

ANÁLISE QUALITATIVA DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRATINI - RS

Gabriel Borges dos Santos

Engenheiro Ambiental e Sanitarista, Mestre em Recursos Hídricos
Doutorando em Recursos Hídricos - UFPel
E-mail: gabrielwxsantos@hotmail.com

Jeferson Peres Gomes

Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária – UFPel
E-mail: gomesjefersonpg@gmail.com

Marlon Heitor Kunst Valentini

Técnico em Controle Ambiental, Engenheiro Ambiental e Sanitarista, Mestre em Recursos Hídricos
Doutorando em Recursos Hídricos - UFPel
E-mail: marlon.valentini@hotmail.com

Henrique Sanchez Franz

Engenheiro Ambiental e Sanitarista, Mestre em Recursos Hídricos
Doutorando em Recursos Hídricos - UFPel
E-mail: hsffranz@gmail.com

Bruno Müller Vieira

Engenheiro Químico, Mestre e Doutor em Ciência e Engenharia de Materiais
Professor da UFPel, Diretor do Centro de Engenharias da UFPel
E-mail: bruno.prppg@hotmail.com

RESUMO

A qualidade de água dos corpos hídricos superficiais é essencial para o desenvolvimento socioeconômico de uma região. Dentro deste escopo, o objetivo do presente estudo é avaliar a qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Piratini sendo esta uma das principais sub-bacias que compõem a grande bacia hidrográfica transfronteiriça Mirim-São Gonçalo, localizada no sul do Brasil e nordeste do Uruguai. Para isso, foram selecionadas séries históricas de três pontos (P1, P2 e P3) de monitoramento, coletadas no período de 2017 a 2019, das quais quatro parâmetros de qualidade de água foram avaliados, sendo eles *Escherichia Coli*, Fósforo, Oxigênio Dissolvido e Nitrogênio Amoniacal. As metodologias utilizadas compreendem a análise estatística descritiva em cima dos dados, elaboração de mapas para melhor visualização da variação da concentração de cada parâmetro entre os pontos e anos estudados e desenvolvimento do índice de estado trófico. Os resultados apresentaram alta variabilidade nos parâmetros indicadores de poluição por efluente doméstico, bem como, a tendência de aumento de suas concentrações. O índice de estado trófico demonstrou que existe uma tendência ao longo dos anos analisados de diminuição do número de amostras classificadas como ultraoligotróficas, havendo um aumento de condições mesotróficas e oligotróficas, porém as ultraoligotróficas ainda representam a maioria das amostras analisadas. Ainda, foi constatado que o ponto P1 é possivelmente influenciado principalmente por poluição por esgoto doméstico devido a ocupação urbanizada do seu entorno. Já nos pontos P2 e P3, os resultados sugerem poluição por produtos agrícolas associado a ocupações de pastagens do entorno. O presente estudo ressalta a importância do monitoramento da qualidade da água como subsídio para elaboração de estratégias para melhorar a gestão de recursos hídricos.

PALAVRAS-CHAVES: Poluição Hídrica; QGIS; Geoprocessamento; Índice de Estado Trófico.

QUALITATIVE ANALYSIS OF SURFACE WATER FROM THE PIRATINI RIVER HYDROGRAPHIC BASIN - RS

ABSTRACT

The water quality of surface water bodies is essential for the socioeconomic development of a region. Within this scope, the objective of this study is to evaluate the water quality of the Piratini River watershed, which is one of the main sub-basins comprising the large transboundary watershed Mirim-São Gonçalo, located in southern Brazil and northeastern Uruguay. In order to achieve this, historical series of three monitoring points (P1, P2, and P3) was selected, and samples were collected during the period from 2017 to 2019, of which four water quality parameters were evaluated: *Escherichia Coli*, Phosphorus, Dissolved Oxygen and Ammoniacal Nitrogen. The methodologies used comprise descriptive statistical analysis of the data, mapping for better visualization of the variation of concentration of each parameter among the points and years studied, and development of the trophic state index. The results showed high variability in the parameters indicating pollution by domestic effluent as well as a tendency for their concentrations to increase. The trophic state index showed that there has been a trend over the years of a decrease in the number of samples classified as ultraoligotrophic with an increase in mesotrophic and oligotrophic conditions, although the ultraoligotrophic still account for the majority of the samples analyzed. Furthermore, it was found that point P1 is possibly influenced mainly by pollution from domestic sewage due to the urbanized occupation of its surroundings. In points P2 and P3, on the other hand, the results suggest pollution from agricultural products associated with pasture occupation of the surroundings. This study highlights the importance of monitoring water quality as a support for the development of strategies to improve the management of water resources.

KEYWORDS: Water Pollution; QGIS; Geoprocessing; Trophic State Index.

INTRODUÇÃO

A disponibilidade e a qualidade da água afetam diretamente o modo de vida de uma população (WHATELY; CAMPALINI, 2016). Ainda, a revolução industrial melhorou a qualidade de vida, o que possibilitou um considerável crescimento populacional, entretanto, a demanda por recursos hídricos tem aumentado nas últimas décadas, bem como, a poluição (LOPES-TIBURTIUS; PERALTA-ZAMORA, 2004; LI; WU, 2019). Com isso, a disponibilidade de águas com qualidade para consumo tem diminuído (ALTENBURGUER *et al.*, 2019; JI *et al.*, 2020) e, além disso, os custos de manutenção dos sistemas de abastecimento de água têm aumentado (VAN VILET *et al.*, 2021). Assim, a preservação e proteção dos mananciais é necessária para assegurar a qualidade de vida e, para tanto, o monitoramento de qualidade da água é fundamental (BEHMEL *et al.*, 2016).

Conforme reportado por diversos estudos de qualidade de água, o lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento, bem como o uso inadequado de produtos agrícolas estão entre as principais causas de poluição hídrica (PINTO *et al.*, 2019). No Brasil, apenas 50% da população do país tem esgoto coletado, e, deste, apenas 42% é tratado (SNIS, 2017), o que pode causar graves prejuízos aos corpos hídricos, sendo que o despejo de esgoto *in natura* é a principal

causa de poluição das águas superficiais (IBGE, 2021). Ainda, a segunda maior causa de poluição hídrica está relacionada ao uso inadequado de produtos agrícolas, causando impactos negativos na biodiversidade de ecossistemas aquáticos (CORRÊA *et al.*, 2022). Além da perda da biodiversidade aquática, a eutrofização e o aumento da ocorrência de doenças de veiculação hídrica estão entre as principais consequências da poluição das águas (FIA *et al.*, 2009).

No sul do Brasil, diversos estudos têm reportado problemas ambientais relacionados à poluição hídrica (FRANZ *et al.*, 2022; GOMES *et al.*, 2022; SANTOS *et al.*, 2021; VALENTINI *et al.*, 2021a). Estudos conduzidos em corpos hídricos dessa região demonstram que a qualidade das águas é afetada pelo uso de fertilizantes nas áreas utilizadas para agricultura, bem como por efluentes domésticos (DROSE *et al.*, 2020; CORRÊA *et al.*, 2022; TORMAN *et al.*, 2017). Nesta região destaca-se o Rio Piratini que atende 11 municípios e abastece cerca de 73.951 habitantes, sendo um dos principais tributários da Lagoa Mirim (IBGE, 2021).

Estudos desenvolvidos nesta região como os de Valentini *et al.* (2020) e Valentini *et al.* (2021a) têm encontrado concentrações significativas de *Escherichia Coli* (E.Coli), parâmetro que indica contaminação fecal e está relacionada com a ocorrência de doenças de veiculação hídrica (ODONKOR; AMPOFO, 2013). Tais estudos reportam valores de oxigênio dissolvido em desacordo com os valores estabelecidos pelas normas vigentes, o que indica poluição de origem antrópica e é um risco para fauna aquática (DERISIO, 2016). Ainda, também foram encontrados altos valores de fósforo e nitrogênio nos corpos hídricos da região (VALENTINI *et al.*, 2020; VALENTINI *et al.*, 2021a) sugerindo poluição por fertilizantes, podendo acarretar problemas de eutrofização (PANTANO *et al.*, 2016), conferindo aumento de algas, mortalidade de peixes e redução da balneabilidade e potabilidade (FIA *et al.*, 2009; VALENTINI *et al.*, 2021b; VALENTINI *et al.* 2021c). Uma das ferramentas utilizadas para avaliar possíveis problemas de eutrofização é o índice de estado trófico, o qual tem se demonstrado útil para o planejamento e gestão de ecossistemas (TORMAN *et al.*, 2017).

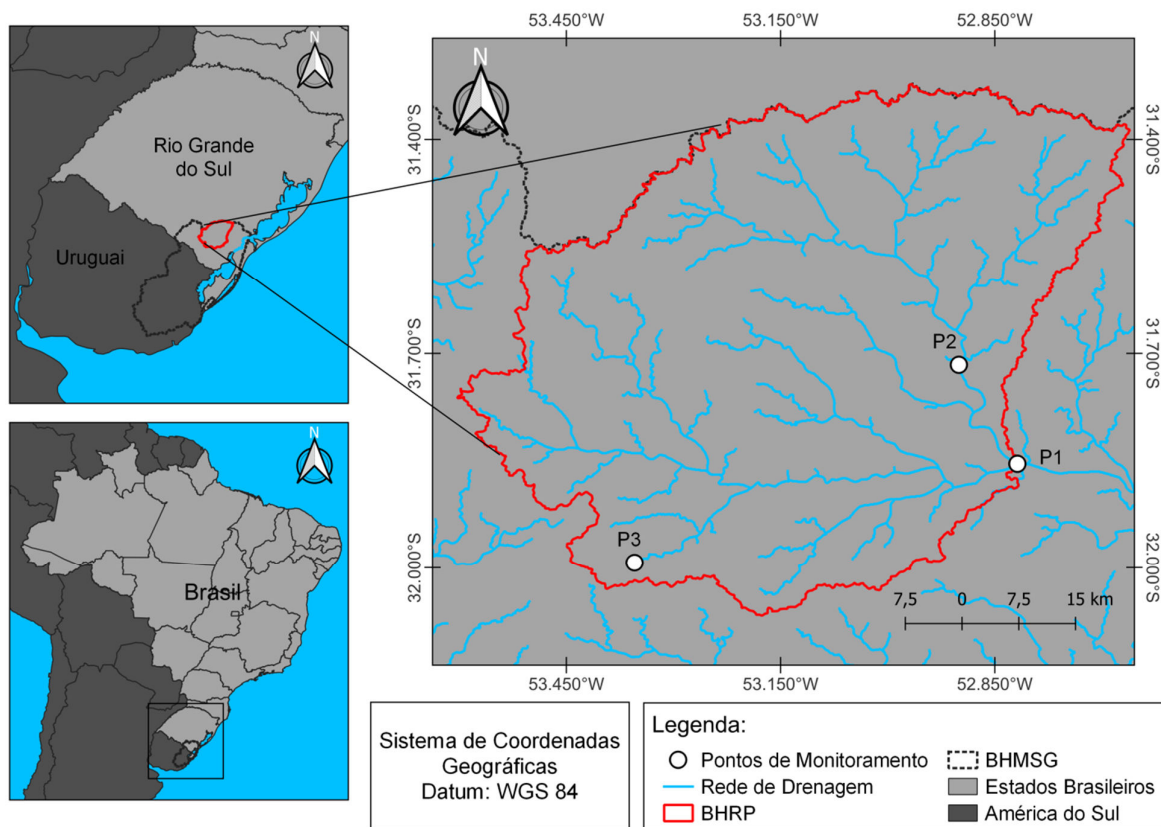
Deste modo, o objetivo do presente estudo é avaliar a qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Piratini (BHRP), ao qual possui como corpo hídrico principal o Rio Piratini, um dos corpos hídricos tributários do Canal São Gonçalo. Para tanto, foram avaliados dados de monitoramento de parâmetros chave de qualidade da água (fósforo total, nitrogênio amoniacal, oxigênio dissolvido e *Escherichia Coli*), bem como o índice de estado trófico, visando a compreensão do impacto do uso e ocupação da bacia sobre a qualidade de suas águas superficiais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Descrição do local de estudo

A área de estudo compreende a Bacia Hidrográfica do Rio Piratini (BHRP) que possui aproximadamente 4.700,47 km² e encontra-se inserida dentro da grande bacia hidrográfica transfronteiriça Mirim - São Gonçalo (BHMSG) (Figura 1), abrangendo nove municípios do Rio Grande do Sul (RS): Canguçu, Capão do Leão, Cerrito, Herval, Morro Redondo, Pedras Altas, Pedro Osório, Pinheiro Machado e Piratini (FEPAM, 2021). Destaca-se que neste estudo a BHRP foi delimitada tomando como exutório a estação de monitoramento fluviométrico Pedro Osório (88641000), sob responsabilidade da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

Figura 1 – Localização da BHRP e dos pontos de monitoramento utilizados no estudo.



Fonte: Autores.

O Rio Piratini, corpo hídrico principal da BHRP, é um dos principais afluentes do Canal São Gonçalo (MOURA *et al.*, 2019), importante via navegável que une a Laguna dos Patos à Lagoa Mirim (GOUVÊA; ZARNOT; ALBA, 2010). De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cfa (subtropical úmido), caracterizado por apresentar chuvas bem distribuídas ao longo do

ano e temperatura média anual variando entre 16°C e 18°C (ÁLVARES *et al.*, 2013). Destaca-se ainda que a BHRP está inserida na região morfológica do Planalto Sul-rio-grandense, abrangendo ainda a Planície Costeira (RAMGRAB e WILDNER, 1999). Conforme Philipp e Machado (2002), as unidades geológicas drenadas pela BHRP incluem predominantemente rochas ígneas, meta-ígneas e sedimentares do Cinturão Dom Feliciano.

Coleta de dados e pontos de monitoramentos

Os dados utilizados neste estudo pertencem ao banco de informações da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler (FEPAM) (FEPAM, 2021). Tais dados foram coletados em três pontos de monitoramento descritos na Tabela 1 e apresentados espacialmente na Figura 1.

Tabela 1 - Descrição dos pontos de monitoramento.

| Ponto | Estação (Cód. FEPAM) | Local | Latitude | Longitude |
|-------|----------------------|---------------|--------------|--------------|
| 1 | 88643000 | Rio Piratini | -31,86030042 | -52,81679778 |
| 2 | 88549000 | Rio Piratini | -31,71580000 | -52,90040000 |
| 3 | 88187000 | Arroio Caracá | -31,98789000 | -53,38189000 |

Fonte: Autores.

A série de dados analisadas é composta por 10 amostragens que foram coletadas entre os anos de 2017 a 2019 para cada ponto, onde alguns dos parâmetros analisados e utilizados neste estudo foram: fósforo total (P total), nitrogênio amoniacal (nitrogênio A.), oxigênio dissolvido (OD) e colônias de *Escherichia coli* (E.coli).

Análise das concentrações dos parâmetros

Após o tabelamento dos dados, desenvolveu-se em um primeiro momento uma estatística descritiva sobre os mesmos, como média, desvio padrão, máximo e mínimo, para cada um dos parâmetros aqui analisados neste estudo.

Posteriormente foi realizada a concentração média anual (dos anos de 2017, 2018 e 2019) de cada um dos parâmetros para cada ponto de monitoramento. Para ter uma melhor visualização da variação da concentração de cada parâmetro entre os pontos e anos estudados, elaborou-se mapas por meio de um *software* livre de código aberto conhecido como QGIS, versão 3.22.5, o qual permite a visualização, edição e análise de dados georreferenciados para a construção de mapas ilustrativos.

Uso e ocupação do solo

Para melhor compreender os resultados obtidos, elaborou-se um mapa de uso e ocupação do solo para a BHRP a partir do banco de dados do MapBiomias (2019) por meio do QGIS. Tal mapa foi subdividido em 6 classes de uso e ocupação, descritas na Tabela 2.

Tabela 2 - Descrição das classes de uso e ocupação do solo.

| Classes | Descrição |
|---------------------------------|---|
| Agropecuária | Corresponde às áreas ocupadas com culturas anuais, incluindo áreas com período de descanso entre os plantios agrícolas. Composta também por pastagens que correspondem à vegetação herbácea cultivada (intervenção humana). |
| Área não vegetada | Áreas com cobertura vegetal menor que 5%. Classe mista incluindo praias e dunas, infraestrutura urbana e rural, áreas de mineração e afloramentos rochosos. |
| Floresta plantada | Culturas de plantas lenhosas para fins comerciais. Em geral de espécies exóticas. |
| Formação florestal | Vegetação natural com copa contínua de árvores ou arbustos lenhosos, com copas tocantes ou ligeiramente separadas, com cobertura igual ou superior a 65%. |
| Pântanos e pastagens inundáveis | Áreas com vegetação herbácea nativa fortemente influenciada pela água. Apresentam inundações permanentes ou temporárias. |
| Pastagem | Vegetação herbácea natural ou semi-natural (intervenção humana). |

Fonte: Adaptado de MapBiomias (2019).

Índice de Estado Trófico - IET

Para melhor representar a qualidade da água na BHRP desenvolveu-se o Índice de Estado Trófico (IET). O IET foi calculado conforme a metodologia proposta por Lamparelli (2004), que foi uma adaptação para ambientes tropicais do índice adotado por Carlson (1977), utilizado para climas temperados. A equação utilizada neste estudo (Equação 1) para o cálculo do IET foi desenvolvida para ambientes lóticos (córregos e rio), e é apresentada a seguir:

$$IET = 10 \times \left[6 - \frac{0,42 - 0,36 \times \ln(P)}{\ln 2} \right] - 20 \quad \text{Equação 1.}$$

em que:

P: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg.L-1;

Os limites e as classes dos diferentes níveis tróficos para os ambientes lóticos são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Classificação do IET.

| Valor | Classes |
|---------------|-------------------|
| 67 < IET | Hipereutrófico |
| 63 < IET ≤ 67 | Supereutrófico |
| 59 < IET ≤ 63 | Eutrófico |
| 52 < IET ≤ 59 | Mesotrófico |
| 47 < IET ≤ 52 | Oligotrófico |
| IET ≤ 47 | Ultraoligotrófico |

Fonte: Lamparelli (2004).

Os resultados do IET foram calculados para cada coleta em cada ponto. Para melhor visualização foi calculado a média anual de cada ponto de monitoramento e apresentado espacialmente a partir da elaboração de um mapa por meio do *software* QGIS. Também foi calculado o percentual anual do IET para todas as coletas e foi exibido graficamente tal distribuição.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise das concentrações dos parâmetros e do uso e ocupação do solo

As estatísticas descritivas permitem obter um panorama geral da qualidade das águas da BHRP ao longo de todos os pontos de monitoramento. Nesse sentido, a Tabela 4 demonstra as médias, desvios padrão, máximos e mínimos de cada parâmetro de qualidade da água estudado.

Tabela 4 - Estatística descritiva dos dados.

| | E.coli (NMP/100mL) | Fósforo Total (mg/L) | Nitrogênio A. (mg/L) | OD (mg/L) |
|---------------|-------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|----------------------------|
| Média | 456,68 | 0,10 | 0,13 | 9,26 |
| Desvio Padrão | 542,47 | 0,11 | 0,09 | 0,87 |
| Máximo | 2419,60 | 0,47 | 0,35 | 11,72 |
| Mínimo | 37,90 | 0,01 | 0,03 | 7,78 |

Fonte: Autores.

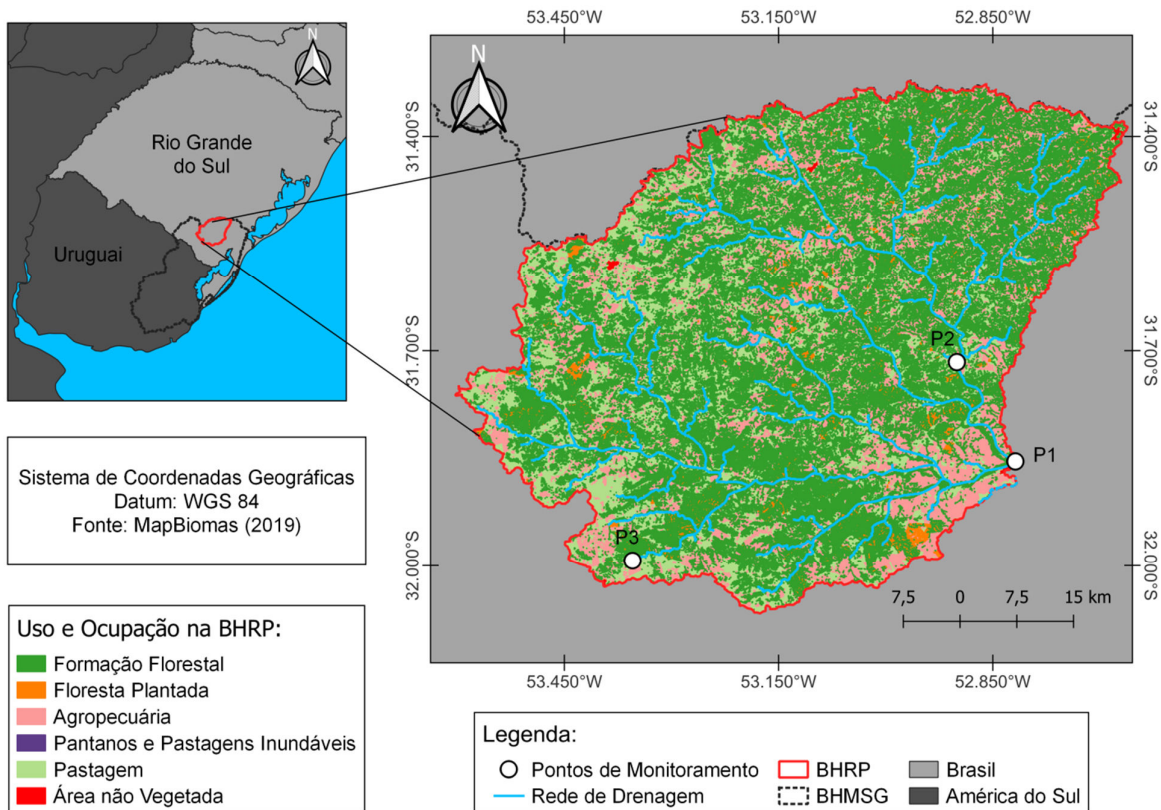
Nos termos da resolução nº 274/2000 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), os valores médios para a concentração de E. coli encontrados ao longo da BHRP podem ser classificados como satisfatórios (CONAMA, 2000). No entanto, esse parâmetro apresentou um desvio padrão relativo de 118,78%, ou seja, uma grande variabilidade foi percebida para o mesmo, de modo que tanto valores muito altos quanto muito baixos foram encontrados. Assim sendo, ao passo que a mínima concentração de E. coli observada nos pontos de coleta permite classificar a qualidade da água do mesmo como excelente, a concentração máxima remete à categoria de imprópria (CONAMA, 2000).

O parâmetro P total demonstrou um padrão semelhante. Com base nas definições da resolução nº 357/2005 do CONAMA, a média obtida equivale aos valores estabelecidos para águas superficiais de classe 1, mas a variabilidade de 110% deste parâmetro fez com que os valores máximos encontrados para o mesmo sejam enquadrados como de classe 4 (CONAMA, 2005). O parâmetro OD, por outro lado, apresentou um desvio padrão relativo consideravelmente menor, de apenas 9,4%. Assim, todos os valores verificados de OD estão dentro da classe 1, indicando que os pontos de amostragem aqui analisados apresentaram concentrações excelentes de OD durante o período de

estudo. Por fim, com relação ao parâmetro Nitrogênio A., a média obtida representa a qualidade de um recurso hídrico de classe 1; porém, vale ressaltar que o mesmo apresentou uma variabilidade de 69,2%, impactando diretamente nessa classificação.

A grande variabilidade observada nas estatísticas descritivas deve ser decorrente dos diferentes efeitos causados pela ação antrópica nas regiões dos pontos de coleta (SOUZA; GASTALDINI, 2014). Portanto, torna-se relevante compreender quais são as principais atividades desenvolvidas no entorno dos mesmos. Nesse contexto, a Figura 2 demonstra o uso e a ocupação do solo na BHRP com base no banco de dados do MapBiomias (2019).

Figura 2 - Uso e Ocupação do solo na BHRP.



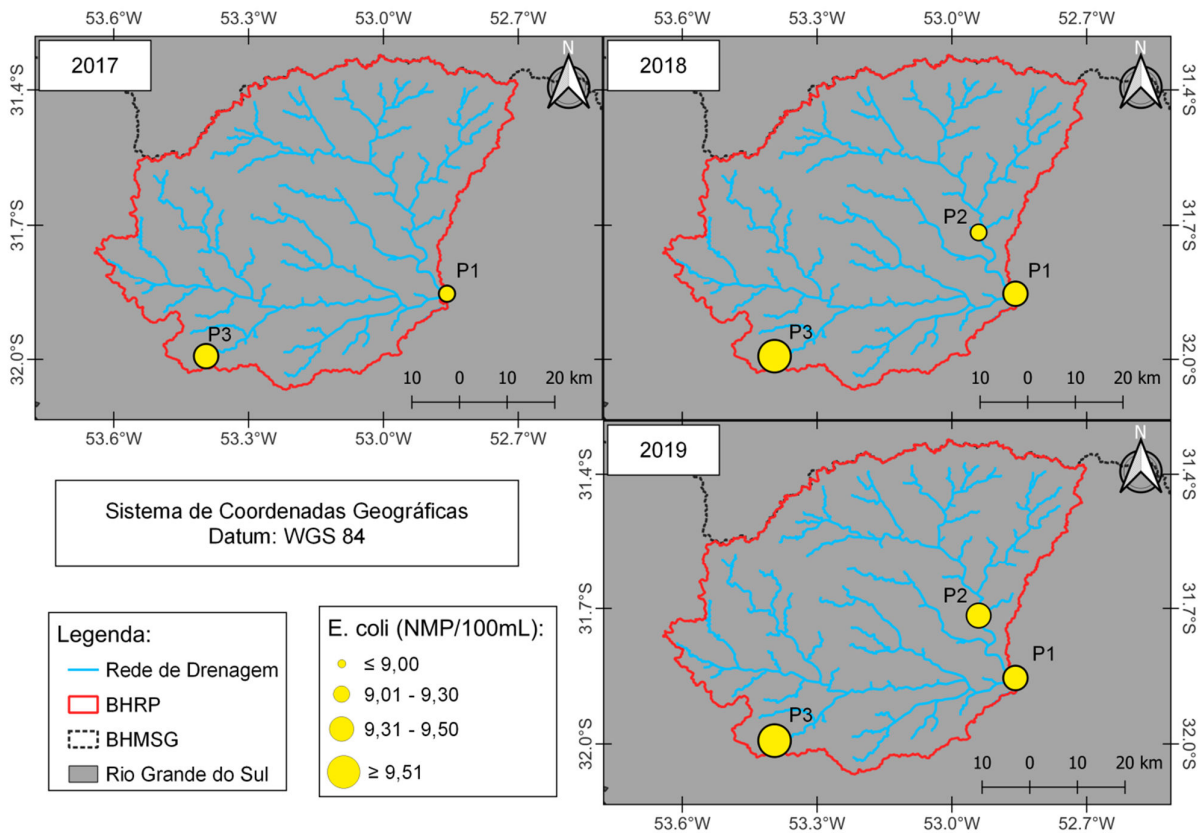
Fonte: Autores.

É possível verificar por meio da Figura 3, que os três pontos de monitoramento se situam em locais com ocupações e usos distintos. Enquanto que o P1 se encontra rodeado principalmente por zonas de atividade agropecuária, o P2 está mais coberto por formações florestais e pastagens. Já o P3

se encontra em uma região que possui tanto formações florestais quanto pastagens e áreas de desenvolvimento agropecuário.

No intuito de compreender a extensão do efeito das divergências mencionadas sobre a qualidade da água da BHRP, foram construídos mapas que ilustram a concentração média dos parâmetros avaliados para cada estação em cada um dos anos de estudo. A Figura 3 demonstra tal fator para o parâmetro E. coli. Vale destacar que, no ano de 2017 não foi realizado a coleta no ponto P2 para o parâmetro E.coli o que justifica a ausência da concentração na Figura 3.

Figura 3 - Concentração do parâmetro E. coli nos anos estudados.



Fonte: Autores.

A E. coli é unicamente oriunda de fezes animais e humanas (FEPAM, 2021). Nesse sentido, as atividades agropecuárias e o lançamento de esgotos não tratados são as principais fontes dessa bactéria (BRANCO, 2014). Assim sendo, altas concentrações da mesma são um forte indicativo da precarização da qualidade da água (PANDEY 2014; VALENTINI *et al.*, 2021a; SANTOS *et al.*, 2020a).

Apesar de em taxas diferentes, todas as estações de monitoramento demonstraram aumentos anuais da concentração E. coli. Os pontos P3 e P1 apresentaram crescimentos de 65,45% e 199,72%, respectivamente, entre os anos de 2017 e 2018. Já entre 2018 e 2019, a concentração do parâmetro mencionado se elevou em 5,22%; 106,56% e 19,06% nos pontos de monitoramento P3, P2 e P1, nessa ordem. Percebeu-se que, em contraste com os anos de 2018 e 2019, houve um maior crescimento no período de 2017 e 2018.

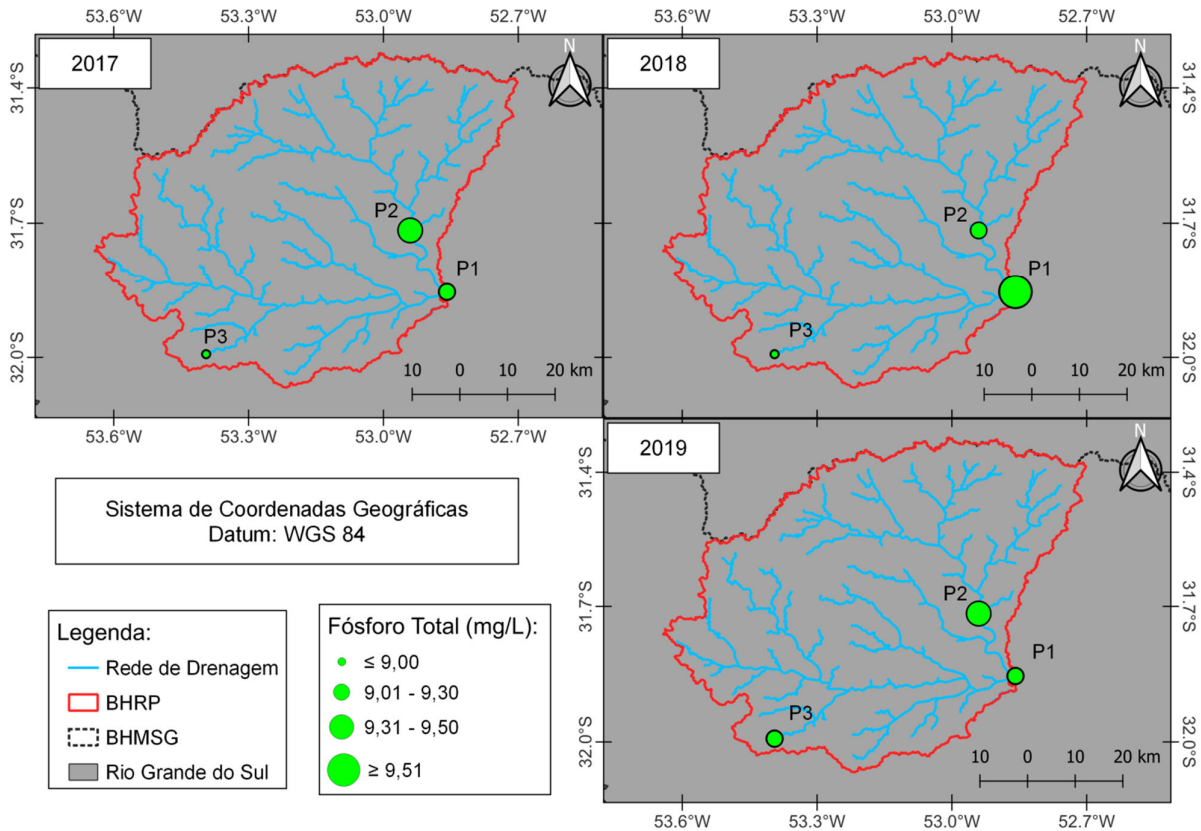
Existem diversos estudos que apresentaram uma correlação estatisticamente significativa entre a concentração de coliformes e índices pluviométricos, pois maiores volumes de chuva aumentam o carreamento de poluentes para os corpos hídricos, aumentando, assim, a concentração de E. coli e outros compostos prejudiciais ao meio (VALENTINI *et al.*, 2021a; VALENTINI *et al.*, 2021b; ANDRIETTI *et al.*, 2016). Contudo, através dos dados pluviométricos das estações localizadas ao longo e ao redor da BHRP, notou-se que houve uma constante redução na média do volume de chuvas entre 2017 e 2019 (OGASSAWARA, NUNES, RIQUETTI; 2021; ANA, 2023a). Conseqüentemente, não é possível dizer que foram os maiores índices pluviométricos que causaram um aumento na concentração de E. coli devido a um maior carregamento de poluentes para os corpos hídricos. Sendo assim, o crescimento anual desse parâmetro pode ser atribuído unicamente ao maior despejo de resíduos e efluentes nas águas da BHRP. Ainda, diversos estudos como os de Santos *et al.* (2021) Valentini *et al.* (2021c) e Valentini *et al.* (2021d) encontraram, de fato, uma correlação entre os parâmetros microbiológicos e a deterioração da qualidade da água, associando esses parâmetros ao despejo de efluentes e/ou a dejetos animais, corroborando os resultados encontrados neste estudo.

Também se notou uma considerável distinção na concentração de E. coli nos diferentes pontos de monitoramento. O ponto P3 apresentou a maior concentração média (entre 2018 e 2019), de 813,2 NMP/100ml. Esse fator pode ser consequência da extensa área de pastagem existente próxima ao local de coleta, pois, conforme dito anteriormente, os coliformes presentes nas fezes bovinas podem ser carregados até os corpos hídricos pela chuva (GOMES *et al.*, 2022). O P1 apresentou uma média de 287,1 NMP/100ml, sendo o segundo ponto com maior concentração média de E. coli. Uma vez que essa estação de monitoramento está localizada em um trecho do rio Piratini que demarca a divisa entre o perímetro urbano das cidades de Pedro Osório e Cerrito, pode-se inferir que a presença de E. coli nas águas surge do despejo de esgoto doméstico não tratado, pois segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), nenhum cidadão desses municípios possui acesso a coleta e tratamento de esgoto (ANA, 2023b).

No entanto, vale ressaltar que o corpo hídrico apresenta uma boa capacidade de diluição dos poluentes, especialmente porque os municípios que o afetam são pouco populosos, com cerca de apenas sete mil habitantes cada (IBGE, 2017). Por último, o P2 demonstrou a menor média entre os pontos de monitoramento, possivelmente porque o mesmo é o local de coleta que está mais coberto por formações florestais, contendo apenas uma pequena porção de pastagens e áreas agropecuárias (Figura 2).

O parâmetro P total age como um indicativo da poluição que alcança os corpos hídricos através da deposição de efluentes urbanos e industriais (KUMAR *et al.*, 2016). Além disso, já que o fósforo é um dos principais aditivos químicos empregados nas lavouras para aumentar a produtividade, o mesmo também pode ser oriundo de atividades agrícolas devido à erosão do solo e ao escoamento causado pela chuva (ROCHA; PEREIRA, 2016; DROSE *et al.*, 2020; MACHADO *et al.*, 2006; GEBLER *et al.*, 2010). Essa fonte de fósforo torna-se especialmente relevante em vista do fato de que apenas uma pequena porção dos nutrientes contidos nos fertilizantes é aproveitada pelas culturas (CUNHA; CASARIN; PROCHNOW, 2010). Vale ressaltar que altas concentrações de fósforo nos corpos hídricos podem causar a eutrofização do meio, reduzindo substancialmente a qualidade da água (LIMA *et al.*, 2016). Por conseguinte, o monitoramento da concentração de fósforo torna-se essencial para garantir a correta gestão dos recursos hídricos. Nesse sentido, a Figura 4 ilustra a concentração do parâmetro P total nos anos estudados.

Figura 4 - Concentração do parâmetro P total nos anos estudados.



Fonte: Autores.

A partir da análise da variação espacial do parâmetro P total, notou-se que há uma maior concentração do mesmo nas estações de monitoramento P2 e P1. As maiores médias anuais foram observadas nos pontos P2, P1 e P2 para os anos de 2017, 2018 e 2019, respectivamente. Com relação às médias gerais, enquanto P3 apresentou uma concentração de 0,053 mg/L, P1 e P2 demonstraram os maiores valores, de 0,111 e 0,108 mg/L, nessa ordem. A partir de tais valores, as águas do ponto de monitoramento P3 seriam enquadradas na classe 1, ao passo que a classe 3 seria a classificação adequada para os demais, o que enfatiza a clara distinção na qualidade da água dos diferentes locais de amostragem em se tratando do parâmetro P total (CONAMA,2005).

A partir da observação da Figura 2 e sabendo que essa estação de monitoramento se situa em perímetro urbano, pode-se facilmente indicar que a grande concentração de fósforo em P1 está atrelada a disposição de efluentes urbanos e ao escoamento dos fertilizantes aplicados nas áreas agrícolas do entorno (VALENTINI *et al.*, 2021e; GOMES *et al.*, 2022). Uma vez que os pontos P2 e P3 estão distantes de centros urbanos e industriais, a presença de fósforo nos mesmos deve ser

decorrente de atividades agrícolas. Embora a Figura 2 indique que há uma maior extensão de áreas dedicadas à agropecuária no entorno de P3, a concentração de fósforo no mesmo é menor do que em P2. Portanto, pode-se inferir que há uma maior aplicação de fertilizantes fosforados na região de P2. Alternativamente, também é possível que a topografia e a precipitação dos dois locais sejam consideravelmente distintas, influenciando no escoamento de nutrientes para os corpos hídricos.

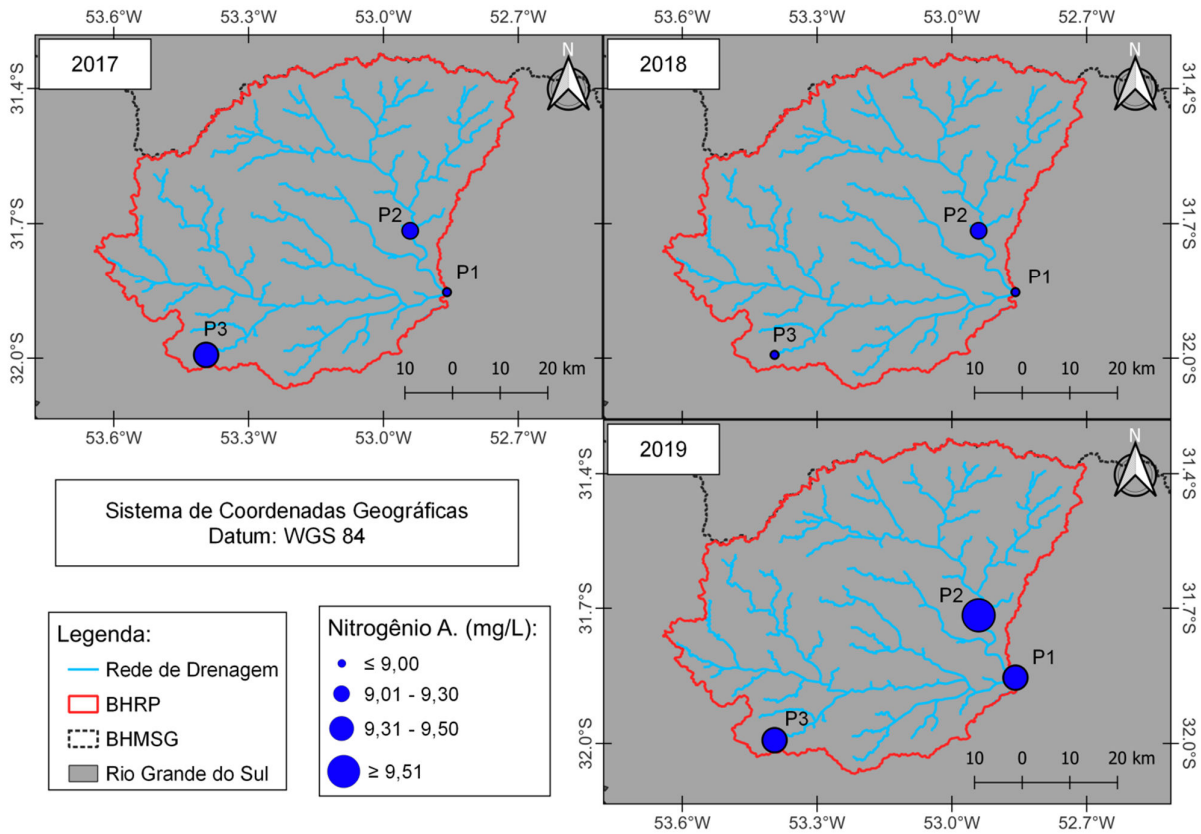
Não foi possível perceber um padrão de variação anual ao avaliar as estações individualmente. Entre 2017 e 2018, P1 demonstrou um aumento de 209,83% na concentração de fósforo, enquanto que P2 apresentou uma redução de 38,89% para o mesmo. No entanto, entre 2018 e 2019, ambos inverteram suas variações, isto é, ao passo que o parâmetro P total em P1 reduziu-se em 55,55%, P2 demonstrou um crescimento de 125,76%. Apesar de ter mantido uma tendência de crescimento, a concentração de fósforo em P3 aumentou em taxas muito distintas, saindo de apenas 3,66% entre 2017 e 2018 para 81,18% no período seguinte. Sendo assim, não foi possível apontar uma melhora ou piora desse parâmetro para os locais de coleta de maneira individual. Vale ressaltar, porém, que, de acordo com Santos *et al.* (2020a), a variação de P total pode estar relacionada com uma mudança na concentração de matéria orgânica na água e também com uma variação na taxa de decomposição da mesma nos corpos hídricos já que o fósforo é um dos principais nutrientes liberados durante a degradação da matéria orgânica em ambientes aquáticos (CETESB, 2019).

Contudo, ao observar a variação anual da média geral do parâmetro P total ao longo de todos os pontos de monitoramento situados na BHRP, notou-se uma tendência de crescimento. O valor obtido para 2017 foi de 0,07, enquadrando a BHRP como um recurso hídrico de classe 1 de forma geral (CONAMA, 2005). Contudo, em 2019, esse valor foi de 0,103, o que torna a classificação da mesma próxima da classe 3 (CONAMA, 2005). Nesse sentido, torna-se essencial fazer o controle dos níveis de P total de modo a mantê-los em uma faixa adequada para evitar a eutrofização do meio, pois esse processo pode ser extremamente prejudicial para a qualidade da água, causando uma série de alterações negativas no ambiente, tais como: redução dos níveis de OD, alteração do pH, crescimento exponencial de algas, produção de toxinas e liberação de odores desagradáveis devido a decomposição anaeróbia da matéria orgânica (BRAGA *et al.*, 2010; BARRETO *et al.*, 2013).

Semelhantemente ao parâmetro P total, o Nitrogênio A. se faz presente nos corpos hídricos em virtude do escoamento de fertilizantes agrícolas e de efluentes urbanos e industriais (SHRESTHA; KAZAMA, 2007; DROSE *et al.*, 2020). Consequentemente, esse parâmetro também sofre efeitos da variação do volume de chuvas, a qual altera o carreamento dos poluentes até os ambientes aquáticos (WANG *et al.*, 2013; GOMES *et al.*, 2022). Além disso, o nitrogênio é um dos principais nutrientes

que, quando em concentrações elevadas, dão início ao processo de eutrofização, sendo essa uma das razões que justificam o monitoramento e o controle do parâmetro Nitrogênio A. (LIMA *et al.*, 2016). Nesse contexto, a Figura 5 ilustra a concentração de Nitrogênio A. para os pontos de monitoramento estudados.

Figura 5 - Concentração do parâmetro Nitrogênio A. nos anos estudados.



Fonte: Autores.

A concentração média de Nitrogênio A. foi de 0,138; 0,137 e 0,116 mg/L nos pontos de monitoramento P3; P2 e P1, respectivamente. Dessa forma, notou-se que as atividades agrícolas apresentaram um maior efeito sobre a concentração desse parâmetro do que as atividades urbanas, pois os maiores valores do mesmo foram percebidos nos pontos que estão mais distantes de cidades. Além disso, também é possível que a menor concentração de Nitrogênio A. em P1 seja oriunda da existência de mata ciliar no entorno do ponto de monitoramento (GOMES *et al.*, 2022).

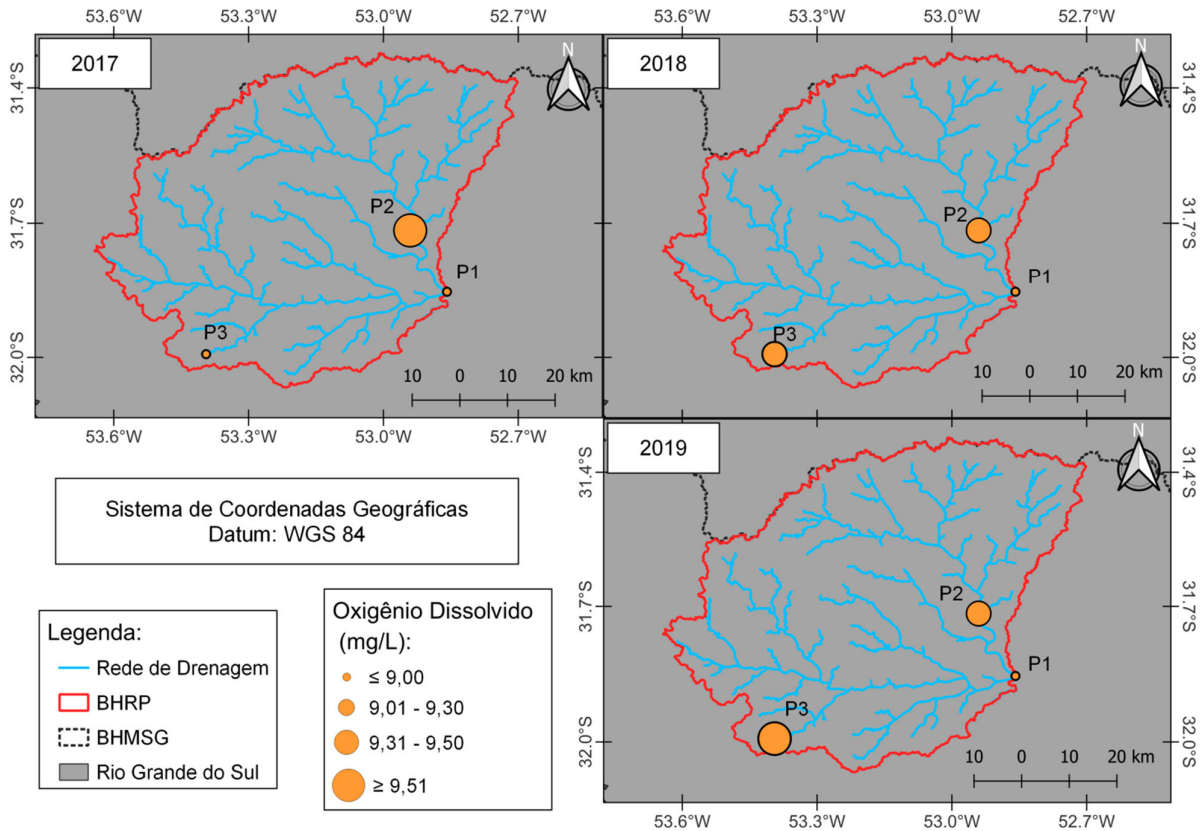
A partir da média anual dos pontos de monitoramento, percebeu-se que a concentração de Nitrogênio A. caiu em 21,37% entre 2017 e 2018, mas cresceu em cerca de 52,43% no período

seguinte. Individualmente, ao passo que as estações de monitoramento P3 e P2 demonstraram comportamentos similares, P1 apresentou um crescimento contínuo, sendo esse de 1,9% e 28,04% entre 2017 e 2018 e 2018 e 2019, respectivamente. Em vista disso, pode-se indicar a possível ocorrência de uma redução da aplicação de fertilizantes nitrogenados na região durante o primeiro período, causando uma redução da concentração de Nitrogênio A. nos locais onde o mesmo é predominantemente dependente da atividade agrícola (P3 e P2) e reduzindo a taxa de crescimento nos pontos de coleta onde a influência urbana também tem significância (P1).

De modo geral, houve um crescimento de 19,85% na concentração de nitrogênio A. nas estações de monitoramento entre os extremos dos períodos estudados. Todavia, a média final ainda é de 0,157 mg/L, valor esse que está bem abaixo do limite máximo permitido para esse parâmetro para corpos hídricos classe 1, ou seja, apesar do crescimento, os valores médios ainda se mantêm consideravelmente baixos (CONAMA, 2005). Vale ressaltar, contudo, que tal fato não diminui a relevância de manter um monitoramento e controle desse parâmetro na bacia, pois o mesmo apresenta uma forte correlação positiva com a DQO do meio, a qual, caso cresça em demasia, pode acarretar em condições anaeróbias que levam a produção de amônia, ácidos orgânicos e a redução do pH do ambiente aquático (SHRESTHA; KAZAMA, 2007).

No que concerne ao oxigênio dissolvido (OD), esse parâmetro, segundo Valentini *et al.* (2020), pode estar fortemente relacionado à presença de poluição por matéria orgânica nos recursos hídricos. Ainda, segundo Santos *et al.* (2020b), baixas concentrações de OD decorrentes de altas concentrações de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) estão associadas à alta atividade microbiana, uma vez que os microrganismos necessitam de OD para realizar a decomposição aeróbia da matéria orgânica, corroborando a associação de baixas concentrações de OD com a poluição por matéria orgânica, logo evidencia-se a importância do monitoramento desse parâmetro. Sendo assim, na Figura 6 pode ser visualizada a concentração de OD para os pontos de monitoramento estudados.

Figura 6 - Concentração do parâmetro OD nos anos estudados.



Fonte: Autores.

De acordo com o que pode ser observado na Figura 6, as menores concentrações de OD foram observadas em P1 para todos os anos monitorados. Conforme dito anteriormente, a localização do P1 está próxima de áreas urbanas, bem como de áreas de atividade agropecuária (Figura 2), o que pode corroborar as baixas concentrações de OD encontradas nesse ponto, uma vez que despejos de esgotos domésticos e efluentes agrícolas, associados à poluição por matéria orgânica, podem causar a redução da concentração desse parâmetro nos corpos hídricos. Diversos estudos apontam a associação das baixas concentrações de OD com o lançamento de efluentes oriundos de atividades agrícolas e urbanas, corroborando os resultados encontrados neste estudo (DROSE *et al.*, 2020; SANTOS *et al.*, 2020a; SANTOS *et al.*, 2020b; VALENTINI *et al.*, 2021c e VALENTINI *et al.*, 2021d).

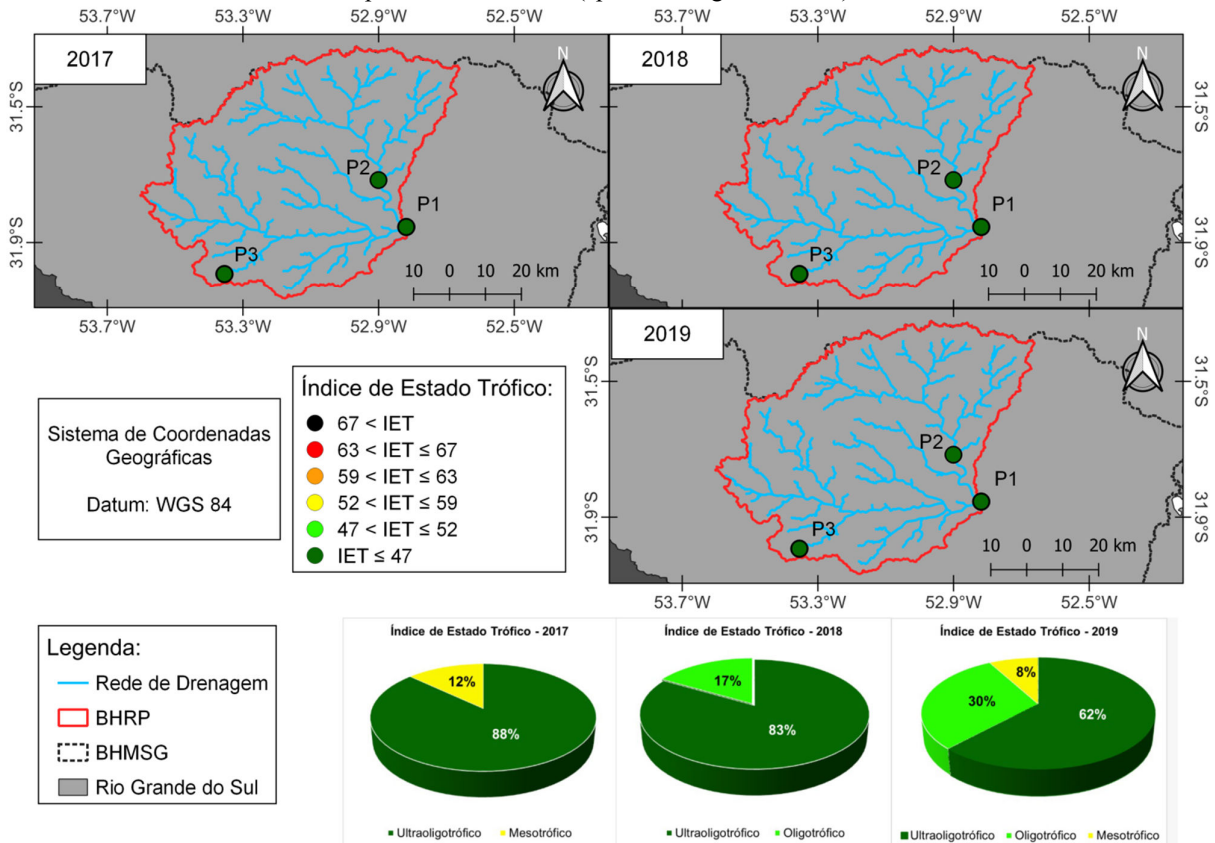
Já as maiores concentrações de OD foram encontradas em P2 no ano de 2017, em P2 e P3 em 2018 e em P3 no ano de 2019. Tanto P2 quanto P3 estão mais distantes da região urbana, sendo que, conforme pode ser observado na Figura 2, as áreas dos seus entornos são predominantemente

agrícolas e/ou de florestas, corroborando para uma maior concentração desse parâmetro nesses pontos.

Índice de Estado Trófico - IET

Segundo Silveira *et al.* (2021), os recursos hídricos, apesar de serem de suma importância para todos os seres vivos, têm sofrido alterações que podem comprometer a sua qualidade. Nesse contexto, o índice de estado trófico tem sido amplamente utilizado, pois permite estabelecer níveis tróficos relativos à concentração de fósforo e de outros elementos na água. Nesse estudo o índice de estado trófico (IET) foi calculado baseando-se apenas no parâmetro fósforo (P). Tal parâmetro é considerado um nutriente e um fator limitante para a produção primária (LAMPARELLI, 2004). A variação desse índice entre os anos aqui avaliados pode ser visualizada na Figura 7.

Figura 7 - IET médio anual para cada ponto de monitoramento (apresentado espacialmente) e percentual anual do IET para todas as coletas (apresentado graficamente).



Fonte: Autores.

Conforme pode ser observado na Figura 7, no que concerne aos valores médios de IET, os pontos P1, P2 e P3 não obtiveram variação quanto a sua classificação, sendo os 3 classificados como ultraoligotrófico. Não obstante, ao analisar os valores individuais de cada ano, pode-se observar que para o ano de 2017 cerca de 88% das amostras se enquadram como ultraoligotrófico e o restante como mesotrófico. Já para 2018, 83% se enquadram como ultraoligotrófico e 17% como oligotrófico. Por fim, o ano de 2019 teve 62% das amostras como ultraoligotrófico, 30% como oligotrófico e apenas 8% como mesotrófico.

Segundo Zanini *et al.* (2010), a análise do IET pode ser considerada de suma importância para gestão dos recursos hídricos, uma vez que essa análise traz informações acerca das relações bióticas e abióticas dentro de um ecossistema. Ainda, Maia *et al.* (2015) salientam que altas concentrações de fósforo, parâmetro aqui utilizado para o cálculo do IET, podem estar fortemente conectadas à ocupação urbana, descarte de efluentes domésticos e efluentes industriais, bem como ao uso de fertilizantes em regiões rurais, corroborando a importância da análise do estado trófico dos recursos hídricos.

Segundo Lamparelli (2004) e Silveira *et al.* (2021), quanto maior o resultado do IET, pior a qualidade da água no que concerne ao seu estado trófico, sendo que, segundo esses autores, as piores classificações de IET (Tabela 3) estão fortemente associadas a maiores riscos de eutrofização dos corpos hídricos. Em relação aos resultados encontrados neste estudo, pode-se observar que a grande maioria das amostras apresentaram baixos resultados para o IET, podendo-se inferir, então, que os corpos hídricos aqui estudados não sofrem riscos iminentes de eutrofização. Não obstante, conforme discutido anteriormente, os valores médios de fósforo da BHRP enquadram as águas de P1 como classe 1, enquanto as águas de P2 e P3 são classificadas como classe 3 (CONAMA, 2005), fato corroborado pela análise de IET, a qual mostra que P1 tem um maior número de amostras classificadas com um IET baixo (ultraoligotrófico).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados obtidos nesse estudo, pode-se concluir que foi possível fazer a análise da qualidade da água dos pontos amostrados na BHRP, com base nos parâmetros fósforo total, nitrogênio amoniacal, oxigênio dissolvido, E.coli e no índice de estado trófico (IET). Através dessa análise pode-se inferir o tipo de poluição responsável pela deterioração da qualidade da água nos pontos analisados. Ainda, de acordo com os resultados dos parâmetros utilizados nesse estudo, constatou-se que a qualidade da água no ponto P1 é influenciada pela poluição de origem urbana,

através do despejo de esgotos domésticos, e agrícola, já nos pontos P2 e P3 predomina a poluição de origem agrícola.

Ainda, cabe salientar a importância do monitoramento da qualidade hídrica desse corpo hídrico, uma vez que se pode observar uma tendência de crescimento na deterioração da qualidade de suas águas com base na análise dos parâmetros aqui utilizados. Não obstante, outro ponto a ser salientado é a necessidade de se avaliarem outros pontos de monitoramento dentro da BHRP, o que poderia trazer uma maior exatidão para os resultados e, então, trazer melhores indicativas acerca de como evitar o aumento de sua poluição.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Séries históricas de estações**. 2023a. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas?codigoEstacao=3153008>. Acesso em: 20 jan. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Atlas esgotos: despoluição das bacias hidrográficas**. 2023b. Disponível em: <https://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/webappviewer/index.html?id=6d866c5d54c64b17bd53af4bdcfb4b91>. Acesso em: 20 jan. 2023.

ALTENBURGER, R., BRACK, W., BURGESS, R. M., BUSCH, W., ESCHER, B. I., FOCKS, A., KRAUSS, M. Future water quality monitoring: improving the balance between exposure and toxicity assessments of real-world pollutant mixtures. **Environmental Sciences Europe**, v. 31, n. 1, p. 1-17, 2019.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, A. G.; ALMEIDA, F. T.; BONGIOVANI, M. C.; SCHNEIDER, R. M.. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Revista Ambiente & Água**, v.11, n.1, 2016.

BARRETO, L. V.; BARROS, F. M.; BONOMO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v. 9, n. 16; p. 2165, 2013.

BEHMEL, S.; DAMOUR, M.; LUDWIG, R.; RODRIGUEZ, M. J. Water quality monitoring strategies—A review and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 571, p. 1312-1329, 2016.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2010. p. 332.

BRANCO, A. M. M. **Influência do uso e ocupação do solo sobre a qualidade da água: subsídio à gestão dos recursos hídricos da bacia hidrográfica da Serra da Mantiqueira (ugrhi-1)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Estadual Paulista (UNESP), Bauru - SP, 2014, 108p.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Variáveis de Qualidade das Águas**. São Paulo: CETESB, 2019.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 274/2000**. Brasília, 2000.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357/2005**. Brasília, 2005.

CORRÊA, M. G.; BARBOSA, S. C.; DOS SANTOS, G. B.; COLLARES, G. L.; PRIMEL, E. G. Assessment of Pesticides in the Chasqueiro Irrigation District, Southern Brazil, an Agricultural Area of International Importance. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 233, n. 12, p. 517, 2022.

CUNHA, J. F.; CASARIN, V.; PROCHNOW, L. I. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira. **Informações agronômicas**, v. 130, n. 6, p. 1-11, 2010.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. Oficina de textos, 2016.

DROSE, A.; VALENTINI, M. H. K.; DUARTE, V.; SANTOS, G.; NADALETI, W. C.; VIEIRA, B. M. Utilização de Métodos Estatísticos Multivariados no Monitoramento da Lagoa Mirim. **Meio Ambiente (Brasil)**, v. 2, n. 4, p. 58-67, 2020.

FIA, R.; MATOS, A. T.; CORADI, P. C.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Ambi-Agua**, v. 4, n. 1, p. 132-141, 2009.

FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. **Relatório da qualidade da água superficial da Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim e do Canal São Gonçalo**. Porto Alegre (RS). 2021.

FRANZ, H. S.; PERTILLE, J.; KUNST-VALENTINI, M. H.; DOS SANTOS, G. B.; PONTES, G. S.; GUEDES, H. A. Assessment of shallow groundwater quality for drinking purposes: an integrated approach based on the water quality index and the use of multivariate statistical analyses, southern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 81, n. 18, 2022.

GEBLER, L.; BERTOL, I.; RAMOS, R. R.; BARBOSA, F. T.; SCHRAMMEL, B. M.; LOUZADA, J. A. S. Arraste superficial de fósforo reativo em pequenas bacias hidrográficas sob

diferentes tipos de manejo agrícola e possível impacto nos recursos hídricos e no sistema de gestão: uma proposta preliminar. In: **Congreso Interamericano De Ingenieria Sanitaria Y Ambiental**, 32. Foro Interamericano Sobre Servicios De Agua Y Saneamiento, 2., 2010, Bávaro, República Dominicana. El cumplimiento de las metas del milênio em la busqueda de la universalizacion de los servicios. [SI]: AIDIS, 2010.

GOMES, J. P.; SANTOS, G. B.; VALENTINI, M. H. K.; VIEIRA, B; M. Avaliação da variabilidade de parâmetros da qualidade das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Jaguarão. **Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul**, n. 40, p. 31-45, 2022.

GOUVÊA, T.; ZARNOT, D. H.; ALBA, J. M. F. Caracterização geoambiental e histórico do processo de desenvolvimento da bacia da Lagoa Mirim. In: ALBA, J. M. F. **Sustentabilidade Socioambiental da Bacia da Lagoa Mirim**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2010. Cap. 1, p. 19-30.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas de saneamento: abastecimento de água e esgotamento sanitário** /IBGE, Coordenação de Geografia e Coordenação de Recursos Naturais e Meio Ambiente. - 3. ed. - Rio de Janeiro: IBGE, p. 19, 2021.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE CIDADES**. 2017. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br>. Acesso em: 21 jan. 2023.

JI, Y.; WU, J.; WANG, Y.; ELUMALAI, V.; SUBRAMANI, T. Seasonal variation of drinking water quality and human health risk assessment in Hancheng City of Guanzhong Plain, China. **Exposure and health**, v. 12, p. 469-485, 2020.

KUMAR, V.; SHARMA, A.; CHAWLA, A.; BHARDWAJ, R.; THUKRAL, A. K. Water quality assessment of river Beas, India, using multivariate and remote sensing techniques. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 3, p. 1-10, 2016.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235f. Tese de doutorado - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LIMA, R. N. S.; RIBEIRO, C. B. M.; BARBOSA, C. C. F.; ROTUNNO FILHO, O. C. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.21, n.1, p.139-150, 2016.

LI, P.; WU, J. Drinking water quality and public health. **Exposure and Health**, v. 11, n. 2, p. 73-79, 2019.

LOPES-TIBURTIUS, E. R.; PERALTA-ZAMORA, P. Contaminação de águas por BTXS e processos utilizados na remediação de sítios contaminados. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 441-446, 2004.

MACHADO, S. L. O.; MARCHEZAN, E.; RIGHES, A. A.; CARLESSO, R.; VILLA, S. C. C.; CAMARGO, E. R. Consumo de água e perdas de nutrientes e de sedimentos na água de drenagem inicial do arroz irrigado. **Ciência Rural**, v. 36, p. 65-71, 2006.

MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L.; CARVALHO, F. D. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 4, 2015.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomias Pampa Sudamericano**. Acervo da coleção 1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso do Solo do Pampa Sul-Americano, 2019. Disponível em: <https://pampa.mapbiomas.org/project>. Acesso: 05 de jan. 2023.

MOURA, M. M.; ARAÚJO, M. M. F.; CASTRO, T. A. D.; LEANDRO, D. Suscetibilidade a Inundação da Bacia Hidrográfica do Rio Piratini – RS. **Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade**, v.6, n.2, p.17-25, 2019.

ODONKOR, S. T.; AMPOFO, J. K. Escherichia coli as an indicator of bacteriological quality of water: an overview. **Microbiology research**, v. 4, n. 1, 2013.

OGASSAWARA, J. F.; NUNES, A. B.; RIQUETTI, N. B. **Eventos extremos de precipitação na Bacia Hidrográfica do Rio Piratini**: relação com Enos e estudo de caso. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 28, p. 342-364, 2021.

PANDEY, P. K.; KASS, P. H.; SOUPIR, M. L.; BISWAS, S.; SINGH, V. P. Contamination of water resources by pathogenic bacteria. **Amb Express**, v. 4, n. 1, p. 1-16, 2014.

PANTANO, G.; GROSSELI, G. M.; MOZETO, A. A.; FADINI, P. S. Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Química Nova**, v. 39, p. 732-740, 2016.

PHILIPP, R. P.; MACHADO, R. Ocorrência e significado dos septos do embasamento encontrados nas suítes graníticas do Batólito Pelotas, RS, Brasil. **Pesquisas em Geociências**, v. 29, n.1, p.43-60, 2002.

PINTO, C. C.; CALAZANS, G. M.; OLIVEIRA, S. C. Assessment of spatial variations in the surface water quality of the Velhas River Basin, Brazil, using multivariate statistical analysis and nonparametric statistics. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, p. 1-13, 2019.

RAMGRAB, G. E.; WILDNER, W. **Programa de Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil**. Folha SH.22- Y- C. CPRM. Porto Alegre, Estado do Rio Grande do Sul. Escala 1:250.000 - Brasília, 1999.

ROCHA, C. H. B.; PEREIRA, A. M. Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 1, p. 176–187, 2016.

SANTOS, G. B.; VALENTINI, M. H. K.; SILVA, L. A.; FRANZ, H. S.; CORRÊA, B. L.; SILVA, M. A.; CORRÊA, M. G.; VIEIRA, B. M.; NADALETI, W. C.; VIEIRA, B. M. Análise da

qualidade das águas do Arroio Moreira/Fragata (RS) através de métodos estatísticos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 4, p. 217-226, 2020a.

SANTOS, G. B.; VALENTINI, M. H. K.; SILVA, L. A.; FRANZ, H. S.; CORRÊA, B. L.; VIANA, F. V.; CORRÊA, G. M.; VIEIRA, B. M.; NADALETI, W. C.; LEANDRO, D.; VIEIRA, B. M. Avaliação dos parâmetros e do índice de qualidade de água para o Arroio Moreira/Fragata, Pelotas/RS. **Revista Ibero-Americana De Ciências Ambientais**, v. 11, n. 4, p. 287–299, 2020b.

SANTOS G. B.; VALENTINI M. H. K.; VIEIRA B. M. Análise de regressão linear aplicada à modelagem de uma nova equação para o monitoramento de qualidade da água: estudo de caso do Arroio Moreira/Fragata. **Revista Ambientale**, v. 13, p. 13-27, 2021.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, n. 4, p. 464-475, 2007.

SILVEIRA, V. R.; KUNST VALENTINI, M. H.; DOS SANTOS, G. B.; NADALETTI, W. C.; VIEIRA, B. M. Assessment of the Water Quality of the Mirim Lagoon and the São Gonçalo Channel Through Qualitative Indices and Statistical Methods. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 232, n. 5, p. 1–13, 2021.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos** - 2015. Brasília: SNSA/MCIDADES, 212p, 2017.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 263- 274, 2014.

TORMAM, M. F.; BORK, C. K.; GUEDES, H. A. S.; MANZKE, J.; FERRÃO, A. L. Variabilidade sazonal da qualidade da água na Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade**, v. 4, n. 2, p. 54-59, 2017.

VALENTINI, M. H. K.; SANTOS, G. B.; DUARTE, V. H.; DROSE, A.; VIEIRA, B. M.; VIANA, F. V.; CORRÊA, M. G.; GUEDES, H. A. S.; NADALETI, W. C.; VIEIRA, B. M. Monitoramento e identificação de grupos de poluentes da Lagoa Mirim. **Revista Ibero-Americana De Ciências Ambientais**, v. 11, n. 4, p. 228–235, 2020.

VALENTINI, M. H. K.; SANTOS, G. B.; DUARTE, V. H.; FRANZ, H. S.; GUEDES, H. A. S.; ROMANI, R. F.; VIEIRA, B. M. Analysis of the Influence of Water Quality Parameters in the Final WQI Result Through Statistical Correlation Methods: Mirim Lagoon, RS, Brazil, Case Study. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 232, p. 1-10, 2021a.

VALENTINI, M. H. K.; SANTOS, G. B.; DUARTE, V. H.; VIEIRA, B. M. Análise da influência de fatores naturais sobre a condição de balneabilidade das praias da cidade de Itapoá (Santa Catarina). **Meio Ambiente (Brasil)**, 3(2), 45–55, 2021b.

VALENTINI, M. H. K.; DOS SANTOS, G. B.; DE LIMA CORRÊA, B.; FRANZ, H. S.; DA SILVA, L. A.; LEANDRO, D. Analysis of the influence of natural factors on the bathing condition

of beaches in the cities of Garopaba, Imbituba and Laguna, in the state of Santa Catarina—Brazil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 6, p. 3449-3460, 2021c.

VALENTINI, M.; SANTOS, G. B.; VIEIRA, B. M. Multiple linear regression analysis (MLR) applied for modeling a new WQI equation for monitoring the water quality of Mirim Lagoon, in the state of Rio Grande do Sul—Brazil. **SN Applied Sciences**, v. 3, p. 1-11, 2021d.

VALENTINI, M. H. K.; SANTOS, G. B.; FRANZ, H. S.; VIEIRA, B. M. Avaliação da qualidade da Lagoa Mirim por meio de métodos estatísticos e índice de violação. **Revista Ambientale**, v. 13, n. 1, p. 28-37, 2021e.

VAN VLIET, M. T.; JONES, E. R.; FLÖRKE, M.; FRANSSEN, W. H.; HANASAKI, N.; WADA, Y.; YEARSLEY, J. R. Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 2, 2021.

WANG, Y.; WANG, P.; BAI, J.; TIAN, Z.; LI, J.; SHAO, X.; MUSTAVICHI, L.F.; LI, B. Assessment of surface water quality via multivariate statistical techniques: a case study of the Songhua River Harbin region, China. **Journal of hydro-environment research**, v. 7, n. 1, p. 30-40, 2013.

WHATELY, M.; CAMPANILI, M. **O século da escassez: Uma nova cultura de cuidado com a Água: Impasses e Desafios**. Editora Schwarcz-Companhia das Letras, 2016.

ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. Caracterização da água da microbacia do córrego rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 4, p. 732–741, 2010.