas fontes que geram degradação da qualidade da água podem classificar-se em difusas, que são os resíduos provenientes da agricultura (agrotóxicos em geral), o escoamento superficial (rural e urbano), e em pontuais, que são aquelas caracterizadas pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais (CETESB, 2013).

Nesse sentido, de acordo com, Carvalho (2000), tanto a agricultura como a pecuária são atividades econômicas, que necessitam de grandes áreas, onde o desmatamento é a primeira consequência negativa para o ambiente, deixando o solo exposto à escoamento superficial, favorecendo o carregamento de sedimentos para os

rios e lagos, podendo acarretar no aumento do uso de fertilizantes, desequilibrando o conteúdo de nutrientes do solo e facilitando a contaminação química do ambiente.

Por outro lado, as práticas que se seguem após a retirada das árvores, tais como: manejo incorreto de solo, aplicação de dejetos de forma excessiva e contra as técnicas recomendadas, utilização de agroquímicos, ocupação urbana sem o devido saneamento básico dentre outros, tendem a ser ainda mais prejudicial em termos de degradação da qualidade da água e do solo. Objetivo deste trabalho foi verificar se os parâmetros de qualidade da água do Lajeado Pardo encontram-se dentro dos padrões das legislações CONAMA 357 e 274, bem com relacionar com as características gerais das microbacias no percurso de estudo deste Lajeado.

6.5 MATERIAL E MÉTODOS

O Lajeado Pardo, local onde foi realizada a coleta de dados, tem sua nascente nas coordenadas; latitude; $27^{\circ}25'43''$ S longitude $53^{\circ}43'25''$ W; e altitude média de 488 m da nascente até o ponto de represamento para captação de água que abastece o município de Frederico Westphalen, foram determinados 102 (cento e dois), pontos de coleta de água, distribuídos de forma equidistante.

Para determinação da drenagem do mesmo foi utilizado o Height Above the Nearest Drainage (HAND et al., 2008). de forma preliminar e seguido da digitalização manual amparado em dados de um ortomosaico de imagens adquiridas com o uso de Veículos Aéreos Não Tripulados (VANT) em 2017 (BREUNIG, 2017). Esse ortomosaico foi à base para a extração das drenagens e alguns pontos foram validados com visitas a campo. O processamento do algoritmo HAND foi realizado no ambiente IMAGE PROCESSING & ANALYSIS SOFTWARE - INTERACTIVE DATA LANGUAGE (ENVI-IDL & HARRIS, 2021) e o QGIS (SHERMAN, 2002).

Para a extração dos limites das cinco microbacias hidrográficas que compõem a área de estudo, foi utilizado o produto do Advanced Land Observing Satellite - Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar - Global Digital Terrain Model (ALOS-PALSAR GDEM, ID AP_25031_FBD_F6630_RT1). Este modelo possui resolução espacial de 12,5 metros. Foi feita uma inspeção para remoção dos artefatos no modelo de terreno. A partir do modelo, foram extraídas as linhas de crista que separam as microbacias hidrográficas. Para tal, foram utilizados de forma combinada a vetorização

manual amparada do resultado gerado pelo Height Above the Nearest Drainage (HAND et al., 2008).

Para realizar a quantificação simples do uso e cobertura da terra nas cinco microbacias em análise foi utilizada uma imagem PlaneScope de 13 de fevereiro de 2020 (data próxima às coletas em campo). A classificação consistiu no uso do algoritmo support vector machine (SVM). Foram utilizadas apenas cinco classes de cobertura: Solo exposto e áreas urbanas, água, vegetação nativa, vegetação agrícola verde, e vegetação de pastagens. Foram utilizadas apenas cinco classes de cobertura: Solo exposto e áreas urbanas, água, vegetação nativa, vegetação agrícola verde, e vegetação de pastagens. O objetivo foi demonstrar as características gerais das microbacias. Como pode ser observado na Figura 3.

Nesses pontos foram realizadas medições através de sonda multiparâmetro, com a obtenção das seguintes variáveis? Potencial redox, Condutividade elétrica, Resistividade, Salinidade, Saturação, Oxigênio Dissolvido, Potencial Hidrogeniônico (pH) e Temperatura da água, também foram coletadas amostras de água de aproximadamente um litro, em embalagens apropriadas e previamente higienizadas e esterilizadas, que foram acondicionadas em caixas térmicas e sem a presença de luz, que em seguida, foram encaminhadas aos Laboratórios de Análise de Águas da Universidade Federal de Santa Maria (Campus Frederico Westphalen), onde foram submetidas à determinação de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5), Nitrogênio amoniacal Total (N-NH₃), Amônia (NH₃), N-Nitrato (N-NO₃⁻), Nitrato (NO₃⁻), N-Nitrito (N-NO₂⁻), Nitrito (NO₂⁻), Fosfato (PO₄³⁻), Pentóxido de fosforo (P₂O₅), Fósforo Total (P), Número mais provável de coliformes totais e Número mais provável de *Escherichia coli* (APHA, 1999).

Para enquadrar o Lajeado em relação ao seu estado trófico, foi realizado o cálculo do Índice de Estado Trófico - IET, para tal foi utilizada a equação proposta por Lamparelli (2004), descrita na seguinte equação:

$$IET (PT) = 10 \times [6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln PT)) / \ln 2)] - 20$$

Onde: PT = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg.L⁻¹.

Nesta equação, aplicou-se a concentração média de fósforo total, obtida entre os pontos 1 a 102. Obtendo-se os índices de estado trófico em todos os pontos e assim pode-se estimar o estado trófico do ecossistema em estudo (Tabela 1).

Tabela 1. Classificação do Estado Trófico.

Estado trófico	PT ($\mu\text{g P.L-1}$)
Ultraoligotrófico	$P \leq 13$
Oligotrófico	$13 < P \leq 35$
Mesotrófico	$35 < P \leq 137$
Eutrófico	$137 < P \leq 296$
Supereutrófico	$296 < P \leq 640$
Hipereutrófico	$640 < P$

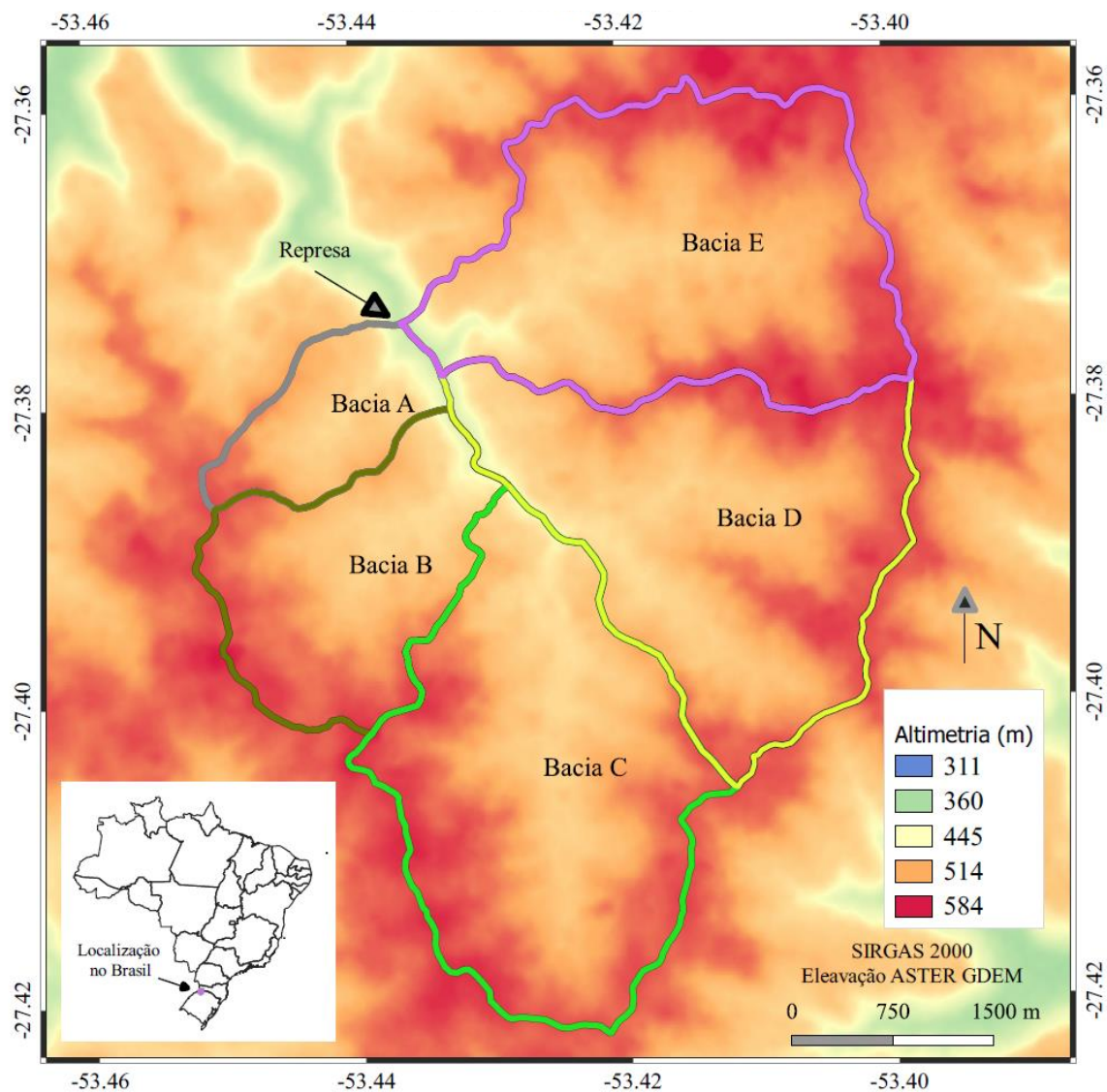
Fonte: Adaptado de CETESB (2004).

Os valores obtidos nas análises da água coletada foram comparados aos valores de limite máximo estabelecido pela Resolução nº 357/2005 e CONAMA nº 274, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

6.6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Segundo Smith e Petley (2004), Processos erosivos são condicionados pelo tipo de rocha e solo, precipitação, declividade, extensão da encosta e estrutura estratificada da vegetação. Esses parâmetros definem a suscetibilidade à erosão, ou seja, a intensidade ou probabilidade do processo erosivo ocorrer. Com a determinação da drenagem através de dados de altimetria foi construído um mapa a que possibilitou uma compreensão prévia acerca do movimento de materiais solúveis na matriz do solo pelo efeito da água que escorre e causa erosão (Figura 1).

Figura 1. Área de drenagem das microbacias hidrograficas que contribuem ao Lajeado Pardo, Frederico Westphalen – RS, Brasil – 2022.



Apesar da dinâmica superficial geomorfológico-geológico, a intensificação do processo erosivo compromete a quantidade e qualidade dos recursos hídricos superficiais. Essa intensificação ocorre principalmente nas regiões onde as vegetações nativas foram convertidas em pastagens e cultivos agrícolas (SANTOS & NASCIMENTO, 2019).

Nota-se na figura 1 que existe uma considerável diferença de altitude entre a microbacia C e D, que se encontram a 584 metros nos pontos mais altos do terreno, quando comparado as microbacias A e E, que se encontram a 311 metros nos pontos mais baixos, onde se encontra a barragem de captação de água do município. Essa diferença de altitude, pode alterar a erodibilidade da área de estudo que é decorrente das

características climatológica, litológica, geomorfológica, pedológica e cobertura da terra distintas (SANTOS et al., 2019)

O cruzamento do mapa da área de drenagem com a extração dos limites das cinco microbacias evidenciou que existe uma intensa atividade antrópica, que refletiu de maneira negativa no estado de conservação das Áreas de Proteção Permanentes (APPs). Isso pode ter sido causado por fatores como a ocupação desordenada, e a desconsideração as exigências legais no uso do solo das microbacias que formam o Lajeado Pardo (Figura 2 e 3).

Figura 2. Extração dos limites das cinco microbacias hidrográficas que contribuem ao Lajeado Pardo, Frederico Westphalen – RS, Brasil – 2022.

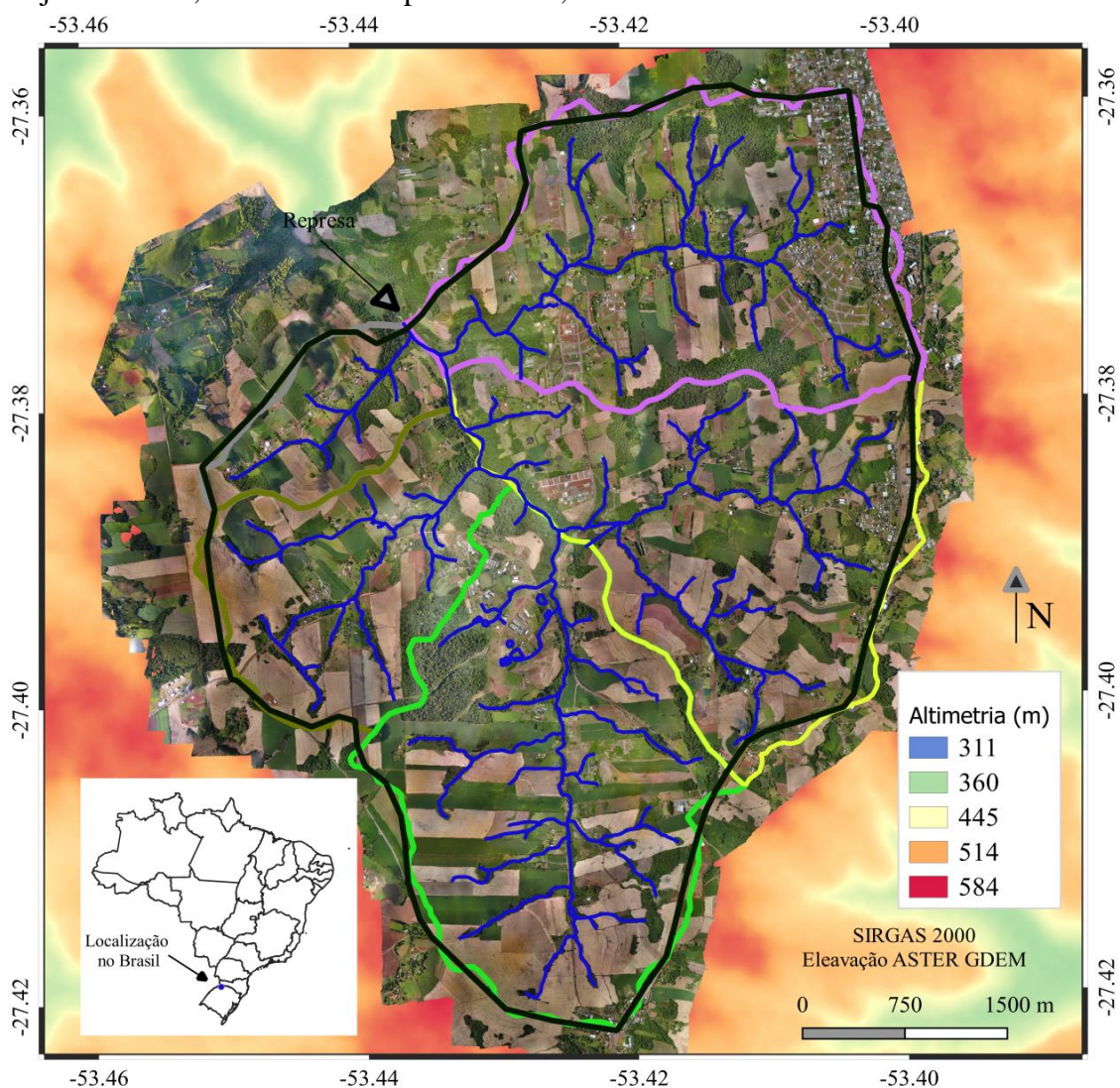


Figura 3. Uso e cobertura da terra nas cinco microbacias hidrográficas que contribuem ao Lajeado Pardo, Frederico Westphalen – RS, Brasil – 2022.

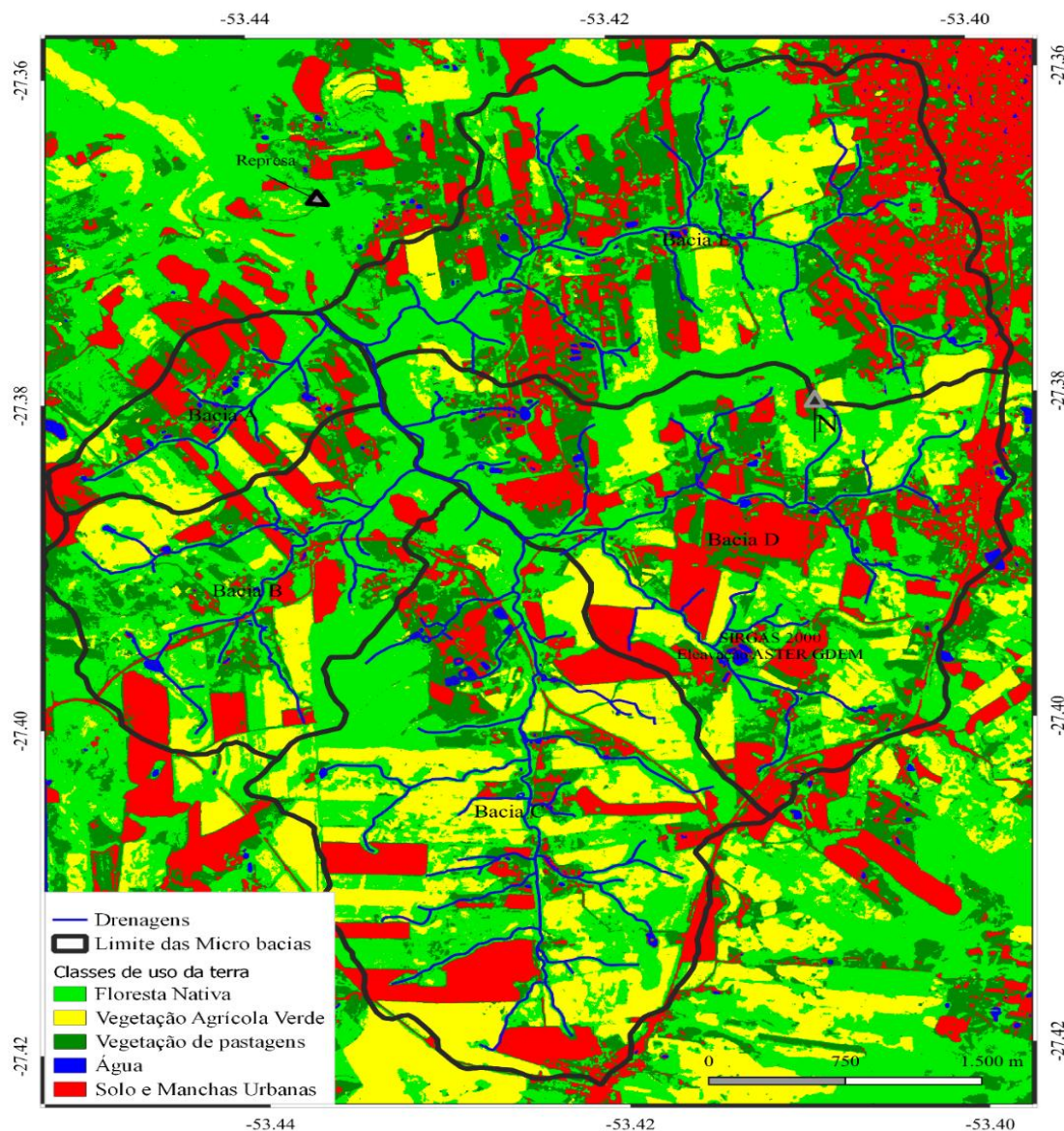


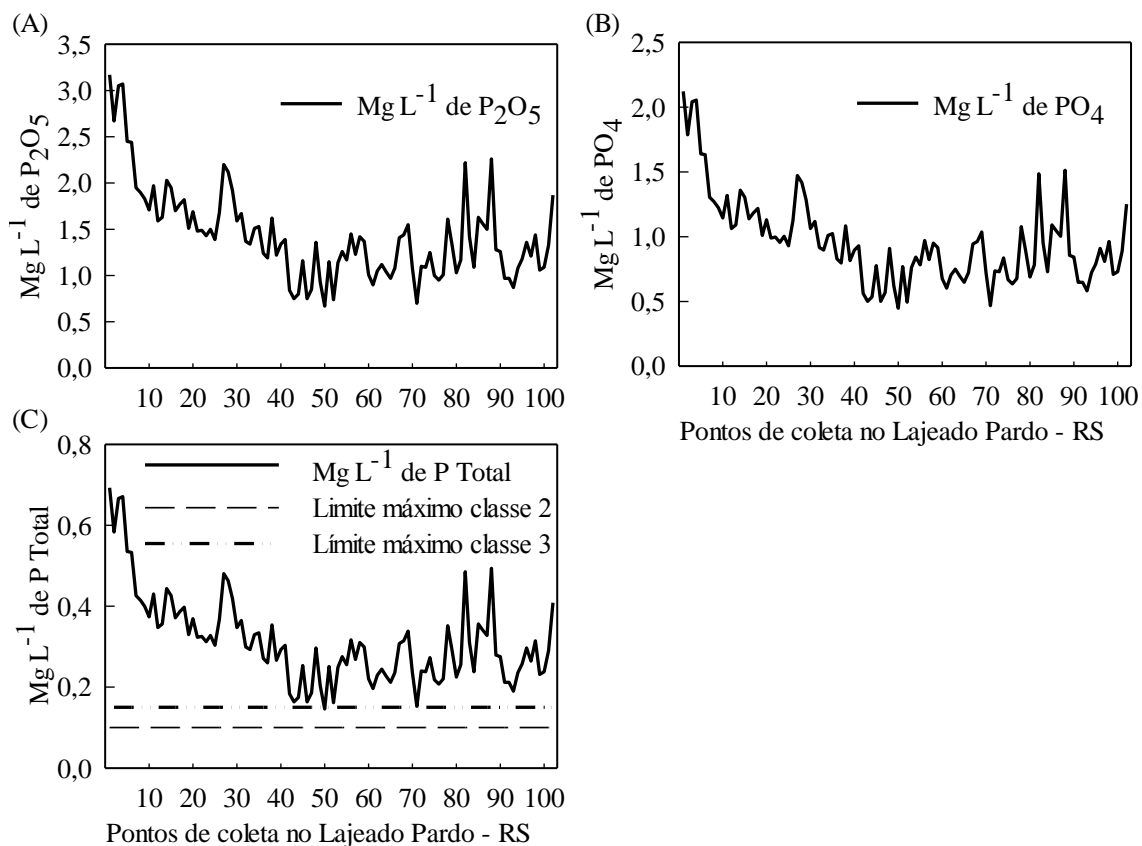
Tabela 2. Porcentagem do uso e cobertura da terra nas cinco microbacias hidrográficas que contribuem ao Lajeado Pardo, Frederico Westphalen – RS, Brasil

Classe de uso	Microbacia hidrográfica (%)				
	A	B	C	D	E
Floresta	35,63	48,37	40,67	39,16	41,43
Culturas AGR	13,56	15,68	28,96	15,47	10,14
Pastagens	23,87	18,17	12,24	19,97	25,27
Água	1,32	0,69	0,47	1,14	0,50
Solo/urbano	25,63	17,09	17,66	24,25	22,66

Pelo que ficou comprovado através do mapa de uso e cobertura da terra (Figura 3), bem como as porcentagens do uso e cobertura da terra, nas cinco microbacias hidrográficas, (Tabela 1), a urbanização e o avanço das práticas agrícolas redirecionaram o uso da terra na área de estudo, os remanescentes florestais sofreram um considerado processo de conversão, sendo que a maior parte foi transformada em áreas agrícolas e pastagens e uma pequena parte atualmente está sendo destinada à ocupação urbana. Onde tal ocupação não respeitou a legislação ambiental vigente que protege as APPs, o que agrava a situação de degradação ambiental verificada nas microbacias que formam o Lajeado Pardo.

Na figura 4 são apresentados dados de concentração em Mg L^{-1} de Pentóxido de fósforo (P_2O_5) e Ortofosfato (PO_4) onde observa-se que os níveis de (P_2O_5) e (PO_4) apresentaram a maior concentração de valores no primeiro terço do percurso, onde se encontra a barragem de captação de água, e tiveram variação menos acentuada ao longo do trajeto do Lajeado do Pardo, com exceção dos pontos 27, 82 e 88, que se situam próximos a granjas e casas residenciais que estão próximas ao lajeado, desprovidas de saneamento básico, além de áreas de pastagem com presença de animais constantes e áreas de plantio de culturas anuais.

Figura 4. Níveis de Pentóxido de fósforo (P_2O_5) (A), Ortofosfato (PO_4^{3-}) (B), Fósforo Total (P) (C), nos diferentes pontos de coleta ao longo do Lajeado Pardo, Frederico Westphalen, RS.



Apesar destes compostos não estarem inclusos na tabela de parâmetros de qualidade de água e não terem um nível máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357, os mesmos interferem no equilíbrio químico do ciclo do fósforo, por ter correlação direta com os níveis de fósforo total (P) parâmetro este que, entre outros, é utilizado para o cálculo do Índice de Estado Trófico (ITE) (PT).

A determinação do estado trófico é uma ação fundamental para obtenção de informações a cerca do corpo de água, pois seu conhecimento possibilita descrever as relações bióticas e abióticas desse ecossistema. Pois a avaliação do estado trófico da água é muito importante para o manejo sustentável dos recursos hídricos (SILVA et al., 2006).

Observou-se que os níveis de P encontram-se todos acima do nível máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357, que fixa um valor máximo de 0,1 mg L⁻¹ de P em corpos d'água com classificação II, e acima também para águas com classificação III onde o valor máximo é fixado em 0,15 Mg L⁻¹ de P, logo, constatando-se que a

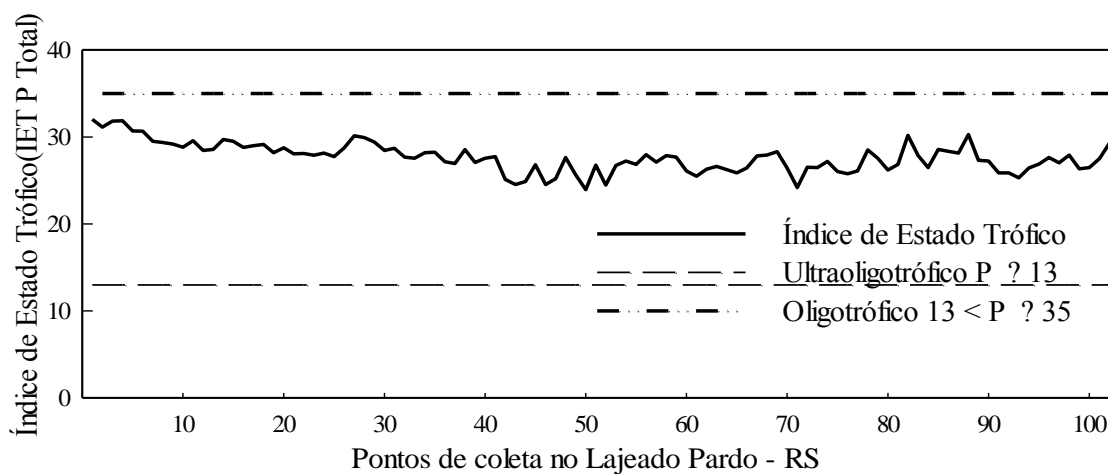
classificação do mesmo não se enquadra na classificação II, e ultrapassa os níveis da classificação III, no parâmetro de fósforo total (Figura 4).

Quanto aos nutrientes, tanto o fósforo como o nitrogênio são determinantes no processo de degradação da água, porém o fósforo é a principal causa do processo de eutrofização (PRADO & NOVO, 2006).

Considerando as concentrações de fósforo total obtidas e os valores do IET nos pontos 1 a 102 obteve-se o valor médio de $27,64 \mu\text{g.L}^{-1}$ no trecho estudado do Lajeado Pardo, classificado como um ambiente Oligotrófico, segundo a classificação da CETESB (2004) (Tabela 1).

Na figura 5 são apresentados dados de IET onde que os níveis de P, apresentaram a maior concentração de valores no primeiro terço do percurso, onde se encontra a barragem de captação de água. Observa-se também uma variação menos acentuada ao longo do trajeto do Lajeado do Pardo.

Figura 5. Índice de estado trófico nos diferentes pontos de coleta.

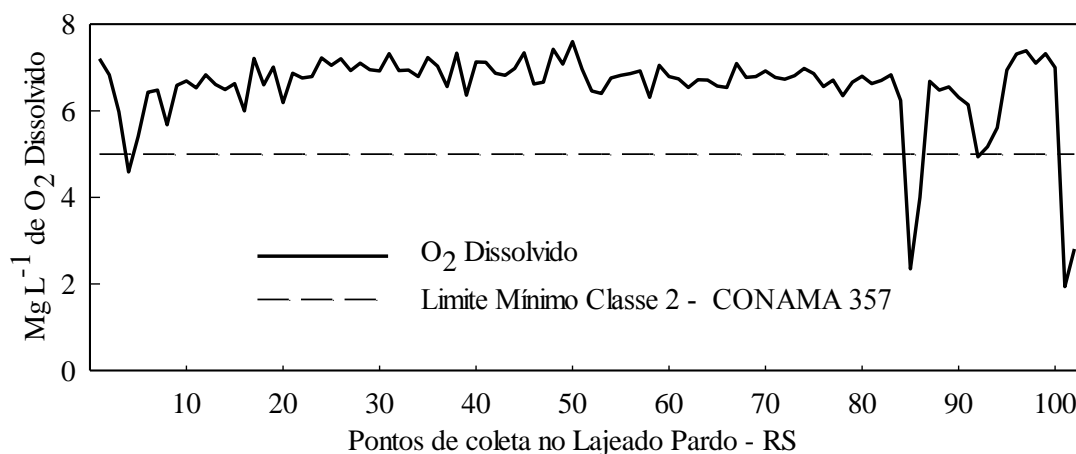


A elevação no valor do IET no primeiro terço do percurso pode estar relacionada à deposição de materiais orgânicos e minerais, podendo estar contribuindo com a eutrofização do lajeado. Isso pode ser justificado pelo fato de que nestes pontos ocorre à confluência de cinco microbacias com características diferentes em termos de uso e ocupação de solo, que se juntam para formar o Lajeado do Pardo, bem como, o represamento do Lajeado. Estudos realizados pela metodologia proposta por LAMPARELLI (2004), referentes a classificaram o IET rio São Francisco Falso no Paraná, na maioria de suas amostras, como oligotrófico o que indica baixo risco de

eutrofização (SILVA et al., 2010). Pesquisa realizada por Zanini et al., (2012), das águas da microbacia do córrego Rico em Jaboticabal-SP, classifica o rio como ultraoligotrófico segundo metodologia proposta por Lamparelli (2004), denotando boa qualidade de água.

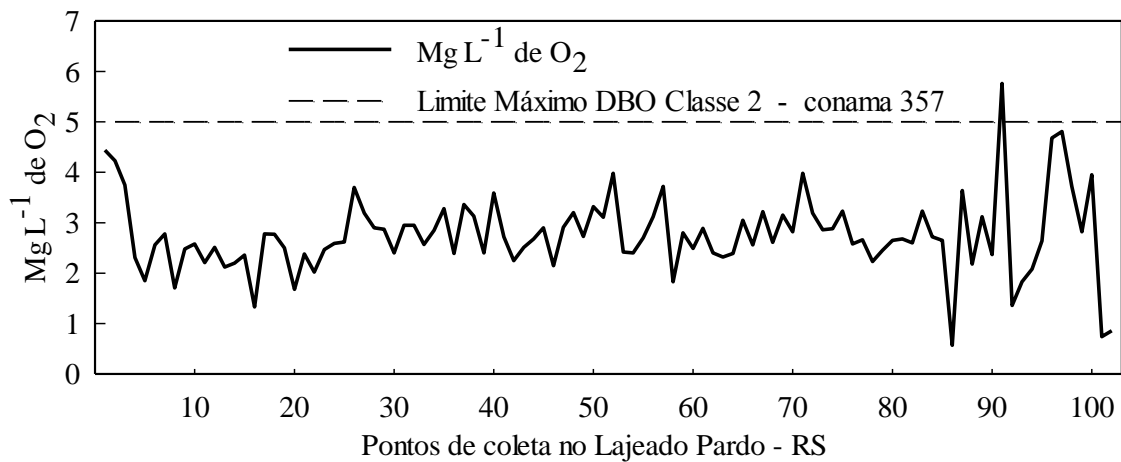
Observou-se que os níveis de Oxigênio dissolvido (OD) encontram-se na grande maioria dos pontos de coleta dentro do nível aceitável estabelecido pela resolução CONAMA 357, que fixa um valor mínimo de $5,0 \text{ Mg L}^{-1}$ de OD em corpos d'água com classificação II, com exceção dos pontos 4, 84 e 101. O ponto 4 encontra-se em área de represamento do Lajeado, e os pontos 84 e 101 encontram-se em áreas de banhado, com fluxo de água pouco intenso, justificando assim o seu valor de OD abaixo dos demais pontos e fora dos padrões de classificação de águas com classe II (Figura 6).

Figura 6. Valores resultantes da análise do oxigênio dissolvido (OD) nos diferentes pontos de coleta.



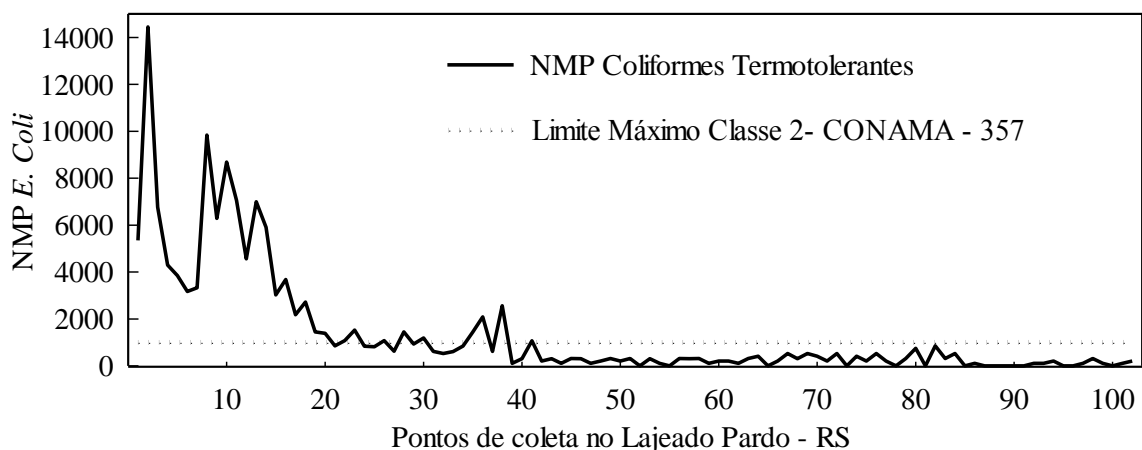
A demanda bioquímica de Oxigênio (DBO) encontra-se na grande maioria dos pontos de coleta dentro do nível aceitável estabelecido pela resolução CONAMA 357, que fixa um valor máximo de $5,0 \text{ Mg L}^{-1}$ de O em corpos d'água com classificação II, com exceção do ponto 91. Este ponto encontra-se em área de banhado, com fluxo de água pouco intenso e presença de matéria orgânica em decomposição, justificando assim, esse valor de DBO acima dos demais pontos e fora dos padrões de classificação de águas com classe II (Figura 7).

Figura 7. Valores resultantes da análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) nos diferentes pontos de coleta.



O número de coliformes termotolerantes, ou *E. Coli* (NMP) encontram-se acima do nível máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357, que fixa um valor máximo de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em corpos d'água com classificação II. Pode-se observar também que o NMP apresentou a maior concentração de valores no primeiro terço do percurso onde se encontra barragem de captação de água, e tiveram variação menos acentuada ao longo do trajeto do Lajeado do Pardo, com exceção dos pontos 27, 82 e 88. Estes pontos ficam próximos a granjas e casas residenciais próximas ao lajeado, desprovidas de saneamento básico, além de áreas de pastagem com presença de animais constantes e áreas de plantio de culturas anuais (Figura 8).

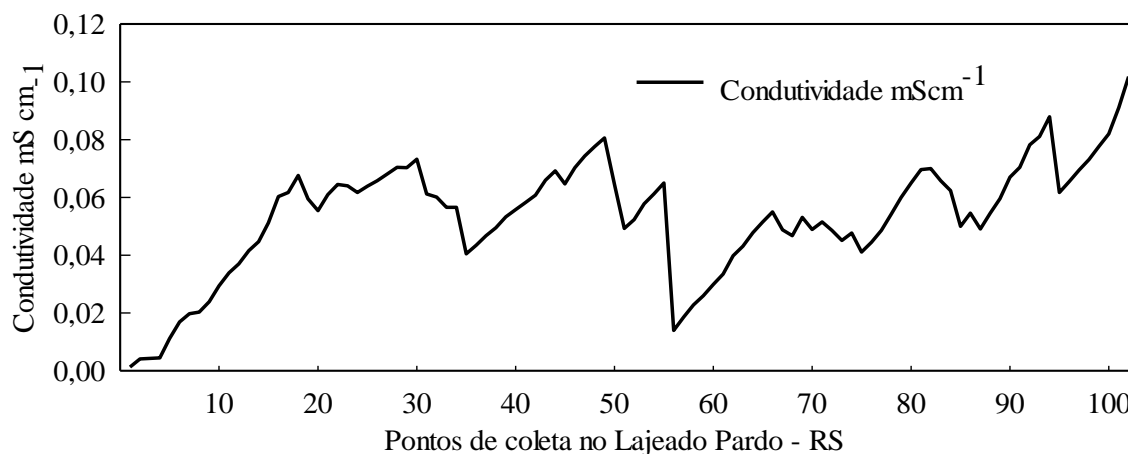
Figura 8. Número mais provável de coliformes termotolerantes nos diferentes pontos de coleta.



A falta de saneamento básico juntamente com a utilização de insumos para a agricultura são fontes importantes de contaminação dos sistemas aquáticos, estas juntamente com a utilização do solo de maneira inadequada é conhecida por desempenhar um papel importante na inoculação, persistência e disseminação de bactérias indicadoras fecais, que quando em ambiente aquático, pode causar deterioração física, química e biológica da água (ALEGBELEYE & SANT'ANA, 2020; ZHANG et al., 2012; KOUADIO-NGBESSO et al., 2019). Além de que a grande maioria das doenças são transmitidas pela água, tipicamente causadas por bactérias entéricas, que normalmente existem no trato intestinal de animais de sangue quente e humanos, além da ampla presença no ambiente natural, incluindo solo (ANVISA, 2013; PATEL et al., 2016).

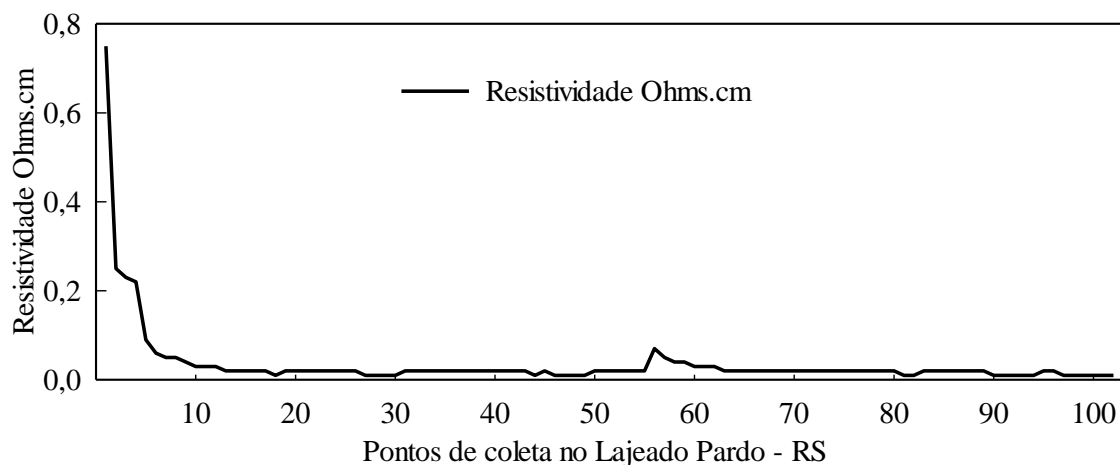
A condutividade elétrica se comportou de maneira bastante variável ao longo do percurso do Lajeado, apresentando momentos de picos elevados e momentos de redução. Apesar desta variável não estar inclusa na tabela de parâmetros de qualidade de água e não ter um nível máximo predefinido pela resolução CONAMA 357, a mesma pode estar correlacionada com descarga de contaminantes (Figura 9).

Figura 9. Valores resultantes da análise da Condutividade Elétrica nos diferentes pontos de coleta.



A resistividade elétrica apresentou comportamento bastante homogêneo ao longo do percurso do lajeado, apresentando um acréscimo considerável apenas na região de represamento, apesar desta variável não estar inclusa na tabela de parâmetros de qualidade de água e não ter um nível máximo predefinido pela resolução CONAMA 357, a mesma pode estar correlacionada com descarga de contaminantes (Figura 10).

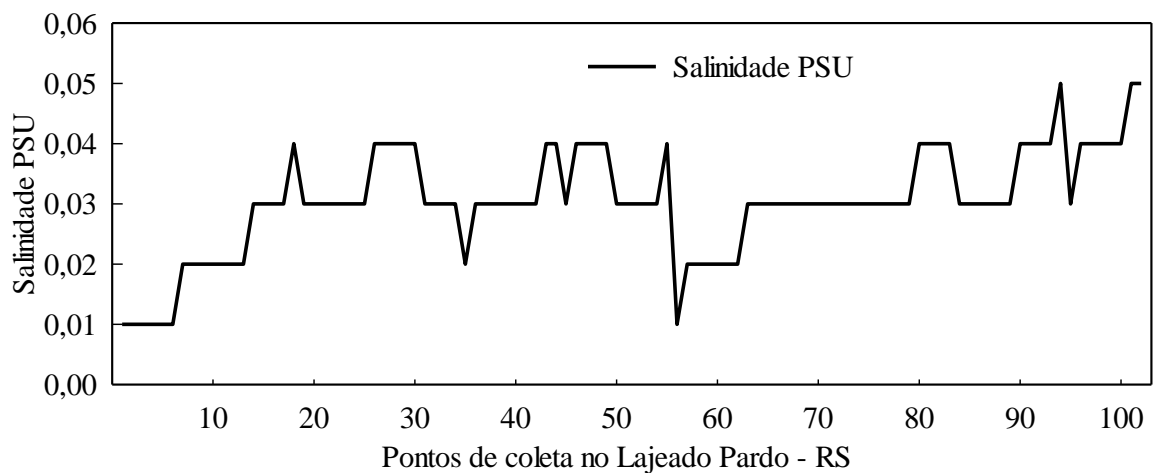
Figura 10. Valores resultantes da análise da Resistividade Elétrica nos diferentes pontos de coleta.



Fachin *et al.* (2006) desenvolveram um trabalho empregando o método de eletrorresistividade e condutividade elétrica, entre outros, para determinação de contaminação ambiental. Os baixos valores de resistividade e altos valores de condutividade obtidos nas linhas executadas em cima de locais onde eram dispostos os resíduos, indicaram a presença de contaminantes em subsuperfície. Por outro lado, os valores obtidos na linha de referência, onde não existe contaminação, são significativamente diferenciados.

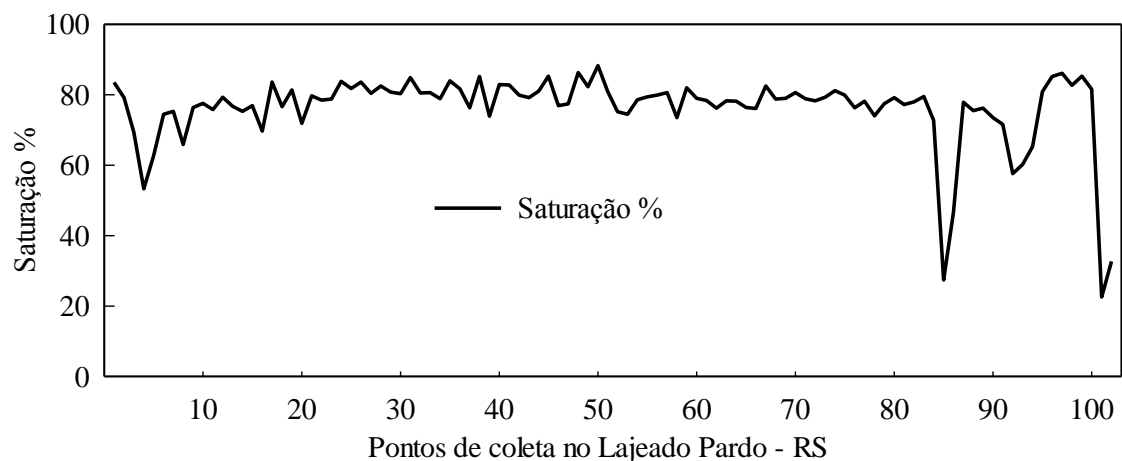
A salinidade se comportou de maneira bastante variável ao longo do percurso do lajeado, apresentando momentos de picos elevados e momentos de picos mais baixos, apesar desta variável não estar incluída na tabela de parâmetros de qualidade de água e não ter um nível máximo predefinido pela resolução CONAMA 357, a mesma pode estar correlacionada com descarga de contaminantes (Figura 11).

Figura 11. Valores resultantes da análise da Salinidade nos diferentes pontos de coleta.



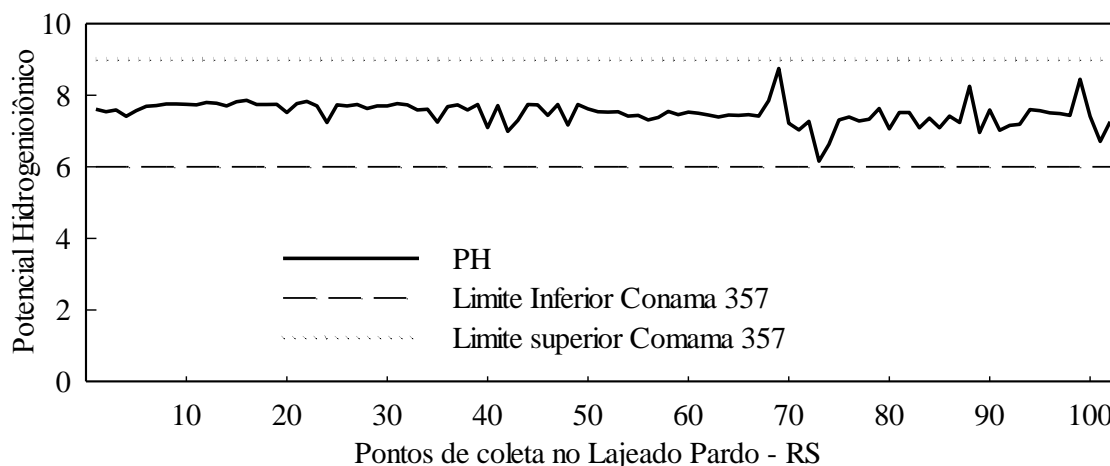
A saturação se comportou de maneira bastante homogênea ao longo do percurso do Lajeado, apresentando poucos momentos de picos mais baixos, apesar desta variável não estar inclusa na tabela de parâmetros de qualidade de água e não ter um nível máximo predefinido pela resolução CONAMA 357 (Figura 12).

Figura 12. Valores resultantes da análise da Saturação nos diferentes pontos de coleta.



No presente trabalho pode-se constatar que os níveis de Potencial Hidrogeniônico (pH), encontram-se dentro dos níveis estabelecido pela resolução CONAMA 357, que fixa um valor entre 6,0 e 9,0 em corpos d'água com classificação II (Figura 13).

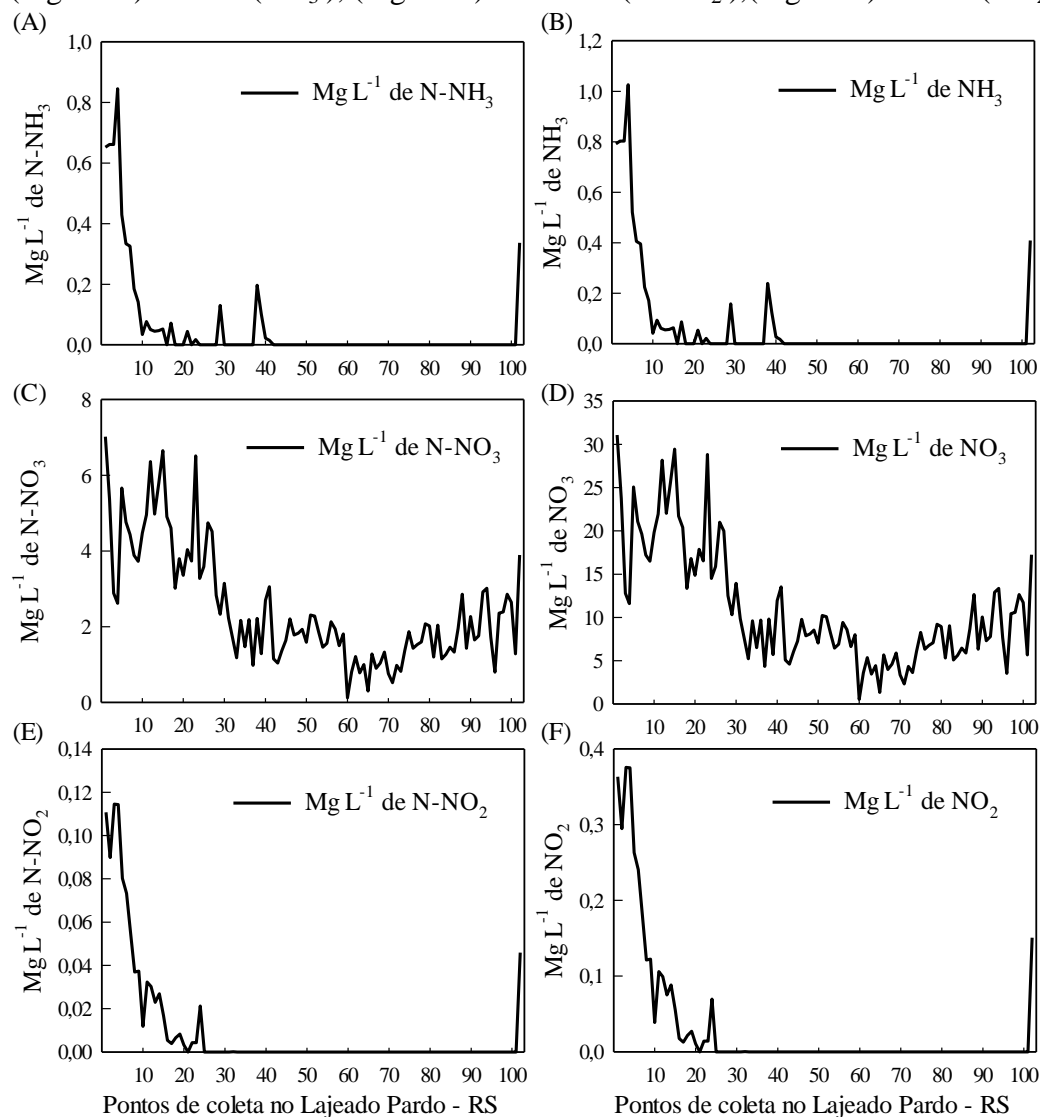
Figura 13. Valores resultantes da análise do pH nos diferentes pontos de coleta.



A amônia é constituinte comum no esgoto sanitário, resultado direto de descargas de efluentes domésticos, industriais, da utilização de dejetos de animais como fertilizantes na agricultura, da hidrólise da ureia e da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados. Os primeiros trabalhos que avaliaram a variação da toxicidade dos compostos de amônia limitaram-se a indicar a evolução dos efeitos tóxicos da amônia total com o crescimento dos valores do pH ou da temperatura da água (POWERS, 1920; MCCAY; VARS, 1931; MERKENS, 1955).

No presente trabalho constata-se que os níveis de nitrogênio amoniacal total (N-NH₃) encontram-se abaixo do nível máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357, que fixa um valor máximo de 2,0 Mg L⁻¹ de N-NH₃ em corpos d'água com classificação II, e com uma faixa de PH entre 7,5 e 8. Entretanto, pode-se observar um acréscimo de N-NH₃, ao longo do trajeto do lajeado do Pardo, e um considerável acúmulo desta substância tóxica na barragem de captação de água do município de Frederico Westphalen (Figura 14).

Figura 14. Níveis de nitrogênio nos diferentes pontos de coleta, (Figura A) nitrogênio amoniacal total (N-NH₃), (Figura B) Amônia (NH₃), (Figura C) N-Nitrato (N-NO₃⁻), (Figura D) Nitrato (NO₃⁻), (Figura E) N-Nitrito (N-NO₂⁻), (Figura F) Nitrito (NO₂⁻).



Os níveis de NH₃ (amônia), tiveram comportamento semelhante ao do N-NH₃, ao longo do trajeto do lajeado do Pardo. Apesar deste composto não estar incluso na tabela de parâmetros de qualidade de água e não ter um nível máximo predefinido pela resolução CONAMA 357, o mesmo se acumula na barragem de captação de água do município de Frederico Westphalen, podendo estar interferindo nas reações químicas que dizem respeito ao ciclo do nitrogênio aumentando os níveis toxicológicos deste corpo d'água (Figura 14).

Os níveis de nitrato (N-NO₃) encontram-se abaixo do nível máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357, que fixa um valor máximo de 10,0 Mg L⁻¹ de N-NO₃ em corpos d'água com classificação II. Entretanto, pode-se observar um acréscimo de N-NO₃ ao longo do trajeto do lajeado Pardo, e um considerável acúmulo desta substância

toxica na barragem de captação de água do município de Frederico Westphalen (Figura 14).

Os níveis do íon nitrato (NO_3) tiveram comportamento semelhante ao do N-NO_3 , ao logo do trajeto do lajeado do pardo, apesar deste composto não estar incluso na tabela de parâmetros de qualidade de água e não ter um nível máximo predefinido pela resolução CONAMA 357, o mesmo se acumula na barragem de captação de água do município de Frederico Westphalen (Figura 14).

Os níveis de nitrito (N-NO_2) encontram-se abaixo do nível máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357, que fixa um valor máximo de $1,0 \text{ Mg L}^{-1}$ de N-NO_2 em corpos d'água com classificação II, entretanto, pode-se observar um acréscimo de N-NO_2 ao logo do trajeto do Lajeado do pardo, e um considerável acúmulo desta substância toxica na barragem de captação de água do município de Frederico Westphalen (Figura 14).

Nota-se também que os níveis do íon nitrito (NO_2) tiveram comportamento semelhante ao do N-NO_2 , ao logo do trajeto do Lajeado do pardo, apesar deste composto não estar incluso na tabela de parâmetros de qualidade de água e não ter um nível máximo predefinido pela resolução CONAMA 357, o mesmo se acumula na barragem de captação de água do município de Frederico Westphalen (Figura 14).

Em soluções aquosas, a amônia pode se apresentar sob as formas ionizada (NH_4^+) ou não ionizada (NH_3). Essas espécies de amônia são intercambiáveis e a soma de suas concentrações constitui a amônia total ou nitrogênio amoniacal total. Segundo Erickson (1985), embora alguma toxicidade possa ser atribuída à amônia ionizada, a forma não ionizada é reconhecidamente a espécie mais tóxica de amônia. O equilíbrio entre as diferentes espécies de amônia depende das características físicas e químicas intrínsecas de cada corpo d'água.

6.7. CONCLUSÕES

- No trecho do Lajeado Pardo verificou-se grande amplitude de variação dos dados analisados. Dentre os parâmetros analisados, número de coliformes termotolerantes ou *E. Coli* (NMP) e os níveis de P encontram-se acima do nível máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357;
- O IET nos pontos 1 a 102 resultou no valor médio de $27,64 \mu\text{g.L}^{-1}$ no trecho estudado do Lajeado Pardo, classificado como um ambiente Oligotrófico

• 6.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. 20^a ed. Washington (DC): APHA; 1999. p.1220.

BERBERT, C.O. O desafio das águas. IN: MARTINS, R.C & VALENCIO, N.F.L.S. Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil: Desafios Teóricos e Político-Institucionais. São Carlos – SP. RIMA, 2003. 81-86.

BRADY, N. WEIL, R.R. 2013. Elementos da Natureza e Propriedades dos Solos. 3^a edição. Porto Alegre- RS. Bookman editora Ltda.

BRIAN, Keeley. OECD insights income inequality the gap between rich and poor: The gap between rich and poor. oecd Publishing, 2015.

CARVALHO, L. A. Condutividade hidráulica do solo no campo: as simplificações do método do perfil instantâneo. 2002. N^op. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). Relatório de Qualidade das Águas interiores de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2004.

DOWNING, Kathleen M.; MERKENS, J. C. The influence of dissolved- oxygen concentration on the toxicity of un- ionized ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdnerii* Richardson). **Annals of Applied Biology**, v. 43, n. 2, p. 243-246, 1955.

ERICKSON, R.J. An evaluation of mathematical models for the effects of ph and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. **Water Research**, n. 19, p. 1047-1058, 1985.

FACHIN, S.J.S. et al. Aplicação de métodos geofísicos para identificar áreas contaminadas por resíduos de um curtume. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 24, n. 1, p. 129-138, 2006.

GO, Alan S. et al. Heart disease and stroke statistics—2014 update: a report from the American Heart Association. **Circulation**, v. 129, n. 3, p. e28-e292, 2014.

HAND RENNÓ, Camilo Daleles et al., HAND a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3469-3481, 2008.

Harris Geospatial, 2021. Image Processing & Analysis Software - Interactive Data Language (ENVI-IDL - v. 5.6). Boulder, CO, USA.

LAMPARELLI, Marta Condé. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

LEAL-ABDI, Maria Luisa Campos Machado; DA ANVISA, Equipe Técnica; EM REGULAÇÃO, Cristina Marinho Ribeiro–Especialista. Equipe Técnica da ABDI Carla

Maria Naves Ferreira-Gerente de Projetos Cleila Guimarães Pimenta-Especialista em Projetos Neyara Vieira-Auxiliar Gerência de Comunicação ABDI. 2013.

MCCAY, C. M. The hemoglobin and total phosphorus in the blood of cows and bulls. **Journal of Dairy Science**, v. 14, n. 4, p. 373-378, 1931.

PARK, Edwards A.; POWERS, Grover F. Acrocephaly and scaphocephaly with symmetrically distributed malformations of the extremities: A study of the so-called acrocephalosyndactylism. **American Journal of Diseases of Children**, v. 20, n. 4, p. 235-315, 1920.

PATEL, Kiran Klaus. **The new deal**. Princeton University Press, 2016.

PRADO, B. P.; NOVO, MLMN. Análise espaço-temporal da relação do estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP) com o potencial poluidor da Bacia hidrográfica. **São José dos Campos: INPE**, 2006.

REBOUÇAS, A. C. BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil capitais ecológicos usos e conservação**. 3 ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p. 269-324.

REICHARDT, K. Processos de transferência no sistema solo-planta-atmosfera. **Fundação Cargil, São Paulo**, 1985.

REICHARDT, K. TIMM, L, C. (2012). **Solo, planta e atmosfera**. Conceitos, processos e aplicações. 2 ed. Editora Manole Ltda. Barueri- SP, 2012.

RENNÓ, Camilo Daleles et al. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3469-3481, 2008.

ROBINSON- WILSON, Everett F.; SEIM, Wayne K. THE LETHAL AND SUB LETHAL EFFECTS OF A ZIRCONIUM PROCESS EFFLUENT ON JUVENILE SALMONIDS 1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 11, n. 5, p. 975-986, 1975.

RUBIN, Alan J.; ELMARAGHY, G. A. Studies on the toxicity of ammonia, nitrate and their mixtures to guppy fry. **Water Research**, v. 11, n. 10, p. 927-935, 1977.

SANTIN, Janaína Rigo; GOELLNER, Emanuelle. A gestão dos recursos hídricos e a cobrança pelo seu uso. **Sequência (Florianópolis)**, p. 199-221, 2013.

SANTOS, Humberto Gonçalves et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018., 2018.

SHERMAN, G., 2002. QGIS - A Free and Open Source Geographic Information System. Viena, Austria.

SILVA, C. A. V.; GALVÍNCIO, J. D. Relação clima escoamento superficial na bacia hidrográfica do rio Pirapama – PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, n. 2, 2010.

SILVA, M.G.; GARCIA, C.A.B.; ALVES, J.P.H.; GARCIA, H.L. Qualidade da água da barragem Jacarecica I: estado trófico. In: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 1., 2006, Natal. Anais... 13 p.

SMITH, K.; PETLEY, D. *Environmental hazards: assessing risk and reducing disaster* Routledge. **New York**, 2004.

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

THURSTON, Robert V.; RUSSO, Rosemarie C.; VINOGRADOV, G. A. Ammonia toxicity to fishes. Effect of pH on the toxicity of the unionized ammonia species. **Environmental science & technology**, v. 15, n. 7, p. 837-840, 1981.

TUNDISI, J. G. **Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções**. Estudos avançados. v. 22, n. 63, p. 1 – 10, 2008.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. Editora Rima, São Paulo. p.247, 2003.

VANT, Juliette. Influência do número e distribuição de pontos de controle em ortofotos geradas a partir de um levantamento por VANT. 2017.

WELLEN, Christopher et al. An analysis of the sample size requirements for acceptable statistical power in water quality monitoring for improvement detection. **Ecological Indicators**, v. 118, p. 106684, 2020.

ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A. do.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v30n4/17.pdf>>. Acesso em: 18 de set de 2015

ZHANG, Zhang-Jin; WANG, Xiao-Min; MCALONAN, Grainne M. Neural acupuncture unit: a new concept for interpreting effects and mechanisms of acupuncture. **Evidence-based complementary and alternative medicine**, v. 2012, 2012.

7. ARTIGO 2: DIMENSIONAMENTO AMOSTRAL PARA A ESTIMAÇÃO DA MÉDIA DE VARIÁVEIS LIGADAS AO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA EM CURSO DE ÁGUA

7.1. RESUMO

Para o monitoramento ambiental, com o objetivo de avaliar e definir o índice de qualidade de água, um número mínimo de amostragem torna-se necessário para estabelecer confiabilidade aos dados avaliados através do dimensionamento amostral para a estimação da média, do coeficiente de variação e do coeficiente de correlação. O objetivo deste trabalho consistiu na determinação do tamanho de amostra necessário para dimensionamento amostral para verificação da normalidade via p-valor do teste de Kolmogorov-Smirnov, para determinar o tamanho de amostra necessário para a estimação da média de cada variável. As coletas das amostras foram realizadas no Lajeado Pardo e posteriormente analisadas no Laboratórios de Análise de Águas da Universidade Federal de Santa Maria (Campus Frederico Westphalen). Após a obtenção dos dados os mesmos foram submetidos ao teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov e distribuição t de Student. Após os testes estatísticos, observa-se que o coeficiente de variação oscilou entre baixo, médio, alto e muito alto conforme as variáveis estudadas, demonstrando assim, a grande heterogeneidade apresentada por determinadas variáveis no percurso do lajeado. Posteriormente adotando o erro de estimação ou semiamplitude do Intervalo de Confiança de 95% de 5%, o tamanho de amostra pela distribuição t de Student oscilou entre seis pontos para o potencial redox até 12.859 pontos amostrais para N-NH₃ e NH₃, evidenciando assim, a necessidade de adequação de número de amostragem para cada variável para se obter boa precisão experimental. Portanto, para uma redução do erro de estimação necessita-se uma amostragem superior a 300 pontos amostrais para cada variável analisada.

Palavras chave: Heterogeneidade; Pontos amostrais; Precisão experimental.

7.2. ARTICLE 2: SAMPLE SIZING FOR THE ESTIMATION OF THE AVERAGE OF VARIABLES LINKED TO THE QUALITY INDEX OF THE WATER COURSE OF WATER

7.3. ABSTRACT

For environmental monitoring, with the objective of evaluating and defining the water quality index, a minimum number of sampling becomes necessary to establish reliability to the data evaluated through sample sizing for the estimation of the mean, the coefficient of variation and the correlation coefficient. The objective of this work

was to determine the sample size necessary for sample size to verify normality via the p-value of the Kolmogorov-Smirnov test, to determine the sample size necessary for estimating the mean of each variable. Samples were collected at Lajeado Pardo and later analyzed at the Water Analysis Laboratories of the Federal University of Santa Maria (Campus Frederico Westphalen). After obtaining the data, they were submitted to tests such as the Kolmogorov-Smirnov normality test and Student's t distribution. After the statistical tests, it is observed that the coefficient of variation oscillated between low, medium, high and very high according to the variables studied, thus demonstrating the great heterogeneity presented by certain variables in the path of the pavement. Subsequently, adopting the estimation error or semi-amplitude of the 95% Confidence Interval of 5%, the sample size by the Student's t distribution ranged from six points for the redox potential to 12,859 sample points for N-NH₃ and NH₃, thus demonstrating the need to adjust the sampling number for each variable to obtain good experimental precision. Therefore, to reduce the estimation error, a sampling of more than 300 sample points is needed for each analyzed variable.

Keywords: Heterogeneity; Sampling points; Experimental precision.

7.4. INTRODUÇÃO

As bacias hidrográficas, local que recebem as ações antrópicas pelo uso e ocupação do solo, podem ser classificadas em urbanas, rurais ou mistas, que segundo Finkler (2015) são caracterizadas pela vulnerabilidade ao lançamento de efluentes industriais e domésticos. Para tanto, conhecer e entender essas vulnerabilidades são aspecto fundamental para a tomada de ações para dirimir, conter ou mitigar ações que resultem em impactos ambientais.

Com o intuito de padronizar os parâmetros de avaliação de qualidade da água foi criado, em 1970, o índice de Qualidade das Águas, nos Estados Unidos, pela *National Sanitation Foundation*. Nesse sentido, a realização do monitoramento ambiental de longo prazo possibilita o conhecimento de tendências que dizem respeito à qualidade, viabilizando o diagnóstico do corpo de água e por consequência, a saúde da microbacia (PIAZZA et al., 2018).

De forma usual a avaliação de qualidade da água consiste em medir múltiplos parâmetros considerados como variáveis para definir o índice que qualidade da água, com alguma frequência periódica. Na maioria dos casos os dados são analisados e comparados com padrões de qualidade pré-estabelecidos em normas como da Resolução CONAMA 357. No entanto, segundo Fan et al. (2010) os diversos parâmetros e

grandezas são de difícil leitura e interpretação. Essas dificuldades são acrescidas da variabilidade espacial desses parâmetros utilizados no cálculo do IQA, uma vez que em sua maioria, são indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos, industriais ou atividade agropecuárias (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2021).

Neste sentido, além dos problemas técnicos e operacionais envolvidos no monitoramento ambiental, observa-se divergência acerca do número de pontos que cada pesquisa elege como sendo o ideal para se dissertar sobre a qualidade de água, bem como os parâmetros a serem analisados, o período de avaliação e a frequência do monitoramento. Por outro lado, para a interpretação dos dados ou variáveis a fim de traçar os planos de ação, para intervenções com o objetivo de uso consciente dos recursos naturais da bacia hidrográfica, e em especial os recurso hídrico, é necessário saber a qualidade atual e o uso previsto para as águas, para que se possa estabelecer os requisitos necessários de melhoria.

Da mesma forma é necessário ter uma certeza estatística nos dados avaliados. Para tanto, técnicas de análise multivariada, como análise de componente principal , análise de agrupamento , análise discriminante e análise fatorial , podem ser empregadas na interpretação de dados complexos de qualidade de água e de outros problemas ambientais. Nesse sentido, estudos têm sido realizados por meio da análise multivariada da qualidade de água em diferentes bacias hidrográficas para melhor entendimento desse tema (SINGH et al., 2004; MUSTONEN et al., 2008; FAN et al., 2010; LIMA et al., 2010; GONZÁLEZ et al., 2011).

Ressalta-se que, para a confiabilidade e a correta interpretação dos dados, é necessário o adequado dimensionamento amostral para a estimação da média e o ganho de precisão na estimação de estatísticas descritivas em estudos de campo?, como observado por Brera et al., (2010), Costa et al., (2003), Magari et al., (1996), Martin et al., (2005), Modolo et al., (2013), Rosa et al., (2002), Silva et al., (1993), Storck et al., (2007) e Vasić et al., (2003).

Em variáveis de qualidade da água em curso hídrico, para se diminuir a probabilidade de erros em testes de hipótese, é fundamental examinar os parâmetros estatístico para garantir que os resultados não sejam influenciados por uma quantidade insuficiente de dados, como foi registrado em estudo de Piazza et al. (2018), que fala

sobre os requisitos de tamanho da amostra para atingir níveis aceitáveis de estatística em dados de qualidade anual da água em riachos.

Para o monitoramento ambiental, especificamente com o objetivo de avaliar e definir o Índice de Qualidade de Água (IQA), o tamanho da amostra ou o número de coletas necessárias para estabelecer a confiabilidade dos dados requer definição por métodos estatísticos, que avaliem o tamanho amostral e a correlação entre os dados coletados para a correta interpretação dos resultados, uma vez que se observou quão são escassos os estudos de dimensionamento amostral para a estimação da média, do coeficiente de variação e do coeficiente de correlação, em parâmetros de qualidade da água.

Nesse sentido, objetivou-se, através da análise de dados de qualidade de água a determinação do tamanho de amostra necessário para a estimativa da média de variáveis, via métodos de dimensionamento amostral, em níveis de precisão, para cada variável buscando a tendência central (média e mediana), medidas de dispersão (mínimo, máximo, variância, desvio padrão, erro padrão e coeficiente de variação) e medidas de distribuição (curtose e assimetria), além da verificação da normalidade via p-valor do teste de Kolmogorov-Smirnov, para por fim determinar o tamanho de amostra (número de pontos amostrais de coleta de água) necessário para a estimação da média de cada variável, assumindo erros de estimação (semiamplitudes do intervalo de confiança) que variam de 5% a 50% da estimativa da média, com grau de confiança (1- α) de 95%.

7.5. MATERIAL E MÉTODOS

O Lajeado Pardo, local onde foi realizada a coleta de dados, tem sua nascente nas coordenadas $27^{\circ} 25' 43''$ S e $53^{\circ} 43' 25''$ W e altitude média de 488 m. Entre a nascente até o ponto de represamento para captação de água que abastece o município de Frederico Westphalen, foram determinados 102 (cento e dois), pontos de coleta de água, distribuídos de forma equidistante.

Nesses pontos foram realizadas medições referentes a qualidade da água através de sonda multiparâmetro e foram coletadas amostras de água de aproximadamente um litro, em embalagens apropriadas e previamente higienizadas e esterilizadas, que foram acondicionadas em caixas térmicas e sem a presença de luz. Em seguida, foram

encaminhadas aos Laboratórios de Análise de Águas da Universidade Federal de Santa Maria (Campus Frederico Westphalen), onde foram submetidas à determinação de 1 = N-NH₃, em Mg L⁻¹; 2 = NH₃ em Mg L⁻¹; 3 = N-NO₂, em Mg L⁻¹; 4 = NO₂, em Mg L⁻¹; 5 = N-NO₃, em Mg L⁻¹; 6 = NO₃, em Mg L⁻¹; 7 = PO₄, em Mg L⁻¹; 8 = P₂O₅, em Mg L⁻¹; 9 = P, em Mg L⁻¹; 10 = DBO, em Mg L⁻¹ O; 11 = temperatura, em °C; 12 = potencial redox; 13 = oxigênio dissolvido, em Mg L⁻¹; 14 = pH; 15 = condutividade, em mS cm⁻¹; 16 = resistividade, em ohms cm⁻¹; 17 = Salinidade, em; 18 = saturação, em %; 19 = coliformes totais, em NMP; 20 = *Escherichia coli*, em NMP (APHA, 1999).

Após a aquisição e tratamento dos dados, para cada variável, foram calculadas medidas de tendência central (média e mediana), medidas de dispersão (mínimo, máximo, variância, desvio padrão, erro padrão e coeficiente de variação) e medidas de distribuição (curtose e assimetria), além da verificação da normalidade via p-valor do teste de Kolmogorov-Smirnov. Após esses cálculos, foi determinado o tamanho de amostra (número de pontos amostrais de coleta de água) necessário para a estimação da média de cada variável, assumindo erros de estimação (semiamplitudes do intervalo de confiança) iguais a 5%, 10%, 15%, 20%, 25%, 30%, 35%, 40%, 45% e 50% da estimativa da média, com grau de confiança (1- α) de 95%. Para isso, utilizou-se a equação $\eta = (t_{\alpha/2}^2 s^2) / (\text{erro de estimação})^2$ (Bussab & Morettin, 2017), sendo $t_{\alpha/2}$ o valor crítico da distribuição t de Student, cuja área à direita é igual a $\alpha/2$, com (n-1) graus de liberdade, $\alpha=5\%$ de probabilidade de erro e s^2 a estimativa da variância. Em seguida, fixou-se η em 102 pontos de coleta e foi calculado o erro de estimação em percentagem da estimativa da média (m) para cada variável, por meio da equação em que s é a estimativa do desvio padrão.

Em decorrência do possível não atendimento da normalidade dos dados de uma ou mais variáveis, também foi aplicada metodologia alternativa de dimensionamento amostral via reamostragem com reposição, considerada adequada quando os dados não se ajustam à normalidade ou quando a distribuição é desconhecida (FERREIRA, 2009). Para isso, foram planejados 301 tamanhos de amostra, sendo o tamanho de amostra inicial de um ponto de coleta e os demais tamanhos de amostras obtidos com o incremento de um ponto. Dessa forma, os tamanhos de amostra planejados foram de $n = 1, 2, 3$, até 300 pontos. Para cada tamanho de amostra planejado, foram obtidas 10.000 reamostras com reposição, sendo que em cada reamostra foram estimadas as médias (\bar{x})

das 20 variáveis. Assim, para cada tamanho de amostra planejado, foram obtidas 10.000 estimativas da média de cada variável e, com base nessas 10.000 estimativas, foram determinados o percentil 2,5, a média, o percentil 97,5 e calculada a amplitude do intervalo de confiança de 95% ($AIC_{95\%}$), pela diferença entre o percentil 97,5 e o percentil 2,5 (TOEBE et al., 2014).

Para a determinação do tamanho de amostra (número de pontos de coleta) necessária para a estimação da média de cada variável, foram fixados, inicialmente, limites máximos de $AIC_{95\%}$ de 10% (maior precisão), 20%, 30%, 40%, 50%, 60%, 70%, 80%, 90% e 100% (menor precisão) da média, que correspondem, respectivamente, as semiamplitudes de 5%, 10%, 15%, 20%, 25%, 30%, 35%, 40%, 45% e 50% da estimativa da média, via metodologia da distribuição t de *Student* anteriormente descrita. A seguir, partiu-se do tamanho de amostra inicial ($n = 1$ ponto de coleta) e considerou-se como tamanho de amostra adequado (n) o número de pontos a partir do qual a amplitude do intervalo de confiança de 95% ($AIC_{95\%}$) foi menor ou igual ao limite máximo estabelecido para cada nível de precisão (TOEBE et al., 2014). As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa R (R Development Core Team, 2021) e do aplicativo Microsoft Office Excel[®].

7.6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para comparar a variabilidade de duas ou mais distribuições podemos utilizar o Coeficiente de Variação, sendo que este, é definido como o quociente entre o desvio padrão e a média aritmética da distribuição. Um coeficiente de variação maior ou igual a 30% reflete que a série é heterogênea e a média tem pouco significado e se o coeficiente de variação for menor que 30% reflete uma série homogênea e a média tem grande significado, ou seja, uma maior precisão experimental (FALCO, 2008).

Com base nos dados da tabela 1, observa-se que o coeficiente de variação oscilou entre baixo (6,097% para o potencial redox) a muito alto (285,821% para $N-NH_3$ e NH_3), conforme classificação de Pimentel-Gomes (2009). Como pode ser observado no capítulo 1 na figura (X3) uso e ocupação do solo, a mesma demonstra que o Lajeado Pardo é formado pelo desague de diversos afluentes. As águas destes afluentes apresentam um alto coeficiente de variação, pois conforme a microbacia que o mesmo tem origem o uso e ocupação do solo varia e com isso há um maior ou menor potencial poluidor (OKUMURA et al., 2020).

Tabela 1. Valores mínimo e máximo, média, mediana, variância, desvio padrão, erro padrão, coeficiente de variação (CV%), curtose, assimetria e p-valor do teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov para 20 variáveis avaliadas em 102 pontos de coleta no Lajeado do Pardo, Frederico Westphalen – RS.

Estatística	Variável ⁽¹⁾									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Mínimo	0,000	0,000	0,000	0,000	0,124	0,548	0,448	0,669	0,146	0,570
Máximo	0,845	1,026	0,114	0,376	17,209	76,203	2,122	3,170	0,692	5,760
Média	0,054	0,065	0,009	0,031	2,633	11,657	0,962	1,438	0,314	2,753
Mediana	0,000	0,000	0,000	0,000	2,060	9,121	0,913	1,364	0,298	2,670
Variância	0,024	0,035	0,001	0,007	4,462	87,497	0,113	0,252	0,012	0,612
Desvio padrão	0,154	0,186	0,025	0,081	2,112	9,354	0,336	0,502	0,110	0,782
Erro padrão	0,015	0,018	0,002	0,008	0,209	0,926	0,033	0,050	0,011	0,077
CV (%)	285,821	285,821	263,236	263,236	80,240	80,240	34,879	34,879	34,879	28,408
Curtose ⁽²⁾	12,657*	12,657*	9,411*	9,411*	21,647*	21,647*	2,183*	2,183*	2,183*	2,642*
Assimetria ⁽³⁾	3,547*	3,547*	3,124*	3,124*	3,623*	3,623*	1,295*	1,295*	1,295*	0,516*
P-valor	0,000	0,000	0,000	0,000	0,004	0,004	0,171	0,171	0,171	0,125

Estatística	Variável ⁽¹⁾									
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Mínimo	17,810	353,900	1,940	4,190	0,001	0,010	0,010	22,600	4,100	0,000
Máximo	22,590	764,800	7,600	11,960	0,102	0,750	0,050	88,300	2419,600	144,500
Média	19,972	563,365	6,552	7,521	0,053	0,035	0,030	76,184	768,406	13,652
Mediana	20,010	563,800	6,770	7,540	0,056	0,020	0,030	78,800	325,500	3,100
Variância	1,963	1.179,797	0,851	0,399	0,000	0,007	0,000	114,818	679.516,169	580,242
Desvio padrão	1,401	34,348	0,922	0,631	0,020	0,081	0,009	10,715	824,328	24,088
Erro padrão	0,139	3,401	0,091	0,063	0,002	0,008	0,001	1,061	81,621	2,385
CV (%)	7,016	6,097	14,080	8,393	37,126	232,853	29,255	14,065	107,278	176,445
Curtose ⁽²⁾	-1,153*	24,753*	11,958*	31,207*	0,509	61,807*	0,337	11,959*	-0,231	9,999*
Assimetria ⁽³⁾	0,044	-0,479*	-3,222*	1,961*	-0,666*	7,386*	-0,422	-3,223*	1,127*	2,921*
P-valor	0,033	0,000	0,000	0,000	0,196	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

⁽¹⁾ 1 = N-NH₃, em Mg L⁻¹; 2 = NH₃, em Mg L⁻¹; 3 = NO₂, em Mg L⁻¹; 4 = NO₂, em Mg L⁻¹; 5 = N-NO₃, em Mg L⁻¹; 6 = NO₃, em Mg L⁻¹; 7 = PO₄, em Mg L⁻¹; 8 = P₂O₅, em Mg L⁻¹; 9 = P, em Mg L⁻¹; 10 = DBO, em Mg L⁻¹ O; 11 = temperatura, em °C; 12 = potencial redox, em; 13 = oxigênio dissolvido, em Mg L⁻¹; 14 = pH; 15 = condutividade, em mS cm⁻¹; 16 = resistividade, em ohms cm⁻¹; 17 = Salinidade, em; 18 = saturação, em %; 19 = coliformes totais, em NMP; 20 = *Escherichia coli*, em NMP. ⁽²⁾ * Curtose difere de zero, pelo teste t, em nível de 5% de probabilidade. ^{ns} = Não-significativo. ⁽³⁾ * Assimetria difere de zero, pelo teste t, em nível de 5% de probabilidade. ^{ns} = Não-significativo.

Duas variáveis apresentam valores médios de coeficiente de variação, sendo elas, o Oxigênio Dissolvido e a Saturação. Segundo Batista et al. (2017), a diminuição

do oxigênio dissolvido está associado ao processo de eutrofização das águas pelo fósforo. No perímetro amostral das coletas o Lajeado Pardo se comportou de maneira semelhante sem fortes alteração ao decorrer do percurso, deste modo, implicando em valores médios de coeficiente de variação para essas variáveis.

Valores altos de coeficiente de variação, foram encontrados em apenas duas variáveis, a DBO e a Salinidade. A DBO reflete o consumo do oxigênio por intermédio de reações de biodegradação da matéria orgânica, deste modo, tornando-se uma medida indireta da quantidade de matéria orgânica biodegradável (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997; ALMEIDA et al., 2012). Essa variável no presente estudo teve alta variação devido ao Lajeado em questão possuir ambientes lênticos e lóticos, gerando uma alta variação na deposição de matéria orgânica ao decorrer de seu curso, necessitando assim ser coletado um maior número de amostras a garantir uma maior precisão nos dados avaliados.

Ao contrário das variáveis acima citadas, três variáveis apresentaram coeficiente de variação baixo, são elas: a temperatura, o potencial redox e o pH. A temperatura da água apresentou um baixo coeficiente de variação, pois a mesma é alterada por fatores intrínsecos do clima, altitude e tipo de mata ciliar. Como a área amostral utilizada encontrou-se toda dentro do mesmo microclima, isto corrobora com o que afirmou Tundisi & Tundisi (2008), onde a mesma não sofreu fortes alterações ao decorrer do perímetro avaliado. Tendo em vista que a alteração do pH em cursos de água está diretamente relacionado a temperatura e aporte de ácidos ou bases orgânicos, o mesmo não sofreu fortes variações em decorrência da contribuição das microbacias (SILVA, 2018).

As variáveis que apresentaram valores médio, alto e muito alto de coeficiente de variação, demonstram que há uma grande heterogeneidade nos dados e como consequência, as mesmas necessitam que o número de amostras colhidas para análise destas sejam elevados, uma vez que a precisão experimental depende da variabilidade inicial dos dados (Bussab & Morettin, 2017). Após a análise dos dados verificou-se o número necessário de amostras que precisam ser coletadas, para cada variável analisada, para uma precisão de 95% (Tabela 2).

Tabela 2. Tamanho de amostra (número de amostras) para a estimação da média de 20 variáveis, avaliadas em 102 pontos de coleta no Lajeado do Pardo, Frederico Westphalen – RS para os erros de estimação iguais a: 5, 10, 50% da estimativa da média e a semi-amplitude do intervalo de confiança (EE %), com base na distribuição t de Student.

Erro	Variável ⁽¹⁾									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
5%	12.859	12.859	10.907	10.907	1.013	1.013	191	191	191	127
10%	3.215	3.215	2.727	2.727	253	253	48	48	48	32
15%	1.429	1.429	1.212	1.212	113	113	21	21	21	14
20%	804	804	682	682	63	63	12	12	12	8
25%	514	514	436	436	41	41	8	8	8	5
30%	357	357	303	303	28	28	5	5	5	4
35%	262	262	223	223	21	21	4	4	4	3
40%	201	201	170	170	16	16	3	3	3	2
45%	159	159	135	135	13	13	2	2	2	2
50%	129	129	109	109	10	10	2	2	2	1
EE (%)	56,14	56,14	51,70	51,70	15,76	15,76	6,85	6,85	6,85	5,58

Erro	Variável ⁽¹⁾									
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
5%	8	6	31	11	217	8.535	135	31	1.812	4.901
10%	2	1	8	3	54	2.134	34	8	453	1.225
15%	1	1	3	1	24	948	15	3	201	545
20%	1	1	2	1	14	533	8	2	113	306
25%	1	1	1	1	9	341	5	1	72	196
30%	1	1	1	1	6	237	4	1	50	136
35%	1	1	1	1	4	174	3	1	37	100
40%	1	1	1	1	3	133	2	1	28	77
45%	1	1	1	1	3	105	2	1	22	61
50%	1	1	1	1	2	85	1	1	18	49
EE (%)	1,38	1,20	2,77	1,65	7,29	45,74	5,75	2,76	21,07	34,66

⁽¹⁾1 = N-NH₃, em Mg L⁻¹; 2 = NH₃ em Mg L⁻¹; 3 = NO₂, em Mg L⁻¹; 4 = NO₂, em Mg L⁻¹; 5 = N-NO₃, em Mg L⁻¹; 6 = NO₃, em Mg L⁻¹; 7 = PO₄, em Mg L⁻¹; 8 = P₂O₅, em Mg L⁻¹; 9 = P, em Mg L⁻¹; 10 = DBO, em Mg L⁻¹ O; 11 = temperatura, em °C; 12 = potencial redox, em; 13 = oxigênio dissolvido, em Mg L⁻¹; 14 = pH; 15 = condutividade, em mS cm⁻¹; 16 = resistividade, em ohms cm⁻¹; 17 = Salinidade, em; 18 = saturação, em %; 19 = coliformes totais, em NMP; 20 = *Escherichia coli*, em NMP.

Em uma distribuição normal, a curva de dados tem valor de 0,263, sendo denominada de mesocúrtica, de modo que, os elementos estão distribuídos relativamente ao longo da amostra, tendo uma média concentração na parte central e uma concentração menor nas caudas. Se o valor de curtose de uma curva for menor que 0,263, diz-se que os elementos estão fortemente concentrados na parte central da distribuição, a curva tem uma aparência pontiaguda e é denominada de leptocúrtica. Já numa distribuição platicúrtica, o coeficiente de curtose é maior que 0,263 e, os elementos estão bem distribuídos ao longo da amostra, sendo que, a curva é mais achatada, tendo uma curva menos acentuada (PETRUCCI & DE OLIVEIRA, 2017).

Tendo como base essa classe hídrica observou-se que dentre as 20 variáveis observadas, dezesseis variáveis apresentaram distribuição leptocúrtica, indicando concentração dos dados em torno do ponto central. Uma variável apresentou distribuição platicúrtica e apenas três variáveis apresentaram distribuição mesocúrtica ($p > 0,05$) (Tabela 1). Quatorze variáveis apresentaram assimetria positiva com valores da média superior a mediana e quatro variáveis apresentaram assimetria negativa. Apenas duas variáveis apresentaram simetria de distribuição ($p > 0,05$). Como consequência, somente cinco variáveis apresentaram distribuição normal ($p > 0,05$) pelo teste de Kolmogorov-Smirnov.

Adotando erro de estimação ou semi-amplitude do Intervalo de Confiança de 95% de 5%, o tamanho de amostra pela distribuição t de *Student* oscilou entre seis pontos para o potencial redox até 12.859 pontos para N-NH₃ e NH₃ (Tabela 2 e 3), sendo concordantes com a variabilidade observada com base no coeficiente de variação (Tabela 1).

Tabela 3. Tamanho de amostra (número de coletas) para a estimação da média de 20 variáveis avaliadas em 102 pontos de coleta no Lajeado do Pardo, Frederico Westphalen – RS para amplitudes do intervalo de confiança de: 10, 20, ...,100% da estimativa da média, com base em 10000 reamostragens por tamanho de amostra simulado (n =1, 2, 3, ..., 300 pontos).

AIC95%	Variável ⁽¹⁾									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10%	>300	>300	>300	>300	>300	>300	180	180	180	124
20%	>300	>300	>300	>300	241	241	47	47	47	31
30%	>300	>300	>300	>300	105	105	21	21	21	14
40%	>300	>300	>300	>300	60	60	12	12	12	8
50%	>300	>300	>300	>300	39	39	8	8	8	6
60%	>300	>300	290	290	28	28	6	6	6	4
70%	250	250	209	209	20	20	4	4	4	3
80%	190	190	165	165	15	15	3	3	3	3
90%	154	154	131	131	13	13	3	3	3	2
100%	120	120	104	104	11	11	2	2	2	2

AIC95%	Variável ⁽¹⁾									
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
10%	8	9	31	13	207	>300	122	31	>300	>300
20%	2	2	7	2	53	>300	31	7	>300	>300
30%	1	1	4	1	23	>300	15	4	195	>300
40%	1	1	3	1	14	>300	9	3	105	289
50%	1	1	2	1	9	>300	4	2	69	185
60%	1	1	2	1	6	225	4	2	49	134
70%	1	1	1	1	5	163	2	2	36	97
80%	1	1	1	1	4	120	2	1	28	73
90%	1	1	1	1	3	96	2	1	22	59
100%	1	1	1	1	3	76	2	1	18	47

⁽¹⁾1 = N-NH₃, em Mg L⁻¹; 2 = NH₃, em Mg L⁻¹; 3 = NO₂, em Mg L⁻¹; 4 = NO₂, em Mg L⁻¹; 5 = N-NO₃, em Mg L⁻¹; 6 = NO₃, em Mg L⁻¹; 7 = PO₄, em Mg L⁻¹; 8 = P₂O₅, em Mg L⁻¹; 9 = P, em Mg L⁻¹; 10 = DBO, em Mg L⁻¹ O; 11 = temperatura, em °C; 12 = potencial redox, em; 13 = oxigênio dissolvido, em Mg L⁻¹; 14 = pH; 15 = condutividade, em mS cm⁻¹; 16 = resistividade, em ohms cm⁻¹; 17 = Salinidade, em; 18 = saturação, em %; 19 = coliformes totais, em NMP; 20 = *Escherichia coli*, em NMP.

Adotando erro de estimação de 25%, o tamanho de amostra oscilou entre um e 514 pontos de coleta. Para um erro de estimação de 50%, o tamanho de amostra oscilou

entre um e 129 pontos, dependendo da variável analisada. Já adotando a base de 102 pontos, conforme utilizado nesse estudo, o erro de estimação oscilou entre 1,20% e 56,14% da média. Destaca-se que, para algumas variáveis, mesmo a avaliação de um número elevado de pontos (102 pontos) ainda não foi suficiente para a estimação precisa de algumas variáveis, em decorrência da alta variabilidade observada entre os pontos coletados. Variabilidade entre variáveis quanto ao dimensionamento amostral tem sido frequentes na literatura (TOEBE et al., 2014).

Pelo fato da maioria dos dados não se ajustar à distribuição normal, foi empregada metodologia de reamostragem para o cálculo do tamanho de amostra. Em geral, os dados foram concordantes com os obtidos pela distribuição t (Tabelas 2 e 3). Em muitas condições, a precisão desejada não foi alcançada, mesmo utilizando o maior tamanho de amostra simulado e, por isso, consta a indicação de que o tamanho de amostra foi superior a 300 pontos de coleta na variável e precisão correspondente (>300 - Tabela 3). Considerando a menor precisão ($AIC_{95\%}$ de 100% da média), que corresponde a um erro de estimação de 50%, constatou-se a necessidade de uso de um até 120 ponto, de forma similar aos resultados da (Tabela 2). Independentemente da precisão adotada, as variáveis que demandam menor dimensionamento amostral são a Temperatura e o Potencial Redox, enquanto que as que demandam maior tamanho de amostra são $N-NH_3$ e NH_3 . Esses resultados indicam a concordância entre metodologias, mesmo com a violação da normalidade em muitas variáveis.

7.7. CONCLUSÕES

- As duas metodologias de dimensionamento amostral apresentaram concordância entre si.
- Para variáveis que apresentam alto índice de heterogeneidade como, N-NH₃, NH₃, N-NO₂, NO₂, entre outras, necessita-se um maior número de amostragem para uma boa precisão experimental.
- Para uma redução do erro de estimação necessita-se uma amostragem superior a 300 pontos amostrais para cada variável analisada.

7.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno. Brasília: ANA, 2021. p. 169**

ALMEIDA, E. C. de O. et al. Reflexões e fragilidades sobre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em rios. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 14, 2012.

BATISTA, Daiane Ferreira et al. Avaliação do oxigênio dissolvido nas águas do ribeirão Paraíso em Jataí-GO e córrego Tamanduá em Iporá-GO. *Caminhos de Geografia*, v. 18, n. 64, p. 296-309, 2017.

BRERA, Marco et al. A conservative and monotone mixed-hybridized finite element approximation of transport problems in heterogeneous domains. *Computer methods in applied mechanics and engineering*, v. 199, n. 41-44, p. 2709-2720, 2010.

BUSSAB, W.O.; MORETTIN, P.A. *Estatística básica*. 9. ed. São Paulo: Ed. Saraiva, 2017. 568p.

COSTA, Carlos et al. Sample size determination for chlorophyll meter readings on maize hybrids with a broad range of canopy types. *Journal of plant Nutrition*, v. 26, n. 5, p. 1117-1130, 2003. FALCO, J. G. *Estatística aplicada/Javert Guimarães Falco. Cuiabá: EdUFMT. 2008.*

FAN, Xiaoyun et al. Assessment of river water quality in Pearl River Delta using multivariate statistical techniques. *Procedia environmental sciences*, v. 2, p. 1220-1234, 2010.

FERREIRA, D. F. *Estatística básica*. 2. ed. Lavras: UFLA, 2009. 664p.

FINKLER, Nicolás Reinaldo et al. Qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal. *Revista Ambiente & Água*, v. 10, p. 782-792, 2015.

GONZÁLEZ, O.; ALMEIDA, C.; QUINTAR, S.; MALLEA, M.; GONZÁLEZ, P. Application of multivariate statistical techniques to evaluate organic pollution on a river in Argentina. *Revista Ambiente & Água, Taubaté*, v. 6, n. 3, p. 27-42, 2011.

LIMA, F.; AMANAJÁS, J.; GUEDES, R.; SILVA, E. Análises de Componente Principal e de Agrupamento para estudo de ventos para a geração de energia eólica na região do Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte, Brasil. *Revista Ambiente & Água, Taubaté*, v. 5, p. 188-201, 2010.

MAGARI, R.; KANG, M. S.; ZHANG, Y. Sample size for evaluating field ear moisture loss rate in maize. *Maydica (Italy)*, 1996.

MARTIN, T.N., STORCK, L., LÚCIO, A.D., LORENTZ, L.H., 2005. Plano amostral em parcelas de milho para avaliação de atributos de espigas. *Ciência Rural* 35, 1257–1262. doi: 10.1590/S0103-84782005000600005

MODOLO, A.J., STORCK, L., TROGELLO, E., CASSOL, L.C., 2013. **Sample size determination for maize plants and cob traits under straw management at sowing.** *Maydica* 58, 151–155.

MUSTONEN, S. M.; TISSARI, S.; HUIKKO, L.; KOLEHMAINEN, M.; LEHTOLAB, M. J.; HIRVONEN, A. Evaluating online data of water quality changes in a pilot drinking water distribution system with multivariate data exploration methods. *Water Research*, Amsterdam, v. 42, p. 2421-2430, 2008.

OKUMURA, Adriana Tiemi Ramos et al. Determinação da qualidade da água de um rio

PETRUCCI, E., & DE OLIVEIRA, L. A. (2017). Coeficientes de assimetria e curtose nos dados de vazão média mensal da bacia do Rio Preto-BA. *Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento*, 1, 158-170.

PIAZZA, Gustavo Antonio et al. Influência das variações hidroclimáticas na dinâmica da concentração de solutos em bacias subtropicais aninhadas com paisagens heterogêneas. *Ciência do Ambiente Total*, v. 635, p. 1091-1101, 2018.

PIMENTEL GOMES, F. Curso de estatística experimental. 15. ed. Piracicaba: FEALQ, 2009. 451p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2021. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>.

ROSA, S.D.V. DA, PINHO, E.V.R.V., VIEIRA, M. DA. G.G.C., VEIGA, R.D., 2002. Efeito do tamanho da amostra sobre alguns parâmetros físicos de espiga de milho e da qualidade fisiológica das sementes. *Ciência e agrotecnologia*, 26, 57–65.

SILVA, Adailton Moreira da et al. Aspectos ecofisiológicos do Pirarucu (*Arapaima gigas*) na área de Proteção Ambiental Nhamundá, Amazonas. 2018.

SILVA, P.S.L. E, SILVA, G.S., RODRIGUES, M.V., MACHADO, A. DE A., 1993. Métodos de amostragem e tamanho da amostra para alguns caracteres do milho. *Rev. Ciência Agrônômica* 24, 5–10.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) - a case study. *Water Research*, Amsterdam, v. 38, n. 18, p. 3980-3992, 2004.

STORCK, Lindolfo et al. Sample size for single, double and three-way hybrid corn ear traits. *Scientia Agricola*, v. 64, n. 1, p. 30-35, 2007

Toebe, M.; Cargnelutti Filho, A.; Burin, C.; Casarotto, G.; Haesbaert, F. M. Tamanho de amostra para estimação da média e do coeficiente de variação em milho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.49, n.11, p.860-871, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2014001100005> tropical sob a perspectiva do uso. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 04, p. 1835-1850, 2020.

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

VALENTE, J. P. S; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Dissolved Oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD) and chemical oxygen demand (COD) as pollution parameters in the Lavapés/Botucatu – SP. *Eclética Química*, v.22, p.49-66, 1997.

VASIĆ, N. et al. Influence of sample size on the estimate of mean value and variability for grain yield and grain moisture in synthetic populations of maize (*Zea mays* L.). *Cereal Research Communications*, v. 31, n. 1-2, p. 213–220, 2003.

WELLEN, Christopher et al. An analysis of the sample size requirements for acceptable statistical power in water quality monitoring for improvement detection. *Ecological Indicators*, v. 118, p. 106684, 2020.

8. ARTIGO 3: GANHO DE PRECISÃO NA ESTIMAÇÃO DE ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS EM VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA COM AUMENTO DA AMOSTRAGEM.

8.1. RESUMO

Os métodos estatísticos podem ser empregados em dados coletados ao longo do tempo em vários pontos dentro de uma bacia hidrográfica, sendo que um dos métodos mais utilizados é a análise fatorial. A variabilidade do tamanho de amostra para estimação da média, desvio padrão e coeficiente de variação varia de acordo com vários fatores presentes no ambiente. O objetivo deste trabalho foi avaliar o ganho de precisão na estimação de medidas de tendência central e de variabilidade em variáveis de água em curso hídrico, com o aumento do número de pontos avaliados. As coletas das amostras foram realizadas no Lajeado Pardo, e analisadas no laboratório de águas da UFSM. Para cada variável foram confeccionados histogramas de frequência. Na sequência, foram simulados 300 tamanhos de amostra para a estimação da média do desvio padrão e do Coeficiente de Variação. Foi determinado o ganho de precisão com o aumento do tamanho de amostra, ajustadas pelo modelo não linear de Schumacher (1939). Para variáveis que apresentam correlação direta e alta dependência, necessita de um menor número de pontos amostrais para chegar a um maior ganho de precisão. Para ganho de precisão de 75% do nível de confiabilidade para todos os parâmetros os números de pontos variaram entre 27 e 97. Para redução de um erro amostral e maior ganho de precisão necessita-se de mais de 300 pontos amostras para as variáveis analisadas. É mais viável partir para o ganho de precisão para estimar a média do que desvio padrão e coeficiente de variação.

Palavras chave: Ganho de precisão; Água; Tamanho de Amostra;

8.2. ARTICLE 3: ACCURACY GAIN IN THE ESTIMATION OF DESCRIPTIVE STATISTICS IN VARIABLES OF WATER SOURCE WITH INCREASE SAMPLING.

8.3. ABSTRACT

Statistical methods can be used on data collected over time at various points within a watershed, and one of the most used methods is factor analysis. The sample size variability for estimating the mean, standard deviation and coefficient of variation varies according to several factors present in the environment. The objective of this work was to evaluate the gain of precision in the estimation of measures of central tendency and of variability in variables of water in watercourse, with the increase of the number of evaluated points. Sample collections were carried out in Lajeado Pardo, and analyzed in the UFSM water laboratory. Frequency histograms were prepared for each variable. Subsequently, 300 sample sizes were simulated to estimate the mean, standard deviation and coefficient of variation. The gain of precision with the increase of the sample size was determined, adjusted by the non-linear model of Schumacher. For variables that present direct correlation and high dependence, a smaller number of

sample points is needed to reach a greater gain in precision. For a precision gain of 75% of the reliability level for all parameters, the number of points varied between 27 and 97. To reduce a sampling error and greater precision gain, more than 300 sample points are needed for the analyzed variables. It is faster to gain precision to estimate the mean than standard deviation and coefficient of variation.

Keywords: Precision gain; Water; Sample Size;

8.4. INTRODUÇÃO

Segundo Olsen, Chappell e Loftis (2012), os métodos estatísticos multivariados podem ser empregados em dados coletados ao longo do tempo e em vários locais dentro de uma bacia hidrográfica. Para Ouyang (2005), um dos métodos mais utilizados na estatística multivariada, para geração de fatores, aplicada em estudos ambientais, é a análise fatorial. Já para a extração desses fatores é comumente empregada a análise de componentes principais (ACP) (AL-MUTAIRI; ABAHUSSAIN; EL-BATTAY, 2014; BERTOSSI et al., 2013; GOMES et al., 2014; MORETTO et al., 2012; OUYANG, 2005; SIMEONOV et al., 2003; SUN et al., 2016).

Além do uso da estatística multivariada, é possível utilizar índices de qualidade ambiental cuja finalidade é servir como instrumento de gestão ambiental e comunicação para a população em geral sobre as condições ambientais dos corpos d'água (SPERLING, 2005). Existem vários índices de qualidade ambiental, com diversas finalidades e objetivos, como o índice de qualidade da água (IQA), o índice de toxicidade (IT), o índice de estado trófico (IET), o índice de diversidade de espécies, entre outros (LIBÂNIO, 2010).

As bacias hidrográficas, local que recebem as ações antrópicas pelo uso e ocupação do solo, podem ser classificadas em urbanas, rurais ou mistas, que são caracterizadas pela vulnerabilidade ao lançamento de efluentes industriais e domésticos (FINKLER, 2015). Para tanto, conhecer e entender essas vulnerabilidades são aspecto fundamental para a tomada de ações para dirimir, conter ou mitigar ações que resultem em impactos ambientais. Com o intuito de padronizar os parâmetros de avaliação de qualidade da água foi criado, em 1970, o índice de Qualidade das Águas, nos Estados Unidos, pela *National Sanitation Foundation*.

De forma usual a avaliação de qualidade da água consiste em medir múltiplos parâmetros considerados como variáveis para definir o índice que qualidade da água,

com alguma frequência periódica. Na maioria dos casos os dados são analisados e comparados com padrões de qualidade pré-estabelecidos em normas como da resolução CONAMA 357. No entanto segundo Fan et al. (2010) os diversos parâmetros e grandezas são de difícil leitura e interpretação. Essas dificuldades são acrescidas da variabilidade espacial dos desses parâmetros utilizados no cálculo do IQA são, uma vez que em sua maioria, são indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos, industriais ou atividade agropecuárias (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2021).

No entanto, ainda são escassos os estudos de dimensionamento amostral para a estimação da média, do coeficiente de variação e do coeficiente de correlação. Destaca-se que, entre outros fatores, a insuficiência amostral pode ser uma das causas das distintas estimações de efeitos diretos apresentados na literatura, sendo que não foram encontradas referências a cerca do tamanho de amostra necessário para a estimação. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o ganho de precisão na estimação de medidas de tendência central e de variabilidade em variáveis de água em curso hídrico, com o aumento do número de pontos avaliados.

8.5. MATERIAL E MÉTODOS

Para cada variável foram confeccionados histogramas de frequência. Na sequência, foram simulados 300 tamanhos de amostra ($n = 2, 3, 4, \dots, 300$ pontos) para a estimação da média do desvio padrão e do coeficiente de variação. Dessa forma, foram simulados cenários para a estimação da média, do desvio-padrão e do coeficiente de variação de cada uma das 20 variáveis analisadas. Para cada tamanho de amostra simulado foram obtidas 10.000 reamostras com reposição. Assim, para cada tamanho de amostra planejado foram obtidas 10.000 estimativas da média, desvio padrão e coeficiente de variação de cada variável e, com base nessas 10.000 estimativas, foram determinados o percentil 2,5, o valor médio, o percentil 97,5 e calculada a amplitude do intervalo de confiança de 95% ($AIC_{95\%}$), pela diferença entre o percentil 97,5 e o percentil 2,5 de cada estatística, conforme definido por Toebe et al. (2014, 2015 e 2018).

Em seguida, foi determinado o ganho de precisão com o aumento do tamanho de amostra, conforme estabelecido em estudo desenvolvido por Cargnelutti Filho et al. (2018). Dessa forma, a AIC obtida com o menor tamanho de amostra simulado, ou seja,

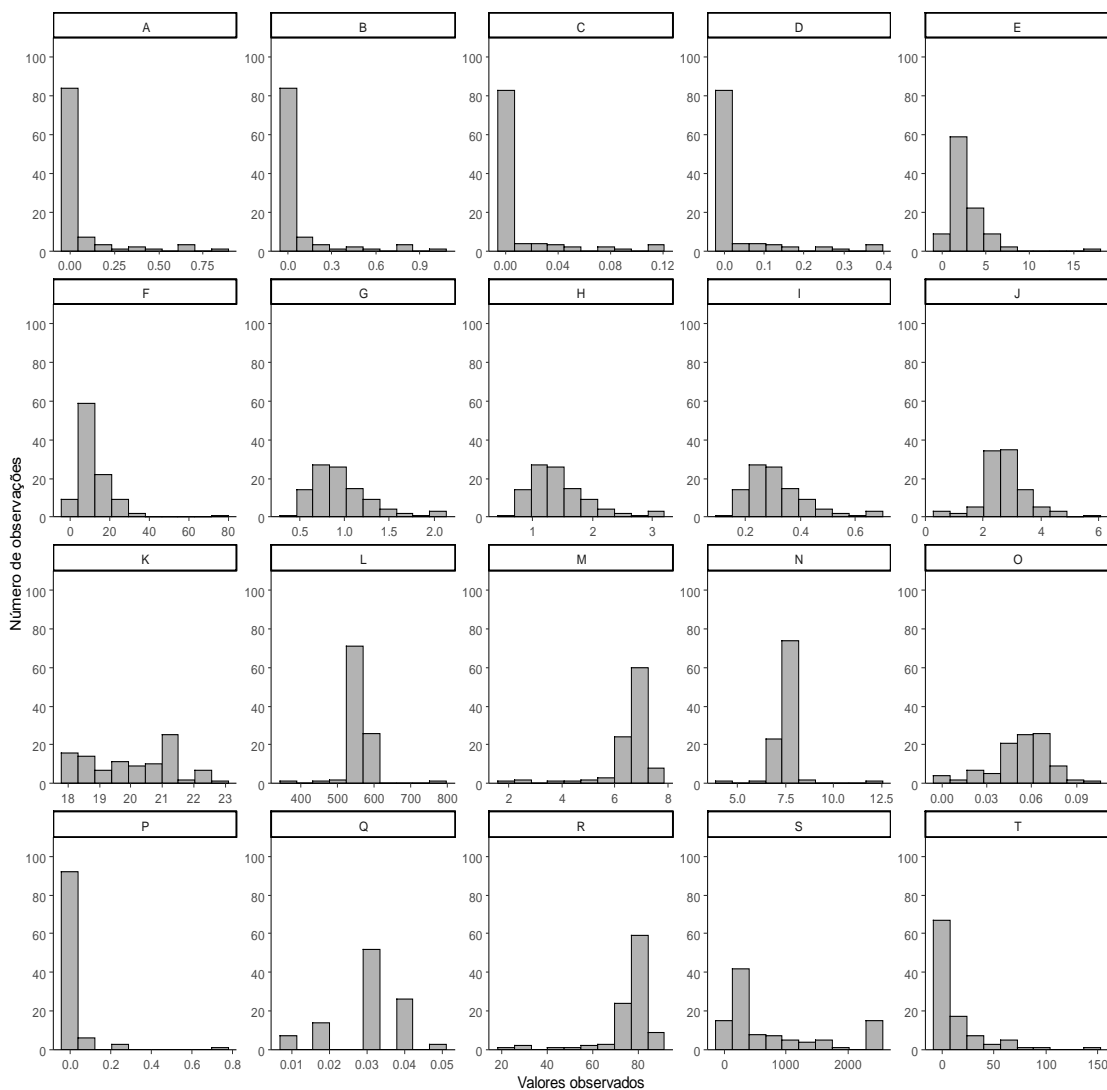
de dois pontos de coleta (AIC_2), foi considerada referência, como 100% (máxima AIC e, portanto, mínima precisão nas estimativas de média, desvio-padrão e coeficiente de variação). A seguir, foi calculado o ganho em precisão (GP_i , em %) com o acréscimo de i -ésimos pontos de coletas ($i = 3, 4, 5, \dots, 300$ pontos), por meio da expressão: $GP_i = 100 - (AIC_i/AIC_2) \times 100$, em que: AIC_i é a amplitude do intervalo de confiança de 95% dos tamanhos de amostra 3, 4, 5, até 300 pontos. Posteriormente, definiu-se o tamanho de amostra para níveis de ganhos de precisão de 50%, 55%, 60%, ..., 95%.

Para as 60 situações em estudo (20 variáveis e três estatísticas) empregou-se uma metodologia complementar de dimensionamento amostral, baseada na máxima curvatura, visando identificar o tamanho de amostra que resulta no maior ganho proporcional de precisão. Para isso, em cada situação ajustou-se modelo não linear de Schumacher (Schumacher, 1939), parametrizado via função $nls()$ dada por: $GP_i = \alpha \times \exp(\beta \times n^{-1}) + \varepsilon$, em que GP_i é o ganho de precisão do i -ésimo tamanho de amostra simulado (n), α e β são parâmetros do modelo, \exp é a função exponencial e ε é o erro do efeito aleatório. Após a parametrização, foi utilizada a máxima curvatura do modelo, via distâncias perpendiculares (Lorentz et al., 2012; Silva & Lima, 2017), para a determinação do tamanho de amostra, conforme descrito detalhadamente por Souza (2021). As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa R (R Development Core Team, 2021) e do aplicativo Microsoft Office Excel[®].

8.6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O processo de dimensionamento amostral via reamostragem com reposição é considerado adequado quando os dados não se ajustam à normalidade ou quando a distribuição é desconhecida (Ferreira, 2009). Os dados da Figura 1 indicam afastamentos dos dados da normalidade e, portanto, a necessidade de emprego preferencial desta metodologia.

Figura 1. Histogramas de frequência para as variáveis: A = N-NH₃, em Mg L⁻¹; B = NH₃ em Mg L⁻¹; C = NO₂, em Mg L⁻¹; D = NO₂, em Mg L⁻¹; E = N-NO₃, em Mg L⁻¹; F = NO₃, em Mg L⁻¹; G = PO₄, em Mg L⁻¹; H = P₂O₅, em Mg L⁻¹; I = P, em Mg L⁻¹; J = DBO, em Mg L⁻¹ O; K = temperatura, em °C; L = potencial redox, em; M = oxigênio dissolvido, em Mg L⁻¹; N = pH; O = condutividade, em mS cm⁻¹; P = resistividade, em ohms cm⁻¹; Q = Salinidade, em; R = saturação, em %; S = coliformes totais, em NMP; T = *Escherichia coli*, em NMP, avaliadas em 102 pontos de coleta no Lajeado do Pardo, Frederico Westphalen – RS.



Constatou-se que para apenas uma das 60 situações (cálculo do desvio-padrão da temperatura) não foi possível obter ganho de precisão de 95% em relação à situação de maior variabilidade, de dois pontos de coleta. Nesse caso em especial, a amostragem de 300 pontos não permite ganho de precisão de 95%. Para todas as variáveis e estatísticas não foi possível obter ganhos de precisão de 95% com os tamanhos de amostra simulados, indicando que o número de pontos que deveriam ser coletados supera o tamanho de amostra máximo simulado, ou seja, $n > 300$ pontos (Tabelas 1, 2, 3). Em trabalho realizado por Toebe et al. (2014) utilizando a mesma metodologia para a

estimação da média e do coeficiente de variação em milho, os autores observaram que para estimar a média de produtividade com intervalo de confiança de 95% é necessária a avaliação de 720 plantas.

Tabela 1. Tamanho de amostra (número de pontos de coleta) para a estimação da média de 20 variáveis de água avaliadas no Lajeado do Pardo, em Frederico Westphalen – RS, visando ganhos de precisão (GP) de 50%, 55%, ..., 95% em relação ao tamanho de amostra mínimo de dois pontos de coleta.

GP	Variável ⁽¹⁾									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
95%	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300
90%	231	231	274	274	289	289	189	189	189	167
85%	99	99	122	122	128	128	86	86	86	75
80%	57	57	68	68	71	71	49	49	49	43
75%	37	37	45	45	46	46	31	31	31	27
70%	24	24	31	31	32	32	22	22	22	19
65%	16	16	22	22	24	24	17	17	17	14
60%	12	12	16	16	19	19	13	13	13	11
55%	10	10	13	13	15	15	10	10	10	9
50%	7	7	10	10	12	12	8	8	8	8

GP	Variável ⁽¹⁾									
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
95%	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300
90%	217	296	168	295	205	>300	297	168	259	244
85%	97	133	76	135	92	279	134	76	114	113
80%	54	73	42	79	51	152	73	42	66	63
75%	36	48	27	51	33	97	47	27	41	41
70%	24	34	18	36	23	65	31	18	29	28
65%	19	25	14	27	17	46	26	14	22	20
60%	14	20	11	21	13	37	19	11	17	15
55%	12	16	9	17	11	28	15	9	13	12
50%	9	14	7	14	9	20	14	7	11	10

1= N-NH₃, em Mg L⁻¹; 2 = NH₃ em Mg L⁻¹; 3 = NO₂, em Mg L⁻¹; 4 = NO₂, em Mg L⁻¹; 5 = N-NO₃, em Mg L⁻¹; 6 = NO₃, em Mg L⁻¹; 7 = PO₄, em Mg L⁻¹; 8 = P₂O₅, em Mg L⁻¹; 9 = P, em Mg L⁻¹; 10 = DBO, em Mg L⁻¹ O; 11 = temperatura, em °C; 12 = potencial redox, em; 13 = oxigênio dissolvido, em Mg L⁻¹; 14 = pH; 15 = condutividade, em mS cm⁻¹; 16 = resistividade, em ohms cm⁻¹; 17 = Salinidade, em; 18 = saturação, em %; 19 = coliformes totais, em NMP; 20 = *Escherichia coli*, em NMP.

Tabela 2. Tamanho de amostra (número de pontos de coleta) para a estimação do desvio padrão de 20 variáveis de água avaliadas no Lajeado do Pardo, em Frederico Westphalen – RS, visando ganhos de precisão (GP) de 50%, 55%, ..., 95% em relação ao tamanho de amostra mínimo de dois pontos de coleta.

GP	Variável ⁽¹⁾									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
95%	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300
90%	>300	>300	>300	>300	>300	>300	230	230	230	271
85%	255	255	175	175	>300	>300	104	104	104	117
80%	150	150	101	101	>300	>300	57	57	57	68
75%	98	98	67	67	>300	>300	38	38	38	44
70%	72	72	51	51	259	259	25	25	25	30
65%	55	55	38	38	159	159	17	17	17	22
60%	42	42	28	28	105	105	13	13	13	17
55%	33	33	22	22	87	87	10	10	10	13
50%	24	24	17	17	55	55	8	8	8	11

GP	Variável ⁽¹⁾									
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
95%	299	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300
90%	76	>300	>300	>300	183	>300	154	>300	160	>300
85%	35	259	195	>300	83	>300	69	195	71	244
80%	21	155	113	202	47	>300	39	113	44	135
75%	15	86	74	134	31	>300	27	74	29	87
70%	11	49	49	80	22	>300	19	49	22	61
65%	9	28	34	48	17	>300	13	34	17	43
60%	7	22	22	30	13	>300	10	22	14	34
55%	6	11	16	22	10	>300	9	16	12	27
50%	6	9	12	13	8	255	6	12	10	20

⁽¹⁾1 = N-NH₃, em Mg L⁻¹; 2 = NH₃ em Mg L⁻¹; 3 = NO₂, em Mg L⁻¹; 4 = NO₂, em Mg L⁻¹; 5 = N-NO₃, em Mg L⁻¹; 6 = NO₃, em Mg L⁻¹; 7 = PO₄, em Mg L⁻¹; 8 = P₂O₅, em Mg L⁻¹; 9 = P, em Mg L⁻¹; 10 = DBO, em Mg L⁻¹ O; 11 = temperatura, em °C; 12 = potencial redox, em; 13 = oxigênio dissolvido, em Mg L⁻¹; 14 = pH; 15 = condutividade, em mS cm⁻¹; 16 = resistividade, em ohms cm⁻¹; 17 = Salinidade, em; 18 = saturação, em %; 19 = coliformes totais, em NMP; 20 = *Escherichia coli*, em NMP.

Para ganho de precisão de 75% em relação à situação de maior variabilidade, ou seja, de dois pontos de avaliação, são necessários de 27 pontos (variáveis 10,13 e 18) a 97 pontos (variável 16) para a estimação da média. Na média das 20 variáveis, são

necessários, aproximadamente, 41 pontos de coleta. Nesse mesmo ganho de precisão, precisa-se de 15 pontos (variável 11) a mais de 300 pontos (variável 5, 6 e 16) para a estimação do desvio padrão e 15 pontos (variável 11) a mais de 300 pontos (variável 1, 2, 3, 4, 5, 6, 16 e 20) para a estimação do coeficiente de variação.

Para ganho de precisão de 75% do nível de confiabilidade dos parâmetros de qualidade da água, observou-se no presente estudo que para todas as variáveis os números de pontos variaram entre 27 e 97. Sendo que no presente trabalho foram necessários 27 pontos para as variáveis (10, 13, 18) e 97 pontos para a variável 16. Levando em consideração que foi realizado a coleta de 102 pontos amostrais, todos os parâmetros avaliados encontram-se dentro de 75% do nível de confiabilidade.

Para o menor ganho de precisão de 50%, são necessários de 7 a 20 pontos dependendo da variável para a estimação da média, com média geral das 20 variáveis de $10,3 \approx 11$ pontos (Tabela 1). Nesse mesmo nível de precisão são necessários de 6 a 255 pontos para a estimação do desvio-padrão, com média geral das 20 variáveis de $28,9 \approx 29$ pontos (Tabela 2) e 6 a mais de 300 pontos, para a estimação do coeficiente de variação, dependendo da variável em estudo (Tabela 3).

Tabela 3. Tamanho de amostra (número de pontos de coleta) para a estimação do coeficiente de variação de 20 variáveis de água avaliadas no Lajeado do Pardo, em Frederico Westphalen – RS, visando ganhos de precisão (GP) de 50%, 55%, ..., 95% em relação ao tamanho de amostra mínimo de dois pontos de coleta.

GP	Variável ⁽¹⁾									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
95%	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300
90%	>300	>300	>300	>300	>300	>300	285	285	285	187
85%	>300	>300	>300	>300	>300	>300	127	127	127	80
80%	>300	>300	>300	>300	>300	>300	72	72	72	48
75%	>300	>300	>300	>300	>300	>300	45	45	45	30
70%	>300	>300	>300	>300	261	261	32	32	32	21
65%	281	281	241	241	165	165	23	23	23	15
60%	217	217	190	190	109	109	17	17	17	12
55%	175	175	148	148	74	74	14	14	14	9
50%	145	145	123	123	54	54	11	11	11	7
GP	Variável ⁽¹⁾									
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
95%	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300	>300
90%	77	>300	245	>300	131	>300	141	245	>300	>300
85%	36	>300	113	>300	61	>300	65	113	152	>300
80%	22	186	65	188	35	>300	38	65	90	>300
75%	15	130	38	123	23	>300	25	38	56	>300
70%	11	79	24	73	16	>300	16	24	39	233
65%	9	49	15	44	13	>300	13	15	30	174
60%	8	30	11	25	10	>300	9	11	22	131
55%	7	23	7	20	8	>300	7	7	19	105
50%	6	19	6	12	6	>300	6	6	16	86

1 = N-NH₃, em Mg L⁻¹; 2 = NH₃, em Mg L⁻¹; 3 = NO₂, em Mg L⁻¹; 4 = NO₂, em Mg L⁻¹; 5 = N-NO₃, em Mg L⁻¹; 6 = NO₃, em Mg L⁻¹; 7 = PO₄, em Mg L⁻¹; 8 = P₂O₅, em Mg L⁻¹; 9 = P, em Mg L⁻¹; 10 = DBO, em Mg L⁻¹ O; 11 = temperatura, em °C; 12 = potencial redox, em; 13 = oxigênio dissolvido, em Mg L⁻¹; 14 = pH; 15 = condutividade, em mS cm⁻¹; 16 = resistividade, em ohms cm⁻¹; 17 = Salinidade, em; 18 = saturação, em %; 19 = coliformes totais, em NMP; 20 = *Escherichia coli*, em NMP.

Embora estudos de dimensionamento amostral para a estimação da média já tenham sido realizados (Rosa et al., 2002; Vasić et al., 2003; Martin et al., 2005; Storck et al., 2007; Modolo et al., 2013), a variabilidade do tamanho de amostra para estimação da média varia de acordo com a declividade, presença ou ausência de cobertura vegetal no solo, relação com o uso e ocupação do solo, contribuição de cada microbacia, sugerindo a necessidade de pesquisas complementares.

O desvio padrão é uma medida de dispersão muito empregada, pois leva em consideração a totalidade dos valores da variável em estudo. Este sendo um indicador de variabilidade muito estável, sendo utilizado para medir a dispersão dos dados em relação a média.

Para comparar a variabilidade de duas ou mais distribuições podemos utilizar o Coeficiente de Variação, sendo que este, é definido como o quociente entre o desvio padrão e a média aritmética da distribuição. Um coeficiente de variação maior ou igual a 30% reflete que a série é heterogênea e a média tem pouco significado e se o coeficiente de variação for menor que 30% reflete uma série homogênea e a média tem grande significado, ou seja, uma maior precisão experimental (FALCO, 2008).

Ao ajustar o modelo de Schumacher, e definindo o ponto de máxima curvatura em relação ao ganho de precisão, constatou-se que o tamanho de amostra que resulta no maior ganho de precisão para a estimação da média oscilou entre 30 e 39 pontos de coleta com ganhos de precisão entre 75% e 80% para todas as variáveis. Observando também que com o aumento do número de pontos coletados há uma tendência de estabilidade, sendo que, ao se aproximar dos 300 pontos que foi o valor estimado o ganho de precisão se aproxima de 95% para todas as variáveis analisadas (Figuras 2 e 3).

Figura 2. Determinação do tamanho da amostra (n) para a estimação da média, considerando o ajuste do modelo de Schumacher e ponto de máxima curvatura para o ganho de precisão (em %) nas variáveis: A = N-NH₃, em Mg L⁻¹; B = NH₃, em Mg L⁻¹; C = NO₂, em Mg L⁻¹; D = NO₂, em Mg L⁻¹; E = N-NO₃, em Mg L⁻¹; F = NO₃, em Mg L⁻¹; G = PO₄, em Mg L⁻¹; H = P₂O₅, em Mg L⁻¹; I = P, em Mg L⁻¹; J = DBO, em Mg L⁻¹ O.

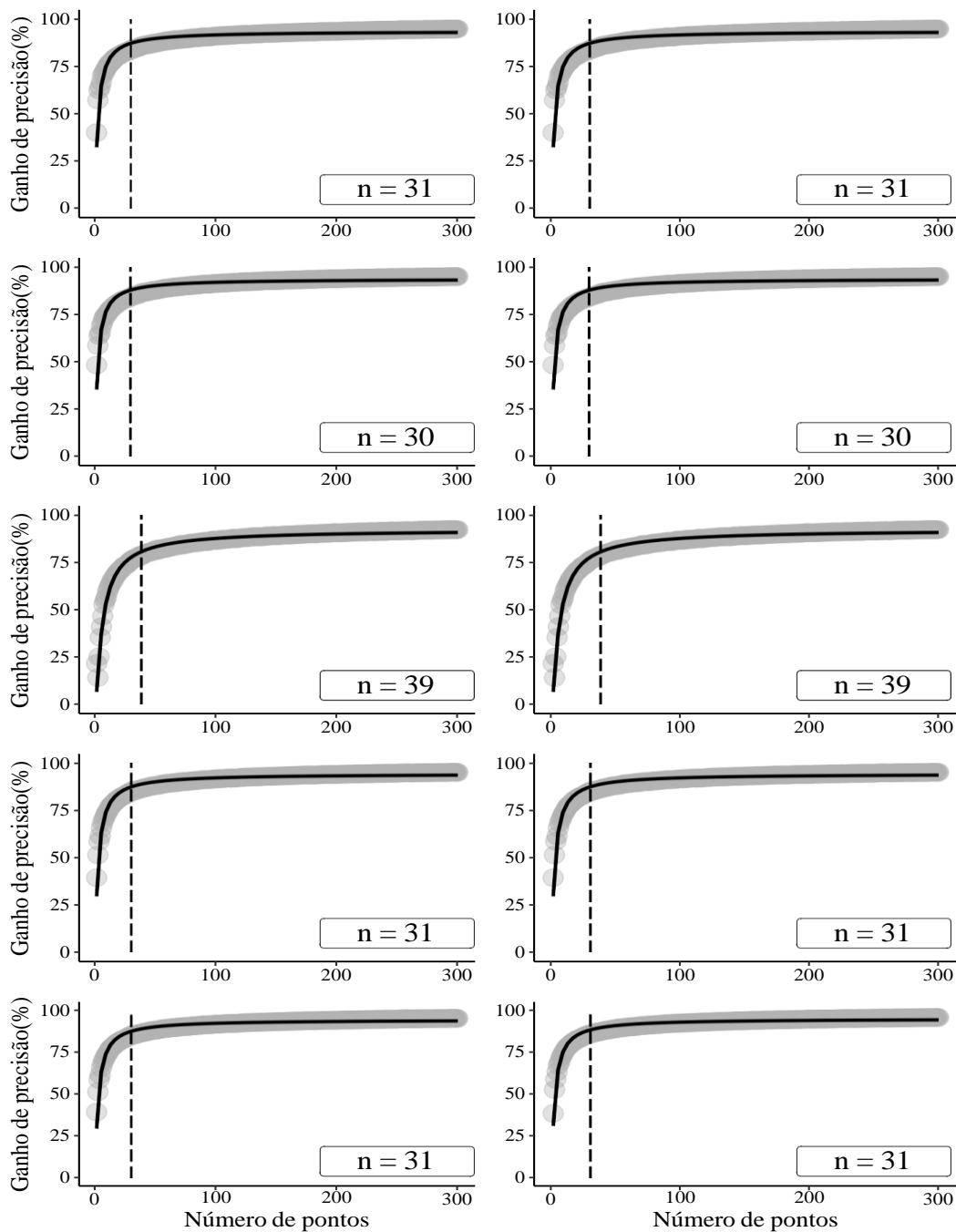
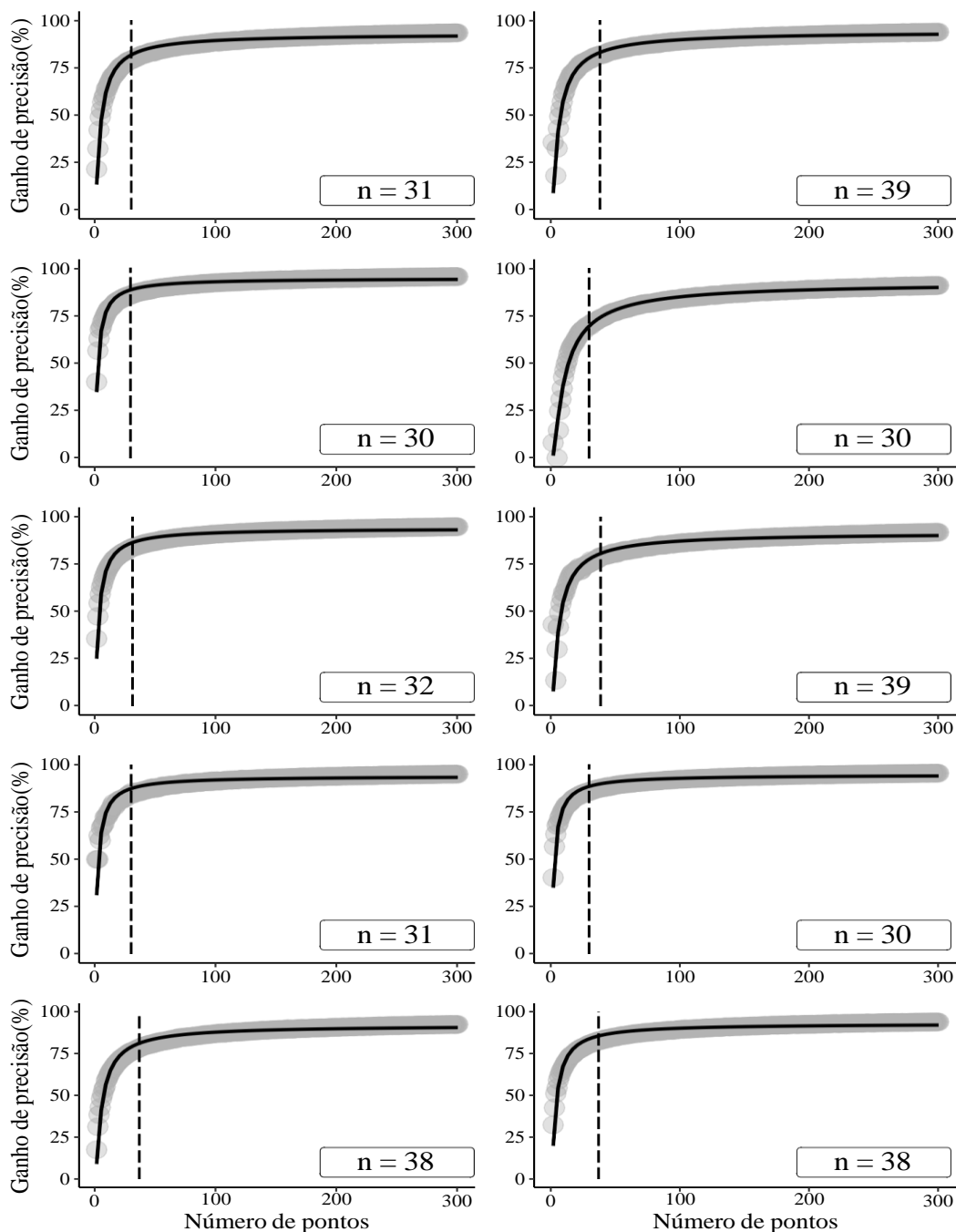


Figura 3. Determinação do tamanho da amostra (n) para a estimação da média, considerando o ajuste do modelo de Schumacher e ponto de máxima curvatura para o ganho de precisão (em %) nas variáveis: K = temperatura, em °C; L = potencial redox, em mV; M = oxigênio dissolvido, em Mg L^{-1} ; N = pH; O = condutividade, em mS cm^{-1} ; P = resistividade, em ohms cm^{-1} ; Q = Salinidade, em g L^{-1} ; R = saturação, em %; S = coliformes totais, em NMP; T = *Escherichia coli*, em NMP.



Para o desvio padrão, o ponto de máxima curvatura oscilou entre 38 e 140 pontos de coleta. Quando analisado o desvio padrão nota-se uma maior discrepância das leituras das amostras em comparação com a média, (Figuras 4 e 5), e para o coeficiente

de variação, o ponto de máxima curvatura oscilou entre 38 e 129 pontos (Figuras 6 e 7). Esses resultados reforçam a necessidade de maior dimensionamento amostral para a estimação do desvio padrão e do coeficiente de variação em relação ao necessário para a estimação da média.

Figura 4. Determinação do tamanho da amostra (n) para a estimação do desvio padrão, considerando o ajuste do modelo de Schumacher e ponto de máxima curvatura para o ganho de precisão (em %) nas variáveis: A = N-NH₃, em Mg L⁻¹; B = NH₃, em Mg L⁻¹; C = NO₂, em Mg L⁻¹; D = NO₂, em Mg L⁻¹; E = N-NO₃, em Mg L⁻¹; F = NO₃, em Mg L⁻¹; G = PO₄, em Mg L⁻¹; H = P₂O₅, em Mg L⁻¹; I = P, em Mg L⁻¹; J = DBO, em Mg L⁻¹ O.

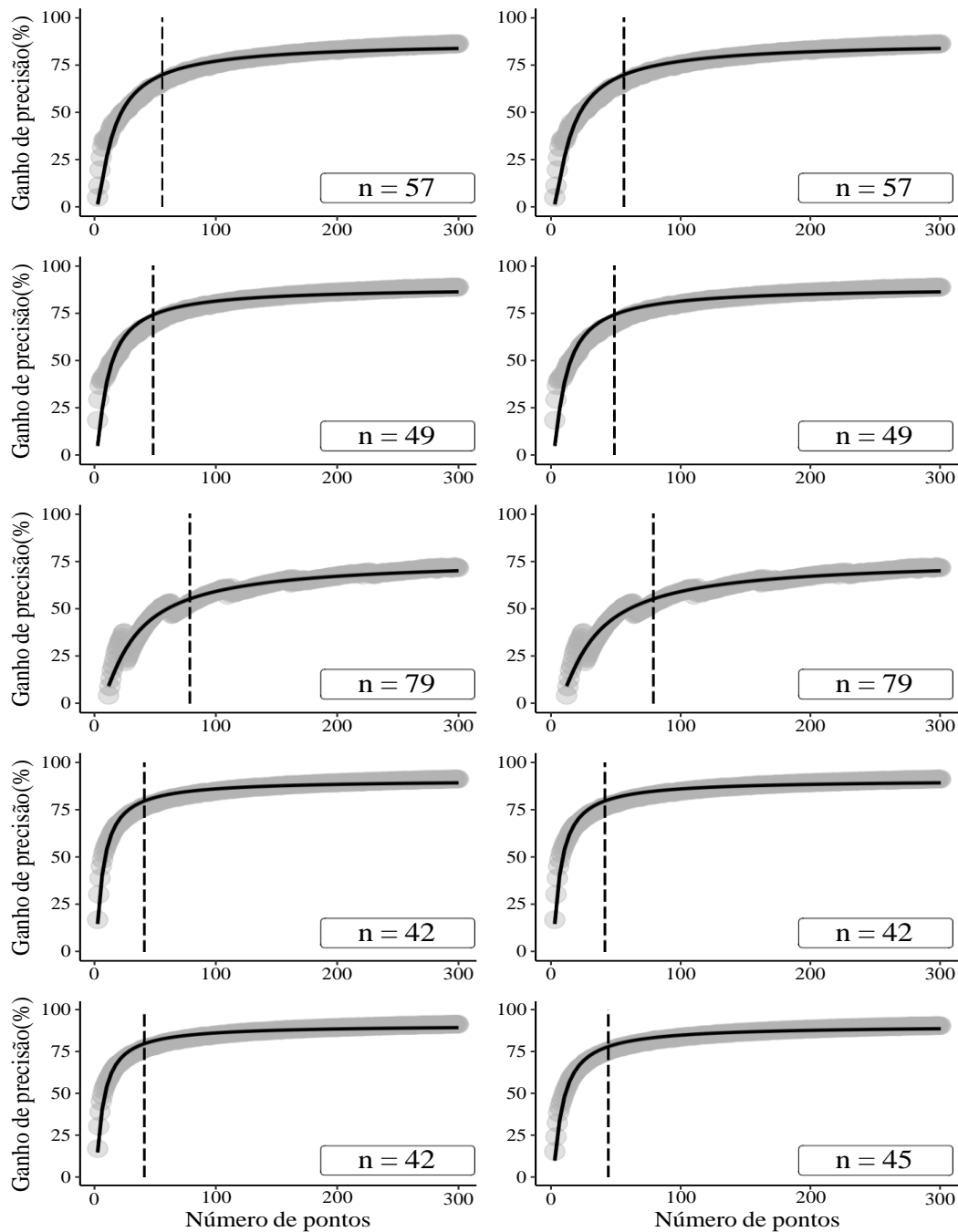


Figura 5. Determinação do tamanho da amostra (n) para a estimação do desvio padrão, considerando o ajuste do modelo de Schumacher e ponto de máxima curvatura para o ganho de precisão (em %) nas variáveis: K = temperatura, em °C; L = potencial redox, em em; M = oxigênio dissolvido, em Mg L^{-1} ; N = pH; O = condutividade, em mS cm^{-1} ; P = resistividade, em ohms cm^{-1} ; Q = Salinidade, em; R = saturação, em %; S = coliformes totais, em NMP; T = *Escherichia coli*, em NMP.

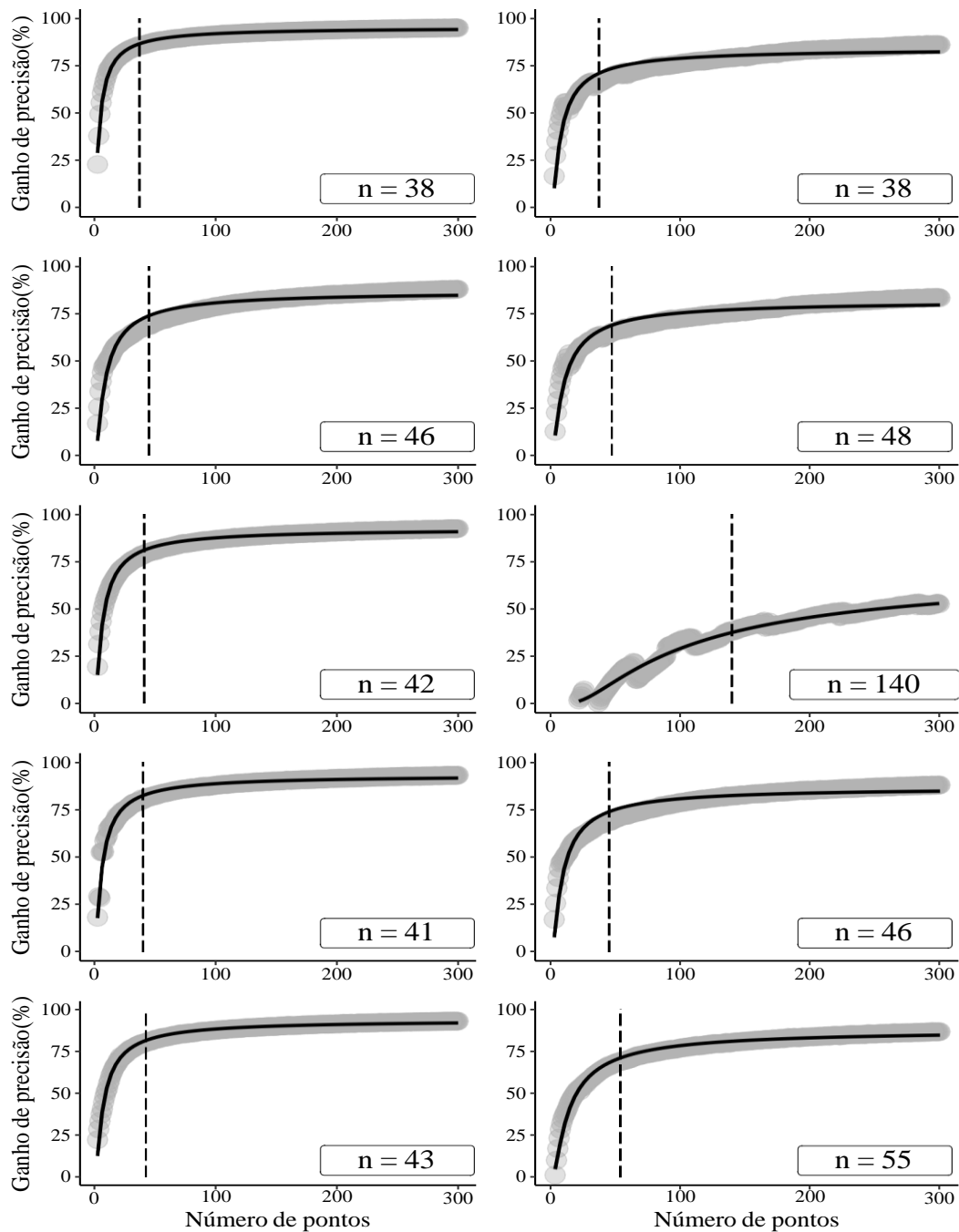


Figura 6. Determinação do tamanho da amostra (n) para a estimação do coeficiente de variação (em %), considerando o ajuste do modelo de Schumacher e ponto de máxima curvatura para o ganho de precisão (em %) nas variáveis: A = N-NH₃, em Mg L⁻¹; B = NH₃ em Mg L⁻¹; C = NO₂, em Mg L⁻¹; D = NO₂, em Mg L⁻¹; E = N-NO₃, em Mg L⁻¹; F = NO₃, em Mg L⁻¹; G = PO₄, em Mg L⁻¹; H = P₂O₅, em Mg L⁻¹; I = P, em Mg L⁻¹; J = DBO, em Mg L⁻¹ O.

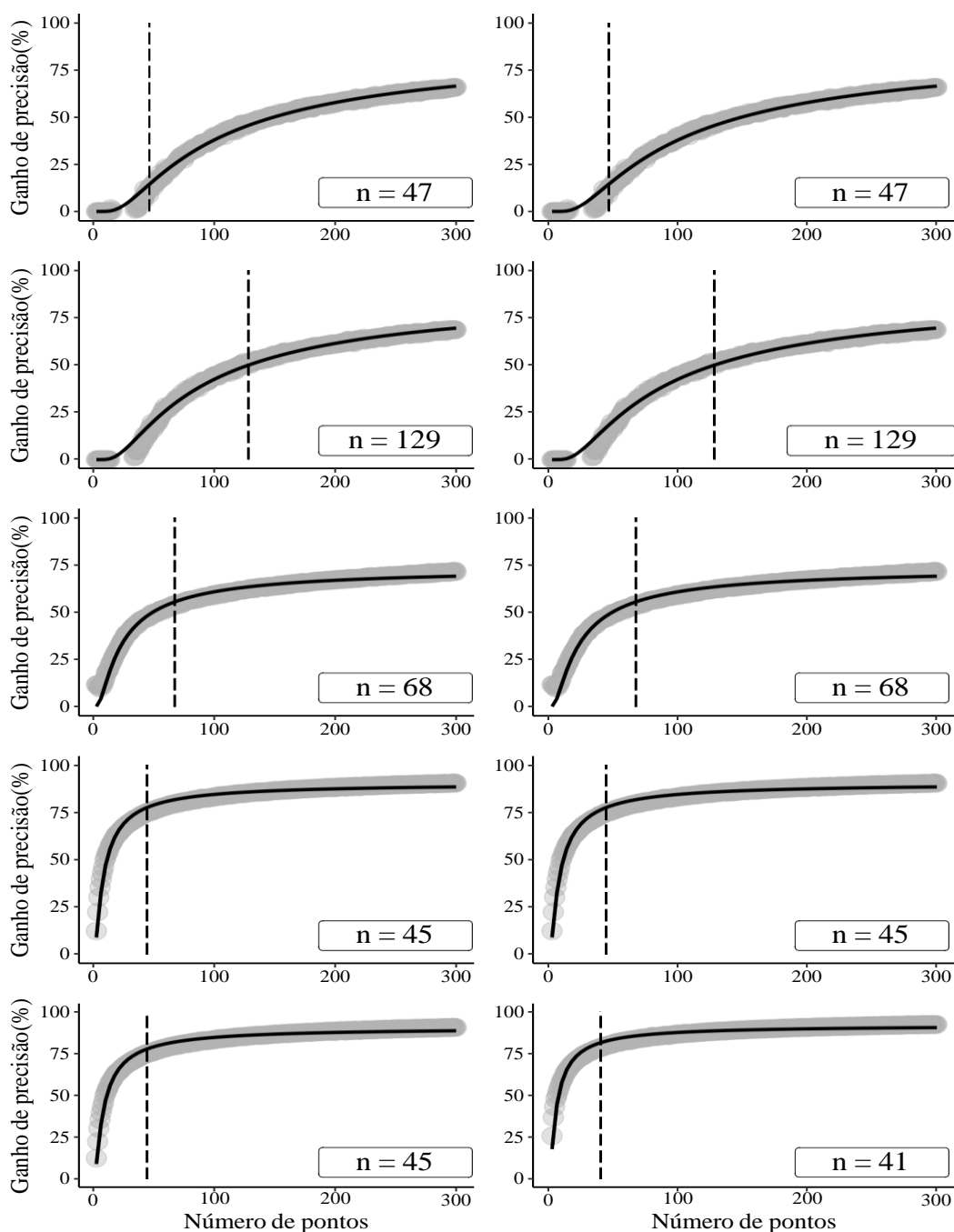
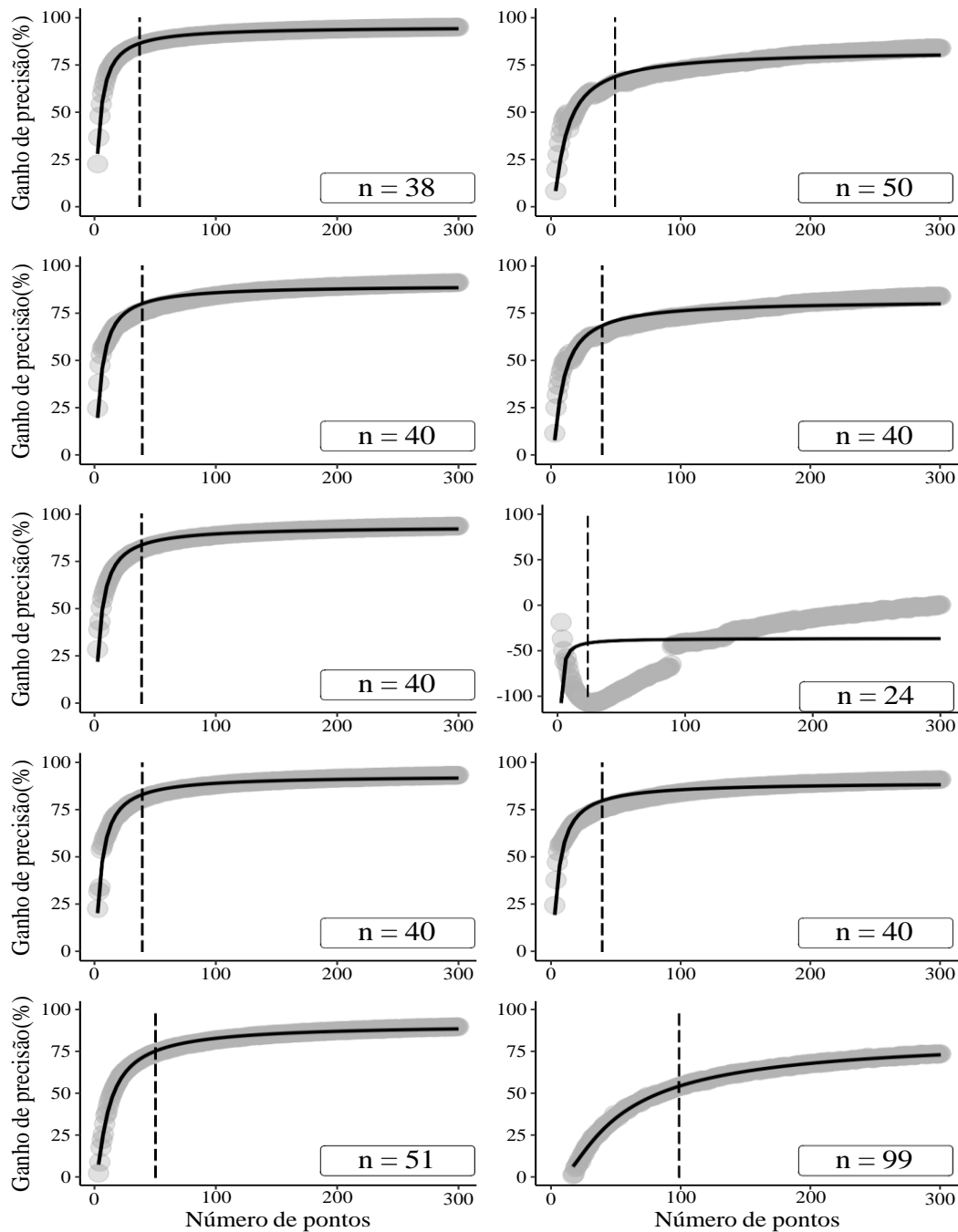


Figura 7. Determinação do tamanho da amostra (n) para a estimação do coeficiente de variação (em %), considerando o ajuste do modelo de Schumacher e ponto de máxima curvatura para o ganho de precisão (em %) nas variáveis: K = temperatura, em °C; L = potencial redox, em; M = oxigênio dissolvido, em Mg L^{-1} ; N = pH; O = condutividade, em mS cm^{-1} ; P = resistividade, em ohms cm^{-1} ; Q = Salinidade, em; R = saturação, em %; S = coliformes totais, em NMP; T = *Escherichia coli*, em NMP.



8.7. CONCLUSÕES

- Para variáveis que apresentam correlação direta e alta dependência, necessita de um menor número de pontos amostrais para chegar a um maior ganho de precisão.
- Para ganho de precisão de 75% do nível de confiabilidade para todos os parâmetros o número de pontos variou entre 27 e 97.
- Para redução de um erro amostral e maior ganho de precisão necessita-se de mais de 300 pontos amostras para as variáveis analisadas.
- É mais rápido o ganho de precisão para estimar a média do que desvio padrão e coeficiente de variação.

8.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2021: relatório pleno**. Brasília: ANA, 2021. p. 169.

AL-MUTAIRI, N.; ABAHUSSAIN, A.; EL-BATTAY, A. Spatial and temporal characterizations of water quality in Kuwait Bay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, n. 1, p. 127-131, 2014.

BERTOSSI, A.P.A.; CECÍLIO, R.A.; NEVES, M.A.; GARCIA, G.O. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no sul do Espírito Santo. **Revista Árvore**, v. 37, n. 1, p. 107-117, 2013.

CARGNELUTTI FILHO, A.; TOEBE, M.; BURIN, C.; NEU, I. M. M.; ALVES, B. M. Número de folhas para modelar a área foliar de mucuna cinza por dimensões foliares. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 17, n. 4, p. 571-578, 2018b.

FALCO, J. G. Estatística aplicada. Cuiabá: EdUFMT. 2008.

FAN, X.; CUI, B.; ZHAO, H.; ZHANG, Z.; ZHANG, H. Assessment of river water quality in Pearl River Delta using multivariate statistical techniques. **Procedia Environmental Sciences**, v. 2, p.1220-1234, 2010.

FERREIRA, D. F. Estatística básica. 2. ed. Lavras: UFLA, 2009. 664p. Lorentz, L.H.; Erichsen, R.; Lúcio, A.D. Proposal method for plot size estimation in crops. **Rev. Ceres**, v.59, p.772–780, 2009.

FINKLER, Nicolás Reinaldo et al. Qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, p. 782-792, 2015.

GOMES, A.I.; PIRES, J.C.M.; FIGUEIREDO, S.A.; BOAVENTURA, R.A.R. Optimization of River Water Quality Surveys by Multivariate Analysis of Physicochemical, Bacteriological and Ecotoxicological Data. **Water Resources Management**, v. 28, n. 5, p. 1345-1361, 2014.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água. Campinas: Átomo, 2010.

LORENZETTI, Julia Vaz; CARRION, Rosinha Machado. Governança ambiental global: atores e cenários. **Cadernos Ebape. br**, v. 10, p. 721-735, 2012.

MARTIN, T.N., Storck, L., Lúcio, A.D., Lorentz, L. H. Plano amostral em parcelas de milho para avaliação de atributos de espigas. **Ciência Rural** 35, 1257–1262, 2005.

MODOLO, A.J.; STORCK, L.; TROGELLO, E.; CASSOL, L.C. Sample size determination for maize plants and cob traits under straw management at sowing. **Maydica**, v.58, p.151-155, 2013.

MORETTO, D.L.; PANTA, R.E.; COSTA, A.B.; LOBO, E. A. Calibration of water quality index (WQI) based on Resolution n° 357/2005 of the Environment National Council (CONAMA). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 24, n. 1, p. 29-42, 2012.

OLSEN, R. L.; CHAPPELL, R. W.; LOFTIS, J. C. Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis - literature review and Illinois River watershed case study. *Water Research*, v. 46, n. 9, p. 3110-3122, 2012.

OUYANG, Y. Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis. *Water Research*, v. 39, n. 12, p. 2621-2635, 2005.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2021.

REBOUÇAS, A. C. BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil capitais ecológicos usos e conservação**. 3 ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p. 269-324.

REICHERT, Geraldo Antônio; MENDES, Carlos André Bulhões. Avaliação do ciclo de vida e apoio à decisão em gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 19, p. 301-313, 2014.

ROSA, S.D.V.F. da; PINHO, É.V.R. von; VIEIRA, M. das G.G.C.; VEIGA, R.D. Efeito do tamanho da amostra sobre alguns parâmetros físicos de espiga de milho e da qualidade fisiológica das sementes. *Ciência e Agrotecnologia*, v.26, p.57-65, 2002.

SCHUMACHER, F.X. A new growth curve and its application to timber yield studies. *J. For.*, v.37, p.819–820, 1939.

SILVA, A.R.; LIMA, R.P. Determination of maximum curvature point with the R package *soilphysics*. *Int. J. Curr. Res.*, v.9, p.45241–45245, 2017.

SIMEONOV, V.; STRATIS, J.A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in northern Greece. *Water Research*, v. 37, p. 4119-4124, 2003.

SOUZA, R.R.de. **Interação genótipo × ambiente e dimensionamento amostral para estatísticas de precisão em ensaios de soja**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Agricultura e Ambiente, Universidade Federal de Santa Maria, 2021. 153 p.

SPERLING, M.V. (2005) **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG. 452 p. (Coleção Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 1)

STORCK, L., LOPES, S.J., Cargnelutti Filho, A., Martini, L.F.D., Carvalho, M.P. Sample size for single, double and three-way hybrid corn ear traits. *Sci. Agric.* 64, 30–35, 2007.

SUN, W.; XIA, C.; XU, M.; GUO, J.; SUN, G. Application of modified water quality indices as indicators to assess the spatial and temporal trends of water quality in the **Dongjiang River**. *Ecological Indicators*, v. 66, p. 306-312, 2016.

TOEBE, M.; CARGNELUTTI FILHO, A.; BURIN, C.; CASAROTTO, G.; HAESBAERT, F. M. Tamanho de amostra para estimação da média e do coeficiente de variação em milho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.49, n.11, p.860-871, 2014.

TOEBE, M.; CARGNELUTTI FILHO, A.; LOPES, S.J.; BURIN, C.; SILVEIRA, T.R.; CASAROTTO, G. Sample dimensioning for estimating coefficients of correlation in maize hybrids, harvests and precision levels. *Bragantia*, v.74, p.16–24, 2015.

TOEBE, M.; MACHADO, L.N.; TARTAGLIA, F.; CARVALHO, J.O.; BANDEIRA, C.T.; CARGNELUTTI FILHO, A. Sample size for estimating mean and coefficient of variation in species of crotalarias. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 90, p.1705–1715, 2018.

VASIĆ, N. et al. Influence of sample size on the estimate of mean value and variability for grain yield and grain moisture in synthetic populations of maize (*Zea mays* L.). *Cereal Research Communications*, v. 31, n. 1-2, p. 213–220, 2003.

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Tendo como base a resolução CONAMA 357 observou-se que os níveis de P encontram-se todos acima do nível máximo estabelecido por esta resolução, em corpos d'água com classificação II, e acima também para águas com classificação III, logo, constatando-se que a classificação do mesmo não se enquadra na classificação II, e ultrapassa os níveis da classificação III, no parâmetro de Fosforo Total.

Considerando as concentrações de fósforo total obtidas e os valores do IET nos pontos 1 a 102 obteve-se o valor médio de 27,64 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no trecho estudado do Lajeado Pardo, classificado como um ambiente Oligotrófico, segundo a classificação da CETESB (2004).

Observou-se que o número mais provável de coliformes termotolerantes, ou *E. Coli* (NMP) encontram-se acima do nível máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357, em corpos d'água com classificação II, em um grande número de pontos de coleta, pode-se observar também que o NMP apresentou a maior concentração de valores no primeiro terço do percurso onde se encontra barragem de captação de água.

Atraves da determinação do tamanho de amostra (número de pontos amostrais de coleta de água) necessário para a estimação da média de cada variável, observou-se que o coeficiente de variação oscilou entre baixo (6,097% para o potencial redox) a muito alto (285,821% para N-NH₃ e NH₃), conforme classificação de Pimentel-Gomes (2009). Apenas três variáveis apresentaram coeficiente de variação baixo, duas com valores médios, duas com valores altos, e as demais, 13 variáveis, apresentaram coeficiente de variação muito alto. Como consequência, é esperado que o tamanho de amostra seja elevado para a maioria das variáveis, uma vez que depende da variabilidade inicial dos dados (Bussab & Morettin, 2017).

Através do teste de Kolmogorov-Smirnov constatou-se que dezesseis variáveis apresentaram distribuição leptocúrtica, indicando concentração dos dados em torno do ponto central. Uma variável apresentou distribuição platicúrtica e apenas três variáveis apresentaram distribuição mesocúrtica ($p > 0,05$). Quatorze variáveis apresentaram assimetria positiva com valores da média superior a mediana e quatro variáveis apresentaram assimetria negativa. Apenas duas variáveis apresentaram simetria de

distribuição ($p > 0,05$). Como consequência, somente cinco variáveis apresentaram distribuição normal ($p > 0,05$) pelo teste de Kolmogorov-Smirnov.

Os dados obtidos no processo de dimensionamento amostral via reamostragem com reposição indicam afastamentos dos dados da normalidade e, portanto, a necessidade de emprego preferencial desta metodologia.

Constatou-se que para apenas uma das 60 situações (cálculo do desvio-padrão da temperatura) foi possível obter ganho de precisão de 95% em relação à situação de maior variabilidade, de dois pontos de coleta.

Ao ajustar o modelo de Schumacher, e definindo o ponto de máxima curvatura em relação ao ganho de precisão, constatou-se que o tamanho de amostra que resulta no maior ganho de precisão para a estimação da média oscilou entre 30 e 39 pontos de coleta.

Para o desvio padrão, o ponto de máxima curvatura oscilou entre 38 e 140 pontos de coleta e para o coeficiente de variação, o ponto de máxima curvatura oscilou entre 38 e 12, pontos. Esses resultados reforçam a necessidade de maior dimensionamento amostral para a estimação do desvio padrão e do coeficiente de variação em relação ao necessário para a estimação da média.

Destaca-se que, para algumas variáveis, mesmo a avaliação de um número elevado de pontos (102 pontos) ainda não foi suficiente para a estimação precisa de algumas variáveis, em decorrência da alta variabilidade observada entre os pontos coletados. Esses resultados indicam a concordância entre metodologias, mesmo com a violação da normalidade em muitas variáveis.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, Carlos Henrique Medeiros; DA CUNHA, Alan Cavalcanti. Qualidade da água em ecossistemas aquáticos tropicais sob impactos ambientais no baixo Rio Jari-AP: Revisão descritiva. **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, v. 5, n. 2, p. 119-131, 2015.

ALBUQUERQUE, J.A.; REINERT, D.J.; FIORIN, J.E.; RUEDELL, J.; PETRERE, C.; FONTINELLI, F. Rotação de culturas e sistemas de manejo do solo: efeito sobre a forma da estrutura do solo ao final de sete anos. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v.19, p.115-119, 1995.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. 20^a ed. Washington (DC): APHA; 1999. p.1220.

ANA. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil 2012**. Agência Nacional de Águas, Brasília. 2012.

ATTANASIO, Cláudia Mira. **Planos de manejo integrado de microbacias hidrográficas com uso agrícola: uma abordagem hidrológica na busca da sustentabilidade**. 2004. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado)–Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

BERBERT, C.O. O desafio das águas. IN: MARTINS, R.C & VALENCIO, N.F.L.S. **Uso e Gestão dos Recurso Hídricos no Brasil: Desafios Teóricos e Político-Institucionais**. São Carlos – SP. RIMA, 2003. 81-86.

BERNARDO, S. et al. **Manual de irrigação**. Viçosa: UFV, 2006. 625p

BERTOL, I.; SCHICK, J.; MASSARIOL, J.M.; REIS, E.F.; DILY, L. Propriedades físicas de um cambissolo húmico álico afetadas pelo manejo do solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.30, p.91-95, 2000.

BERTONI, José. LOMBARDI NETO, Francisco. **Conservação do solo**. – São Paulo: Ícone, 2014. – 9^a edição 360p.

BORTOLOZZO, A. R.; SANS L. M. A. Um paralelo entre USLE e suas novas versões. **Revista FactuCiência**, n. 1, p. 1951 -1958, 2001.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3^o ed. Ed. Bookman, 2013

BRANCO, S.M. **Água Origem, uso e preservação**. 2 ed. São Paulo: Ed. Moderna. p. 59; 94, 2003.

BRANDÃO, V. S. et al. **Infiltração de água no solo**. Viçosa: UFV, 2006. 120p.
BREUNIG, F. M. **Unmanned Aerial Vehicle (UAV) data acquired over a subtropical forest area of the UFSM campus Frederico Westphalen**. at July 11, 2017, Rio Grande do Sul, Brazil. Zenodo, 2017.

BRIAN, Keeley. **OECD insights income inequality the gap between rich and poor: The gap between rich and poor**. oecd Publishing, 2015.

BRILHANTE, Ogenis Magno; CALDAS, Luiz Querino de A. **Gestão e avaliação de risco em saúde ambiental**. Editora FIOCRUZ, 1999.

BUSSAB, W.O.; MORETTIN, P.A. **Estatística básica**. 9. ed. São Paulo: Ed. Saraiva, 2017. 568p.

BUZELLI, G.M.; CUNHA-SANTINO, M.B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.8, n.1, 2013.

CABEDA, M. S. Degradação física e erosão do solo. In: **SIMPÓSIO DE MANEJO DO SOLO E PLANTIO DIRETO NO SUL DO BRASIL, 1., SIMPÓSIO DE CONSERVAÇÃO DO SOLO DO PLANALTO**, 3. 1984. Passo Fundo. **Anais...** Passo Fundo: PIVCS e UPF - Faculdade de Agronomia, 1984. p.28-33

CABRAL, V. et al. Seleção de espécies leguminosas fixadoras de nitrogênio para utilização na recuperação de áreas mineradas pela Companhia Vale do Rio Doce. In: **SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADAS: ÁGUA E BIODIVERSIDADE**, 5, 2002, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: SOBRADE, 2002. p. 463-465.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F. **Compactação do solo e o desenvolvimento das plantas**. Piracicaba, SP: ESALQ, 1997. 132p.

CAMPOS, R.C.; REINERT, D.J.; NICOLODI, R.; RUEDELL, J.; PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v.19, p.121-126, 1995.

CARDURO, F.A & DORFMAN, R. **Manual de ensaios de laboratório e campo para irrigação e drenagem**. Brasília: PRONI/MA, 216p, 1988.

CARGNELUTTI FILHO, A.; TOEBE, M.; BURIN, C.; NEU, I. M. M.; ALVES, B. M. Número de folhas para modelar a área foliar de mucuna cinza por dimensões foliares. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 17, n. 4, p. 571-578, 2018b.

CARMONA, E, C. TERRONE, C,C. NASCIMENTO, J, M, de F. DE ANGELIS, D, F. **Importância da água e suas propriedades para a vida**.

CARVALHO, C. G. P. D. et al. Path analysis under multicollinearity in S0 x S0 maize hybrids. **Crop Breeding and Applied Biotechnology**, v. 1, n. 3, p. 263–270, 2001.

CARVALHO, Laercio Alves de. **Condutividade hidráulica do solo no campo: as simplificações do método do perfil instantâneo**. 2002. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

CARVALHO, N. de O. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro: Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais, 372p., 2000.

CASTELLO BRANCO, Maurício Ruiz. Pagamento por serviços ambientais: da teoria à prática. **Rio Claro (rJ): ITPA**, 2015.

CECÍLIO, Roberto Avelino et al. Substituição dos parâmetros do modelo de Green-Ampt-Mein-Larson para estimativa da infiltração em alguns solos do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1141-1151, 2007.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Relatório de Qualidade das Águas interiores de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2004.

CHAVES, H.M.L. et al. Previsão da infiltração sob condições dinâmicas de selamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v. 17, p. 141-147, 1993.

COELHO, S. L. TEIXEIRA A. dos S. Avaliação do tensiômetro eletrônico no monitoramento do potencial matricial de água no solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.24, n.3, set./dez. 2004.

CONCEIÇÃO, B.S. et al. Difusividade e condutividade hidráulica não saturada de substratos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.18, p.607-614, 2014.

CONTI, Irio Luiz; SCHROEDER, Edni Oscar. Convivência com o Semiárido Brasileiro: autonomia e protagonismo social. **Editores IABS. Brasília-DF**, 2013.

COSTA, C.D.O. et al. Movimento de água e porosidade dos solos de uma sub-bacia hidrográfica no Noroeste do estado de São Paulo. **Irriga**. Botucatu, v.20, p.304-318, 2015.

COSTA, Lenise Maria Carvalho et al. Avaliação de água-de-coco obtida por diferentes métodos de conservação. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, p. 1239-1247, 2005.

CRUZ, C. D.; CARNEIRO, P. C. S. **Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético**. 2. ed. Viçosa: UFV, 2006. v. 2. p. 585

CRUZ, C. D.; REGAZZI, A. J. **Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético**. 2. ed. Viçosa: UFV, 1997. p. 390

CURTIS, R.O.; POST, B.W. Estimating bulk density from organic matter content in some Vermont forest soils. **Soil Science Society America Proceedings**, Madison v.28, p.285-286, 1964.

DONADIO, Nicole MM; GALBIATTI, João A.; PAULA, Rinaldo C. de. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.

DONADIO, Nicole MM; GALBIATTI, João A.; PAULA, Rinaldo C. de. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.

EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ)**. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2006.

ERICKSON, R.J. An evaluation of mathematical models for the effects of ph and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. **Water Research**, n. 19, p. 1047-1058, 1985.

ERNANI, P. R. **Química do solo e disponibilidade de nutrientes**. 2.ed. Editora Departamento de Solos e Recursos Naturais – CAV/UEDESC Lages, 2016

ETANA, A.; COMIA, R.A.; HAKANSSON, I. Effects of uniaxial stress on the physical properties of four Swedish soils. **Soil and Tillage Research, Amsterdam**, v.44, n.1, p.13-21, 1997.

FACHIN, S.J.S. et al. Aplicação de métodos geofísicos para identificar áreas contaminadas por resíduos de um curtume. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 24, n. 1, p. 129-138, 2006.

FAN, X.; CUI, B.; ZHAO, H.; ZHANG, Z.; ZHANG, H. Assessment of river water quality in Pearl River Delta using multivariate statistical techniques. **Procedia Environmental Sciences**, v. 2, p.1220-1234, 2010.

FARIAS, H.F.L. **Velocidade de infiltração da água no solo irrigado por pivô central no município de Silvânia – GO**. 2015. Monografia - Bacharel em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Goiás.

FAUNE, A. A new conception of the plastic and liquid limits of clay. **Soil and Tillage Research, Amsterdam**, v.1, n.2, p.97-105, 1981.

FÁVERO, Luiz Paulo et al. **Análise de dados: modelagem multivariada para tomada de decisões**. 2009.

FERREIRA, D. F. **Estatística básica**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2009. 664p.

FERREIRA, Williams Pinto Marques; SILVA, Marcos Antônio Vanderlei; DE FÁTIMA SOUZA, Cecília. Clima, recursos hídricos e produção agrícola: perspectivas, desafios e possibilidades para a gestão. **Informe Agropecuário, Belo Horizonte**, v. 39, n. 304, p. 65-79, 2018.

FROMM, Paul O.; GILLETTE, Janet R. Effect of ambient ammonia on blood ammonia and nitrogen excretion of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 26, n. 3, p. 887-896, 1968.

GRANZIERA, Maria Luiza Machado. Direito de águas. **São Paulo: Atlas**, 2001.

GUERRA, A, J, T. JORGE, M, do C, O. **Degradação dos solos no Brasil**. Rio de Janeiro. Bertand Brasil, 2014.

GUIMARAES, T. L. B. **Determinação da cor do solo pela carta de Munsell e por Colorimetria**. Monografia de Graduação, Universidade de Brasília/ Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Brasília, 2016.

GUIMARÃES, T. L. B. **Determinação da cor do solo pela carta de Munsell e por colorimetria**. 2016.

- HAIR, Joseph F. et al. **Análise multivariada de dados**. Bookman editora, 2009.
- HAJABBASI, M.A.; JALALIAN, A.; KARIMZADEH, H.R. Deforestation effects on soil physical and chemical properties. **Plant and Soil, Lordegan**, v.190, p.301-308, 1997.
- HATANO, R.; IWANAGA, K.; OKAJIMA, H.; SAKUMA, T. Relationship between the distribution of soil macropores and root elongation. **Soil Science and Plant Nutrition, Tokyo**, v.34, n.4, p.535-546, 1988.
- IMHOFF, S. Indicadores de qualidade estrutural e trafegabilidade de Latossolos e Argissolos Vermelhos. **Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz**, 2002.
- JACOBI, Pedro Roberto; EMPINOTTI, Vanessa Lucena; SCHMIDT, Luisa. Escassez hídrica e direitos humanos. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, p. 00-00, 2016.
- KLANT, E.; MEURER E.J. **Fundamentos da química do solo: Composição da fase sólida mineral do solo**. cap02, ed 2, Porto Alegre, 2004
- L3Harris Geospatial. Image Processing & Analysis Software - Interactive Data Language (ENVI-IDL - v. 5.6). **Boulder, CO, USA**, 2021.
- RENNÓ, Camilo Daleles et al. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3469-3481, 2008.
- LAMPARELLI, Marta Condé. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- LARSON, W. E.; GILL, W. R. Soil physical parameters for designing new tillage systems. In: **NATIONAL CONSERVATION TILLAGE CONFERENCE**, Ankeny p. 13-22, 1973.
- LAWS, J.O. Recent studies in raindrops and erosion. **Agricola Engineering**, v. 21, p.431-433. 1940.
- LIMA, Cláudia Liane Rodrigues de. **Compressibilidade de solos versus intensidade de tráfego em um pomar de laranja e pisoteio animal em pastagem irrigada**. 2004. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- LORENTZ, L.H.; ERICHSEN, R.; LÚCIO, A.D. Proposal method for plot size estimation in crops. **Rev. Ceres**, v.59, p.772-780, 2012.
- LUNARDI, J. RABAIOLLI, J. A. Valorização e preservação dos recursos hídricos na busca pelo desenvolvimento rural sustentável. **Revista Okara: Geografia em Debate, João Pessoa**, v. 7, n. 1, p.44-62, 2013.
- LUZ, Josiane Paula; TURATTI, Luciana; MAZZARINO, Jane Márcia. ÁGUA-DIREITO HUMANO FUNDAMENTAL. **Revista Estudo & Debate**, v. 23, n. 2, 2016.

MARTÍNEZ VALDÉS, Yaset; VILLALEJO GARCÍA, Víctor Michel. La gestión integrada de los recursos hídricos: una necesidad de estos tiempos. **Ingeniería hidráulica y ambiental**, v. 39, n. 1, p. 58-72, 2018.

MCCAY, C. M. The hemoglobin and total phosphorus in the blood of cows and bulls. **Journal of Dairy Science**, v. 14, n. 4, p. 373-378, 1931.

MCMAHON, G. & HARNED, D. A. Effect of environmental setting on sediment, nitrogen, and phosphorus concentrations in Albermarle-Pamlico drainage basin, North Carolina and Virginia, USA. **Environmental Management**, 22, p. 887-903, 1998.

MELLO, Jorge Luiz Pimenta; SILVA, LDB da. Irrigação. **Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Tecnologia/Departamento de Engenharia, Rio de Janeiro**, 2007.

MENEZES, João Paulo Cunha et al. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 519-534, 2016.

MONTGOMERY, Douglas C. Economic design of an X control chart. **Journal of Quality Technology**, v. 14, n. 1, p. 40-43, 1982.

MOTA, S. **Água: Controle do desperdício e reúso. Água e desenvolvimento sustentável no Semi-Árido**, p. 53, 1995.

NNC (2002) - “**Management of aquifer recharge and subsurface storage. Making better use of our largest reservoir**”. Editors Albert Tuinhof e Jan Piet Heederik. Seminar Wageningen 18 - 19 Dezembro 2002. Organised by the Netherlands National Committee (NNC) para a International Association of Hydrogeologists (IAH), 106 pp.

OLIVEIRA, A. M. E. **Composição e distribuição da ictiofauna, nas águas estuarinas do Rio Jaguaribe (Ceará-Brasil)**. 1976.

OLIVEIRA, M. J. P. M. “**Recarga de águas subterrâneas. Métodos de avaliação**”. **Dissertação submetida à Universidade de Lisboa para obtenção do grau de Doutor em Geologia (Hidrogeologia)**. Universidade de Lisboa, Lisboa. p.440, 2004.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **O Direito Humano à Água e ao Saneamento** – Marcos. Zaragoza, p. 4, 2010. Disponível em: <https://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human_right_to_water_and_sanitation_milestones_por.pdf>. Acesso em: 10 nov, 2021.

ONU- Organização das Nações Unidas, (2005). **A ONU e a água**. Disponível em:<<https://nacoesunidas.org/acao/agua/>>. Acesso em: 08 de out, 2019.

PANACHUKI, E. et al. Avaliação da infiltração de água no solo, em sistema de integração agricultura-pecuária, com uso de infiltrômetro de aspersão portátil. **Acta Scientiarum Agronomy**. v.28, p.129-137, 2006.

PARK, E. A. & POWERS, G. F. Acrocephaly and scaphocephaly with symmetrically distributed malformations of the extremities: a study of the so-called

acrocephalosyndactylism. **American Journal of Diseases of Children**, p.235-315, 1920.

PETTS, G. & FOSTER, I. **Rivers and Landscape**. The Athenaeum Press, 3 ed., New Castle, Great Britain, 1990.

PIAZZA, Gustavo Antonio et al. Influência das variações hidroclimáticas na dinâmica da concentração de solutos em bacias subtropicais aninhadas com paisagens heterogêneas. **Ciência do Ambiente Total**, v. 635, p. 1091-1101, 2018.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. 15. ed. Piracicaba: FEALQ, 451p., 2009.

POLETO, Cristiano. Bacias hidrográficas e recursos hídricos. **Rio de Janeiro: Interciência**, v. 272, 2014.

PRESTES, Monica Patrícia et al. POTENCIAIS CONFLITOS PELO USO DA ÁGUA NA REGIÃO HIDROGRÁFICA 2 NO ESTADO DE SANTA CATARINA. **Revista de Geografia (Recife)** V, v. 35, 2018.

PREVEDELLO, C. L. **Física do solo com problemas resolvidos**. Curitiba, 1996.

QGIS, A. **Free and open source geographic information system. Open source geospatial foundation project**, 2002.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. **Vienna: R Foundation for Statistical Computing**, 2021.

REBOUÇAS, A. C. BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil capitais ecológicos usos e conservação**. 3 ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p. 269-324.

REICHARDT, K. **Processos de transferência no sistema solo-planta-atmosfera**. Fundação Cargil, São Paulo, 1985.

REICHARDT, K. TIMM, L, C. (2012). **Solo, planta e atmosfera**. Conceitos, processos e aplicações. 2 ed. Editora Manole Ltda. Barueri- SP, 2012.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; SUZUKI, L. E. A. S.; HORN, R. Mecânica do solo. IN: Física do solo, ed Quirijn de Jong van Lier. **Sociedade Brasileira de ciência do Solo**. 2010

Resende, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.de; CORREA, G. F. Pedologia, base para distinção de ambientes. 5 ed. rev. **Ed UFLA**, Lavras, 2007

ROBINSON- WILSON, Everett F.; SEIM, Wayne K. THE LETHAL AND SUB LETHAL EFFECTS OF A ZIRCONIUM PROCESS EFFLUENT ON JUVENILE SALMONIDS 1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 11, n. 5, p. 975-986, 1975.

ROCHA, Paulo Cesar; SANTOS, Aline Aparecida dos. Análise hidrológica em bacias hidrográficas. **Mercator (Fortaleza)**, v. 17, 2018.

ROCHELLE-NEWALL, Emma et al. A short review of fecal indicator bacteria in tropical aquatic ecosystems: knowledge gaps and future directions. **Frontiers in microbiology**, v. 6, p. 308, 2015.

RONQUIM, Carlos C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Embrapa Territorial-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 2010.

RUBIN, Alan J.; ELMARAGHY, G. A. Studies on the toxicity of ammonia, nitrate and their mixtures to guppy fry. **Water Research**, v. 11, n. 10, p. 927-935, 1977.

SANTIN, Janaína Rigo; GOELLNER, Emanuelle. A gestão dos recursos hídricos e a cobrança pelo seu uso. **Sequência (Florianópolis)**, p. 199-221, 2013.

SCHNEIDER, P.; KLAMT, E.; GIASSON, E. Morfologia do solo-subúrbios para caracterização e interpretação de solos a campo. **Guaíba: Agrolivros**, 2007.

SCHUMACHER, F.X. A new growth curve and its application to timber yield studies. **J. For.**, v.37, p.819–820, 1939.

Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. Informações obtidas no site da SEMA. Endereço eletrônico: www.sema.rs.gov.br

SHERMAN, G. **QGIS - A Free and Open Source Geographic Information System**. Viena, Austria, 2002.

SHIKLOMANOV, Igor A. Appraisal and assessment of world water resources. **Water international**, v. 25, n. 1, p. 11-32, 2000.

SILVA, A.R.; LIMA, R.P. Determination of maximum curvature point with the R package *soilphysics*. **Int. J. Curr. Res.**, v.9, p.45241–45245, 2017.

SILVA, C. A. V.; GALVÍNIO, J. D. Relação clima escoamento superficial na bacia hidrográfica do rio Pirapama – PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, n. 2, 2010.

SILVA, M. G. et al. Qualidade da água da barragem Jacarecica I: estado trófico. In: **CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA**. 2006. p. 2006.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) – a case study. **Water Research, Amsterdam**, v. 38, n. 18, p. 3980-3992, 2004.

SMART, Geoffrey. The effect of ammonia exposure on gill structure of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Journal of Fish Biology**, v. 8, n. 6, p. 471-475, 1976.

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

SOBRINHO, T. et al. Infiltração de água no solo em sistemas de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, n.2, p.191-196, 2003.

SOUZA, Rafael Rodrigues de et al. **Interação genótipo× ambiente e dimensionamento amostral para estatísticas de precisão em ensaios de soja.** 2021.

SPERA, S.T.; SANTOS, H.P.; FONTANELI, R.S.; TOMM, G.O. Efeitos de sistemas de produção de grãos envolvendo pastagens sob plantio direto nos atributos físicos de solo e na produtividade. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.533-542, 2004.

SPERLING, M. V. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** Vol. 1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 243 p. 1996.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2005.

TAIZ, L. ZEIGER, E. MOLLER, I. M. MURPHY, A. (2017). **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal.** 6ª Edição, Artmed Editora LTDA. Porto Alegre-RS, 2017.

TEIXEIRA, W. G. **A cor do solo: interpretando as cores do solo com a finalidade de monitorar processos de recuperação em áreas,** Manaus, 2009

THEODORO, Hildelano Delanusse; NASCIMENTO, N. de O.; HELLER, Léo. Análise comparativa da gestão institucional de recursos hídricos via estudo de casos internacionais. **Revista de Gestão de Água da América Latina–REGA**, v. 13, n. 2, p. 110-128, 2016.

THURSTON, Robert V.; RUSSO, Rosemarie C.; VINOGRADOV, G. A. Ammonia toxicity to fishes. Effect of pH on the toxicity of the unionized ammonia species. **Environmental science & technology**, v. 15, n. 7, p. 837-840, 1981.

TOEBE, M.; CARGNELUTTI FILHO, A.; BURIN, C.; CASAROTTO, G.; HAESBAERT, F. M. Tamanho de amostra para estimação da média e do coeficiente de variação em milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.49, n.11, p.860-871, 2014.

TOEBE, M.; CARGNELUTTI FILHO, A.; LOPES, S.J.; BURIN, C.; SILVEIRA, T.R.; CASAROTTO, G. Sample dimensioning for estimating coefficients of correlation in maize hybrids, harvests and precision levels. **Bragantia**, v.74, p.16–24, 2015.

TOEBE, Marcos et al. Sample size for estimating mean and coefficient of variation in species of crotalarias. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, p. 1705-1715, 2018.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. Estudos avançados. v. 22, n. 63, p. 1 – 10, 2008.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez.** Editora Rima, São Paulo. p.247, 2003.

VILLAR, Livia Melo et al. A percepção ambiental entre os habitantes da região noroeste do estado do Rio de Janeiro. **Escola Anna Nery**, v. 12, p. 537-543, 2008.

WALLING, Des E. The sediment delivery problem. **Journal of hydrology**, v. 65, n. 1-3, p. 209-237, 1983.

WELLEN, Christopher et al. An analysis of the sample size requirements for acceptable statistical power in water quality monitoring for improvement detection. **Ecological Indicators**, v. 118, p. 106684, 2020.

WENGRAT, S.; BICUDO, D.C. Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v.23, n.2, p.200-216, 2011.

WRIGHT, S. Correlation and causation. **Journal of Agricultural Research**, v. 20, p. 557–585, 1921.

WRIGHT, S. The method of path coefficients. **The Annals of Mathematical Statistics**, v. 5, n. 3, p. 161–215, 1934.

WRIGHT, S. The theory of path coefficients: a reply to niles's criticism. **Genetics**, v. 8, p. 239–255, 1923.

ZANINI, Helen LHT et al. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Engenharia Agrícola**, v. 30, p. 732-741, 2010.

ZHU, Y. P. et al. Influence of the South–North Water Diversion Project and the mitigation projects on the water quality of Han River. **Science of the Total Environment**, v. 406, n. 1-2, p. 57-68, 2008.

ZWIRTES, Anderson Luiz et al. Utilização do infiltrômetro de cornell e dos anéis concêntricos para determinação da infiltração de água em um Latossolo Vermelho. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 1, n. 34, p. 3489-3499, 2013.