

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS  
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

RICARDO GABRIEL BANDEIRA DE ALMEIDA

Subsídios para o aperfeiçoamento do monitoramento de rios do estado de São Paulo em relação a parâmetros de qualidade da água e a aspectos espaciais e temporais da rede

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos (SP)

2022



RICARDO GABRIEL BANDEIRA DE ALMEIDA

Subsídios para o aperfeiçoamento do monitoramento de rios do estado de São Paulo em relação a parâmetros de qualidade da água e a aspectos espaciais e temporais da rede

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutor em Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Davi Gasparini  
Fernandes Cunha

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos (SP)

2022

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

A447s Almeida, Ricardo Gabriel Bandeira de  
Subsídios para o aperfeiçoamento do monitoramento de rios do estado de São Paulo em relação a parâmetros de qualidade da água e a aspectos espaciais e temporais da rede / Ricardo Gabriel Bandeira de Almeida; orientador Davi Gasparini Fernandes Cunha. São Carlos, 2022.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2022.

1. Aspectos qualitativos da água. 2. Concentrações basais. 3. Eficiência de monitoramento. 4. Enquadramento dos recursos hídricos. 5. Estado de São Paulo. 6. Redes de monitoramento. 7. Sistemas lóticos. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

## FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **RICARDO GABRIEL BANDEIRA DE ALMEIDA.**

Título da tese: "Subsídios para o aperfeiçoamento do monitoramento de rios do estado de São Paulo em relação a parâmetros de qualidade da água e a aspectos espaciais e temporais da rede".

Data da defesa: 01/07/2022.

### Comissão Julgadora

### Resultado

Prof. Associado **Davi Gasparini Fernandes Cunha**  
**(Orientador)**  
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

APROVADO

Profa. Dra. **Silvia Maria Alves Correa Oliveira**  
(Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG)

APROVADO

Prof. Dr. **Paulo Fernando Soares**  
(Universidade Estadual de Maringá/UEM)

APROVADO

Dra. **Marta Condé Lamparelli**  
(Companhia Ambiental do Estado de São Paulo/CETESB)

APROVADO

Prof. Dr. **Björn Gücker**  
(Universidade Federal de São João del-Rei/UFSJ)

APROVADO

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Prof. Dr. **Luiz Antonio Daniel**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:  
Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**



## DEDICATÓRIA

*Dedico esse trabalho à minha família, pelo apoio, amor e carinho incondicionais, e por me ensinar que a perseverança e a dedicação são as maiores aliadas para superar cada obstáculo da caminhada chamada “vida”.*



## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a Deus, por me proporcionar uma vida com muita saúde e inúmeras oportunidades.

A minha namorada, Luma, pela compreensão e paciência nesse ciclo de quatro anos. Não deve ter sido fácil ouvir tantas vezes sobre monitoramento de qualidade da água! Também agradeço pelo amor, carinho e companheirismo nesses mais de nove anos juntos.

Aos meus pais e irmãos, por todo amor, carinho e apoio em cada decisão tomada. Agradeço por me mostrarem os melhores caminhos para avançar com sucesso cada etapa da minha jornada.

Ao professor Davi Gasparini, pelos ensinamentos durante a pesquisa, pelas diversas conversas para definição de critérios e ajuste de metodologia, pelas leituras atentas e sugestões em cada entrega da tese e dos manuscritos. Certamente isso me fez evoluir como pesquisador! Agradeço também pelo voto de confiança em aceitar esse desafio mesmo sabendo que meu tempo seria dividido entre o doutorado e as atividades no Serviço Geológico do Brasil.

A minha eterna professora e amiga Márcia Damianovic, por ser minha mentora como pesquisador desde os tempos da graduação. Espero que possamos voltar a trabalhar juntos em outras oportunidades!

A Marta Lamparelli, pela ajuda nas diversas dúvidas sobre o monitoramento da CETESB e pela participação ativa em todo o período da pesquisa. Agradeço também pela parceria na escrita dos manuscritos.

Ao Walter Dodds, pelo auxílio na elaboração dos manuscritos e pelas dicas valiosas para tornar os artigos mais atrativos ao leitor internacional.

A CETESB, por manter as portas abertas para a apresentação da proposta da pesquisa e pelas críticas construtivas à metodologia. Sem dúvida, isso proporcionou propostas de adequação da rede mais factíveis do ponto de vista operacional.

Aos colegas do PPG-SHS, em especial, Cristiane Farias, Karen Zambrano, Marcus Nóbrega e Pedro Braga pela parceria nas diversas disciplinas que cursamos juntos.

Aos colegas do Serviço Geológico do Brasil, pelas conversas descontraídas sobre o rumo da pesquisa, pelo auxílio na elaboração dos *scripts* de programação e na utilização das ferramentas de SIG. Também agradeço por assumirem as minhas atribuições nos dois períodos de licença integral.

Aos colegas da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, Fabrício Alves e Érika Hessen, pela prontidão em auxiliar com o inventário de pontos de monitoramento na área de estudo.

Aos funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento, por todo apoio administrativo durante o período do doutorado.

Ao Serviço Geológico do Brasil, pela oportunidade de realização do doutorado concomitantemente às atividades da empresa.

A USP, por manter as portas abertas desde a graduação em Engenharia Ambiental. Tenho o prazer de frequentar essa Universidade por mais de 14 anos e posso dizer que sou “prata da casa”. Espero que ela tenha vida longa e que outros alunos tenham a oportunidade de se formarem como profissionais em uma universidade de excelência, assim como eu tive.

“A intuição, não testada e não comprovada,  
é uma garantia insuficiente da verdade.”

Bertrand Russell (1929)



## RESUMO

DE ALMEIDA, R. G. B. **Subsídios para o aperfeiçoamento do monitoramento de rios do estado de São Paulo em relação a parâmetros de qualidade da água e a aspectos espaciais e temporais da rede.** 2022. 274 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

A presente pesquisa apresenta subsídios para o aperfeiçoamento da rede de monitoramento da qualidade da água de rios do estado de São Paulo quanto aos aspectos espaciais, temporais e de parâmetros de interesse. Também reporta estimativas de concentrações de referência como possíveis critérios de enquadramento de rios na área de estudo. Para isso, foram compilados dados de 160 pontos de monitoramento, de 2004 a 2018, para parâmetros que compõem os índices IQA<sup>1</sup>, IVA<sup>2</sup> e IAP<sup>3</sup> monitorados em frequência bimestral ou trimestral pela CETESB<sup>4</sup> em sete UGRHIs<sup>5</sup> representantes de diferentes usos do solo. Foram empregadas técnicas estatísticas (e.g., análise de agrupamento, teste de hipótese, teste Post Hoc e análise de componentes principais rotacionadas) associadas à definição dos objetivos de monitoramento, à estratégia de amostragem estratificada e a critérios objetivos para a elaboração das propostas de adequação da rede. Os métodos do MJP<sup>6</sup> e da Triseção foram utilizados para estimar as concentrações de referência. Os resultados indicaram que os pontos de monitoramento concentraram-se nos corpos hídricos mais impactados pelas atividades antrópicas, condição que gerou redundância de dados nessas áreas e escassez em outras, além de um reduzido número de pontos representativos de condições de referência. Nas UGRHIs com as maiores densidades populacionais, reduções de até 12% do número de pontos seriam possíveis, enquanto nas UGRHIs mais heterogêneas quanto aos atributos ambientais (e.g., uso e ocupação do solo, precipitação e tipos de solo), expansões de até 390% seriam necessárias. A frequência de monitoramento, por sua vez, poderia ser reduzida em quatro UGRHIs, que passariam a ter de duas a cinco amostragens anuais. Em todas as UGRHIs, seria possível a exclusão do monitoramento de pelo menos um parâmetro pertencente ao IVA ou ao IAP, por exemplo, o cobre dissolvido e o mercúrio total, com a exclusão sugerida em seis UGRHIs. A avaliação integrada das propostas de adequação espacial, temporal e de parâmetros é um aspecto chave para viabilizar a revisão da rede, principalmente em condições de recursos financeiros limitados. A economia gerada pelas

---

<sup>1</sup> Índice de qualidade das águas

<sup>2</sup> Índices de qualidade das águas para proteção da vida aquática e de comunidades aquáticas

<sup>3</sup> Índice de qualidade das águas brutas para fins de abastecimento público

<sup>4</sup> Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

<sup>5</sup> Unidades de gerenciamento de recursos hídricos

<sup>6</sup> Melhor Julgamento Profissional

reduções de frequência e de parâmetros de monitoramento poderia subsidiar a expansão da rede em áreas com escassez de dados, por exemplo. Os métodos do MJP e da Triseção resultaram em concentrações de referência convergentes para a maioria dos parâmetros. De forma geral, as UGRHIs apresentaram diferentes demandas quanto à adequação da rede, além de condições de referência distintas para alguns parâmetros. Esses aspectos reforçam a pertinência da abordagem mais individualizada adotada na pesquisa para o monitoramento e controle da qualidade da água. A expectativa é que a metodologia utilizada proporcione redes com melhor custo-benefício, mais representativas nas dimensões espacial e temporal e que forneçam aos gestores de recursos hídricos dados que considerem a variabilidade natural da qualidade da água nas bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Aspectos qualitativos da água. Concentrações basais. Eficiência de monitoramento. Enquadramento dos recursos hídricos. Estado de São Paulo. Redes de monitoramento. Sistemas lógicos.

## ABSTRACT

DE ALMEIDA, R. G. B. **Support for the improvement of São Paulo State river monitoring concerning water quality parameters and spatio-temporal aspects of the network.** 2022. 274 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

The present study provides support for the improvement of the São Paulo State river water quality monitoring network concerning parameters of interest and spatio-temporal aspects. It also reports estimates of reference concentrations as possible framework criteria to rivers and streams in the study area. Monitoring data from 160 river/stream sites were compiled (from 2004 to 2018) for the parameters that make up the indexes WQI<sup>7</sup>, WQIAL<sup>8</sup>, and WQIPS<sup>9</sup> monitored bimonthly or quarterly by CETESB<sup>10</sup> in seven UGRHIs<sup>11</sup> representative of contrasting land uses. We applied statistical techniques (e.g., cluster analysis, hypothesis test, Post Hoc test, and rotated principal component analysis) associated with monitoring goals definition, stratified sampling strategy, and clear objective criteria to develop the network update proposals. The BPJ<sup>12</sup> and the Trisection methods were used for estimating the reference concentrations. Our results indicated the concentration of monitoring sites in highly modified aquatic systems. This condition generated data redundancies in such areas, a shortage in others, and a lack of monitoring sites representative of reference conditions. In the UGRHIs with the highest population densities, reductions of up to 12% would be possible in the number of sites. On the other hand, expansions of up to 390% would be necessary for the most heterogeneous UGRHIs in relation to environmental features (e.g., land use, precipitation, and soil types). The sampling frequencies could be reduced in four UGRHIs, where from two to five annual samplings would be feasible. For all the UGRHIs, at least one parameter belonging to WQIAL or WQIPS could be excluded from the monitoring scheme, for example, dissolved copper and total mercury, with the suggested exclusion in six UGRHIs. Especially under financial constraints, an integrated assessment of the spatial, frequencies, and parameters update proposals' is crucial to the network revision. The savings from the monitoring frequencies and parameters' reductions could afford the network expansions to areas with limited data, for example. The BPJ and the Trisection methods provided consistent estimates of the reference concentrations for most of the parameters. In

---

<sup>7</sup> Water quality index.

<sup>8</sup> Water quality index for the protection of aquatic life and aquatic communities

<sup>9</sup> Water quality index for raw water for public water supply

<sup>10</sup> State environmental agency (CETESB, "Companhia Ambiental do Estado de São Paulo")

<sup>11</sup> Water resources management units (UGRHIs, "Unidades de gerenciamento de recursos hídricos")

<sup>12</sup> Best Professional Judgment

general, the UGRHIs presented contrasting demands to the network update and different reference concentrations for some parameters. These aspects highlighted the importance of the more customized approach adopted in this study for water quality monitoring and regulation. We expect that the employed methodology provides networks with better cost-benefit, more representative in the spatial and temporal dimensions, and able to provide the water resources managers data that consider the natural water quality variability in the watersheds.

**Keywords:** Baseline concentrations. Lotic systems. Monitoring efficiency. Monitoring networks. São Paulo State. Water quality surveillance. Water resources framework criteria.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Evolução do número de amostragens anuais e dos pontos de monitoramento de redes de qualidade da água em operação no Brasil após 2001 .....	45
Figura 2 - Evolução dos pontos de monitoramento da qualidade da água em rios e reservatórios no Brasil até 2017 e pontos previstos para a RNQA .....	46
Figura 3 - Densidade mínima de pontos de monitoramento de qualidade da água para as regiões hidrográficas definidas por ANA (2012) para a RNQA. Regiões 1 (verde), 2 (laranja), 3 (vermelho), 4 (azul) delimitadas em função de características hídricas e de qualidade da água.....	47
Figura 4 - Divisão do estado de São Paulo em UGRHIs, conforme a Lei nº 16.337 de 2016 (SÃO PAULO, 2016).....	49
Figura 5 - Evolução no número de pontos de amostragem da rede básica de monitoramento da qualidade da água operada pela CETESB no estado de São Paulo .....	50
Figura 6 - Etapas básicas para o planejamento de redes de monitoramento da qualidade da água, considerando alguns dos principais guias publicados (ANZECC; ARMCANZ, 2000; WMO, 2013; BORDEN; ROY, 2015; CCME, 2015). As linhas pontilhadas indicam os caminhos que podem gerar ou não entradas (ou alterações) nas etapas subsequentes, já as linhas contínuas, representam aqueles que geram entradas nas etapas subsequentes.....	53
Figura 7 - Mapa do estado de São Paulo com destaque para as sete UGRHIs estudadas na presente pesquisa .....	63
Figura 8 - Fluxograma geral das etapas da pesquisa.....	65
Figura 9 - Exemplo de dendrograma gerado na análise de agrupamento pelo método aglomerativo hierárquico, com siglas de pontos de monitoramento de qualidade da água no eixo das abscissas e distância de ligação nas ordenadas .....	71
Figura 10 - Fluxograma adotado para a elaboração da proposta de adequação espacial da rede de monitoramento em cada UGRHI .....	75
Figura 11 - Fluxograma adotado para a avaliação da representatividade dos pontos de monitoramento quanto aos estratos prioritários para o objetivo de análise de tendência e para o objetivo de estabelecimento de condições de referência .....	85

Figura 12 - Índice Silhouette Geral em função do número de grupos de pontos de monitoramento formados na análise de agrupamento para a UGRHI 09. A linha tracejada indica o valor de 0,71, utilizado como critério para identificação de forte estrutura dos agrupamentos.....	90
Figura 13 - Resultado dos índices Silhouette individuais para cada ponto de monitoramento, considerando a solução de 13 grupos na análise de agrupamento para a UGRHI 09.....	91
Figura 14 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 01 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento .....	91
Figura 15 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 03 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento. Maior destaque é dado aos grupos com mais de um ponto de monitoramento, pois indicam a presença de redundância.....	92
Figura 16 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 06 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento. Maior destaque é dado aos grupos com mais de um ponto de monitoramento, pois indicam a presença de redundância.....	92
Figura 17 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 09 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento. Maior destaque é dado aos grupos com mais de um ponto de monitoramento, pois indicam a presença de redundância.....	93
Figura 18 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 11 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento. Maior destaque é dado aos grupos com mais de um ponto de monitoramento, pois indicam a presença de redundância.....	93
Figura 19 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 14 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento. Maior destaque é dado aos grupos com mais de um ponto de monitoramento, pois indicam a presença de redundância.....	94
Figura 20 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 15 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento. Maior destaque é dado aos grupos com mais de um ponto de monitoramento, pois indicam a presença de redundância.....	94
Figura 21 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo de análise de tendência na UGRHI 03. Os números 1, 6, 7 e 8 representam os identificadores de cada estrato.....	97

Figura 22 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo de estabelecimento de condições de referência na UGRHI 03. Os números 1, 6, 7 e 8 representam os identificadores de cada estrato .....	97
Figura 23 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 01 com pontos de mantidos da rede pré-existente .....	100
Figura 24 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 03 com pontos mantidos da rede pré-existente e trechos de rios prioritários para a expansão visando ao objetivo de estabelecimento de condições de referência .....	100
Figura 25 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 06 com pontos de mantidos da rede pré-existente, trechos de rios prioritários para a expansão visando ao objetivo de análise de tendência e ao atendimento simultâneo aos objetivos de análise de tendência e estabelecimento de condições de referência .....	101
Figura 26 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 09 com pontos mantidos da rede pré-existente e trechos de rios prioritários para a expansão visando ao objetivo de análise de tendência .....	101
Figura 27 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 11 com pontos mantidos da rede pré-existente, trechos de rios prioritários para a expansão visando ao objetivo de análise de tendência e ao atendimento simultâneo aos objetivos de análise de tendência e estabelecimento de condições de referência .....	102
Figura 28 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 14 com pontos mantidos da rede pré-existente e trechos de rios prioritários para a expansão visando ao objetivo de análise de tendência .....	102
Figura 29 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 15 com pontos mantidos da rede pré-existente e trechos de rios prioritários para a expansão visando ao objetivo de análise de tendência .....	103
Figura 30 - Fluxograma adotado para a elaboração da proposta de adequação da frequência de amostragem da rede de monitoramento em cada UGRHI. Os grupos a que o fluxograma se refere foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA .....	122

Figura 31 - Comparações entre os bimestres realizadas no teste Post Hoc Dunn-Sidak para os períodos chuvoso e seco no estado de São Paulo .....	124
Figura 32 - Demandas de amostragens nos períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 01 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA .....	133
Figura 33 - Demandas de amostragens no períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 03 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA .....	133
Figura 34 - Demandas de amostragens nos períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 06 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA .....	134
Figura 35 - Demandas de amostragens nos períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 09 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA .....	134
Figura 36 - Demandas de amostragens nos períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 11 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. NTK+ nitrato representa a soma de NTK e nitrato. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA .....	135
Figura 37 - Demandas de amostragens nos períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 14 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA .....	135

Figura 38 - Demandas de amostragens nos períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 15 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA..... 136

Figura 39 - Fluxograma adotado para a elaboração da proposta de adequação de parâmetros de monitoramento da qualidade da água em cada UGRHI. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. Os pontos selecionados para a proposta de adequação de frequência e, conseqüentemente, para a adequação de parâmetros, foram os mais representativos de cada grupo formado na análise de agrupamento ..... 157

Figura 40 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 01 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para o parâmetro avaliado..... 167

Figura 41 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 03 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo

violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para o parâmetro avaliado.....168

Figura 42 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 06 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para o parâmetro avaliado.....169

Figura 43 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 09 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para o parâmetro avaliado.....170

Figura 44 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 11 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo

violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) para o parâmetro avaliado..... 171

Figura 45 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 14 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL,2005) para o parâmetro avaliado..... 172

Figura 46 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 15 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) para o parâmetro avaliado..... 173

Figura 47 - Fluxograma adotado para a determinação de concentrações de referência em cada UGRHI..... 187



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Comparativo entre algumas redes de monitoramento de qualidade da água em operação no Brasil e em países de diferentes continentes quanto à frequência de amostragem e aos parâmetros de qualidade da água monitorados .....	52
Tabela 2 - Comparativo entre a densidade de pontos de monitoramento em algumas redes de qualidade de água superficial em operação no Brasil, em países do continente europeu, além da recomendação da EEA.....	54
Tabela 3 - Visão geral de estudos para o aperfeiçoamento de redes de monitoramento de qualidade da água superficial. Para cada referência, são apresentados a área de estudo, os objetivos propostos e os métodos utilizados .....	57
Tabela 4 - Trabalhos que utilizaram técnicas estatísticas multivariadas para o aperfeiçoamento de redes de monitoramento de qualidade da água. Para cada referência, são apresentados a área de estudo, os objetivos propostos e os métodos utilizados .....	58
Tabela 5 - Estudos que objetivaram a definição de concentrações de referência, com países, parâmetros de interesse, metodologia empregada e referência .....	60
Tabela 6 - Informações específicas sobre as UGRHIs estudadas e do estado de São Paulo, incluindo área total, população, densidade populacional e usos predominantes em termos de área de acordo com a classificação de IBGE (2018a).....	64
Tabela 7 - Parâmetros de monitoramento compilados para rios do estado de São Paulo e considerados nas análises da pesquisa .....	66
Tabela 8 - Bases cartográficas utilizadas na presente pesquisa e os respectivos anos de referência, escalas, resoluções e fontes de informações .....	67
Tabela 9 - Resumo da seleção dos pontos de monitoramento aptos à aplicação das análises estatísticas, com número de pontos pré-existent, densidade inicial de monitoramento, número de pontos selecionados e número de rios representados em cada UGRHI após a seleção.....	68
Tabela 10 - Comparação entre os principais métodos de ligação da análise de agrupamento sob o seu aspecto conceitual, além de algumas vantagens e desvantagens de sua aplicação ..	72

Tabela 11 - Resumo da consistência da base de dados de qualidade da água utilizada na proposta de adequação espacial, com a avaliação de dados censurados e faltantes, além do ano de corte das séries de dados em cada UGRHI analisada.....	77
Tabela 12 - Objetivos de monitoramento da qualidade da água e respectivos critérios de classificação adotados para os pontos de monitoramento no presente estudo .....	81
Tabela 13 - Classes que compõem as camadas de entrada para a definição dos estratos na etapa de avaliação de representatividade espacial da rede de monitoramento .....	83
Tabela 14 - Características das séries aprovadas para a análise de agrupamento, com número total de dados, mediana, percentil 10% e percentil 90% para os dados de <i>E. coli</i> , pH, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), temperatura (T), turbidez (Turb), sólidos totais (ST) e OD em todas as UGRHIs.....	88
Tabela 15 - Coeficientes de correlação cofenética para os diferentes métodos de ligação na UGRHI 09 associados à distância euclidiana quadrada .....	89
Tabela 16 - Resumo dos resultados da análise de agrupamento, com o método de ligação mais apropriado, coeficiente de correlação cofenética, índice Silhouette Geral, número de grupos formados e número de pontos de monitoramento redundantes quanto aos parâmetros do IQA em cada UGRHI.....	90
Tabela 17 - Resultados para a definição dos objetivos de monitoramento em cada UGRHI, com número de pontos que atendem a cada objetivo e número de pontos pré-existentes que poderiam ser excluídos com base na redundância quanto aos parâmetros do IQA e nos objetivos de monitoramento. Um ponto de monitoramento pode atender a mais de um objetivo ao mesmo tempo .....	95
Tabela 18 - Principais resultados da estratégia de amostragem estratificada e da avaliação de representatividade em cada UGRHI, incluindo números de estratos identificados para os objetivos de análise de tendência e de estabelecimento de condições de referência. Também são apresentados os números e as porcentagens de estratos representados pelos pontos de monitoramento pré-existentes .....	98
Tabela 19 - Principais resultados da proposta de adequação espacial para cada UGRHI, incluindo pontos de monitoramento mantidos, número de estratos para expansão da rede visando à análise de tendência, ao estabelecimento de condições de referência e ao	

atendimento simultâneo de ambos os objetivos. Também está apresentada a proposta final para a densidade de pontos de monitoramento .....	99
Tabela 20 - Redundância estatística dos pontos mantidos na rede quanto aos parâmetros do IQA após a proposta de adequação espacial e número de pontos que atendem a cada um dos quatro objetivos de monitoramento nas UGRHIs avaliadas. Um ponto pode atender simultaneamente a mais de um objetivo .....	104
Tabela 21 - Comparação dos resultados da presente pesquisa com alguns estudos de otimização de redes de monitoramento. Para cada referência estão apresentados a área de estudo (rio/país) e suas características ambientais, método de otimização, área de drenagem, número de pontos de monitoramento pré-existentes, número proposto de pontos de monitoramento, densidade inicial de pontos e densidade final de pontos proposta .....	109
Tabela 22 - Critérios para a definição do número de amostragens necessárias para os períodos chuvoso e seco a partir do número total de diferenças estatisticamente significativas identificadas no teste Post Hoc Dunn-Sidak .....	124
Tabela 23 - Pontos de monitoramento selecionados para a proposta de adequação da frequência de monitoramento, com o grupo representado pelo ponto entre parênteses. Os grupos foram formados na análise de agrupamento empregada na proposta de adequação espacial.....	126
Tabela 24 - Visão geral dos dados de entrada da proposta de adequação de frequência de amostragem, com número total de dados, número de dados no período chuvoso, número de dados no período seco, mediana, mediana do período chuvoso e mediana do período seco para os parâmetros <i>E. coli</i> , pH, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), turbidez (Turb), sólidos totais (ST) e OD. Os resultados estão apresentados para todas as UGRHIs estudadas .....	127
Tabela 25 - Diferenças estatisticamente significativas ( $\alpha = 0,05$ ) identificadas entre os bimestres por meio do teste Post Hoc para os parâmetros de interesse na UGRHI 11. Os resultados estão apresentados por grupo para os parâmetros <i>E. coli</i> , pH, soma de NTK e nitrato (NTK+NO <sub>3</sub> ), fósforo total (PT), turbidez (Turb), sólidos totais (ST) e OD. Os bimestres são identificados como 1 (outubro/novembro), 2 (dezembro/janeiro), 3 (fevereiro/março), 4 (maio/abril), 5 (junho/julho) e 6 (agosto/setembro). O símbolo “-” indica ausência de diferença estatisticamente significativa e o símbolo “+” indica a presença de	

diferença estatisticamente significativa. Os grupos foram formados na análise de agrupamento empregada na proposta de adequação espacial.....129

Tabela 26 - Indicação do número de amostragens necessárias nos períodos chuvoso, seco e frequência anual sugerida para os parâmetros de interesse na UGRHI 11, com base nas diferenças estatisticamente significativas identificadas no teste Post Hoc. Os resultados estão apresentados por grupo para os parâmetros *E. coli*, pH, soma de NTK e nitrato (NTK+NO<sub>3</sub>), fósforo total (PT), turbidez (Turb), sólidos totais (ST) e OD. Os grupos foram formados na análise de agrupamento empregada na proposta de adequação espacial .....131

Tabela 27 - Amostragens necessárias para os períodos chuvoso e seco para cada parâmetro de monitoramento nas UGRHIs estudadas. Também estão apresentadas as frequências finais propostas para cada período e para o ano. Os parâmetros analisados foram *E. coli*, pH, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total(PT), turbidez (Turb), sólidos totais (ST) e OD.....138

Tabela 28 - Razões entre o número de diferenças estatísticas significativas identificadas e o número total de diferenças estatísticas possíveis para cada bimestre no teste Post Hoc (relações de participação) aplicado aos parâmetros de qualidade da água em cada UGRHI. Os bimestres considerados foram outubro/novembro (Out/nov), dezembro/janeiro (Dez/jan), fevereiro/março (Fev/mar), abril/maio (Abr/mai), junho/julho (Jun/jul) e agosto/setembro (Ago/set). Sublinhadas apresentam-se as relações médias de participação dos bimestres que deveriam ser priorizados para o monitoramento nas UGRHIs, conforme metodologia empregada na pesquisa .....139

Tabela 29 - Proposta final de adequação de frequência de amostragem para as UGRHIs estudadas. São apresentados o número de amostragens necessárias e os bimestres prioritários para monitoramento nos períodos chuvoso e seco.....142

Tabela 30 - Visão geral de alguns estudos de otimização de frequência de amostragem de redes de monitoramento em comparação com a presente pesquisa. Para cada referência estão apresentados a área de estudo (rio/país), características da área de estudo, método de otimização, área de drenagem, frequência inicial de amostragem, frequência final proposta de amostragem .....145

Tabela 31 - Principais critérios empregados para a seleção (ou retenção) de componentes principais na análise de componentes principais e respectivos aspectos conceituais .....153

Tabela 32 - Visão geral dos dados de entrada para a proposta de adequação de parâmetros em todas as UGRHIs, com número total de dados, dados faltantes, limites de quantificação e

limites da Resolução CONAMA n ° 357/2005 (BRASIL, 2005) para rios enquadrados como classe 2. Também estão apresentados a mediana, percentil 10% e percentil 90% para os dados de cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante ..... 161

Tabela 33 - Critérios de avaliação utilizados para a seleção dos parâmetros inelegíveis à ACPR na UGRHI 01. São apresentados, para cada grupo da análise de agrupamento, a classe de enquadramento do ponto de monitoramento avaliado, os dados faltantes, dados que violaram os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para a classe de enquadramento do rio e dados censurados para os parâmetros cádmio total (Cd) chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante (Surf). Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA..... 164

Tabela 34 - Avaliação das correlações do conjunto de dados de entrada da ACPR para cada grupo da UGRHI 01, com determinante da matriz de correlação, medida de adequação e significância do teste de esfericidade Bartlett. Os resultados da ACPR também estão apresentados, com os pesos dos parâmetros ferro total (Fe), alumínio total (Al) e surfactante para o único fator retido e a respectiva variância explicada ..... 165

Tabela 35 - Proposta final de adequação de parâmetros de monitoramento da qualidade da água nas UGRHIs estudadas. Os resultados são apresentados para os parâmetros cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante ..... 174

Tabela 36 - Exemplos de estudos que adotaram o método do MJP com diferentes critérios para a identificação de corpos hídricos ou pontos de monitoramento de referência ..... 185

Tabela 37 - Visão geral dos dados de entrada do IQA para a estimativa de concentrações de referência em todas as UGRHIs estudadas, com número total de dados, dados faltantes, limites de quantificação e limites da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para os parâmetros *E. coli*, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e OD..... 191

Tabela 38 - Visão geral dos dados de entrada do IAP e IVA para a estimativa de concentrações de referência em todas as UGRHIs estudadas, com número total de dados, dados faltantes, limites de quantificação e limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) para os parâmetros cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante.....192

Tabela 39 - Concentrações de referência estimadas pelos métodos do MJP e da Triseção em cada UGRHI estudada. São apresentados os valores de referência para os parâmetros *E. coli*, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e OD, bem como a proporção de dados censurados na série utilizada no MJP e os limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) .....195

Tabela 40 - Concentrações de referência estimadas pelos métodos do MJP e da Triseção em cada UGRHI estudada. São apresentados os valores de referência para os parâmetros cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante, bem como proporção de dados censurados na série utilizada no MJP e os limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005).....197

Tabela 41- Valores ou faixas de referência estimados em estudos desenvolvidos para rios de diferentes países. Estão apresentados os resultados para *E. coli*, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), OD, cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu) e zinco total (Zn). Com exceção da *E. coli*, os demais parâmetros apresentam a unidade de mg/L. As faixas de referência apresentadas para o presente estudo consideraram os valores máximos e mínimos estimados pelos métodos MJP e da Triseção em todas as UGRHIs estudadas .....201

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACP	-	Análise de componentes principais
ACPR	-	Análise de componentes principais rotacionadas
AF	-	Análise fatorial
ANA	-	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ANOVA	-	Análise de variância
CETESB	-	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	-	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	-	Demanda bioquímica de oxigênio
<i>E. coli</i>	-	<i>Escherichia coli</i>
ETE	-	Estação de tratamento de efluentes
IAP	-	Índice de qualidade das águas brutas para fins de abastecimento público
INMETRO	-	Instituto Nacional de Metrologia, Padronização e Qualidade Industrial
IQA	-	Índice de qualidade das águas
IVA	-	Índices de qualidade das águas para proteção da vida aquática e de comunidades aquáticas
MJP	-	Melhor Julgamento Profissional
NTK	-	Nitrogênio total Kjeldahl
OD	-	Oxigênio dissolvido
PNMA	-	Política Nacional de Meio Ambiente
PNRH	-	Política Nacional de Recursos Hídricos
RNQA	-	Rede Nacional de Monitoramento das Águas Superficiais
SIG	-	Sistema de informações geográficas
SISNAMA	-	Sistema Nacional de Meio Ambiente
UGRHI	-	Unidade de gerenciamento de recursos hídricos



## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	37
2 HIPÓTESES.....	41
3 OBJETIVOS .....	42
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	43
4.1 Aspectos legais do monitoramento da qualidade da água no Brasil .....	43
4.2 Panorama do monitoramento das águas doces superficiais no Brasil.....	44
4.3 Panorama do monitoramento das águas doces superficiais no estado de São Paulo.....	48
4.4 Panorama mundial do monitoramento de qualidade da água.....	50
4.5 Aperfeiçoamento de redes de qualidade da água .....	54
4.6 Redes de monitoramento e condições de referência.....	59
5 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	62
6 ASPECTOS METODOLÓGICOS GERAIS.....	65
6.1 Levantamento de dados.....	65
6.1.1 Dados de qualidade da água .....	65
6.1.2 Produtos cartográficos .....	67
6.1.3 Seleção de pontos de monitoramento .....	67
7 ADEQUAÇÃO ESPACIAL DA REDE DE MONITORAMENTO .....	69
7.1 Aspectos conceituais da análise de agrupamento e da estratégia de amostragem estratificada .....	69
7.1.1 Análise de agrupamento .....	69
7.1.2 Estratégia de amostragem estratificada .....	72
7.2 Metodologia.....	75
7.2.1 Consistência dos dados de qualidade da água.....	75
7.2.2 Identificação de redundâncias.....	78
7.2.3 Definição dos objetivos de monitoramento .....	81
7.2.4 Avaliação de representatividade da rede e proposta de adequação espacial .....	82
7.3 Resultados.....	87
7.3.1 Banco de dados consistidos .....	87
7.3.2 Identificação de redundâncias.....	89
7.3.3 Definição dos objetivos de monitoramento .....	95
7.3.4 Avaliação de representatividade espacial .....	96

7.3.5 Proposta de adequação espacial da rede de monitoramento.....	98
7.4 Discussões .....	104
7.5 Conclusões.....	114
8 ADEQUAÇÃO DA FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM DA REDE DE MONITORAMENTO .....	116
8.1 Aspectos conceituais sobre testes de hipóteses e análises de dados Post Hoc .....	116
8.1.1 Testes de hipóteses .....	116
8.1.2 Testes Post Hoc .....	119
8.2 Metodologia.....	121
8.3 Resultados.....	126
8.3.1 Dados de entrada .....	126
8.3.2 Identificação das diferenças estatísticas e indicação de amostras necessárias.....	128
8.3.3 Proposta de adequação de frequência.....	137
8.4 Discussões .....	143
8.5 Conclusões.....	149
9 ADEQUAÇÃO DOS PARÂMETROS DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	151
9.1 Aspectos conceituais sobre análise de componentes principais .....	151
9.2 Metodologia.....	155
9.3 Resultados.....	160
9.3.1 Dados de entrada .....	160
9.3.2 Identificação dos parâmetros inelegíveis à ACPR .....	163
9.3.3 ACPR e indicação de exclusão ou manutenção dos parâmetros .....	165
9.3.4 Proposta de adequação de parâmetros.....	174
9.4 Discussões .....	175
9.5 Conclusões.....	182
10 DETERMINAÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DE REFERÊNCIA .....	184
10.1 Aspectos conceituais dos métodos do Melhor Julgamento Profissional (MJP) e da Triseção .....	184
10.2 Metodologia.....	187
10.3 Resultados.....	190
10.3.1 Dados de entrada .....	190
10.3.2 Concentrações de referência para os parâmetros do IQA, IVA e IAP .....	194
10.4 Discussões.....	199

10.5 Conclusões .....	208
11 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	210
REFERÊNCIAS.....	214
APÊNDICE A - Metodologia para traçado e cálculo das áreas de drenagem dos pontos de monitoramento da rede de qualidade da água .....	252
APÊNDICE B - Resultados para os coeficientes de correlação cofenética obtidos na análise de agrupamento para as unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHIs) estudadas ....	254
APÊNDICE C - Resultados obtidos em todas as unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHIs) para o índice Silhouette Geral (variável em função da mudança do número de grupos) e para os índices Silhouette individuais. ....	255
APÊNDICE D – Resultados obtidos em todas as unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHIs) para a identificação de estratos para os objetivos de análise de tendência e estabelecimento de condições de referência.....	262
APÊNDICE E - Visão geral dos pontos de monitoramento pré-existentes mantidos na rede em cada unidade de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI) .....	268



## 1 INTRODUÇÃO

Historicamente, o gerenciamento de recursos hídricos no Brasil priorizou a garantia de disponibilidade hídrica para a expansão industrial e geração de energia elétrica. No entanto, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), promulgada em janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), rompeu com a maior priorização garantida ao setor elétrico e buscou integrar deliberações relacionadas às áreas de recursos hídricos, meio ambiente e saneamento (GOMES; BARBIERI, 2004; PORTO; PORTO, 2008). Apesar de a PNRH apresentar diretrizes de ação para a gestão dos recursos hídricos a partir da associação dos aspectos de qualidade e quantidade da água, informações sobre o estado da qualidade da água no país ainda são insuficientes ou mesmo inexistentes em diversas bacias (ANA, 2019).

A qualidade da água abrange as características físicas, químicas e biológicas do corpo hídrico, podendo ser alterada por processos naturais ou induzidos pelas atividades antrópicas. As concentrações naturais de solutos nos sistemas aquáticos são influenciadas pelos mecanismos de transporte, reciclagem e retenção mediados por processos físicos, químicos e biológicos ao longo da bacia hidrográfica (e.g., deposição atmosférica, escoamento superficial, intemperismo de rochas, absorção biológica, sorção e dessorção) (MEYBECK; HELMER, 1989; STREAM SOLUTE WORKSHOP, 1990). A intensificação das atividades humanas pode acelerar as mudanças de uso de solo e gerar impactos significativos nos processos naturais (MEYBECK, 2003). As bacias hidrográficas integram grandes áreas terrestres, transmitem as perturbações para jusante e, frequentemente, possuem rios represados. Essas características tornam complexa a caracterização da qualidade dos cursos de água (BOSTANMANESHRADE *et al.*, 2018; RODRIGUES *et al.*, 2018; DE BASTOS *et al.*, 2021), o que impõe a necessidade de programas de monitoramento representativos e bem estruturados para apoiar a gestão dos recursos hídricos.

O monitoramento da qualidade da água deve permitir a detecção de tendências espaciais e temporais (TAVAKOL *et al.*, 2017; CALAZANS *et al.*, 2018a; PEÑAGUZMÁN; SOTO; DIAZ, 2019) e possibilitar a determinação de condições de referência para controle das atividades humanas (STROBL; ROBBILARD, 2008; CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011). O monitoramento pode, ainda, fornecer informações para o estabelecimento e avaliação de metas progressivas para melhoria da qualidade da água, bem como para ações de gestão voltadas ao pagamento por serviços ambientais (NEL *et al.*, 2009; PYNEGAR *et al.*, 2018).

Além da clara definição dos objetivos de monitoramento, o planejamento e/ou a revisão de redes de qualidade da água apresentam como etapas básicas a determinação da localização dos pontos de monitoramento, da frequência de amostragem e dos parâmetros de qualidade da água (SANDERS, 1988; STROBL; ROBBILARD, 2008; BEHMEL *et al.*, 2016). Atualmente, diversas técnicas têm sido empregadas para atendimento a essas etapas (JIANG, 2020), como as análises estatísticas multivariadas (OUYANG 2005; KOVÁCS *et al.*, 2015; CALAZANS *et al.*, 2018a; PEÑA-GUZMÁN; SOTO; DIAZ, 2019; VAREKAR; RAMEEZ; NANEKAR, 2021), análise de entropia (MAHJOURI; KERACHIAN, 2011), algoritmos genéticos (PARK *et al.*, 2006), análises geoespaciais (STROBL *et al.*, 2006), modelagem da qualidade da água (CHEN *et al.*, 2012), processo analítico hierárquico (DO; LO; PHAN THI, 2013) e lógica *fuzzy* (CHANG; LIN, 2014).

Apesar da diversidade de técnicas disponíveis, Jiang (2020) e Behmel *et al.* (2016) destacaram que, do ponto de vista prático, o planejamento não envolve apenas aspectos científicos, e, frequentemente, é adaptado às demandas administrativas (e.g., regulação), além de restrições técnicas e financeiras. Historicamente, foram priorizadas as restrições e demandas práticas em detrimento dos aspectos científicos do monitoramento. Em diversos países, o planejamento baseou-se em logística e julgamentos profissionais subjetivos para definir os componentes espaciais e temporais das redes de monitoramento de qualidade da água. Essa abordagem pode deixar em segundo plano os aspectos hidrológicos e falhar na definição de objetivos claros de monitoramento (HARMANCIOGLU; SINGH; ALPASLAN, 1998; STROBL; ROBBILARD, 2008; MEI *et al.*, 2011; MAVUKKANDY; KARMAKAR; HARIKUMAR, 2014). Essas deficiências, somadas à rotina pouco comum de revisão, atualização ou avaliação de eficácia das redes em operação, frequentemente levaram a programas de monitoramento ineficientes e com a relação custo-benefício desfavorável (HARMANCIOGLU; SINGH; ALPASLAN, 1998; STROBL; ROBBILARD, 2008).

O desenvolvimento de redes de monitoramento eficientes é especialmente crucial em países em desenvolvimento, onde os recursos financeiros são geralmente escassos, mas o crescimento populacional e a degradação da qualidade da água são rápidos (CAPPS; BENTSEN; RAMÍREZ, 2016; MA *et al.*, 2020). No entanto, em muitos casos, o que se observa são diretrizes limitadas para o planejamento das redes, possivelmente levando a custos de monitoramento elevados e produzindo dados insuficientes para subsidiar os programas de gestão dos recursos hídricos (HARMANCIOGLU; SINGH; ALPASLAN, 1998; MAVUKKANDY; KARMAKAR; HARIKUMAR, 2014; CAMARA *et al.*, 2020). Esses desafios também estão presentes no Brasil, em que a estrutura de saneamento deficiente

(e.g., 49% do esgoto gerado não é tratado, BRASIL, 2021a) representa a principal causa de poluição da água (ANA, 2005). De acordo com ANA (2017), em 2015, 12% de todas as 8.863 amostras coletadas em pontos de monitoramento em rios e reservatórios no Brasil possuíam qualidade da água ruim ou péssima. Apesar da degradação da qualidade água, três entre as 27 unidades da federação sequer apresentavam redes de monitoramento da qualidade da água até 2018 (ANA, 2019).

Além da poluição por esgotos domésticos, outras fontes afetam a qualidade da água nos rios brasileiros. Destaca-se o escoamento superficial em áreas agrícolas, que pode carrear nutrientes e pesticidas para os corpos hídricos (MAILLARD; SANTOS, 2008; MELLO *et al.*, 2018). Adicionalmente, cargas pontuais e difusas provenientes de áreas desmatadas, áreas de mineração, efluentes de indústrias de couro, metalúrgicas e sucroalcooleiras mostram-se relevantes para a poluição da água superficial (SCHULZ; MARTINS-JUNIOR, 2001; GUNKEL *et al.*, 2007; MARTINELLI *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2016). Essa diversidade de fontes de impacto demanda diferentes abordagens de monitoramento e controle.

Uma abordagem adaptativa dos instrumentos de controle também é desejável em função das diferenças naturais da qualidade das águas das bacias hidrográficas. Diferentes aspectos geológicos, geomorfológicos e hidrológicos podem levar, naturalmente, a características distintas de qualidade da água superficial (LEWIS, 2002; BALD *et al.*, 2005; KHATRI; TYAGI, 2015). Portanto, é recomendável que as estratégias de controle considerem essa variabilidade natural, de forma que metas factíveis para melhoria da qualidade da água possam ser definidas (SMITH; ALEXANDER; SCHWARZ, 2003; DODDS; OAKES, 2004; CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011). Essa abordagem adaptativa poderia contribuir com o aprimoramento da legislação brasileira, em especial da Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) n° 357/2005 (BRASIL, 2005). A resolução estabelece cinco classes de enquadramento dos recursos hídricos em função dos usos previstos da água (especial, 1, 2, 3 e 4), com as exigências da qualidade da água se tornando mais permissivas da classe 1 até a 4. Os limites para controle de enquadramento em cada classe são concentrações únicas, para diversos parâmetros, aplicáveis a todo o território brasileiro. Como exemplo, um rio classificado como classe 2 no bioma Amazônia apresentará os mesmos padrões de qualidade que um rio enquadrado na mesma categoria no bioma Caatinga.

A classe especial, definida na Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005), difere das demais por não possuir limites de concentrações para o enquadramento. Os rios inseridos nessa classe têm como função principal a preservação dos ecossistemas aquáticos. A resolução estabelece que as condições naturais do corpo hídrico devem ser mantidas, mas não

apresenta uma metodologia para obtenção dessa condição, tornando limitadas as ações para gestão da qualidade da água nessa classe de enquadramento.

Diante de todas as lacunas apresentadas, torna-se imprescindível, para a melhor gestão de recursos hídricos no Brasil, o desenvolvimento de estudos que 1) subsidiem o aperfeiçoamento das redes de monitoramento de rios atualmente em operação e contribuam para o planejamento de novas; e 2) proponham-se a discutir e definir concentrações de referência de alguns poluentes em rios cuja qualidade da água seja representativa das diferentes características das bacias hidrográficas (e.g., geomorfologia, hidrologia, uso e ocupação do solo). Nesse contexto é que a presente pesquisa se inseriu, utilizando-se o estado de São Paulo como estudo de caso, mas buscando propor fluxogramas metodológicos que possam ser replicados em outras regiões brasileiras e, inclusive, em outros países em desenvolvimento.

## 2 HIPÓTESES

Com referência à rede de monitoramento de qualidade da água de rios do estado de São Paulo, operada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), a presente pesquisa se baseou nas seguintes hipóteses:

- a) a distribuição espacial dos pontos de monitoramento pode ser aprimorada, pois há excesso de dados em algumas áreas e escassez em outras;
- b) a frequência de monitoramento pode ser ajustada devido à ausência de diferença estatística entre as amostragens, ou seja, à redundância de informações para alguns parâmetros na escala temporal;
- c) a rede abrange alguns parâmetros que apresentam reduzida contribuição para a variância dos dados de qualidade da água e que, portanto, podem ser excluídos do monitoramento;
- d) as concentrações de referência estimadas para os parâmetros de qualidade da água indicarão, para alguns deles, que instrumentos de gestão complementares à Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) podem se mostrar necessários para a proteção dos ecossistemas aquáticos ao se compararem as condições naturais (esperadas em condições de mínima ou ausente interferência humana) e os limites atualmente praticados para o enquadramento de rios nas classes 1 e 2.

### 3 OBJETIVOS

Com base nos dados da rede de monitoramento de qualidade da água de rios operada pela CETESB no estado de São Paulo, os objetivos principais desta pesquisa foram:

- a) apresentar subsídios ao aperfeiçoamento da rede quanto a aspectos espaciais, temporais e aos parâmetros de qualidade. Para isso, foram considerados parâmetros pertencentes ao Índice de Qualidade das Águas (IQA), aos Índices de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática e de Comunidades Aquáticas (IVA) e ao Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP). Foram objetos de estudo unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHIs) caracterizadas por diferentes formas de uso e ocupação do solo no estado;
- b) estimar, para os mesmos parâmetros e nas mesmas UGRHIs da etapa anterior, concentrações de referência como possível critério de enquadramento para rios classe especial na área de estudo e como base para novos instrumentos de gestão que sejam complementares aos critérios de enquadramento já definidos para rios de classes 1 a 4.

## 4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 4.1 Aspectos legais do monitoramento da qualidade da água no Brasil

Atualmente, não há um arcabouço legal específico para o monitoramento de qualidade da água superficial no Brasil. O primeiro marco legal relacionado aos recursos hídricos no país foi o Decreto Federal nº 24.643 de 1934, que instituiu o Código das Águas, com foco na definição da dominialidade das águas e na garantia da disponibilidade hídrica para os aproveitamentos energéticos (BRASIL, 1934). A temática da qualidade das águas no Brasil passou a ganhar maior relevância com a evolução da legislação ambiental na década de 1980, que trouxe a ideia de sistema ecológico integrado, em que a garantia de sistemas aquáticos com boa qualidade seria componente importante para manutenção da qualidade ambiental (FINOTTI *et al.*, 2009). Nesse contexto, as principais legislações do período que apoiaram essa visão sistêmica foram:

- 1) Lei Federal nº 6.938 de 1981 (BRASIL, 1981): Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), seus fins, mecanismos, aplicação e estrutura do SISNAMA (Sistema Nacional de Meio Ambiente);
- 2) Constituição Federal de 1988 (BRASIL, 1988): Capítulo IV – dispõe sobre o meio ambiente.

Entre as legislações citadas, destaca-se a PNMA, regulamentada em 1990, que trouxe o conceito de padrão ambiental como apoio à racionalização do uso do solo, subsolo, água e ar. Esses avanços legais impulsionaram o desenvolvimento de redes de monitoramento de qualidade da água, uma vez que a avaliação do atendimento ou não aos padrões estabelecidos depende de um sistema de acompanhamento de diversos parâmetros de qualidade da água.

Apesar dos avanços, até 1997 nenhuma legislação federal havia abordado especificamente a integração dos aspectos qualitativos e quantitativos na gestão de recursos hídricos, permanecendo a visão relativamente segregada apresentada pelo Código das Águas de 1934. Somente em 1997, foi instituída a PNRH (Lei Federal nº 9.433 de 1997), que apresentou diretrizes para a gestão de recursos hídricos sem dissociação dos aspectos de qualidade e quantidade da água e com maior integração com a gestão ambiental (BRASIL, 1997).

Ainda que a PNRH não tenha determinado a implantação obrigatória de uma rede nacional de monitoramento da qualidade da água, os instrumentos por ela estabelecidos, com destaque para o Plano de Recursos Hídricos, o enquadramento e a outorga, dependem

diretamente do conhecimento da qualidade da água superficial e subterrânea. Dessa forma, a PNRH funcionou como mais um agente indutor no desenvolvimento de programas de monitoramento da qualidade da água superficial, resultando em relevantes avanços institucionais e legais, conforme destacado a seguir:

- 1) Lei Federal nº 9.984 de 2000 (BRASIL, 2000a): Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), agência reguladora para cumprimento dos objetivos e diretrizes da PNRH;
- 2) Resolução CONAMA nº 357 de 2005 (BRASIL, 2005) e suas alterações e complementações pelas resoluções CONAMA nº 397/2008 (BRASIL, 2008) e 430/2011 (BRASIL, 2011): Dispõem sobre a classificação das águas superficiais e institui padrões de lançamentos de efluentes;
- 3) Resolução ANA nº 903/2013 (ANA, 2013): cria a Rede Nacional de Monitoramento das Águas Superficiais (RNQA) e estabelece suas diretrizes.

Entre os avanços citados, cabe destacar a oficialização de uma rede nacional de monitoramento da qualidade da água (RNQA), gerida pela ANA, que busca eliminar as lacunas de monitoramento por meio de uma operação descentralizada e com maior padronização. Outro aspecto relevante é que a RNQA traz diretrizes para a aproximação do monitoramento qualitativo e quantitativo, definindo inclusive a necessidade de medições de vazões em conjunto com as medições de qualidade. Isso representa a primeira ação prática, em nível nacional, para reduzir a segregação histórica entre os dois monitoramentos.

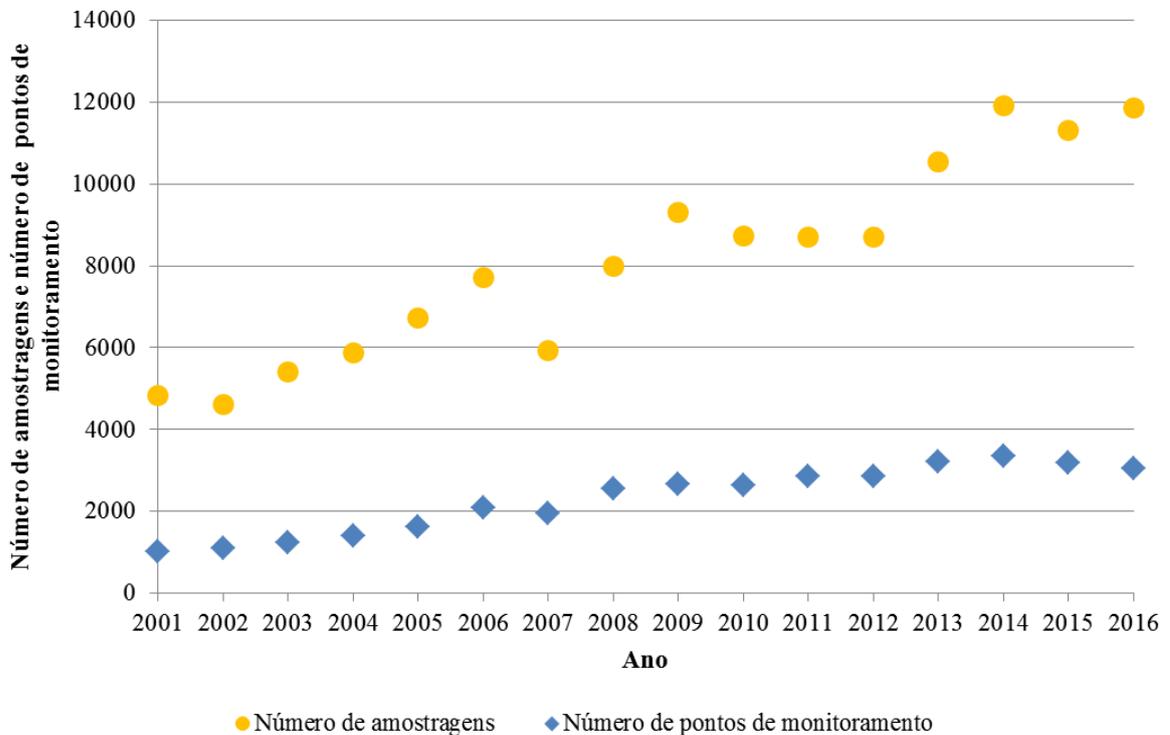
#### **4.2 Panorama do monitoramento das águas doces superficiais no Brasil**

O monitoramento da qualidade da água superficial no Brasil teve como partida iniciativas estaduais, que estabeleceram as primeiras redes de monitoramento na década de 1970 (ANA, 2012). Apesar da evolução das redes estaduais, presentes em 24 unidades da federação no ano de 2018 (ANA, 2019), as estratégias adotadas foram diferentes para localização e operação dos pontos de monitoramento, dificultando a comparação em escala nacional dos dados de qualidade da água gerados (ANA, 2018). Outros obstáculos para a manutenção de séries de dados consistentes são a falta de segurança orçamentária para as redes estaduais e o elevado custo dos programas de monitoramento. Como consequência, são comuns descontinuidades nas séries históricas (ANA, 2018), além de ajustes arbitrários de frequência de amostragem ou desativações de pontos sem uma metodologia sistemática de revisão.

Com a criação da RNQA em 2013, estabeleceram-se critérios para alocação de pontos de monitoramento (com foco na incorporação das redes estaduais), para padronização dos procedimentos de amostragem em campo e dos métodos analíticos laboratoriais, além da possibilidade de apoio técnico, instrumental e financeiro às unidades da federação. Em 2014, como ferramenta de fortalecimento da RNQA, foi criado o programa QUALIÁGUA por meio da Resolução ANA nº 1.040 de 2014 (ANA, 2014), posteriormente atualizada pela Resolução nº 643 de 2016 (ANA, 2016). A principal contribuição do programa foi a descentralização de recursos financeiros aos órgãos estaduais, condicionada à adesão das regras de operação da RNQA.

Apesar das iniciativas federais relativamente recentes para o fortalecimento do monitoramento da qualidade da água em rios e reservatórios, os resultados positivos já podem ser observados por meio da elevação da quantidade de amostragens anuais e do número de pontos de monitoramento da qualidade da água no Brasil. Em 2012, eram mais de 2.500 pontos de monitoramento e pouco mais de 8.000 amostragens anuais; já em 2016, eram cerca de 3.000 pontos de monitoramento e mais de 11.500 amostragens anuais (ANA, 2018), conforme apresentado na Figura 1.

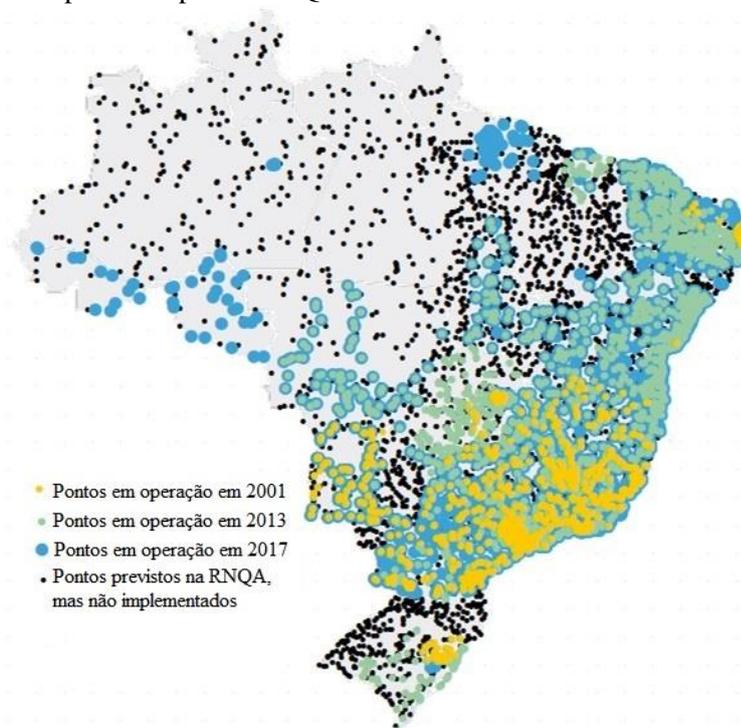
Figura 1 - Evolução do número de amostragens anuais e dos pontos de monitoramento de redes de qualidade da água em operação no Brasil após 2001



Fonte: Adaptado de ANA (2018).

O objetivo final é a implementação da RNQA em todas as unidades da federação, totalizando 4.534 pontos de monitoramento no país (ANA, 2019). No entanto, os desafios ainda são grandes, pois além da necessidade de implementar aproximadamente 1.500 pontos e incorporar três unidades da federação, a distribuição atual é bastante desigual. Destaca-se a elevada carência de informações de estados da região norte (Figura 2), ocasionada, principalmente, pelas dificuldades logísticas de amostragem e de envio aos laboratórios credenciados (ANA, 2018).

Figura 2 - Evolução dos pontos de monitoramento da qualidade da água em rios e reservatórios no Brasil até 2017 e pontos previstos para a RNQA



Fonte: Adaptado de ANA (2019).

Para as metas de monitoramento, a RNQA dividiu o território brasileiro em quatro áreas em função das características hídricas e de qualidade da água (ANA, 2012, Figura 3). Destaca-se a ausência de referências que indiquem objetivamente os critérios adotados para essa divisão. Do ponto de vista prático, foram agrupadas regiões hidrográficas definidas pela Resolução nº 32 de 15 de outubro de 2003 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH, 2003a). Tais regiões (Figura 3) foram definidas por ANA (2013) da seguinte forma:

- 1) Região 1: região hidrográfica amazônica;
- 2) Região 2: regiões hidrográficas do Atlântico Nordeste Ocidental, Parnaíba, Paraguai e Tocantins-Araguaia;

- 3) Região 3: regiões hidrográficas do Atlântico Leste, Atlântico Sudeste, Atlântico Sul, Paraná, São Francisco e Uruguai;
- 4) Região 4: região hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental.

Quanto à densidade mínima de pontos de monitoramento, a proposta da RNQA foi de 0,1 ponto/1.000 km<sup>2</sup> para a região classificada como 1; 0,5 ponto/1.000 km<sup>2</sup> para a região 2; e 1,0 ponto/1.000 km<sup>2</sup> para as regiões 3 e 4 (ANA, 2012, Figura 3). Em 2018, a densidade de pontos de monitoramento no Brasil era de 0,3 ponto/1.000 km<sup>2</sup> (ANA, 2019), abaixo da meta de 0,5 ponto/1.000 km<sup>2</sup> definida para o país (ponderada pela área de cada região).

Figura 3 - Densidade mínima de pontos de monitoramento de qualidade da água para as regiões hidrográficas definidas por ANA (2012) para a RNQA. Regiões 1 (verde), 2 (laranja), 3 (vermelho), 4 (azul) delimitadas em função de características hídricas e de qualidade da água



Fonte: ANA (2012).

A RNQA estabelece o monitoramento mínimo de 16 parâmetros divididos em físico-químicos [condutividade elétrica, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura do ar e da água, turbidez, oxigênio dissolvido (OD), pH, sólidos totais dissolvidos, sólidos em suspensão, alcalinidade total], microbiológicos (coliformes termotolerantes) e nutrientes (fósforo reativo solúvel, fósforo total, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total). Além disso, a frequência de amostragem é variável para as regiões de 1 a 4 (semestral para a região 1 e trimestral para as demais) (ANA, 2013).

### 4.3 Panorama do monitoramento das águas doces superficiais no estado de São Paulo

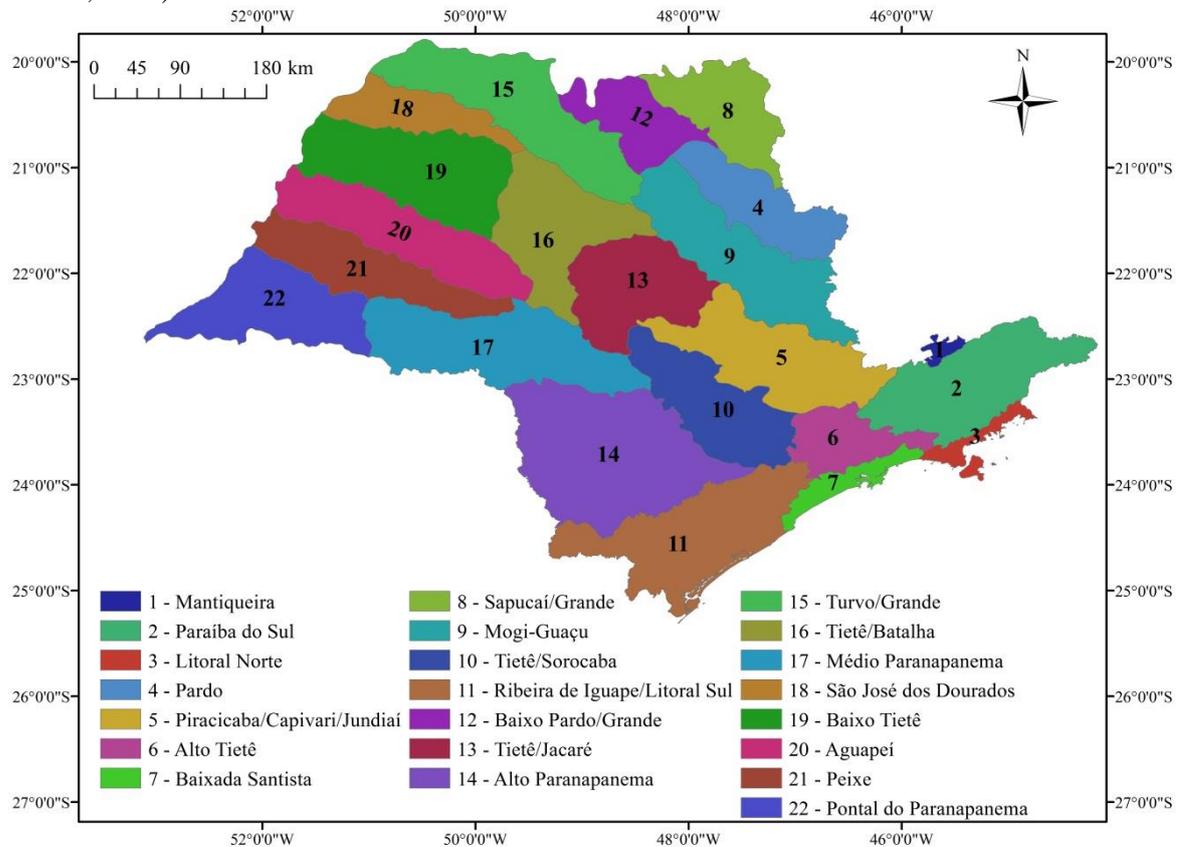
O estabelecimento da rede de monitoramento da qualidade da água superficial do estado de São Paulo resultou da promulgação da Lei Estadual nº 118 de 1973, que autorizou a constituição da CETESB com atribuições de manter um sistema de informações sobre a poluição das águas (SÃO PAULO, 1973). Em 1974, foi iniciada a operação da rede estadual de São Paulo, com a definição de 47 pontos de monitoramento e medição de 29 parâmetros de qualidade. Até então, eram realizadas apenas medições esporádicas de qualidade da água, incluídas em um monitoramento denominado pela CETESB como investigatório (MIDAGLIA, 2011).

Segundo Midaglia (2011), a partir de 1978 a CETESB iniciou a divulgação dos resultados do monitoramento do estado de São Paulo, que até 1994 era dividido em oito zonas hidrográficas. A partir desse ano, o segundo Plano Estadual de Recursos Hídricos (Lei nº 9.034 de 1994) (SÃO PAULO, 1994) dividiu o estado em 22 UGRHIs (Figura 4), com base nas bacias hidrográficas e nas similaridades ambientais (geomorfologia, geologia, hidrologia e hidrogeologia). Essas UGRHIs são consideradas até os dias atuais como unidades de gestão dos recursos hídricos no estado (SÃO PAULO, 2016).

É importante salientar o pioneirismo do estado de São Paulo na adoção de uma Política Estadual de Recursos Hídricos, estabelecida pela Lei nº 7.663 de 1991 (GOMES; BARBIERI, 2004). Como consequência, houve uma evolução da rede de monitoramento de qualidade da água do estado, atingindo em 2019 uma densidade de pontos de monitoramento de 1,9 ponto/1.000 km<sup>2</sup> (CETESB, 2020a), seis vezes superior à média nacional de 2018 (ANA, 2019).

Apesar de atender à densidade de 1,0 ponto/1.000 km<sup>2</sup> recomendada pela RNQA (ANA, 2013), a rede de monitoramento da qualidade da água do estado de São Paulo apresenta forte concentração dos pontos de monitoramento na porção leste do estado. Essa concentração é atribuída às maiores pressões antrópicas, à degradação mais intensa dos recursos hídricos pela proximidade de grandes centros urbanos e, ainda, aos aspectos logísticos, como proximidade de laboratórios para o processamento das amostras (MIDAGLIA, 2011). Em 2019, a CETESB, por meio de um índice que pondera fatores ambientais e fatores de pressões antrópicas, classificou o monitoramento como insuficiente ou pouco abrangente em cinco das 22 UGRHIs (CETESB, 2020a). Além disso, a densidade mínima recomendada não foi atingida em nove UGRHIs (CETESB, 2020a). Esses aspectos indicam que há espaço para o aperfeiçoamento da rede do estado de São Paulo.

Figura 4 - Divisão do estado de São Paulo em UGRHIs, conforme a Lei n° 16.337 de 2016 (SÃO PAULO, 2016)



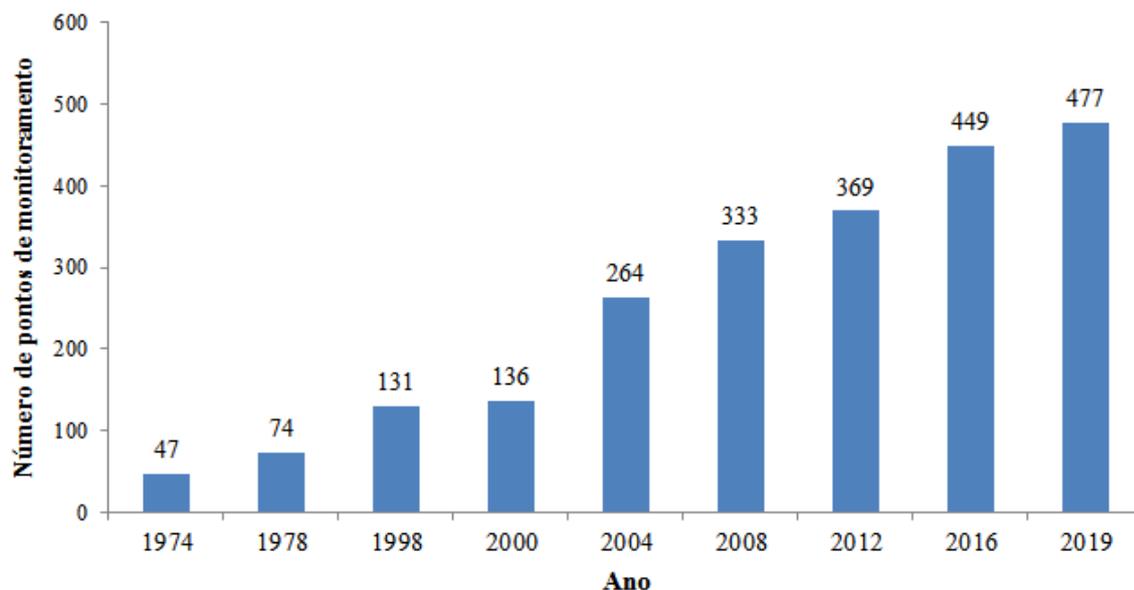
A Figura 5 traz a evolução no número de pontos de monitoramento da rede da CETESB desde a sua implantação em 1974, com destaque para a forte tendência de expansão após o ano 2000. Além dessa expansão, a rede passou por alterações na frequência de amostragem e nos parâmetros de qualidade avaliados, de forma a garantir maior representatividade dos dados e atender às demandas geradas pelo aumento populacional e pela expansão industrial (MIDAGLIA, 2011; CETESB, 2017).

Segundo CETESB (2021), os principais objetivos do monitoramento da rede são: avaliar a conformidade com a legislação ambiental; analisar a evolução temporal da qualidade das águas superficiais; identificar áreas prioritárias para controle de poluição; subsidiar o diagnóstico visando ao uso das águas para abastecimento público; apresentar subsídios à gestão e ao gerenciamento de recursos hídricos; subsidiar a implementação da Política Nacional de Saneamento Básico.

Para atender a tais objetivos, a rede da CETESB apresenta uma frequência trimestral de amostragem (até 2019 era bimestral) e os parâmetros monitorados podem variar em função do uso e ocupação do solo, tipologia industrial ou devido à necessidade de acompanhamento de algum evento excepcional (e.g., vazamento de resíduos perigosos) (CETESB, 2021). Em

mais de 70% da rede (incluindo pontos em reservatórios), cerca de 40 parâmetros (físicos, químicos, hidrobiológicos, microbiológicos e ecotoxicológicos) são considerados como mínimos para a determinação da qualidade da água (CETESB, 2021).

Figura 5 - Evolução no número de pontos de amostragem da rede básica de monitoramento da qualidade da água operada pela CETESB no estado de São Paulo



Fonte: Adaptado de Midaglia (2011) e CETESB (2017).

#### 4.4 Panorama mundial do monitoramento de qualidade da água

Em termos globais, o monitoramento da qualidade da água doce superficial pode ser considerado uma estratégia relativamente recente para subsidiar a gestão de recursos hídricos. As primeiras observações de qualidade da água foram realizadas ao final do século XIX (WORRALL; HOWDEN; BURT, 2015) e o estabelecimento das redes formais de monitoramento apenas ao final da década de 1960 (HARMANCIOGLU; SINGH; ALPASLAN, 1998; STROBL; ROBILLARD, 2008). O planejamento das redes de monitoramento de qualidade da água mostra-se um tema complexo em função da necessidade de compatibilização de aspectos científicos (e.g., representatividade espacial e temporal) e administrativos (e.g., recursos financeiros e humanos, logística, demandas legais) (BEHMEL *et al.*, 2016; NGUYEN *et al.*, 2019; JIANG *et al.*, 2020). A integração equilibrada desses aspectos nos programas de monitoramento tem sido um desafio para os gestores de recursos hídricos. Essa dificuldade pode ser parcialmente explicada pela ausência de uma solução

universal para todas as bacias hidrográficas, em função da presença de especificidades (naturais ou não) que demandam abordagens individualizadas (BEHMEL *et al.*, 2016).

O que se observou em diversos países até a década de 1990 foi um planejamento frequentemente focado nos aspectos administrativos, baseado em critérios subjetivos e com carência de uma metodologia consistente (STROBL; ROBBILARD, 2008; MAVUKKANDY; KARMAKAR; HARIKUMAR, 2014; NGUYEN *et al.*, 2019). Com a piora da qualidade das águas superficiais e a presença de problemas cada vez mais específicos (e.g., eutrofização, contaminação por metais, acidificação), as deficiências dessa estratégia de planejamento tornaram-se mais evidentes (STROBL; ROBBILARD, 2008). Entre elas, os elevados custos de monitoramento associados à geração de dados insuficientes para apoiar os programas de gestão da qualidade da água superficial (HARMANCIOGLU; SINGH; ALPASLAN, 1998; CAMARA *et al.*, 2020). Esse aspecto é ainda mais significativo em países em desenvolvimento, que, em geral, apresentam recursos financeiros mais escassos para investir em planejamento, operação e manutenção das redes de monitoramento, mas apresentam forte demanda de monitoramento devido ao estado de degradação dos recursos hídricos (CAPPS; BENTSEN; RAMÍREZ, 2016; MA *et al.*, 2020).

Nesse contexto, nos últimos anos, diversos estudos foram realizados com o objetivo de adequar as redes de monitoramento existentes e/ou propor novas metodologias para o planejamento de redes de qualidade da água (MEI *et al.*, 2011; CHEN *et al.*, 2012; GUIGUES; DESENFANT; HANCE, 2013; MAVUKKANDY; KARMAKAR; HARIKUMAR, 2014; BEHMEL *et al.*, 2019; DA LUZ; TOBIASON; KUMPEL, 2022). Também como resultados dessa linha de pesquisa, guias para adequação e planejamento de redes de monitoramento foram publicados, representando ferramentas de apoio aos gestores de recursos hídricos. Como exemplos, podem ser citados: Australian Guidelines for Water Quality Monitoring and Reporting (ANZECC; ARMCANZ, 2000); Water Quality Monitoring System Design (BORDEN; ROY, 2015); Planning of Water Quality Monitoring Systems (WMO, 2013); Guidance Manual for Optimizing Water Quality Monitoring Program Design (CCME, 2015).

Como ponto comum aos guias publicados, o planejamento prevê como etapa inicial a determinação dos objetivos do monitoramento e dos recursos disponíveis (e.g., financeiros, humanos e logísticos). Essa etapa representa o ponto de partida para a definição da localização dos pontos de monitoramento, da frequência de amostragem, dos parâmetros de qualidade da água, além dos métodos analíticos e de coleta. Os guias reforçam que essas definições não são universais para toda a rede, podendo ser flexíveis em função dos objetivos

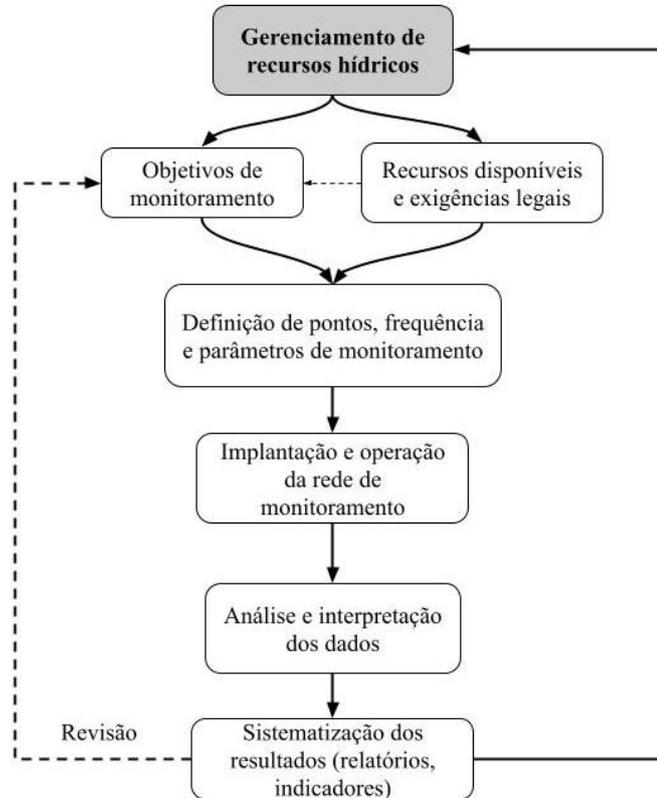
que se pretende atender com a operação de cada ponto de monitoramento. Exemplos dessa abordagem flexível para parâmetros e frequência de monitoramento são apresentados na Tabela 1, em que foram consideradas redes de países de diferentes continentes. De forma contrastante a esses exemplos, a RNQA apresenta-se menos flexível, uma vez que estabelece frequências e parâmetros mínimos comuns aos pontos de monitoramento, independente dos objetivos que eles visam a atender.

Tabela 1 - Comparativo entre algumas redes de monitoramento de qualidade da água em operação no Brasil e em países de diferentes continentes quanto à frequência de amostragem e aos parâmetros de qualidade da água monitorados

<b>País ou estado</b>	<b>Rede</b>	<b>Frequência de amostragem</b>	<b>Parâmetros monitorados</b>	<b>Referências</b>
Brasil	RNQA	Semestral ou trimestral (depende da região hidrográfica)	16 (ambientes lóticos), abrangendo físico-químicos, microbiológicos e nutrientes	ANA (2013)
Estado de São Paulo (Brasil)	Rede Básica da CETESB	Trimestral	Variável (cerca de 40 parâmetros como o mínimo em 70% dos pontos)	CETESB (2021)
Alemanha	German Federal States	Máximo de 13 coletas por ano e mínimo de uma coleta a cada seis anos	Variável	Arle, Mohaupt e Kirst (2016)
Estados Unidos	National Water Quality Monitoring Network	De 12 a 24 coletas por ano	Variável	Riskin e Lee (2021)
Índia	Central Pollution Control Board	Mensal ou trimestral	Variável (com 28 como mínimo)	Bhardwaj (2005)

Outro aspecto presente nas estratégias recentes de monitoramento da qualidade da água é a etapa de revisão, em que cada informação obtida deve ser avaliada quanto à adequação aos objetivos propostos no início do planejamento. Essa etapa possibilita ajustes ao se identificarem dados falhos ou insuficientes, além de permitir adequações nas redes em função de mudanças ambientais, redundância de informações, incorporação de novas tecnologias ou mudanças nos objetivos de monitoramento (HARMANCIOGLU; SINGH; ALPASLAN, 1998; STROBL; ROBBILARD, 2008; GUIGUES; DESENFANT; HANCE, 2013; CCME, 2015). O esquema da Figura 6 sintetiza as etapas recomendadas por alguns dos principais guias para o planejamento de redes de monitoramento da qualidade da água (ANZECC; ARMCANZ, 2000; WMO, 2013; BORDEN; ROY, 2015; CCME, 2015).

Figura 6 - Etapas básicas para o planejamento de redes de monitoramento da qualidade da água, considerando alguns dos principais guias publicados (ANZECC; ARMCANZ, 2000; WMO, 2013; BORDEN; ROY, 2015; CCME, 2015). As linhas pontilhadas indicam os caminhos que podem gerar ou não entradas (ou alterações) nas etapas subsequentes, já as linhas contínuas, representam aqueles que geram entradas nas etapas subsequentes



Uma métrica usualmente empregada para a comparação entre redes de monitoramento de qualidade da água é a densidade de pontos (Tabela 2). Destaca-se a baixa densidade de monitoramento no Brasil, aproximadamente seis vezes inferior à média do estado de São Paulo e ao menos 10 vezes inferior à média de países como França e Itália, não atingindo a densidade mínima recomendada pela Agência Europeia de Meio Ambiente (EEA). Apesar de representar um indicador sobre qualidade da rede de monitoramento, não é ideal que a densidade seja considerada de forma exclusiva ou isolada, pois o número de pontos de monitoramento em uma bacia hidrográfica também deve estar atrelado aos objetivos de monitoramento e à heterogeneidade das características ambientais (WMO, 2013; BORDEN; ROY, 2015).

Tabela 2 - Comparativo entre a densidade de pontos de monitoramento em algumas redes de qualidade de água superficial em operação no Brasil, em países do continente europeu, além da recomendação da EEA

<b>País ou estado</b>	<b>Densidade (ponto/1.000 km<sup>2</sup>)</b>	<b>Referências</b>
Brasil	0,3	ANA (2019)
Estado de São Paulo (Brasil)	1,9	CETESB (2020a)
Reino Unido	4,3 <sup>a</sup>	EEA (2022)
Itália	4,0 <sup>a</sup>	
França	3,1 <sup>a</sup>	
Irlanda	2,5 <sup>a</sup>	
Polônia	2,4 <sup>a</sup>	
România	0,5 <sup>a</sup>	
Recomendação da EEA	1,0	Nixon, Grath e Bøgestrand (1998)

<sup>a</sup> Média das densidades reportadas em 2011 para cada distrito de bacias hidrográficas nacionais (RBD) ponderada pelas áreas.

#### 4.5 Aperfeiçoamento de redes de qualidade da água

A revisão dos programas de monitoramento foi uma rotina pouco comum em diversos países até a década de 1990 (HARMANCIOGLU; SINGH; ALPASLAN, 1998). Consequentemente, com o avanço das atividades antrópicas e dos impactos na qualidade da água dos cursos de água, as redes em operação mostraram-se, frequentemente, pouco representativas dos pontos de vista espacial e temporal (HARMANCIOGLU; SINGH; ALPASLAN, 1998; STROBL; ROBBILARD, 2008; MAVUKKANDY; KARMAKAR; HARIKUMAR, 2014). Strobl e Robbilar (2008) indicaram que essa barreira pode ser parcialmente atribuída à crença de que alterações nos programas de monitoramento, em especial a desativação de estações, impossibilitariam uma avaliação de longo prazo da qualidade da água das bacias hidrográficas. O aperfeiçoamento das redes de qualidade da água em operação mostra-se uma estratégia necessária para responder às novas tendências de poluição dos recursos hídricos (YUDINA *et al.*, 2021), além de possibilitar a incorporação de novas tecnologias e instrumentos que proporcionam maior flexibilidade ao planejamento e à operação dos programas de monitoramento (JIANG *et al.*, 2020).

Diante desse contexto, recentemente diversos estudos vêm sendo realizados para a revisão das redes em operação (Tabela 3). As pesquisas têm reservado especial atenção à avaliação da localização dos pontos de monitoramento, da frequência de amostragem e dos parâmetros a serem monitorados, pois são consideradas etapas básicas no planejamento de uma rede de monitoramento (HARMANCIOGLU; SINGH; ALPASLAN, 1998; STROBL;

ROBBILARD, 2008; KHALIL *et al.*, 2010; GUIGUES; DESENFANT; HANCE, 2013). Entre essas etapas, Behmel *et al.* (2016), Nguyen *et al.* (2019) e Jiang *et al.* (2020) indicaram a adequação espacial das redes como aquela que apresentou o maior número de publicações na literatura (entre 1971 e 2019).

Embora as técnicas aplicadas para a revisão das redes sejam diversas (Tabela 3), Nguyen *et al.* (2019) e Jiang *et al.* (2020) destacaram que há abordagens predominantes. Para a adequação espacial e de parâmetros, os autores indicaram a predominância das análises estatísticas multivariadas, sendo que para os parâmetros, destacam-se a análise de componentes principais (ACP) e a análise fatorial (AF). Para a revisão da frequência, os métodos baseados em intervalos de confiança são mais comumente utilizados.

As análises estatísticas multivariadas apoiam a interpretação de extensas matrizes de dados, o entendimento das variações temporais e espaciais da qualidade da água e a identificação da possibilidade de redução de parâmetros de monitoramento (SHRESTHA; KAZAMA, 2007; ZHANG *et al.*, 2011; OLSEN; CHAPPELL; LOFTIS, 2012; CCME, 2015; FINKLER *et al.*, 2015). Hair *et al.* (2009) definiram que as análises estatísticas multivariadas englobam qualquer técnica estatística empregada de forma simultânea para mais de duas variáveis. Tais análises são extensões das univariadas (e.g., análises de distribuição) e bivariadas (e.g., correlação, regressão, análise de variância).

A Tabela 4 apresenta diversos estudos que aplicaram análises estatísticas multivariadas para adequação de redes de qualidade da água. É importante salientar a carência de estudos que busquem a adequação espacial, temporal e de parâmetros de monitoramento de forma concomitante, reforçando a pertinência e o ineditismo da presente pesquisa.

A aplicação de métodos baseados em intervalos de confiança para a otimização de frequência tem como objetivo definir uma frequência de monitoramento que seja capaz de representar a condição média da qualidade da água, dentro de um intervalo de confiança, com base em parâmetros ou índices de interesse (KHALIL *et al.*, 2014; JIANG *et al.*, 2020). Na prática, a partir de uma série de dados temporalmente representativa do corpo hídrico, reduz-se a frequência de amostragem até que uma nova série seja considerada, dentro de um intervalo de confiança, diferente da original (JIANG *et al.*, 2020). Behmel *et al.* (2016) e Nguyen *et al.* (2019) atribuíram o amplo uso desse método à facilidade de aplicação, uma vez que requer apenas conhecimentos básicos sobre gerenciamento de dados e sobre estatísticas amplamente difundidas e consolidadas.

Apesar da variedade de técnicas disponíveis para a adequação das redes em operação, Guigues, Desenfant e Hance (2013) e CCME (2015) destacaram que não há uma metodologia

única considerada correta, sendo a escolha dependente dos objetivos do monitoramento, dos dados de entrada e dos recursos disponíveis. Nesse aspecto, Behmel *et al.* (2016), em uma revisão de 34 artigos científicos que abordaram o planejamento ou a otimização de redes de monitoramento, identificou que grande parte das pesquisas indicou a definição dos objetivos como a etapa mais importante no desenho das redes. No entanto, em nenhum artigo estudado pelos autores, buscou-se definir os objetivos atendidos em cada ponto de monitoramento. Essa lacuna foi mais uma motivação para o desenvolvimento da presente pesquisa, que pode ser um ponto de partida nessa direção.

Tabela 3 - Visão geral de estudos para o aperfeiçoamento de redes de monitoramento de qualidade da água superficial. Para cada referência, são apresentados a área de estudo, os objetivos propostos e os métodos utilizados

Área de estudo/País	Objetivos propostos	Métodos utilizados	Referências
Rio Kao-Ping/Taiwan	Definir prioridades para a expansão da rede de monitoramento	Modelo de simulação da qualidade da água (QUAL2E) e lógica <i>fuzzy</i>	Ning e Chang (2004)
Rio Nakdong/Coréia do Sul	Readequar a localização de pontos de monitoramento	Algoritmo genético integrado com análise geoespacial	Park <i>et al.</i> (2006)
Teórico	Desenvolver modelo para identificação de áreas prioritárias para localização de pontos de monitoramento	Análise geoespacial, modelo hidrológico e lógica <i>fuzzy</i>	Strobl <i>et al.</i> (2006)
Rio Altamaha/ Estados Unidos da América	Otimizar a localização de pontos de monitoramento	Algoritmo genético, modelagem	Telci <i>et al.</i> (2009)
Delta do Nilo/Egito	Revisar os parâmetros de monitoramento	Análise de correlação, AA <sup>a</sup> , índice de desempenho	Khalil <i>et al.</i> (2010)
Rio Karoon/ Irã	Identificar os pontos mais representativos e os parâmetros mais relevantes na rede de qualidade da água	ACPR <sup>b</sup>	Noori <i>et al.</i> (2010)
Rio Jajrood/Irã	Readequar a localização de pontos e a frequência de monitoramento	Entropia	Mahjouri e Kerachian (2011)
Rio Heilongjiang/China	Readequar a localização de pontos de monitoramento	Modelo numérico validado por modelos de vazão e qualidade da água	Chen <i>et al.</i> (2012)
Rios Jingmei e Xindian/Taiwan	Revisar a frequência de monitoramento	AHP <sup>c</sup>	Do, Lo e Phan Thi (2013)
Nordeste da França/França	Readequar a localização de pontos e a frequência de amostragem	ACP <sup>d</sup> , AA <sup>a</sup> , ANOVA <sup>e</sup>	Guigues, Desenfant e Hance (2013)
Bacias dos rios Bei-Shih, Nan-Shi e Sin-Dian/Taiwan	Definir áreas prioritárias para expansão e manutenção do monitoramento	AHP <sup>c</sup> , lógica <i>fuzzy</i>	Chang e Lin (2014)
Rios da província de Saskatchewan/Canadá	Revisar a frequência de monitoramento	Intervalos de confiança	Khalil <i>et al.</i> (2014)
Rio Sergipe/ Brasil	Identificar parâmetros e pontos com maior relevância na rede de monitoramento	AA <sup>a</sup> , ACP <sup>d</sup>	Alves <i>et al.</i> (2018)
Rio Selangor/Malásia	Readequar a localização de pontos de monitoramento existentes	Modelagem geo-estatística, lógica <i>fuzzy</i> , AHP <sup>c</sup> , teste Kendall W, modelo de Cadeias e Markov e autômatos celulares	Camara <i>et al.</i> (2020)

<sup>a</sup> AA: análise de agrupamento; <sup>b</sup>ACPR: análise componentes principais rotacionadas; <sup>c</sup>AHP: processo hierárquico analítico; <sup>d</sup>ACP: análise de componentes principais; <sup>e</sup>ANOVA: análise de variância .

Tabela 4 - Trabalhos que utilizaram técnicas estatísticas multivariadas para o aperfeiçoamento de redes de monitoramento de qualidade da água. Para cada referência, são apresentados a área de estudo, os objetivos propostos e os métodos utilizados

<b>Área de estudo/País</b>	<b>Objetivos propostos</b>	<b>Métodos utilizados</b>	<b>Referências</b>
Rio St Johns/ Estados Unidos da América	Identificar parâmetros e pontos com maior relevância na rede de monitoramento	ACP <sup>a</sup> , AF <sup>b</sup>	Ouyang (2005)
Rio das Velhas/ Brasil	Readequar a localização de pontos de monitoramento e parâmetros	AA <sup>c</sup> , ACP <sup>a</sup>	Nonato <i>et al.</i> (2007)
Rios do Noroeste dos Novos Territórios/ China	Identificar parâmetros mais relevantes quanto à variação espacial e temporal da qualidade da água	AA <sup>c</sup> , AD <sup>d</sup>	Zhou, Liu e Guo (2007)
Bacia do Alto Iguaçu/ Brasil	Readequar a localização de pontos de monitoramento e parâmetros	ACP <sup>a</sup> , AF <sup>b</sup>	França (2009)
Rio das Velhas/ Brasil	Identificar pontos prioritários para o monitoramento	AA <sup>c</sup> , entropia	Almeida (2013)
Rio Leça/ Portugal	Readequar a localização de pontos de monitoramento	AA <sup>c</sup> , ACPR <sup>e</sup>	Gomes <i>et al.</i> (2014)
Rio Kabbini/ Índia	Readequar a localização de pontos de monitoramento e parâmetros	AA <sup>c</sup> , ACPR <sup>e</sup>	Mavukkandy, Karmakar e Harikumar (2014)
Rio Danúbio/ Hungria	Identificar redundâncias entre pontos de monitoramento e propor novos	AA <sup>c</sup> , AD <sup>d</sup>	Kovács <i>et al.</i> (2015)
Rio Tisza/ Hungria	Identificar homogeneidade espacial de estações para otimização	AA <sup>c</sup> , AD <sup>d</sup>	Tanos <i>et al.</i> (2015)
Rio Paraopeba/ Brasil	Identificar parâmetros e pontos com maior relevância na rede de monitoramento	AA <sup>c</sup> , ACP <sup>a</sup> e testes não paramétricos	Calazans <i>et al.</i> (2018a)
Rios das Velhas/ Brasil	Identificar parâmetros e pontos com maior relevância na rede, além de avaliar a frequência de amostragem	AA <sup>c</sup> , ACPR <sup>e</sup> e testes não paramétricos	Calazans <i>et al.</i> (2018b)
Rio Tunjuelo/ Colômbia	Readequar a localização de pontos e a frequência de amostragem	AA <sup>c</sup> , ACP <sup>a</sup> e testes não paramétricos	Peña-Guzmán, Soto e Diaz (2019)
Rio Krishna/ Índia	Identificar parâmetros com maior relevância na rede de monitoramento	ACPR <sup>e</sup>	Varekar, Rameez e Nanekar (2021)

<sup>a</sup>ACP: análise de componentes principais; <sup>b</sup>AF: análise fatorial; <sup>c</sup>AA: análise de agrupamento; <sup>d</sup>AD: análise discriminante; <sup>e</sup>ACPR: análise de componentes principais rotacionadas.

#### 4.6 Redes de monitoramento e condições de referência

As condições de referência caracterizam um corpo hídrico em estado de mínimo distúrbio antrópico quanto aos aspectos físico-químicos e biológicos (HUGHES; LARSEN; OMERNIK, 1986; HELMER, 1994; BUCK *et al.*, 2000; MUXIKA; BORJA; BALD, 2007). O conhecimento dessa condição permite avaliar o grau de distanciamento da qualidade da água em relação ao estado natural dos corpos hídricos, bem como auxiliar os gestores na determinação de metas visando à recuperação e/ou à restauração dos sistemas aquáticos (SMITH; ALEXANDER; SCHWARZ, 2003; PARDO *et al.*, 2012). Dessa forma, pesquisas apontaram a determinação de concentrações de referência como um dos principais objetivos de redes de monitoramento da qualidade da água (STROBL; ROBILLARD, 2008; CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011).

A discussão dessa temática foi fortalecida após a Diretiva Europeia (WFD, 2003) apresentar fortes recomendações para a inclusão do objetivo de estabelecimento de condições de referência no planejamento das redes de monitoramento. A proposta visou a apoiar a definição do estado ecológico e a avaliação de impactos nas bacias hidrográficas da União Europeia (PARDO *et al.* 2012; VOULVOULIS; ARPON; GIAKOUMIS, 2017). Para isso, foi recomendada a alocação de pontos de monitoramento em diferentes tipos de corpos hídricos, classificados de acordo com características geomorfológicas, área de drenagem e parâmetros físico-químicos (WFD, 2003).

Nos últimos anos, podem ser observadas iniciativas em vários países em busca da definição de condições de referência a partir de dados das redes de monitoramento de qualidade da água existentes (Tabela 5). Os métodos aplicados foram diversos, principalmente em função da heterogeneidade dos dados disponíveis. Especial atenção tem sido reservada aos nutrientes, devido ao aumento das suas concentrações nas águas superficiais com o avanço das atividades antrópicas (WOODWARD *et al.*, 2012; RASHID; ROMSHOO, 2013; PEDDE *et al.*, 2017) e seus impactos adversos no ambiente aquático, como a eutrofização artificial (SCHINDLER, 2012; BIRK *et al.*, 2020). Essa condição não é diferente da observada no Brasil, em que estudos para o estabelecimento de referências para nutrientes foram desenvolvidos para rios dos estados de São Paulo (CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011), Rio de Janeiro (TROMBONI; DODDS, 2017) e Distrito Federal (FONSECA; DE MENDONÇA-GALVÃO, 2014). Os métodos empregados foram o Melhor Julgamento Profissional (MJP) e Triseção (CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011); ACP e método dos percentis (FONSECA; DE MENDONÇA-GALVÃO, 2014); e análise de regressão (TROMBONI; DODDS, 2017).

Para esses estudos, as concentrações de referência do nitrogênio total variaram entre 0,019 e 1,358 mg/L, enquanto as do fósforo total, entre 0,015 e 0,198 mg/L.

Tabela 5 - Estudos que objetivaram a definição de concentrações de referência, com países, parâmetros de interesse, metodologia empregada e referência

<b>País</b>	<b>Parâmetros de interesse</b>	<b>Metodologia empregada</b>	<b>Referências</b>
Estados Unidos	Nitrogênio total e fósforo total	Análise de regressão e modelo de transporte não conservativo	Smith, Alexander e Schwarz (2003)
Estados Unidos	Nitrogênio total e fósforo total	Análise de regressão, métodos dos percentis e Melhor Julgamento Profissional	Dodds e Oakes (2004)
Brasil	Amônio, nitrogênio total e fósforo total	Melhor Julgamento Profissional e Triseção	Cunha, Dodds e Calijuri (2011)
Nova Zelândia	Nitrogênio amoniacal, claridade, <i>Escherichia coli</i> , nitrato, sólidos suspensos, nitrogênio total, fósforo reativo solúvel e fósforo total	Modelo de efeitos mistos	McDowell <i>et al.</i> (2013)
Taiwan	Amônia, nitrogênio total e fósforo total	Método dos percentis, modelo de perturbação	Hsieh, Shiu e Chiueh (2016)
China	Nitrogênio total e fósforo total	Método dos percentis	Cheng e Li (2018)
Curdistão	Metais, nitrato, sulfato, fluoreto, cloreto e fosfato	Método dos percentis e análise de regressão	Ismaiel <i>et al.</i> (2018)
Irlanda	Arsênico, cromo, cobre e zinco	Análise exploratória (pontos de inflexão no gráfico quantil-quantil)	Gallagher <i>et al.</i> (2022)

Apesar do papel fundamental das concentrações de referência na gestão dos recursos hídricos, a falta de pontos de monitoramento para esse fim, por exemplo aqueles situados em áreas preservadas e com condições mais prístinas, é comum em redes de qualidade da água. Diversos autores atribuem essa deficiência ao acelerado desenvolvimento das atividades antrópicas, que provocam alterações nos sistemas aquáticos (CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011; DAVIES-COLLEY *et al.*, 2011; HUO *et al.*, 2013; ALMEIDA *et al.*, 2014; KABORÉ *et al.*, 2018) e dificultam a identificação de áreas de referência. Hering *et al.* (2010), ao avaliarem os resultados obtidos em 10 anos da Diretiva Europeia (WFD, 2003), apontaram outros obstáculos para a determinação de condições de referência, como a divergência e a complexidade das metodologias para definição de zonas homogêneas e classificação de cursos de água.

Diante desse contexto, pesquisas têm desenvolvido métodos para a estimativa de condições de referência em áreas com falta de pontos de monitoramento em rios com reduzido impacto antrópico. Entre eles, o método da Triseção, a análise de regressão e os modelos matemáticos (e.g., SMITH; ALEXANDER; SCHWARZ, 2003). No entanto, os autores reforçam que dados coletados em áreas com reduzido distúrbio representam de forma mais adequada as condições de referência, uma vez que diferentes metodologias para a estimativa podem gerar incertezas e diferenças de até 50% nas concentrações de referência (DODDS; OAKES, 2004; HUO *et al.*, 2013; HSIEH; SHIU; CHIUEH, 2016). Nesse sentido, o presente estudo se propôs a identificar trechos de rios prioritários para a expansão do monitoramento visando ao estabelecimento de condições de referência e a definição de concentrações de referência para a área de estudo. Essa abordagem pode ser benéfica à gestão dos recursos hídricos no estado de São Paulo, que apresenta intensa degradação da qualidade da água superficial, mas ainda possui áreas caracterizadas por reduzidos impactos antrópicos, como as localizadas em unidades de conservação.

## 5 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende o estado de São Paulo, localizado na região sudeste do Brasil (Figura 7), sendo o mais populoso e industrializado do país (IBGE, 2020). A área do estado é de, aproximadamente, 248.200 km<sup>2</sup>, abrangida pelas regiões hidrográficas do Paraná e do Atlântico Sudeste, segundo a Resolução nº 32 de 15 de outubro de 2003 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH, 2003a). A população de cerca de 46 milhões de habitantes é fortemente concentrada na porção leste do estado (CETESB, 2021). De acordo com a classificação Köppen-Geiger (KOTTEK *et al.*, 2006), o clima dominante é tropical úmido com inverno seco (Aw), que se caracteriza por temperaturas do ar anuais médias relativamente elevadas (15-25°C) e precipitação anual média entre 1.250 e 2.250 mm (DE SOUZA ROLIM *et al.*, 2007; SIQUEIRA *et al.*, 2012). Em porcentagens aproximadas em relação à área total do estado, de acordo com a classificação proposta por IBGE (2018a), o principal uso do solo é agrícola (40%), enquanto 3% são ocupados por áreas artificiais (construídas) e 11% por vegetação florestal, especialmente florestas tropicais ombrófilas (KRONKA *et al.*, 2005).

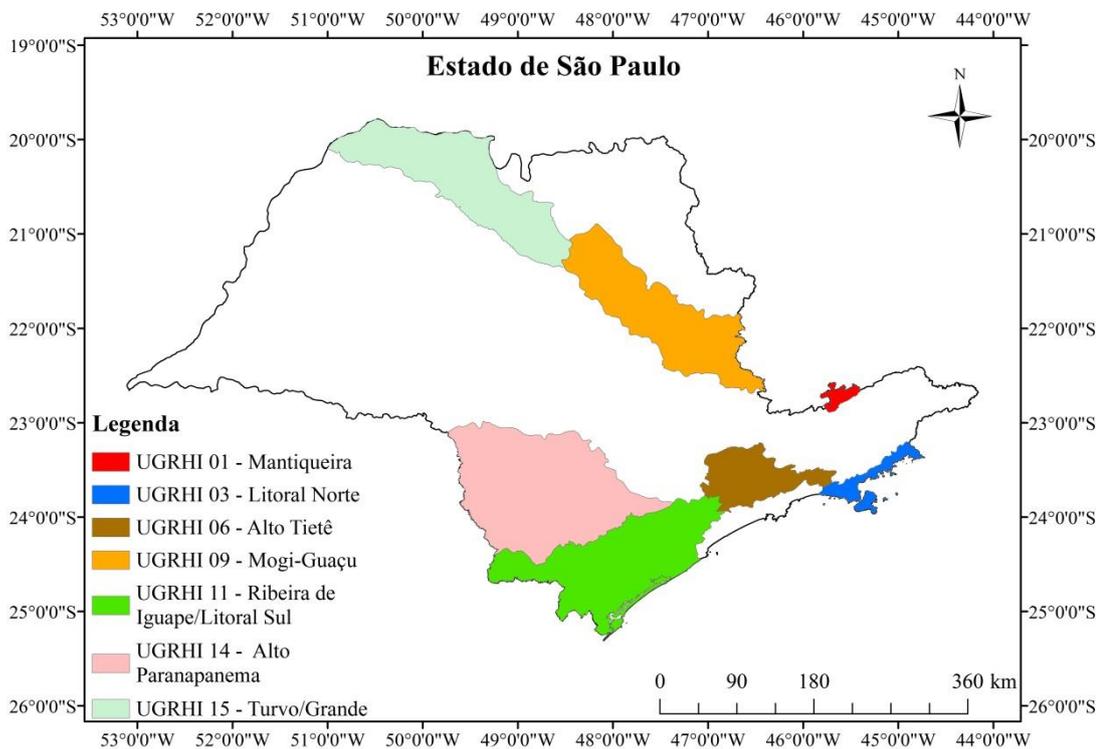
Conforme a Lei nº 9.034 de 1994 (SÃO PAULO, 1994), as 22 UGRHIs do estado de São Paulo foram classificadas quanto à vocação de macro uso do solo em: industrial, em industrialização, agropecuária e conservação. A classificação não foi inserida como uma ferramenta de ordenamento territorial, no entanto, apresentou-se como instrumento de apoio à gestão da qualidade da água, como observado nos relatórios de qualidade das águas interiores da CETESB (CETESB, 2018, 2019, 2020a). O uso e ocupação das diferentes UGRHIs sofreu alterações desde 1994, o que culminou com a revogação da Lei nº 9.034 de 1994 (SÃO PAULO, 1994) pela Lei nº 16.337 de 2016 (SÃO PAULO, 2016). No marco legal mais recente, a classificação quanto à vocação de macro uso foi extinta, sendo substituída pela caracterização física, social, econômica e hidrológica de cada UGRHI. Apesar da revogação, o presente estudo considerou a classificação da Lei nº 9.034 de 1994 (SÃO PAULO, 1994) para a seleção das UGRHIs de interesse, uma vez que foi a abordagem predominante no período de monitoramento considerado (2004 a 2018).

Dentro de cada vocação de macro uso, foi selecionada a UGRHI que apresentou o maior produto entre a densidade de pontos de monitoramento de vazão e a densidade de pontos de monitoramento de qualidade da água. Tal critério visou a facilitar o pareamento entre dados de vazão e concentração de poluentes, uma vez que há intenção de desenvolvimento de trabalhos futuros que envolvam o cálculo de cargas de poluentes nas

UGRHIs selecionadas. Para o cálculo das densidades, foi utilizado o inventário do sistema HIDROWEB da ANA, disponível em 07/02/2018, considerando-se apenas os pontos indicados como “em operação”. Como resultados, foram selecionadas as UGRHIs 06 (industrial), 09 (em industrialização) e 15 (agropecuária). Apenas para as UGRHIs de conservação não foi adotado o mesmo critério. Nesse caso, todas foram selecionadas (01, 03, 11 e 14), tendo em vista subsidiar o estabelecimento das condições de referência na presente pesquisa.

Em relação à classificação de uso do solo adotada por IBGE (2018a), as sete UGRHIs selecionadas (Figura 7) caracterizaram-se por diferentes usos predominantes do solo, como agrícola (UGRHIs 09, 14 e 15), áreas artificiais (UGRHI 06), vegetação campestre (UGRHI 01) e vegetação florestal (UGRHIs 03 e 11). Essas UGRHIs representam 32% da área e mais de 56% da população do estado (Tabela 6).

Figura 7 - Mapa do estado de São Paulo com destaque para as sete UGRHIs estudadas na presente pesquisa



O estado de São Paulo tem diversos fatores de potencial interferência na qualidade da água superficial, alguns particulares de áreas tropicais e subtropicais e outros de países em desenvolvimento. Como exemplo, o estado contempla grande parte dos municípios da megalópole Rio-São Paulo, além de inúmeros municípios que vão desde pequenos até mais de

um milhão de habitantes. Apesar da diversidade de usos antrópicos, o estado ainda apresenta áreas pouco impactadas (de referência) e unidades de conservação. De forma similar aos demais estados do Brasil, o lançamento de esgotos domésticos sem tratamento é a principal causa da poluição das águas superficiais (ANA, 2005; CETESB, 2019).

Tabela 6 - Informações específicas sobre as UGRHIs estudadas e do estado de São Paulo, incluindo área total, população, densidade populacional e usos predominantes em termos de área de acordo com a classificação de IBGE (2018a)

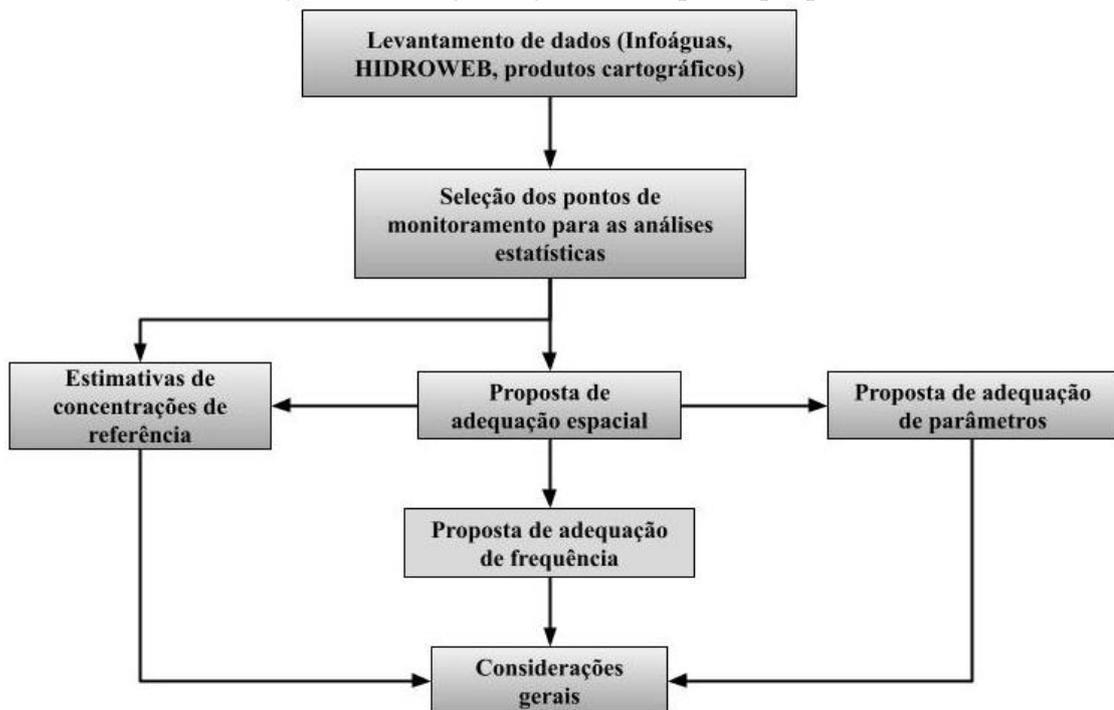
<b>UGRHI</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>População (10<sup>3</sup> hab)</b>	<b>Densidade populacional (hab/km<sup>2</sup>)</b>	<b>Usos predominantes do solo<sup>a</sup></b>
01 – Mantiqueira	675	70	104	VC (38%), MF (26%), F (19%), Outros (17%)
03 – Litoral Norte	1.948	341	175	F (86%), AA (6%), MF (3%), Outros (5%)
06 – Alto Tietê	5.868	21.705	3.699	AA (34%), F (29%), MF (28%), Outros (9%)
09 – Mogi-Guaçu	15.004	1.634	109	AG (68%), MF (15%), S (4%), Outros (13%)
11 –Ribeira de Iguape/ Litoral Sul	17.068	381	22	F (72%), MF (20%), S (3%), Outros (5%)
14 – Alto Paranapanema	22.689	782	34	AG (28%), MF (25%), S (19%), Outros (28%)
15 – Turvo/ Grande	15.925	1.376	86	AG (57%), MF (21%), P (17%), Outros (5%)
Estado de São Paulo	248.222	46.289	186	AG (40%), MF (21%), P (15%), Outros (24%)

<sup>a</sup> VC: vegetação campestre; MF: mosaico de ocupações (e.g., agricultura, silvicultura, pastagem com manejo) em áreas florestais; F: vegetação florestal; AA: área artificial (e.g., construções); AG: área agrícola; S: silvicultura (e.g. eucalipto); P: pastagem com manejo. Fonte: Adaptado de CETESB (2021)

## 6 ASPECTOS METODOLÓGICOS GERAIS

A realização da pesquisa foi baseada em trabalhos de escritório com dados secundários, não havendo etapas de campo para a geração de banco de dados próprio. O desenvolvimento do estudo teve como base os dados provenientes do monitoramento de qualidade da água realizado pela CETESB. O procedimento experimental adotado na pesquisa está ilustrado no fluxograma da Figura 8. As etapas de levantamento de dados e de seleção dos pontos de monitoramento para as análises estatísticas foram comuns às propostas de adequação espacial, de frequência, de parâmetros e para as estimativas das concentrações de referência. Portanto, para não se repetirem nos capítulos específicos, elas serão abordadas no presente item.

Figura 8 - Fluxograma geral das etapas da pesquisa



### 6.1 Levantamento de dados

#### 6.1.1 Dados de qualidade da água

Essa etapa consistiu na coleta, organização e elaboração de um banco de dados brutos na plataforma Excel<sup>®</sup>. Os dados de parâmetros que compõem os índices IQA, IVA e IAP da CETESB foram compilados (Tabela 7) para 160 pontos de monitoramento localizados em rios

do estado de São Paulo, no período de 2004 a 2018. Os dados, disponíveis no sistema Infoáguas, foram provenientes do monitoramento realizado pela CETESB nas UGRHIs 01, 03, 06, 09, 11, 14 e 15, com frequência de amostragem bimestral ou trimestral. As análises laboratoriais foram realizadas pela CETESB em laboratórios acreditados pelo Instituto Nacional de Metrologia, Padronização e Qualidade Industrial (INMETRO) e seguindo os protocolos de APHA, AWWA e WEF (1998, 2005, 2012, 2017).

Tabela 7 - Parâmetros de monitoramento compilados para rios do estado de São Paulo e considerados nas análises da pesquisa

<b>Índice</b>	<b>Parâmetros</b>
IQA	<i>Escherichia coli</i> ( <i>E. coli</i> ), pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), turbidez, sólidos totais (ST), temperatura e oxigênio dissolvido (OD).
IVA <sup>a</sup>	OD, pH, PT, cobre dissolvido, zinco total, chumbo total, cromo total, mercúrio total, níquel total, cádmio total e surfactantes.
IAP <sup>b</sup>	<i>E. coli</i> , pH, DBO, NT, PT, turbidez, ST, temperatura, OD, cádmio total, chumbo total, cromo total, mercúrio total, níquel total, ferro total, manganês total, alumínio total, cobre total e zinco total.

<sup>a</sup> Toxicidade não foi considerado no presente estudo por se tratar de um parâmetro qualitativo. Clorofila-a não foi considerada, pois teve data de início de monitoramento variável entre os pontos de monitoramento. <sup>b</sup> Potencial de formação de trihalometano não foi considerado, pois é realizado apenas em pontos de controle de captação de água para abastecimento público.

Os parâmetros foram selecionados, pois são indicadores de fontes de poluição frequentemente apontadas como relevantes para a degradação dos recursos hídricos no estado de São Paulo e no Brasil de forma geral, sendo elas: esgoto doméstico (ANA, 2005; CETESB, 2019), nutrientes provenientes de áreas agrícolas (MAILLARD; SANTOS, 2008; MELLO *et al.*, 2018) e efluentes industriais (SCHULZ; MARTINS-JUNIOR, 2001; MARTINELLI *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2016). Além disso, quando sintetizados nos índices IQA, IVA e IAP, são empregados na gestão de recursos hídricos de São Paulo com diferentes finalidades, como identificação de lançamentos de efluentes, acompanhamento da qualidade da água dos mananciais para abastecimento público e proteção da vida aquática (CETESB, 2021).

Outro aspecto relevante dos parâmetros selecionados é que, até o ano de 2011, os coliformes termotolerantes eram utilizados como indicadores de contaminação fecal. A partir de 2012, o parâmetro foi substituído pela *E. coli*, pois essa é de origem exclusivamente fecal, representando de forma mais fidedigna a contaminação da água. Dessa forma, no presente estudo, as séries de *E. coli* e coliformes termotolerantes foram unidas para a formação do banco de dados.

### 6.1.2 Produtos cartográficos

Os dados cartográficos foram obtidos a partir de fontes públicas, acessíveis de forma gratuita. As bases utilizadas foram de uso e ocupação do solo, isoietas de precipitação média anual, tipos de solo, hidrografia, bacias hidrográficas codificadas pelo método Otto Pfafstetter, unidades de conservação e modelo digital de elevação (MDE). O detalhamento dessas bases e as respectivas fontes de informações são apresentados na Tabela 8. Os softwares ArcGIS 10.3<sup>®</sup> e QGIS 3.8.1<sup>®</sup> foram utilizados para a avaliação e manipulação dos dados cartográficos.

Tabela 8 - Bases cartográficas utilizadas na presente pesquisa e os respectivos anos de referência, escalas, resoluções e fontes de informações

<b>Base cartográfica</b>	<b>Ano de referência</b>	<b>Escala ou resolução</b>	<b>Fontes de informações</b>
Uso e ocupação do solo	2016	1:250.000	IBGE (2018a)
Isoietas de precipitação média anual	1977-2006	1:5.000.000	CPRM (2019)
Tipos de solo	2019	1:250.000	IBGE (2018b)
Hidrografia	2015	1:250.000	IBGE (2015)
Bacias Otto codificadas	2017	1:250.000	ANA (2015)
Unidades de conservação	2019	1:5.000 - 1:100.000	MMA (2019)
Modelo digital de elevação	2000	1 arc-sec	Lehner, Verdin e Jarvis (2006)
Hidrografia (enquadramento)	2018	1:50.000	CETESB (2020b)

### 6.1.3 Seleção de pontos de monitoramento

Nessa etapa, selecionaram-se os pontos de monitoramento em cada UGRHI que foram utilizados nas análises estatísticas subsequentes da pesquisa. O alvo principal foi garantir séries com tamanhos suficientes para a adequada representação temporal da qualidade da água em cada UGRHI, sem realizar a exclusão demasiada de pontos de monitoramento da qualidade da água. Para cada UGRHI, foram selecionados aqueles que apresentaram ao menos cinco anos de série de dados (início em 2013). Em específico para a UGRHI 01, três entre os quatro pontos pré-existentes apresentaram início do monitoramento apenas a partir de 2014, portanto, exclusivamente para essa UGRHI, foram utilizados quatro anos de séries de dados.

A Tabela 9 apresenta um resumo da etapa com o número de pontos pré-existent em cada UGRHI, a densidade inicial de monitoramento, bem como os resultados após a seleção dos pontos de monitoramento com séries aptas à aplicação das análises estatísticas.

Tabela 9 - Resumo da seleção dos pontos de monitoramento aptos à aplicação das análises estatísticas, com número de pontos pré-existentes, densidade inicial de monitoramento, número de pontos selecionados e número de rios representados em cada UGRHI após a seleção

<b>UGRHI</b>	<b>Número de pontos pré-existentes</b>	<b>Densidade inicial (pontos/1.000km<sup>2</sup>)</b>	<b>Número de pontos selecionados</b>	<b>Número de rios representados</b>
01	4	5,9	4	3
03	29	14,9	29	27
06	51	8,7	46	31
09	35	2,3	32	15
11	12	0,7	10	7
14	10	0,4	7	7
15	19	1,2	15	10
<b>Total</b>	<b>160</b>	<b>2,0<sup>a</sup></b>	<b>143</b>	<b>100</b>

<sup>a</sup> Média ponderada pela área de cada UGRHI.

## 7 ADEQUAÇÃO ESPACIAL DA REDE DE MONITORAMENTO

### 7.1 Aspectos conceituais da análise de agrupamento e da estratégia de amostragem estratificada

#### 7.1.1 Análise de agrupamento

A análise de agrupamento tem sido aplicada em diversas áreas do conhecimento como psicologia, biologia, sociologia, economia, engenharia e administração (HAIR *et al.*, 2009). Em estudos de avaliação de redes de monitoramento da qualidade da água, é utilizada, principalmente, para agrupar pontos de monitoramento com qualidade da água similar visando à revisão das redes (TANOS *et al.*, 2015; CALAZANS *et al.*, 2018a, 2018b; PEÑA-GUZMÁN; SOTO; DIAZ, 2019; FRAGA *et al.*, 2021).

A análise de agrupamento é uma técnica estatística multivariada que visa a agrupar, de forma não supervisionada, objetos com base em um conjunto de características de interesse (HAIR *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2011; GUIGUES; DESENFANT; HANCE, 2013). Os grupos resultantes devem apresentar elevada homogeneidade interna (dentro do grupo) e elevada heterogeneidade externa (entre os grupos), medidas pela similaridade ou dissimilaridade entre pares de objetos (BERGMAN; MAGNUSSON, 2001; SHRESTHA; KAZAMA, 2007; HAIR *et al.*, 2009; DE AMORIM; HENNIG, 2015).

As medidas de similaridade ou dissimilaridade têm papel fundamental na análise de agrupamento, pois são responsáveis por demonstrar a proximidade entre os objetos da população de acordo com as características selecionadas e por produzir diferentes tipos de agrupamento. Segundo Hair *et al.* (2009), as medidas mais utilizadas são as de distância, com destaque para a euclidiana e a euclidiana quadrada (HAIR *et al.*, 2009; FRANÇA, 2009).

A distância euclidiana representa a distância em linha reta entre dois objetos (HAIR *et al.*, 2009) e, matematicamente, é definida pela Equação 1. É possível observar que para um espaço bidimensional (duas variáveis), a distância euclidiana entre dois objetos assume o valor do comprimento da hipotenusa de um triângulo retângulo.

$$d_{AB} = \left[ \sum_{j=1}^p (X_{Aj} - X_{Bj})^2 \right]^{1/2} \quad \text{Equação 1}$$

Em que:

$d_{AB}$ : distância euclidiana entre os objetos A e B;  
 $X_{Aj}$ : valor do objeto A para a variável j (j=1,...,p);  
 $X_{Bj}$ : valor do objeto B para a variável j (j=1,...,p).

Já a distância euclidiana quadrada é a soma dos quadrados das diferenças sem o cálculo da raiz quadrada (HAIR *et al.*, 2009), conforme demonstrado na Equação 2, considerando dois objetos (A e B) e “p” variáveis. Como vantagem em relação à euclidiana, tem-se a redução do tempo de processamento computacional. Por esse motivo, a distância euclidiana quadrada foi a escolhida para a análise de agrupamento na presente pesquisa.

$$d_{AB} = \sum_{j=1}^p (X_{Aj} - X_{Bj})^2 \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

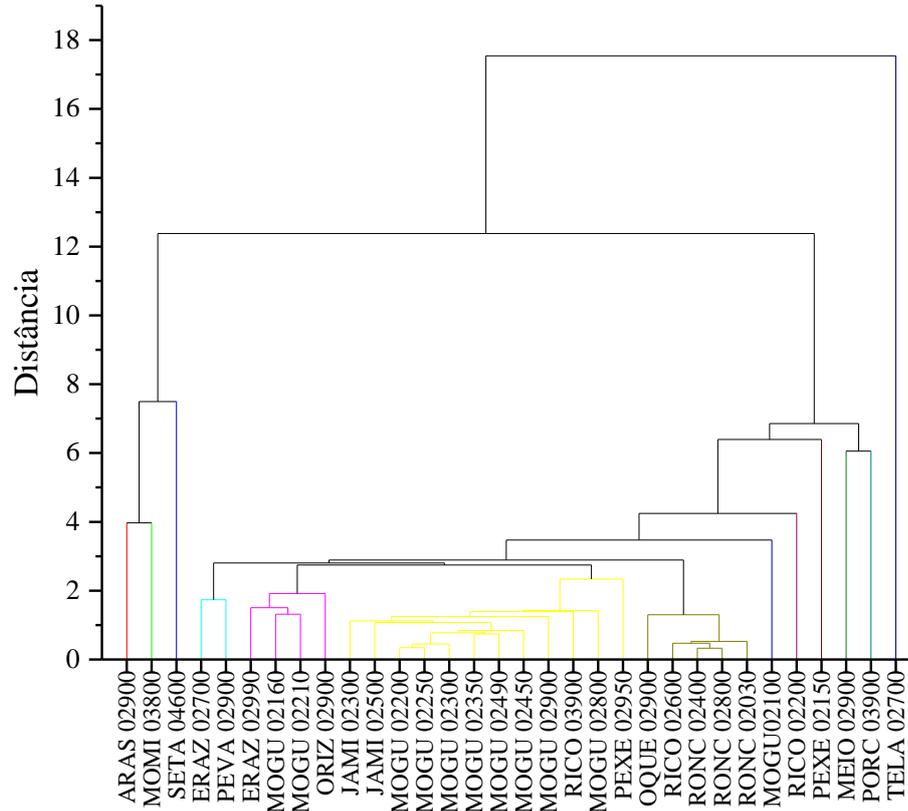
$d_{AB}$ : distância euclidiana quadrada entre os objetos A e B;  
 $X_{Aj}$ : valor do objeto A para a variável j (j=1,...,p);  
 $X_{Bj}$ : valor do objeto B para a variável j (j=1,...,p).

Diversas técnicas podem ser empregadas para o agrupamento dos objetos, com destaque para os métodos hierárquicos, de particionamento e de sobreposição (BERGMAN; MAGNUSSON, 2001; BAADEL; THABTAH; LU, 2016). No entanto, a técnica de agrupamento mais utilizada é a aglomerativa hierárquica (BERGMAN; MAGNUSSON, 2001; SHRESTHA; KAZAMA, 2007; HAIR *et al.*, 2009; MAVUKKANDY; KARMAKAR; HARIKUMAR, 2014; DAS *et al.*, 2021), que consiste em um processo sucessivo de agrupamento dos objetos. Como primeira etapa dessa técnica, cada objeto é considerado um grupo independente. Na segunda etapa, os dois grupos com maior similaridade são reunidos. Esse processo se repete nas etapas subsequentes até que um único grupo seja formado com todos os objetos de interesse (GUIGUES; DESENFANT; HANCE, 2013; BAADEL; THABTAH; LU, 2016). Como resultado, há a formação de um dendrograma (diagrama de árvore) (um exemplo é apresentado na Figura 9) que representa um resumo do processo aglomerativo, trazendo um retrato dos grupos e da proximidade entre eles (SHRESTHA; KAZAMA, 2007; ZHANG *et al.*, 2011).

A forma de aglomeração dos objetos semelhantes é definida pelo método de ligação adotado, destacando-se os métodos de ligação simples, completa, média, centroide e Ward

(MINGOTI, 2005; HAIR *et al.*, 2009). A Tabela 10 apresenta um resumo desses métodos com as suas principais vantagens e desvantagens, conforme descrição de Hair *et al.* (2009).

Figura 9 - Exemplo de dendrograma gerado na análise de agrupamento pelo método aglomerativo hierárquico, com siglas de pontos de monitoramento de qualidade da água no eixo das abscissas e distância de ligação nas ordenadas



O maior desafio na análise de agrupamento é a definição do número de grupos formados a partir dos dados originais, uma vez que, em geral, aplica-se a análise para complexas matrizes sobre as quais há pouco conhecimento prévio do padrão de agrupamento dos indivíduos (TIBSHIRANI; WALTHER; HASTIE, 2001; PAKHIRA, 2012). Atualmente, os índices de validação (baseados em métricas como similaridade) têm auxiliado a determinação do número ótimo de grupos (ZHOU; XU; LIU, 2017; LI *et al.*, 2020; BOGENSPERGER; FABEL, 2021). Os índices têm como vantagens uma abordagem menos subjetiva e a possibilidade de aplicação não supervisionada visando à maximização de funções matemáticas (PAKHIRA, 2012; ZHOU; XU; LIU, 2017; LI *et al.*, 2020). Apesar do destaque para os índices de validação, outras abordagens foram propostas para a definição do número de grupos. Uma extensa revisão bibliográfica realizada por Milligan e Cooper (1985) apresentou mais de 30 métodos, o que demonstra a complexidade do tema.

Apesar de diversos autores proporem regras para determinação da técnica de agrupamento, da medida de distância, do método de ligação e do número de grupos a serem formados, não existe consenso sobre as metodologias, ficando sob responsabilidade do pesquisador a escolha da solução que represente de forma adequada a estrutura dos dados em análise (HOLGERSSON, 1978; MINGOTI, 2005; HAIR *et al.*, 2009).

Tabela 10 - Comparação entre os principais métodos de ligação da análise de agrupamento sob o seu aspecto conceitual, além de algumas vantagens e desvantagens de sua aplicação

<b>Método de ligação</b>	<b>Conceito</b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
Ligação simples	Define a similaridade entre agrupamentos como a menor distância de qualquer objeto de um agrupamento a qualquer objeto de outro.	Simplicidade e flexibilidade de aplicação.	Possibilidade de formação de longas e sinuosas cadeias de ligação; Negativamente influenciada por observações atípicas.
Ligação completa	Semelhante à ligação simples, mas utiliza a máxima distância entre os objetos.	Elimina o problema de cadeias longas da ligação simples e produz soluções mais compactas.	Negativamente influenciada por observações atípicas.
Ligação média	A formação dos agrupamentos considera a distância média de todos os objetos em um grupo para todos os objetos em outro.	É menos influenciada por valores extremos ao se comparar com a ligação simples e a completa. Portanto, é menos suscetível às observações atípicas.	Maior complexidade ao se comparar com as ligações simples e completa.
Método centroide	A similaridade entre os agrupamentos é definida pela distância entre os centroides de cada agrupamento.	Pouco afetado por observações atípicas.	Mudanças frequentes de objetos entre os grupos em função da alteração dos centroides.
Método Ward	A formação de agrupamentos é realizada de forma a minimizar a soma total dos quadrados das distâncias entre os objetos em todos os grupos.	Adequado para conjunto de dados em que se esperam grupos com aproximadamente o mesmo tamanho.	Facilmente distorcido por observações atípicas; Tende a produzir grupos com o mesmo número de observações.

Fonte: Confeccionada pelo autor com base em Hair *et al.* (2009).

### 7.1.2 Estratégia de amostragem estratificada

O estabelecimento de um monitoramento em larga escala geográfica apresenta como principal desafio a adequada definição espacial dos pontos de amostragem. As dificuldades encontram-se em como alocar os pontos de monitoramento para maximizar a informação disponível, minimizar os custos e garantir a maior representatividade à população de interesse (DANZ *et al.*, 2005; DOBBIE; HENDERSON; STEVENS, 2008; HAINING, 2015).

Haining (2015) descreve o termo “amostragem espacial” como o conjunto de atividades necessárias para estimar atributos de populações geograficamente distribuídas,

entre elas a seleção dos pontos de monitoramento. Há diversas maneiras para realizar essa seleção, sendo a escolha determinada pelos objetivos propostos e pelos recursos disponíveis (COCHRAN, 1977; DOBBIE; HENDERSON; STEVENS, 2008; HAINING, 2015). As duas abordagens principais são as baseadas em probabilidade e as baseadas em modelos, ambas pertencentes aos métodos estatísticos de amostragem (DOBBIE; HENDERSON; STEVENS, 2008).

O planejamento baseado em probabilidade assume que os parâmetros de interesse (e.g., parâmetros de qualidade da água) de uma população dividida em unidades finitas apresentam distribuições fixas, mas desconhecidas. Dessa forma, ao se aplicar uma técnica para seleção dos pontos de amostragem e repetir as amostragens de acordo com uma metodologia pré-determinada (frequência, variáveis, métodos analíticos), será possível gerar uma distribuição de valores, e, conseqüentemente, obter uma estimativa da média do parâmetro de interesse para a população (WANG; HAINING; CAO, 2010; HAINING, 2015). Podem ser citadas como técnicas de amostragem baseadas em probabilidade: aleatória simples, sistemática, estratificada, em dois estágios, dupla, adaptativa e espacialmente balanceada (COCHRAN, 1977; DOBBIE; HENDERSON; STEVENS, 2008).

O planejamento baseado em modelos assume que os parâmetros de interesse nas diferentes unidades finitas de uma população representam a conversão de um modelo estocástico em dados reais, ou seja, as observações são consideradas como variáveis aleatórias do modelo. Diferentemente do planejamento probabilístico, o objetivo é prever a média com base nas variáveis de entrada do modelo estocástico (WANG; HAINING; CAO, 2010; HAINING, 2015).

O planejamento baseado em modelos mostra-se mais adequado para responder a questões especializadas, como prever valores (e.g., média) em regiões específicas. Já o planejamento baseado em probabilidade tem como foco estimar médias, proporções e valores extremos de populações (WANG; HAINING; CAO, 2010; HAINING, 2015). Portanto, em função dos objetivos da presente pesquisa, será abordada com mais detalhes a técnica de amostragem estratificada, representante do planejamento probabilístico. Essa técnica tem como vantagens: redução da redundância de informação e das áreas não amostradas em comparação com a abordagem aleatória (HAINING, 2015), desempenho satisfatório para representar a média e a variância de populações inseridas em áreas heterogêneas (COCHRAN, 1977; WANG; HAINING; CAO, 2010), possibilitar amostras representativas das diferentes características que definem a população de interesse (CATHERINE; TROUSSELLIER; BERNARD, 2008; DOBBIE; HENDERSON; STEVENS, 2008).

A estratégia de amostragem estratificada tem sido empregada com sucesso em estudos voltados ao monitoramento de recursos hídricos (LIEBETRAU, 1979 ; SOBALLE; FISHER, 2004; DANZ *et al.*, 2005; CATHERINE; TROUSSELLIER; BERNARD, 2008; GAO *et al.*, 2015; HAYAKAWA *et al.*, 2021). O método apresenta como premissa básica a divisão da população (e.g., UGRHI) em estratos (subgrupos) que se caracterizam por elevada homogeneidade interna quanto aos atributos relevantes para o objeto de estudo (GILBERT, 1987; DOBBIE; HENDERSON; STEVENS, 2008). Para a estratificação geográfica, Cochran (1977) destaca que o procedimento usual é selecionar variáveis que apresentam elevada correlação com o objeto de pesquisa (e.g., variação da qualidade da água) e fazer uma combinação de julgamentos para a definição dos estratos (e.g., sobreposição de camadas em ambiente de sistema de informações geográficas - SIG).

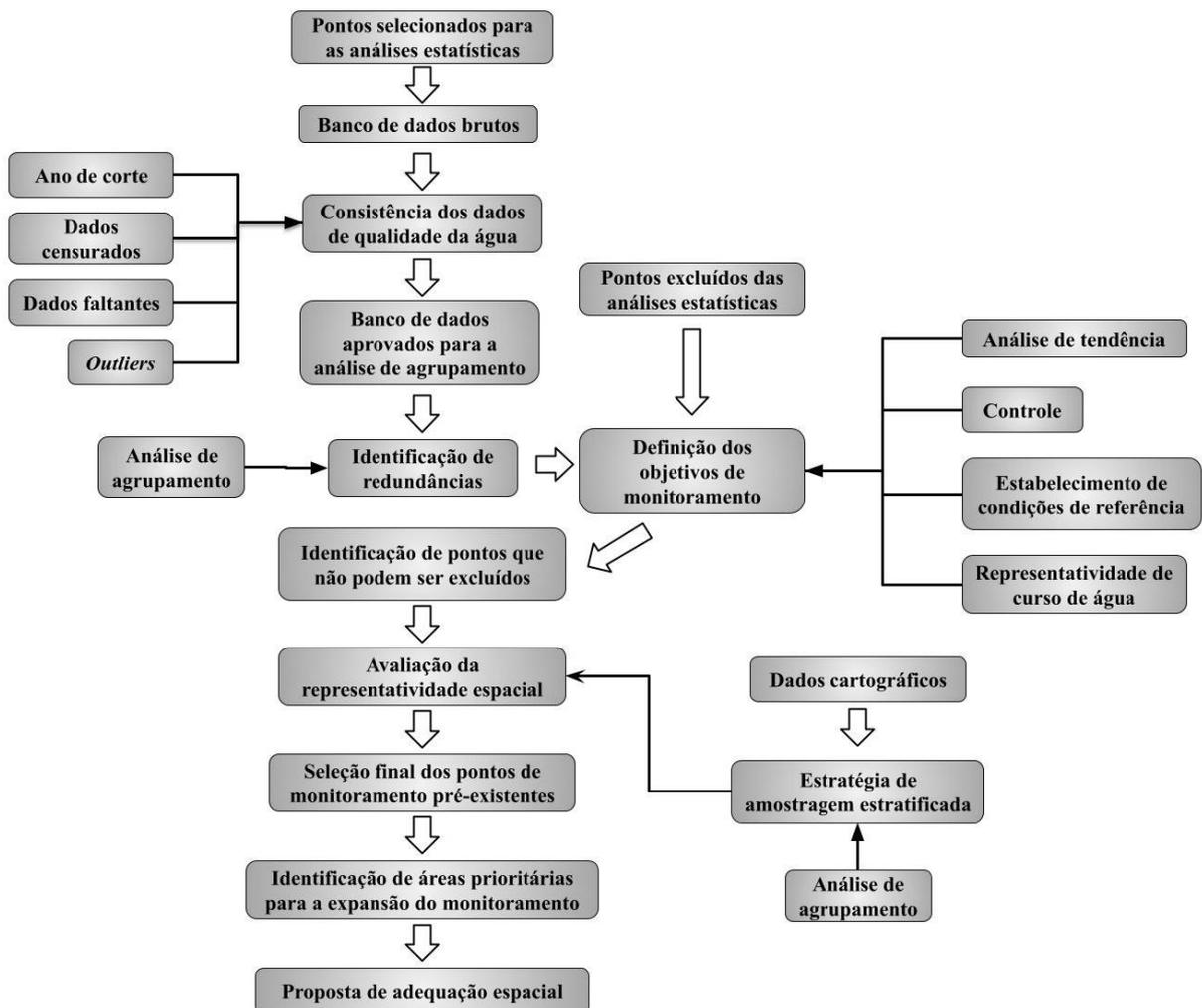
Danz *et al.* (2005), ao descreverem o planejamento de um monitoramento para desenvolver indicadores de distúrbio antrópico na região dos Grandes Lagos (EUA), indicaram a estratégia de amostragem estratificada. Os autores utilizaram ferramentas de SIG para identificar bacias hidrográficas com perfis ambientais similares (estratos), com base em mapas de solos e atributos antrópicos (e.g., uso e ocupação do solo, densidade populacional). A técnica também foi utilizada por Catherine, Troussellier e Bernard (2008) na avaliação da distribuição de cianobactérias em corpos hídricos na França. Os estratos (zonas hidrográficas) foram definidos por meio da combinação, também com auxílio de SIG, de índices morfológicos, de uso e ocupação do solo e hidrológicos. Tais estudos reportaram que a técnica mostrou-se adequada para a distribuição de pontos de amostragem em diferentes condições ambientais visando ao monitoramento em larga escala geográfica.

Embora a estratificação permita identificar regiões de interesse para amostragem, a definição do número total de pontos de monitoramento e a distribuição em cada estrato deve ser realizada em conjunto pelos operadores da rede, gestores e usuários (“*stakeholders*”), com foco nos objetivos prioritários para monitoramento, limitações de recursos financeiros e humanos. As abordagens mais comuns para essa distribuição são a alocação igual, a alocação proporcional e a alocação de Neyman. Embora tais técnicas não façam parte do escopo da presente pesquisa, mais informações podem ser obtidas em Shao *et al.* (2021) e Zapf e Wallek (2021).

## 7.2 Metodologia

O fluxograma de trabalho para a adequação espacial da rede de monitoramento está apresentado na Figura 10. A metodologia para a seleção dos pontos aptos às análises estatísticas foi apresentada no subitem 6.1.3.

Figura 10 - Fluxograma adotado para a elaboração da proposta de adequação espacial da rede de monitoramento em cada UGRHI



### 7.2.1 Consistência dos dados de qualidade da água

O primeiro passo na etapa de consistência dos dados de qualidade da água foi a avaliação da extensão das séries de cada ponto de monitoramento e a definição de um ano de corte em cada UGRHI, ou seja, o ano inicial considerado para os dados de qualidade da água. Os pontos de monitoramento apresentaram datas de início de operação distintas o que gerou

desbalanceamento entre as séries de dados. Para reduzir esse efeito, o ano de corte para cada UGRHI foi aquele em que o monitoramento já havia sido iniciado em mais de 50% dos pontos. Após a definição dos anos de corte, foram realizadas a identificação e avaliação das observações atípicas (*outliers*), observações faltantes e dados censurados (abaixo do limite de quantificação do método).

Os *outliers* foram identificados e avaliados individualmente, já que em dados ambientais as variações são passíveis de ocorrência e podem inclusive representar eventos extraordinários, conforme sugerido por Hair *et al.* (2009). No caso de inconsistência comprovada, o dado foi excluído ou corrigido. A identificação de *outliers* foi realizada com a aplicação do método exploratório da amplitude interquartis, conforme sugerido por Naghettini e Pinto (2007).

Quanto aos dados faltantes, sua ocorrência pode reduzir demasiadamente as observações da amostra, tornando-a imprópria para aplicação de análises multivariadas (HAIR *et al.*, 2009). Dessa forma, com o objetivo de evitar a ocorrência de séries inadequadas pela redução de dados disponíveis, foi utilizado o critério sugerido por Hair *et al.* (2009) e adotado por estudos que aplicaram análises multivariadas, com a exclusão de parâmetros com mais de 10% de observações faltantes (OLSEN; CHAPPELL; LOFTIS, 2012; PINTO, 2016; CALAZANS *et al.*, 2018a).

Em relação aos dados censurados, Bhaumik *et al.* (2008) abordaram a existência de controvérsias sobre seu uso apropriado. Christofaro e Leão (2014) destacaram a importância em incorporá-los nas análises, pois apresentam informações relevantes sobre a qualidade ambiental. Apesar de críticas à técnica de substituição dos dados censurados por valores fixos, Christofaro e Leão (2014), ao realizarem o tratamento de dados em estudos ambientais, observaram desempenho similar entre o método robusto (extrapolação por meio de distribuição de frequência) e o de substituição para a obtenção de média e mediana de séries com até 50% de dados censurados. McniChols e Davis (1988) indicaram que essa técnica resultou em taxas de falsos positivos inferiores a 10% em testes de hipóteses com séries com mais de 80% de dados censurados.

Dessa forma, para evitar a criação de falhas nos dados de monitoramento pela exclusão dos dados censurados, foi adotada a técnica de substituição, assumindo o valor como o limite de quantificação do método analítico. Os parâmetros que apresentaram mais de 80% de dados censurados foram excluídos da análise de agrupamento, critério mais restritivo do que o limite de 90% adotado em trabalhos pretéritos (PINTO, 2016; CALAZANS *et al.*, 2018a).

De forma geral, as concentrações de nitrogênio total não estavam disponíveis diretamente no sistema Infoáguas. Para a obtenção das séries desse parâmetro foi necessário realizar o somatório das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrito e nitrato. Em função disso, a análise de dados censurados e faltantes foi realizada para essas três espécies nitrogenadas e não para o nitrogênio total. Caso algum dos parâmetros tenha violado os limites estabelecidos, a análise de agrupamento não foi realizada com o parâmetro nitrogênio total, mas sim com o somatório das espécies nitrogenadas que atenderam aos critérios para dados faltantes e censurados.

A Tabela 11 apresenta um resumo da avaliação dos dados brutos de qualidade da água, com o ano de corte adotado para cada UGRHI, os parâmetros que apresentaram excesso de dados censurados e os parâmetros que apresentaram excesso de dados faltantes. De forma geral, apenas os parâmetros pertencentes ao IQA foram adequados à aplicação da análise de agrupamento, não havendo excesso de dados censurados e/ou faltantes. No entanto, a UGRHI 11 apresentou-se como exceção, uma vez que mais de 80% das amostragens para DBO e nitrito resultaram em dados censurados. Para essa UGRHI, a DBO não foi utilizada na análise de agrupamento e o nitrogênio total foi substituído pela soma das concentrações de nitrato e NTK.

Tabela 11 - Resumo da consistência da base de dados de qualidade da água utilizada na proposta de adequação espacial, com a avaliação de dados censurados e faltantes, além do ano de corte das séries de dados em cada UGRHI analisada

UGRHI	Parâmetros com mais de 80% de dados censurados	Parâmetros com mais de 10% de dados faltantes	Ano de corte
01	-	Todos do IVA <sup>a</sup> e IAP <sup>a</sup>	2014
03	-	Todos do IVA <sup>a</sup> e IAP <sup>a</sup>	2004
06	-	Todos do IVA <sup>a</sup> IAP <sup>a</sup> e NTK	2008
09	-	Todos do IVA <sup>a</sup> e IAP <sup>a</sup>	2004
11	DBO, nitrito	Todos do IVA <sup>a</sup> e IAP <sup>a</sup>	2008
14	-	Todos do IVA <sup>a</sup> , IAP <sup>a</sup> e NTK	2006
15	-	Todos do IVA <sup>a</sup> e IAP <sup>a</sup>	2009

<sup>a</sup> Sem considerar os parâmetros que também integram o IQA.

Outro ponto de destaque na Tabela 11 foi a indicação de excesso de dados faltantes para os parâmetros NTK nas UGRHIs 06 e 14. Apesar da extrapolação do limite de 10%, os dados de NTK deixaram de ser fornecidos no sistema Infoáguas a partir de 2016 para as duas UGRHIs, e apenas o nitrogênio total passou a ser publicado. Desconsiderando tais falhas, os percentuais de dados de NTK faltantes para as UGRHIs 14 e 06 foram de 3% e 4%, respectivamente, atendendo aos critérios propostos.

Os parâmetros pertencentes ao IVA e IAP apresentaram excesso de dados faltantes, pois a frequência de amostragem foi menor (quatro vezes ao ano) ao se comparar com os parâmetros do IQA (seis vezes ao ano).

### 7.2.2 Identificação de redundâncias

A adequação espacial da rede de monitoramento de qualidade da água teve como uma das etapas a identificação dos pontos de monitoramento considerados estatisticamente redundantes quanto aos parâmetros do IQA e que, portanto, representavam condições similares de qualidade da água. Para atingir tal objetivo, foi utilizada a análise de agrupamento, recomendada por Ouyang (2005), Mavukkandy, Karmakar e Harikumar (2014), CCME (2015), Calazans *et al.* (2018a) e Peña-Guzmán, Soto e Diaz (2019).

Inicialmente, as séries de dados foram transformadas em escala logarítmica de base 10. Após a mudança de base, as medianas de cada parâmetro para cada ponto de monitoramento foram obtidas e padronizadas em escala Z (Equação 3), representando os dados de entrada da análise de agrupamento. A padronização visou a eliminar a interferência das diferenças de escala nas medidas de distância da análise de agrupamento, conforme recomendação de Hair *et al.* (2009).

$$Z = \frac{(X-\mu)}{\sigma} \quad \text{Equação 3}$$

Em que:

Z: mediana padronizada;

X: mediana do parâmetro de interesse;

$\mu$ : média das medianas do parâmetro de interesse;

$\sigma$ : desvio padrão das medianas do parâmetro de interesse.

No presente estudo, foi adotada a técnica de agrupamento aglomerativo hierárquico, pois apresenta como vantagens não exigir a especificação inicial do número de grupos; saída na forma de dendrograma que facilita a análise e a interpretação dos resultados; facilidade de implementação (HAIR *et al.*, 2009; NAMRATHA; PRAJWALA, 2012; GOMES *et al.*, 2014). Além disso, trata-se de uma técnica amplamente utilizada em estudos de avaliação e readequação de redes de monitoramento (NONATO *et al.*, 2007; KHALIL *et al.*, 2010;

GUIGUES; DESENFANT; HANCE, 2013; MAVUKKANDY; KARMAKAR; HARIKUMAR, 2014; ALVES *et al.*, 2018; CALAZANS *et al.*, 2018a ; PEÑA-GUZMÁN; SOTO; DIAZ, 2019).

A definição do método de ligação foi realizada por meio do coeficiente de correlação cofenética, proposto por Sokal e Rohlf (1962) e empregado para avaliar a eficiência das diferentes técnicas de agrupamento (DA SILVA; DIAS, 2013; SARAÇLI; DOĞAN; DOĞAN, 2013). O coeficiente é uma medida da preservação das distâncias originais entre os pares de pontos (objetos) do dendrograma (SARAÇLI; DOĞAN; DOĞAN, 2013), ou seja, uma medida da distorção das distâncias após a aplicação da análise de agrupamento.

O cálculo do coeficiente de correlação cofenética é dado pela Equação 4 e foi implementado no presente estudo por meio da função *cophenet* do software MATLAB R2015a<sup>®</sup>. O coeficiente varia de 0 a 1, com os melhores resultados associados aos maiores valores (SARAÇLI; DOĞAN; DOĞAN, 2013). Os métodos de ligação simples, completa, média, Ward e centroide foram testados em conjunto com a medida de distância euclidiana quadrada.

$$c = \frac{\sum_{i<j} (Y_{ij}-y)(Z_{ij}-z)}{\sqrt{\sum_{i<j} (Y_{ij}-y)^2 \sum_{i<j} (Z_{ij}-z)^2}} \quad \text{Equação 4}$$

Em que:

c: coeficiente de correlação cofenética;

$Y_{ij}$ : distância entre os objetos i e j da matriz original;

$Z_{ij}$ : distância cofenética entre os objetos i e j, definida como a altura (distância) na qual os dois objetos são agrupados pela primeira vez no dendrograma;

y: média das distâncias originais;

z: média das distâncias cofenéticas.

A determinação do número de grupos foi realizada com o auxílio do índice Silhouette, proposto por Rousseeuw (1987) para avaliação da qualidade e validação do número de grupos formados na análise de agrupamento. De acordo com Liu *et al.* (2010), o reconhecimento da validação como um processo essencial na análise de agrupamentos impulsionou a utilização de índices de validação, entre eles o índice Silhouette, que tem sido aplicado com sucesso em diversas pesquisas (STRUYF; HUBERT; ROUSSEEUW, 1996; PETROVIC, 2006;

ARBELAITZ *et al.*, 2013; SHI; ZENG, 2014; DE AMORIM; HENNIG, 2015; THINSUNGNOEN *et al.*, 2015; ZHAO *et al.*, 2021).

O índice Silhouette contabiliza a dissimilaridade do objeto dentro do grupo a que pertence em relação à dissimilaridade para os demais grupos formados. Dessa forma, um objeto estará adequadamente enquadrado em um grupo caso a dissimilaridade interna seja pequena e a externa, elevada. A formulação do índice Silhouette está apresentada na Equação 5 e foi implementada pela função *silhouette* do software MATLAB R2015a<sup>®</sup>.

$$S_{(i)} = \frac{b_{(i)} - a_{(i)}}{\max\{a_{(i)}, b_{(i)}\}} \quad \text{Equação 5}$$

Em que:

$S_{(i)}$ : índice Silhouette para o objeto  $i$  ( $-1 \leq S_{(i)} \leq 1$ );

$b_{(i)}$ : distância mínima média entre o objeto  $i$  e demais grupos aos quais ele não pertence;

$a_{(i)}$ : distância média entre o objeto  $i$  e os demais objetos do mesmo grupo.

A Equação 5 permite o cálculo do índice Silhouette para um único objeto. Para a obtenção do índice Silhouette Geral, foi calculada a média aritmética de todos os valores individuais, conforme proposto por Rousseeuw (1987). Segundo Kaufman e Rousseeuw (2005), a experiência com o índice Silhouette Geral demonstra que valores iguais ou superiores a 0,71 apresentam forte estrutura entre os grupos formados e indicam um resultado favorável. Esse foi o critério de corte adotado na presente pesquisa para a definição do número de grupos da análise de agrupamento. No entanto, Almeida *et al.* (2011) destacam que a ocorrência de diversos grupos formados por um único objeto pode causar a elevação do índice Silhouette Geral, independente da qualidade dos demais grupos formados. Isso ocorre, pois o termo “ $a_{(i)}$ ” da Equação 5 é igual a zero para grupos formados por um único objeto, conduzindo a valores individuais de Silhouette iguais a 1,0 (LLETÍ *et al.*, 2004; ALMEIDA *et al.*, 2011). Portanto, uma estrutura de agrupamento com índice Silhouette Geral superior a 0,71 ainda pode apresentar objetos agrupados de forma inadequada. Para mitigar tal deficiência do método, o presente estudo não aceitou valores negativos para os índices Silhouette individuais, que indicam classificação inadequada do objeto no grupo (KAUFMAN; ROUSSEEUW, 2005).

A análise de agrupamento foi aplicada para cada UGRHI por meio da função *cluster* do software MATLAB R2015a<sup>®</sup> e da função *Hierarchical Cluster Analysis* do software OriginPro 2016<sup>®</sup>. Os pontos classificados no mesmo grupo foram considerados redundantes quanto aos parâmetros do IQA. É importante destacar que a análise de agrupamento indica apenas similaridade estatística, havendo a possibilidade de pontos de monitoramento atenderem a objetivos distintos, o que deve indicar a sua permanência na rede. Nesse sentido, também foi conduzida a definição dos objetivos de monitoramento de cada ponto, evitando-se que a decisão de exclusão fosse meramente estatística e desconectada dos objetivos da rede.

### 7.2.3 Definição dos objetivos de monitoramento

Os pontos de monitoramento foram classificados quanto ao atendimento a quatro objetivos principais definidos para a rede de qualidade da água: análise de tendência, controle (regulação), estabelecimento de condições de referência e representatividade de curso de água. Os critérios para classificação estão apresentados na Tabela 12. Esses objetivos são considerados típicos em programas de monitoramento da qualidade da água superficial (UNEP; WMO, 1996; CCME, 2015; ARLE; MOHAUPT; KIRST, 2016) e abrangem os objetivos gerais apresentados por CETESB (2021) para a rede de qualidade da água do estado de São Paulo.

Tabela 12 - Objetivos de monitoramento da qualidade da água e respectivos critérios de classificação adotados para os pontos de monitoramento no presente estudo

<b>Objetivo de monitoramento</b>	<b>Critério de classificação</b>
Análise de tendência	Pontos com 10 anos ou mais de monitoramento.
Controle (regulação)	Pontos à jusante ou à montante de indústrias, municípios, ETA <sup>a</sup> , ETE <sup>b</sup> , segundo descrição presente no Sistema Infoáguas da CETESB.
Estabelecimento de condições de referência	Pontos com valor de IQA maior ou igual a 70 (condição boa ou excelente) em mais de 80% das amostragens.
Representatividade de curso de água	Pontos com menos de 10 anos de monitoramento.

<sup>a</sup> Estação de tratamento de água para abastecimento; <sup>b</sup> Estação de tratamento de efluentes.

A partir dos grupos formados na análise de agrupamento e da definição dos objetivos de todos os pontos de monitoramento pré-existent, os seguintes critérios foram seguidos para a seleção dos pontos que não deveriam ser excluídos mesmo com a indicação de redundância na análise de agrupamento:

- 1) Em cada grupo, manter o ponto que satisfaça a mais objetivos;

- 2) Manter todos os pontos associados ao objetivo de controle;
- 3) Em cada grupo, entre os pontos que atendem ao objetivo de estabelecimento de condições de referência, manter o que apresentar a maior área de drenagem. Em relação aos pontos excluídos das análises estatísticas (portanto, sem grupo), manter todos que satisfazem ao objetivo de estabelecimento de referência;
- 4) Em cada grupo, manter o ponto com maior área de drenagem, caso outro localizado no mesmo rio não tenha sido selecionado pelos critérios anteriores.

A comparação entre as áreas de drenagem foi realizada por meio da área disponibilizada no sistema HIDROWEB da ANA em 07/02/2018. Na ausência dessa informação, duas opções de análise foram consideradas:

- 1) No caso de pontos de monitoramento no mesmo curso de água: o ponto de maior área de drenagem é aquele que apresenta maior código numérico da CETESB;
- 2) No caso de pontos de monitoramento em cursos de água distintos: traçado automático da área utilizando ferramenta *Hydrology* do ArcGIS 10.3<sup>®</sup>. Os detalhes da metodologia utilizada para o cálculo da área de drenagem estão apresentados no Apêndice A.

#### **7.2.4 Avaliação de representatividade da rede e proposta de adequação espacial**

A avaliação da representatividade espacial dos pontos de monitoramento em cada UGRHI foi realizada por meio da estratégia de amostragem estratificada. Nessa abordagem, assim como em outras que trabalham com a definição de zonas homogêneas (e.g., ecorregiões), assume-se a existência de correlação espacial entre os parâmetros de qualidade da água e os atributos ambientais utilizados como base para a definição das zonas homogêneas. Dessa forma, a escolha de escalas inapropriadas ou de atributos não correlacionados com a qualidade da água pode levar à classificação inadequada dos corpos hídricos (BAILEY, 2004; CHERUVELIL *et al.*, 2008). As características hidrológicas, geológicas e antrópicas são frequentemente apontadas como fatores de interferência na qualidade da água superficial (SHEHANE *et al.*, 2005; KHATRI; TYAGI, 2015; TAKA *et al.*, 2016; IGWE *et al.*, 2017; SIMEDO *et al.*, 2018; LEI; WAGNER; FOHRER, 2021; LIU *et al.*, 2021) e foram escolhidas no presente estudo para a definição dos estratos.

O primeiro passo para a estratificação foi a definição da unidade de trabalho. Optou-se pela utilização de bacias nível seis codificadas pelo método Otto Pfafstetter (Ottobacias), adotado como padrão na PNRH (CNRH, 2003b) e recomendado pela Comunidade Europeia

(DE JAGER; VOGT, 2010). O nível seis foi utilizado, pois, conforme demonstrado por Verdin e Verdin (1999), trata-se da divisão, em termos de área, mais próxima das unidades hidrológicas nível oito da codificação adotada pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). Tal nível foi indicado por Danz *et al.* (2005), Catherine, Troussellier e Bernard (2008) e Cheruvelil *et al.* (2008) para a estratificação de bacias hidrográficas visando ao monitoramento em escala regional.

Para a definição dos estratos, foi aplicada a análise de agrupamento, conforme sugerido por Danz *et al.* (2005) e Catherine, Troussellier e Bernard (2008). A metodologia da análise de agrupamento foi a mesma descrita no subitem 7.2.2 e teve como objetivo a formação de grupos de Ottobacias similares quanto aos atributos ambientais de interesse. Os dados de entrada para cada Ottobacia foram as porcentagens, em termos de área, de cada classe de uso e ocupação do solo (representante antrópico), precipitação anual média (representante hidrológico) e tipos de solo (representante geológico). As porcentagens foram transformadas em base logarítmica para a redução da assimetria e curtose dos dados. A Tabela 13 apresenta as classes presentes nas camadas utilizadas para a definição dos estratos. Os detalhes sobre ano de referência e escala das bases cartográficas podem ser observados na Tabela 8 (subitem 6.1.2).

Tabela 13 - Classes que compõem as camadas de entrada para a definição dos estratos na etapa de avaliação de representatividade espacial da rede de monitoramento

<b>Camada</b>	<b>Classes</b>
Uso e ocupação do solo	Área artificial; área agrícola; pastagem com manejo; mosaico de ocupações em área florestal; silvicultura, vegetação florestal; área úmida; vegetação campestre; mosaico de ocupações em área campestre; corpo de água continental; corpo de água costeiro; área descoberta.
Isoietas de precipitação média anual	Abaixo, dentro e acima da média.
Tipos de solo	Argissolos; cambissolos; chernossolos; espodossolos, gleissolos; latossolos; luvisolos, neossolos; nitossolos; organossolos; planossolos; plintossolos; vertissolos; dunas; afloramento de rochas; corpo de água; outros.

O uso das isoietas de precipitação média anual para a definição dos estratos foi possível após a interpolação espacial pela ferramenta *Topo to Raster* do ArcGIS 10.3<sup>®</sup>. O *raster* produzido pela ferramenta apresentou valores individualizados de precipitação para cada *pixel*, uma vez que foi realizada uma interpolação entre as isoietas. Com foco na redução do número de classes de saída, foi utilizada a ferramenta *Reclass* do ArcGIS 10.3<sup>®</sup> para

agrupar os *pixels* em três classes de precipitação: dentro, acima e abaixo da média. Os valores de precipitação entre 90 e 110% da precipitação média na UGRHI foram classificados como “dentro da média”.

Outro aspecto relevante na formação dos estratos foi a exclusão das classes “corpo de água” e “outros” da camada de tipos de solo, além da exclusão das classes “corpo de água continental” e “corpo de água costeiro” da camada de uso e ocupação do solo. Tais classes não foram consideradas relevantes para a caracterização da qualidade da água superficial.

Partiu-se da premissa que os grupos formados pelas Ottobacias nível seis na análise de agrupamento (estratos) representam diferentes características ambientais em que há interesse de alocação de pontos de monitoramento. No entanto, conforme destacado por Danz *et al.* (2005) e Dobbie, Henderson e Stevens (2008), um grande número de grupos formados por pequenas unidades pode tornar o programa de monitoramento impraticável e produzir um elevado grau de redundância. Portanto, foram selecionados como representativos do objetivo de análise de tendência os estratos com área mínima de 10% ao se comparar com o maior estrato de cada UGRHI.

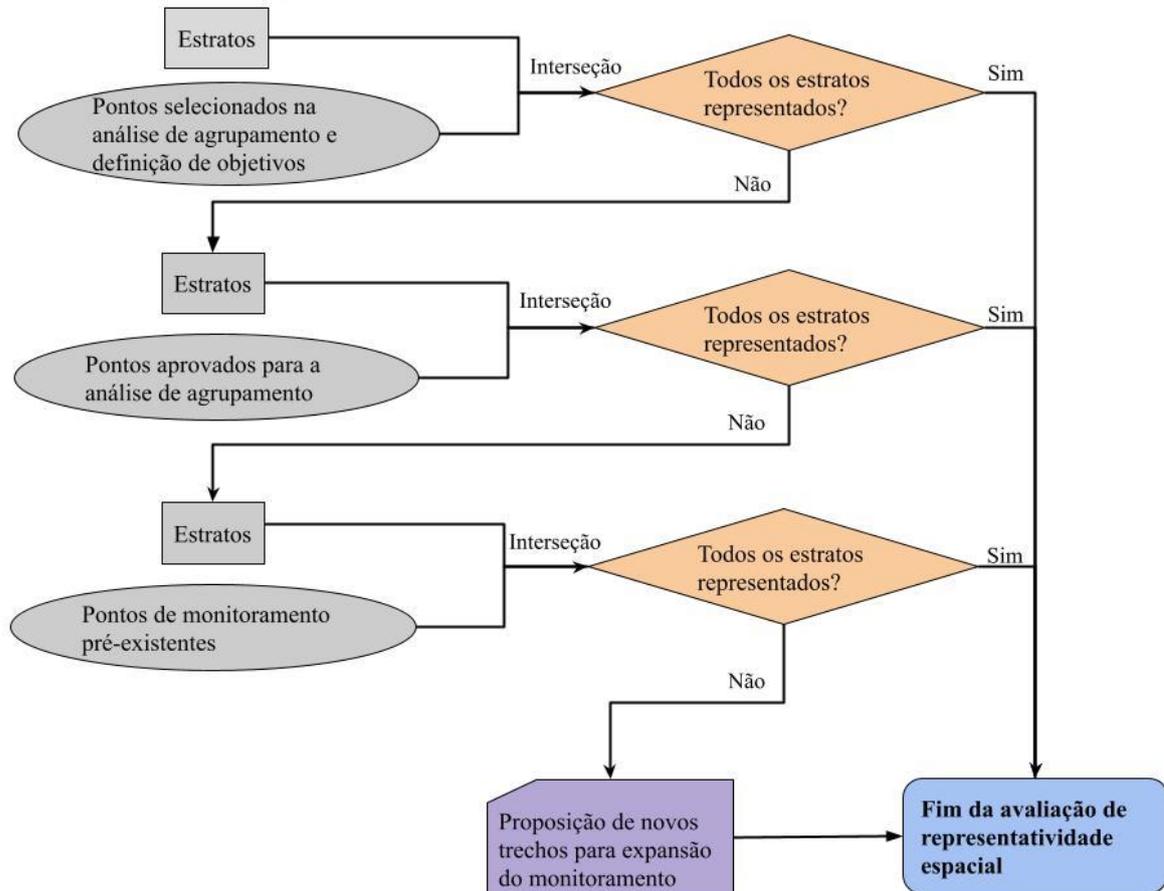
A avaliação da representatividade dos pontos de monitoramento em relação aos estratos para o objetivo de análise de tendência foi realizada com apoio da ferramenta *Intersect* do software ArcGIS 10.3<sup>®</sup>. Essa ferramenta é capaz de retornar espacialmente quais pontos se enquadram em cada estrato. A rotina foi aplicada sequencialmente para os pontos de monitoramento selecionados na análise de agrupamento e definição de objetivos, para os pontos aprovados na consistência de dados e também para todos os pontos de monitoramento pré-existentes. A avaliação de representatividade dos pontos de monitoramento existentes e dos pré-existentes teve como objetivo evitar que a expansão do monitoramento fosse sugerida em áreas já representadas por pontos operados pela CETESB. O fluxograma da avaliação pode ser verificado na Figura 11.

Para as UGRHIs em que os pontos pré-existentes não foram capazes de representar todos os estratos selecionados para a análise de tendência, elaborou-se uma proposta de áreas prioritárias para expansão do monitoramento. A proposta consistiu na indicação de trechos de rios de ordem (*sensu* Strahler, 1952) igual ou superior a três pertencentes aos estratos não representados. Optou-se por rios de ordem igual ou superior a três, pois eles integram maiores áreas e os efeitos de retenção de poluentes com o aumento da área de drenagem reduzem a influência de impactos pontuais na qualidade da água (WOHL, 2017).

A ordem dos rios foi obtida por meio da ferramenta *Stream Order* do ArcGIS 10.3<sup>®</sup> que implementa o método de Strahler (1952). O arquivo *raster* de saída foi transformado em

um *shapefile* de linhas pela ferramenta *Stream to feature*, possibilitando a interseção (ferramenta *Intersect* do ArcGIS 10.3<sup>®</sup>) entre a camada de rios de ordem igual ou superior a três com a camada de estratos ainda não representados. Como resultado, foram obtidos os trechos de rios prioritários para instalação de novos pontos de monitoramento com o objetivo de análise de tendência da qualidade da água. No entanto, não foi objetivo do presente estudo definir a microlocalização dos pontos, pois esse passo é dependente de inspeções de campo para a avaliação do acesso e segurança operacional, das condições de mistura, de fontes pontuais de poluição, da presença de estações de monitoramento de vazão e de outras especificidades (SANDERS, 1988).

Figura 11 - Fluxograma adotado para a avaliação da representatividade dos pontos de monitoramento quanto aos estratos prioritários para o objetivo de análise de tendência e para o objetivo de estabelecimento de condições de referência



Além da identificação de estratos representativos para a análise de tendência, também foram definidos estratos prioritários para o estabelecimento de condições de referência. Foram indicadas, em cada UGRHI, áreas com menor impacto antrópico, representativas dos estratos definidos para análise de tendência e com predominância de bacias de menor porte, conforme

recomendação de Helmer (1994) e WMO (2013). Os estratos para estabelecimento de condições de referência foram gerados a partir da sobreposição (ferramenta *Intersect* do ArcGIS 10.3<sup>®</sup>) da camada dos estratos para análise de tendência com mais de 50% da área coberta por vegetação florestal ou campestre com a camada de unidades de conservação.

Cabe ressaltar que as unidades de conservação representam áreas legalmente instituídas para garantir a proteção dos recursos ambientais (incluindo as águas) pertencentes ao seu domínio (BRASIL, 2000b). Em São Paulo, elas são frequentemente estabelecidas para promover a manutenção ou a melhoria da qualidade da água de rios com foco no abastecimento público (DE MELLO-THERY, 2011; DIB *et al.*, 2020), representando importantes zonas de amortecimento para a redução dos impactos antrópicos na qualidade da água (e.g., aporte de nutrientes, matéria orgânica e sedimentos) (KUHLMANN *et al.*, 2014; CUNHA; SABOGAL-PAZ; DODDS, 2016). Essas características corroboram a escolha dessas áreas como prioritárias para o estabelecimento de condições de referência.

De forma similar ao realizado para o objetivo de análise de tendência, repetiram-se os passos apresentados na Figura 11. Para o objetivo de estabelecimento de referência, foram considerados apenas os rios de ordem (*sensu* Strahler, 1952) um e dois para definição dos trechos prioritários para expansão. Tais ordens foram escolhidas, pois o aumento da área de drenagem reduz a probabilidade de encontrar trechos de rios com reduzido distúrbio antrópico (DODDS; OAKES, 2004), dificultando a detecção dos efeitos da alteração do uso e ocupação na qualidade da água superficial (THOMAS *et al.*, 2004). Também foi avaliado se os trechos sugeridos para a expansão do monitoramento visando à análise de tendência estavam inseridos em estratos para o estabelecimento de condições de referência ainda não representados. Em caso positivo, esses trechos de rios foram considerados suficientes para atender aos dois objetivos e não foi necessária a indicação de trechos para atender unicamente ao objetivo de estabelecimento de referência no estrato analisado.

Em síntese, a proposta final de adequação envolveu a indicação das estações selecionadas nas etapas de análise de agrupamento, definição de objetivos e avaliação de representatividade, com a adição de trechos prioritários de rios para a instalação de novos pontos de monitoramento visando aos objetivos de análise de tendência e estabelecimento de condições de referência. Não foram propostos novos trechos para a expansão visando ao objetivo controle, pois este representa demandas específicas dos órgãos ambientais (e.g., controle de fontes pontuais de poluição, elaboração de estudos aplicados). Também não foram propostos novos pontos de monitoramento para o objetivo de representatividade de cursos de

água, pois ele somente se diferencia do objetivo de análise de tendência pela duração da série de dados.

Por fim, como forma de avaliação da confiabilidade da proposta elaborada, o teste não paramétrico Mann-Whitney (mais detalhes no subitem 8.1.1) foi aplicado para cada parâmetro de qualidade da água do IQA, considerando os dados aprovados em cada UGRHI. O nível de significância adotado foi de 0,05. As séries de dados dos pontos de monitoramento aprovados para as análises estatísticas foram comparadas com as séries de dados dos pontos de monitoramento mantidos na rede. Dessa forma, admitiu-se que a estrutura dos dados foi preservada após a otimização quando não se observaram diferenças estatisticamente significativas entre as séries.

## **7.3 Resultados**

### **7.3.1 Banco de dados consistidos**

Após a etapa de consistência, mais de 76.000 dados distribuídos entre os nove parâmetros de qualidade da água do IQA foram aprovados (Tabela 14). A média foi de, aproximadamente, 1.200 dados por parâmetro em cada UGRHI. A disponibilidade de dados foi heterogênea devido às diferentes densidades de pontos de monitoramento e às diferenças nas datas de início de operação. As estatísticas descritivas (medianas e percentis) sugerem uma variação considerável da qualidade da água entre as UGRHIs analisadas. A UGRHI 06, que possui as maiores densidade populacional e porcentagem de áreas artificiais (Tabela 6), apresentou a pior qualidade da água superficial quanto aos parâmetros do IQA.

Tabela 14 - Características das séries aprovadas para a análise de agrupamento, com número total de dados, mediana, percentil 10% e percentil 90% para os dados de *E. coli*, pH, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), temperatura (T), turbidez (Turb), sólidos totais (ST) e OD em todas as UGRHIs

Parâmetros	UGRHI	<i>E. coli</i> UFC/100mL	pH	DBO mg/L	NT mg/L	PT mg/L	T °C	Turb UNT	ST mg/L	OD mg/L
Número total de dados	01	98	100	99	96	99	100	100	100	100
	03	2.061	2.064	2.057	1.908	2.062	2.064	2.064	2.063	2.064
	06	2.368	2.473	2.466	2.370	2.437	2.473	2.414	2.436	2.472
	09	2.204	2.240	2.218	2.198	2.237	2.241	2.221	2.217	2.235
	11	574	575	570	557	573	576	576	569	573
	14	463	469	458	464	464	472	472	471	472
	15	699	698	695	693	698	699	699	699	698
Dados faltantes (%)	01	2	0	1	4	1	0	0	0	0
	03	1	1	2	8	1	1	1	1	1
	06	5	0	1	4	2	0	3	2	0
	09	2	0	1	1	0	0	1	1	0
	11	0	0	1	3	1	0	0	1	1
	14	2	1	0	2	2	0	0	0	0
	15	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Dados censurados (%)	01	0	0	43	56	1	0	0	47	0
	03	0	0	55	69	32	0	0	25	1
	06	0	0	15	70	1	0	0	16	9
	09	0	0	47	33	8	0	0	11	0
	11	0	0	89 <sup>a</sup>	91 <sup>a</sup>	16	0	1	9	0
	14	0	0	62	59	7	0	0	2	0
	15	1	0	55	33	11	0	0	2	0
Mediana <sup>b,c</sup>	01	9.350	6,9	3	1,75	0,09	18	14	51	6,5
	03	760	6,7	3	0,85	0,03	22	5	114	7,3
	06	410.000	7,11	20	10,78	0,76	22,04	29,1	250	1,7
	09	1.580	6,8	2	1,31	0,092	23	21	106	5,76
	11	720	7,1	5	1,26	0,045	22	18,2	134	7,6
	14	1.160	6,9	2	1,12	0,07	21,4	27	106	6,7
	15	680	7,0	2	1,618	0,1	23	26	140	5,32
Percentil 10% <sup>b,c</sup>	01	2.170	6,5	3	0,86	0,045	14	7	50	4,7
	03	71	6,31	2	0,361	0,01	19	2	50	3,3
	06	1.670	6,52	3	1,18	0,06	17,96	7,59	100	0,21
	09	120	6,1	2	0,602	0,021	18	9,49	58	2,7
	11	84	6,2	2	0,787	0,007	18	3,81	58	5,57
	14	145	6,6	2	0,635	0,02	16,9	12	62	4,5
	15	70	6,0	2	0,71	0,017	18	11	84	1,93
Percentil 90% <sup>b,c</sup>	01	54.900	7,3	6	3,5	0,192	20	65	176	8,2
	03	6.300	7,20	5	2,8	0,16	25	19	3.836	8,6
	06	4.300.000	7,56	94	28,91	2,81	25,59	89,7	482	6,4
	09	51.000	7,3	8	4,31	0,406	26,1	79,7	196	7,9
	11	5.570	7,88	5	1,57	0,478	25,9	64,4	522	9,3
	14	39.800	7,4	8	3,96	0,26	25,1	95	188	8,2
	15	60.000	7,45	8	5,95	0,591	27	75	242	7,46

<sup>a</sup> Os dados não atenderam os requisitos mínimos para a análise de agrupamento na UGRHI 11. Especificamente para essa UGRHI, a DBO não foi considerada e o NT foi substituído pela soma de NTK e nitrato; <sup>b</sup> Valores obtidos após a substituição dos dados censurados pelos limites de quantificação; <sup>c</sup> Os valores apresentados na tabela seguiram os padrões de Algarismos Significativos reportados pelo Sistema Infoáguas da CETESB.

### 7.3.2 Identificação de redundâncias

Os resultados dos coeficientes de correlação cofenética para as associações dos métodos de ligação com a distância euclidiana quadrada em todas as UGRHIs são disponibilizados no Apêndice B. A título de exemplo, a Tabela 15 apresenta os resultados para a UGRHI 09, em que a distância euclidiana quadrada associada ao método de ligação simples foi considerada a combinação mais adequada, em função do maior coeficiente. Algumas combinações foram consideradas inadequadas (Tabela 15), pois produziram dendrogramas não monótonos, que não satisfazem à propriedade de desigualdade de triângulo. Nesse caso, as seções dos dendrogramas resultantes sofrem mudanças de direção, tornando o método aglomerativo hierárquico inadequado (LOEWENSTEIN *et al.*, 2008; ALIKHANIAN *et al.*, 2013; CARLSSON *et al.*, 2018). Ao se considerarem todas as UGRHIs, foi possível observar que o método de ligação média gerou as menores distorções das distâncias originais (maiores coeficientes) em quatro entre as sete UGRHIs estudadas (Tabela 16)

Tabela 15 - Coeficientes de correlação cofenética para os diferentes métodos de ligação na UGRHI 09 associados à distância euclidiana quadrada

Distância	Métodos de ligação				
	Simple	Completa	Média	Centroide	Ward
Euclidiana quadrada	0,872	0,767	0,829	Inadequada	Inadequada

Conforme abordado nos aspectos metodológicos, a seleção do número de grupos na análise de agrupamento foi realizada com o apoio do índice Silhouette. Os resultados obtidos em todas as UGRHIs para o índice Silhouette Geral (variável em função da mudança do número de grupos) e para os índices Silhouette individuais estão disponíveis no Apêndice C. Como exemplo, serão abordados os resultados para a UGRHI 09. A Figura 12 permite observar que 13 foi o primeiro número de grupos que atingiu o índice Silhouette Geral de 0,71, o que sugere uma forte estrutura dos grupos. No entanto, ainda se fez necessária a avaliação dos índices Silhouette individuais, pois valores negativos poderiam indicar classificação inadequada dos pontos. A Figura 13 traz o resultado da avaliação dos índices individuais, sendo possível verificar que nenhum ponto apresentou valores negativos, portanto, o número de grupos final considerado para a UGRHI 09 foi 13. A mesma

sistemática de análise foi seguida para as demais UGRHIs e o resumo dos resultados da análise de agrupamento é apresentado na Tabela 16.

Os resultados da análise de agrupamento sugeriram a presença de pontos de monitoramento redundantes em seis UGRHIs, nas quais as porcentagens de redundância dos pontos variaram de 13 a 59% (Tabela 16). O número de grupos formados em cada UGRHI variou de 4 até 40, atingindo o máximo na UGRHI 06, coincidentemente a que apresentou a maior densidade populacional e a pior qualidade da água. Não foi observada redundância na UGRHI 01, que apresentou índice Silhouette Geral igual a 1,0, indicando que todos os pontos de monitoramento foram classificados em grupos distintos. A distribuição espacial dos pontos de monitoramento entre os grupos formados nas UGRHIs 01, 03, 06, 09, 11, 14 e 15 pode ser observada nas Figuras 14 a 20, respectivamente.

Tabela 16 - Resumo dos resultados da análise de agrupamento, com o método de ligação mais apropriado, coeficiente de correlação cofenética, índice Silhouette Geral, número de grupos formados e número de pontos de monitoramento redundantes quanto aos parâmetros do IQA em cada UGRHI

UGRHI	Método de ligação/ coeficiente de correlação cofenética	Índice Silhouette Geral	Número de grupos formados	Pontos com redundância (% dos aprovados para a análise de agrupamento)
01	Média/0,77	1,00	4	0 (0%)
03	Simple/0,89	0,90	25	4 (14%)
06	Completa/0,72	0,87	40	6 (13%)
09	Simple/0,87	0,71	13	19 (59%)
11	Média /0,80	0,77	8	2 (20%)
14	Média 0,83	0,75	4	3 (43%)
15	Média /0,79	0,75	10	5 (33%)

Figura 12 - Índice Silhouette Geral em função do número de grupos de pontos de monitoramento formados na análise de agrupamento para a UGRHI 09. A linha tracejada indica o valor de 0,71, utilizado como critério para identificação de forte estrutura dos agrupamentos

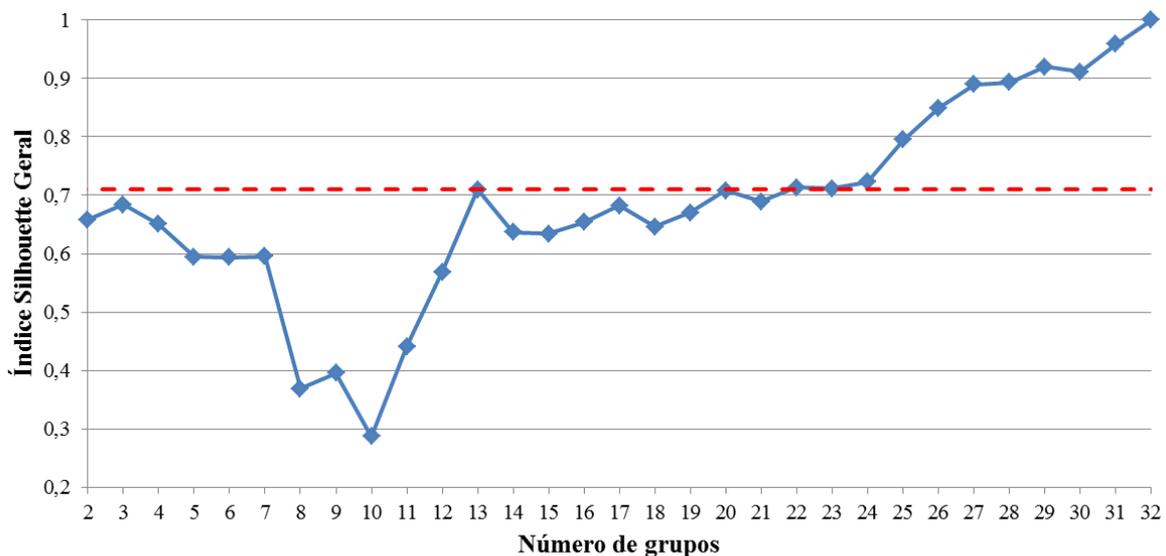


Figura 13 - Resultado dos índices Silhouette individuais para cada ponto de monitoramento, considerando a solução de 13 grupos na análise de agrupamento para a UGRHI 09

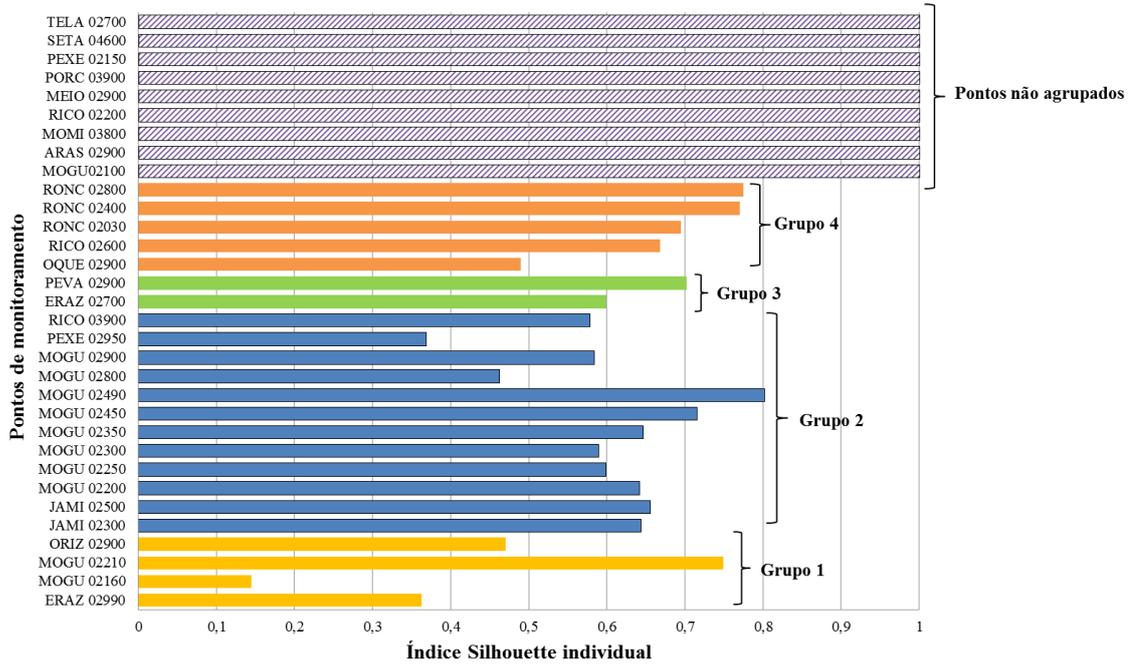


Figura 14 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 01 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento

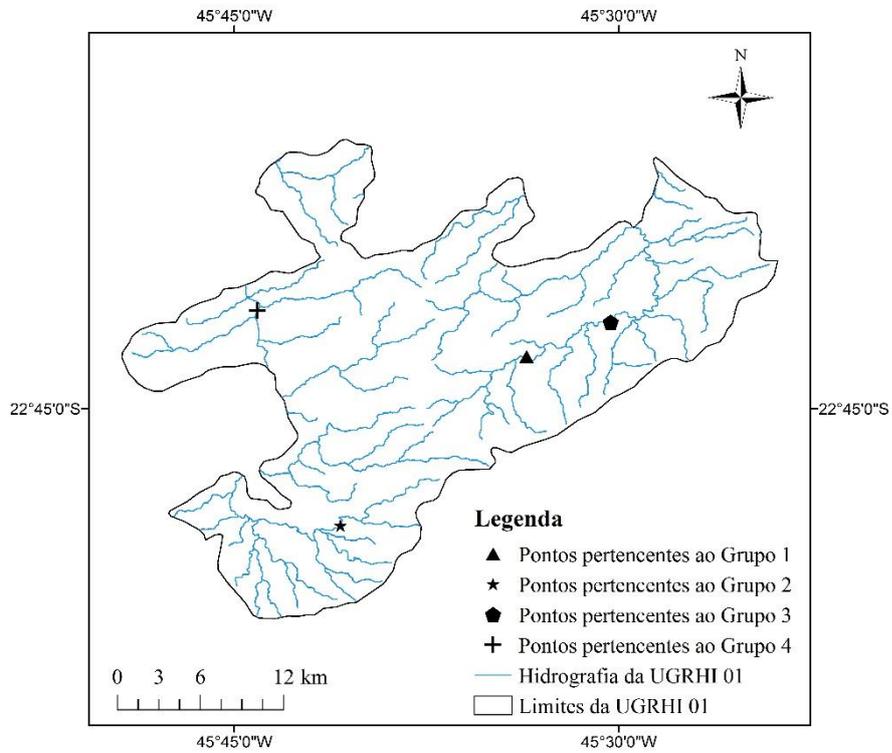


Figura 15 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 03 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento. Maior destaque é dado aos grupos com mais de um ponto de monitoramento, pois indicam a presença de redundância

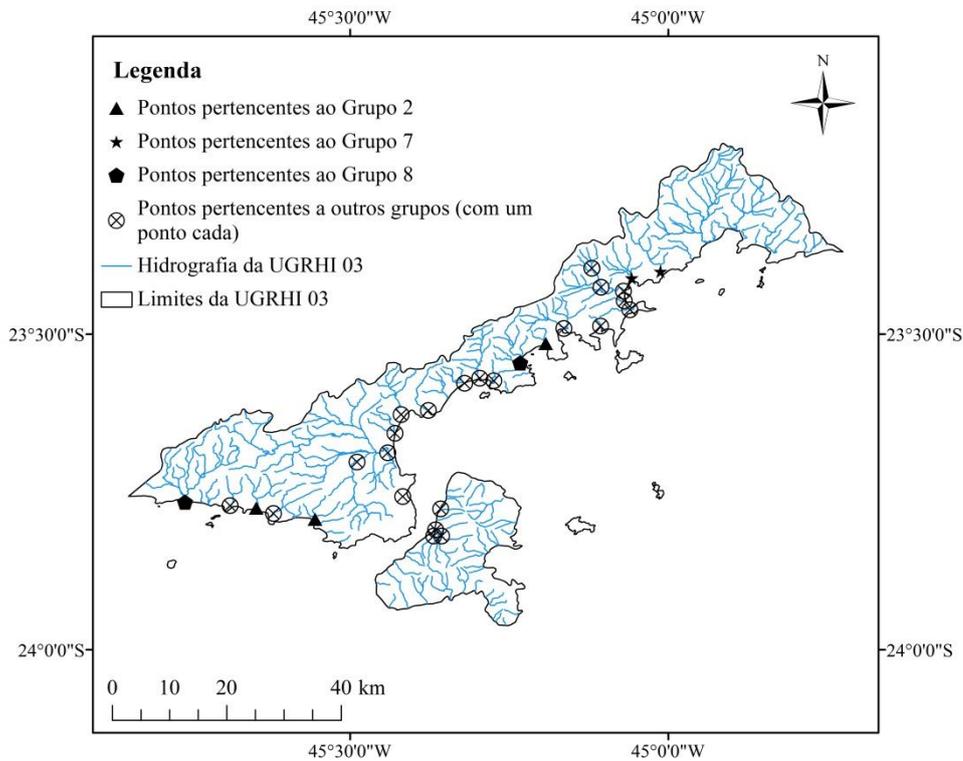


Figura 16 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 06 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento. Maior destaque é dado aos grupos com mais de um ponto de monitoramento, pois indicam a presença de redundância

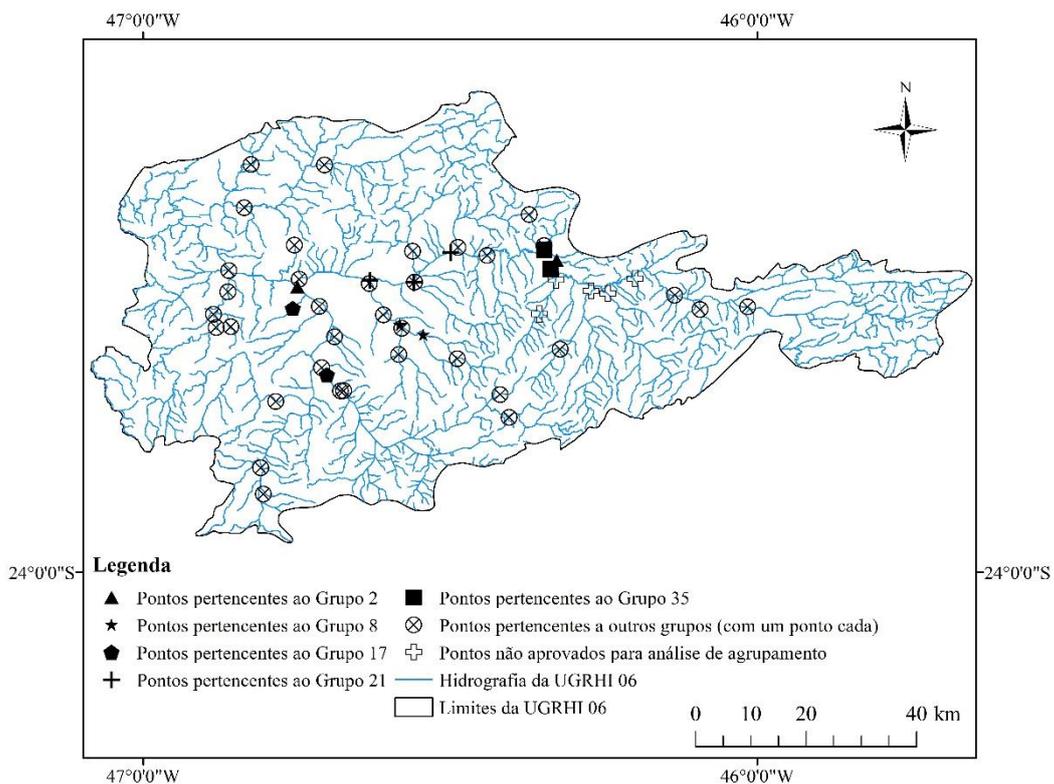


Figura 17 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 09 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento. Maior destaque é dado aos grupos com mais de um ponto de monitoramento, pois indicam a presença de redundância

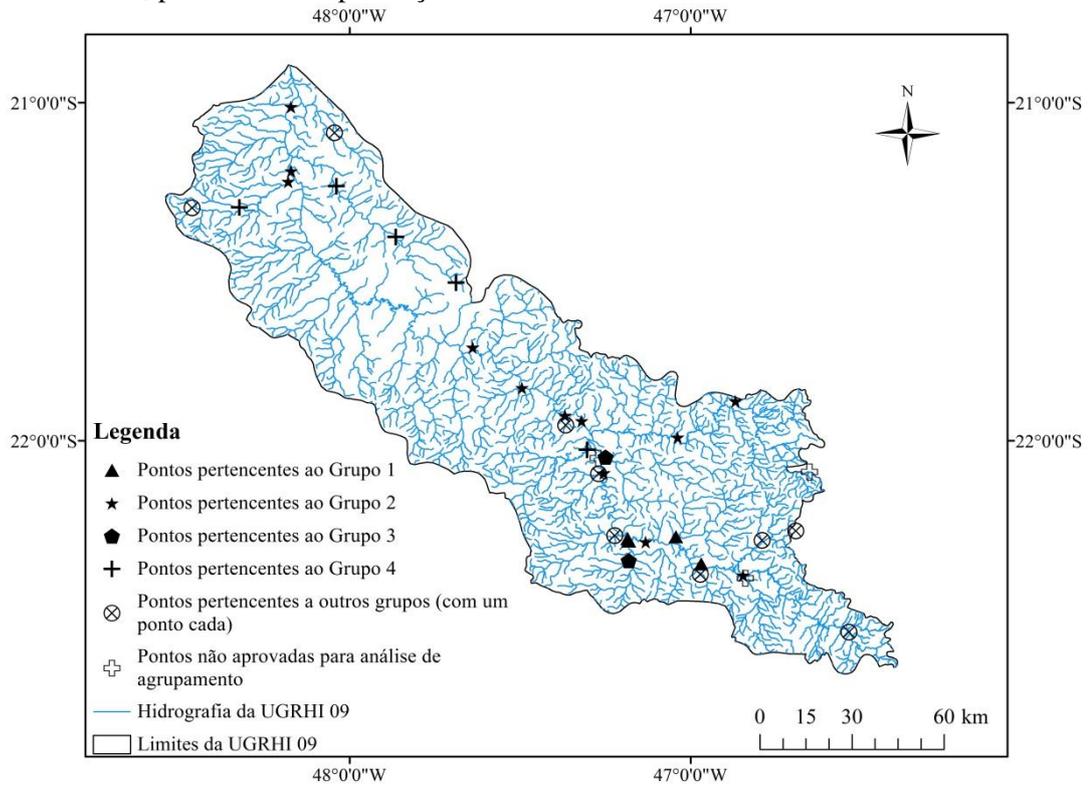


Figura 18 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 11 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento. Maior destaque é dado aos grupos com mais de um ponto de monitoramento, pois indicam a presença de redundância

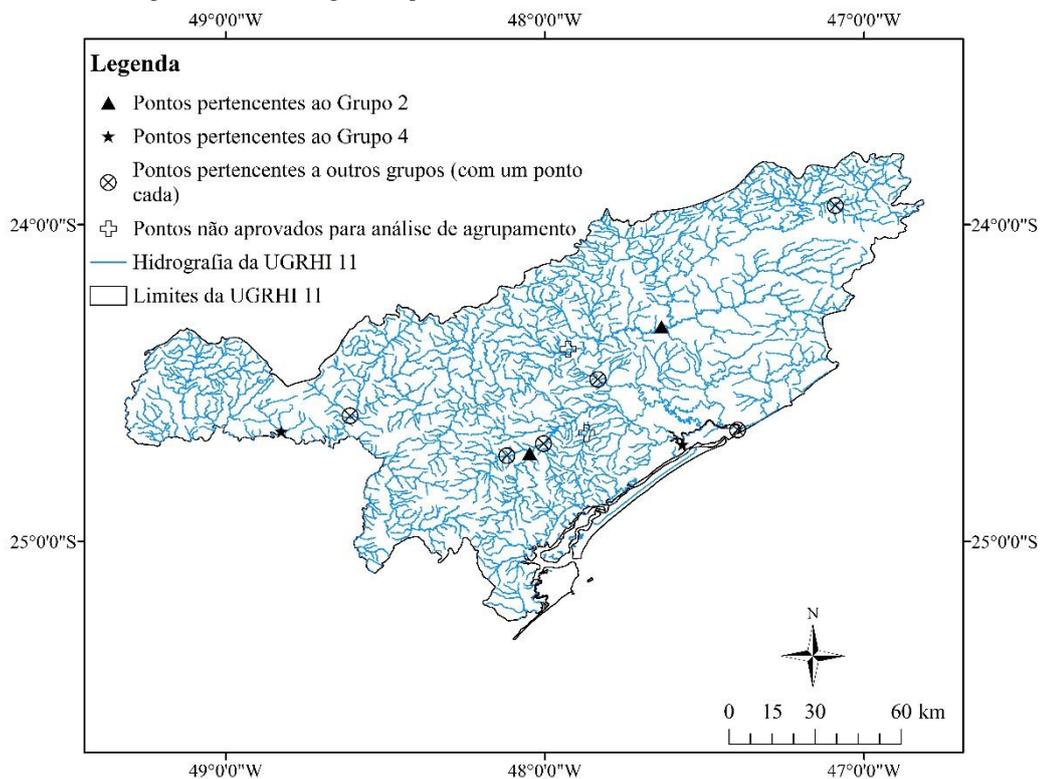


Figura 19 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 14 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento. Maior destaque é dado aos grupos com mais de um ponto de monitoramento, pois indicam a presença de redundância

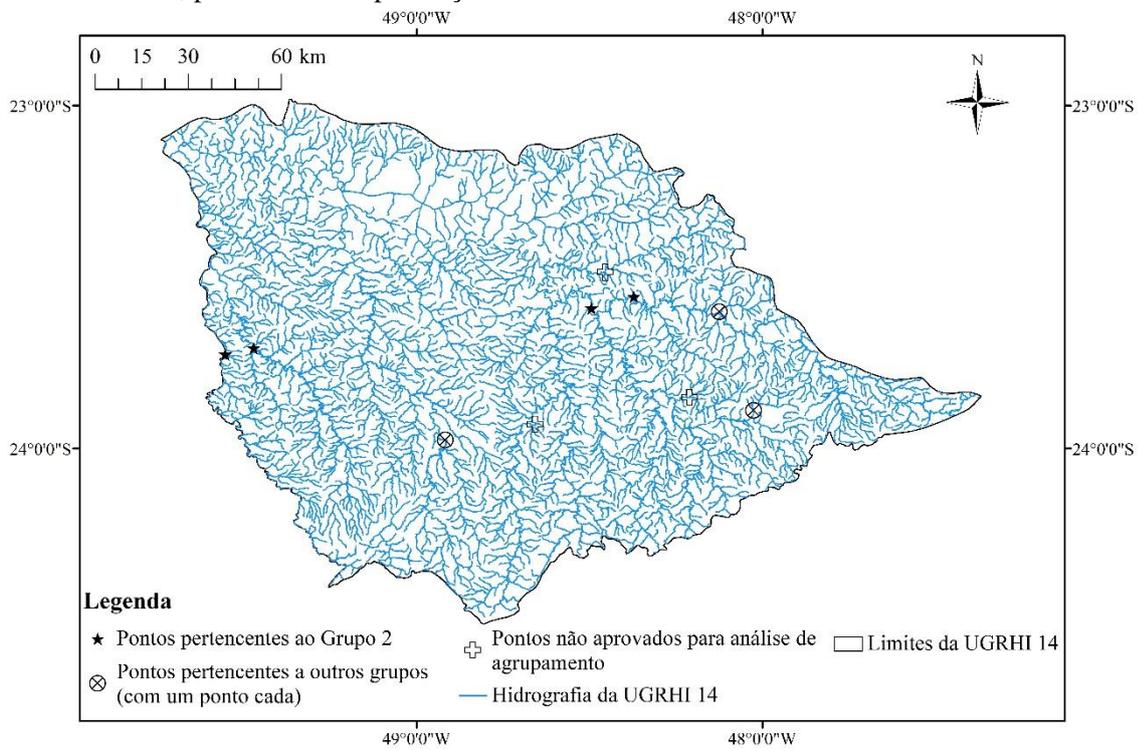
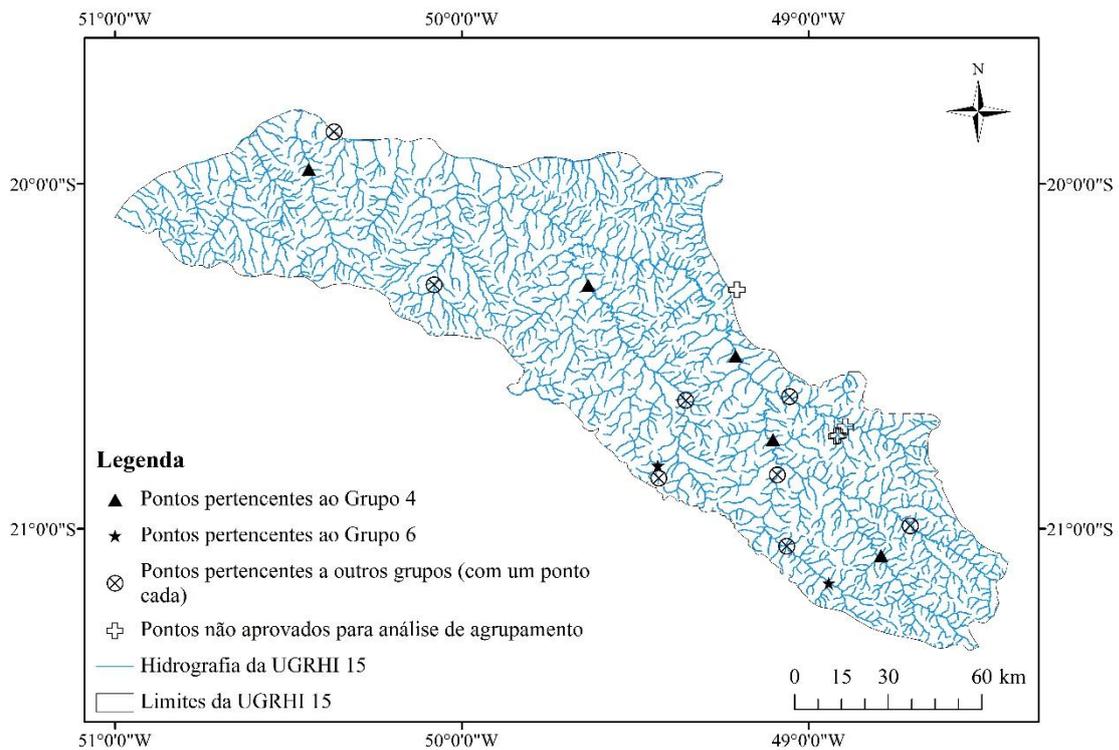


Figura 20 - Pontos de monitoramento pré-existent na UGRHI 15 e respectivas classificações nos grupos formados na análise de agrupamento. Maior destaque é dado aos grupos com mais de um ponto de monitoramento, pois indicam a presença de redundância



### 7.3.3 Definição dos objetivos de monitoramento

O principal objetivo identificado pelo presente estudo foi o de análise de tendência, atendido por 108 pontos de monitoramento (Tabela 17). Foi possível observar que as três UGRHIs com as maiores densidades populacionais (em ordem decrescente, 06, 03 e 09) concentraram mais de 70% desses pontos. O objetivo menos atendido foi o estabelecimento de condições de referência, com apenas oito pontos de monitoramento distribuídos em quatro UGRHIs, sendo metade deles na UGRHI com maior percentual de cobertura florestal (UGRHI 03). O objetivo de controle também foi relevante na rede, atendido por mais de 21% dos pontos. O maior número de pontos em operação para o objetivo controle foi observado na UGRHI 09 (Tabela 17). Essa UGRHI também apresentou a maior proporção de pontos redundantes quanto aos parâmetros do IQA (Tabela 16).

Tabela 17 - Resultados para a definição dos objetivos de monitoramento em cada UGRHI, com número de pontos que atendem a cada objetivo e número de pontos pré-existentes que poderiam ser excluídos com base na redundância quanto aos parâmetros do IQA e nos objetivos de monitoramento. Um ponto de monitoramento pode atender a mais de um objetivo ao mesmo tempo

UGRHI	Análise de tendência	Controle	Estabelecimento de condições de referência	Representatividade de curso de água	Pontos que poderiam ser excluídos (% dos pré-existentes)
01	1	2	0	3	0 (0%)
03	28	5	4	1	4 (14%)
06	31	10	0	20	6 (12%)
09	23	11	1	12	16 (46%)
11	8	2	0	4	2 (17%)
14	6	1	1	4	2 (20%)
15	11	3	2	8	5 (26%)
Total	108	34	8	52	35 (22%)

Ao se considerarem, complementarmente à análise para identificação de redundâncias, os objetivos de monitoramento, a UGRHI 09 apresentou o maior potencial para redução de pontos de monitoramento, com a possibilidade de exclusão de 46% (Tabela 17). O melhor desempenho foi observado na UGRHI 01, com a manutenção de 100% dos pontos, em função da ausência de redundância quanto aos parâmetros do IQA. As demais UGRHIs apresentaram o potencial de redução de 12 a 26% dos pontos pré-existentes. Também foi possível observar que as UGRHIs com as maiores redundâncias estatísticas apresentaram os maiores potenciais de redução de pontos. Isso indicou a convergência dos resultados obtidos na etapa de identificação de redundâncias e na etapa de definição de objetivos. De forma global, as análises indicaram que dos 160 pontos de monitoramento pré-existentes, 35 (22%) poderiam

ser excluídos ao se considerarem a redundância quanto aos parâmetros do IQA e os objetivos de monitoramento.

#### **7.3.4 Avaliação de representatividade espacial**

Conforme a metodologia descrita no subitem 7.2.4, a avaliação da representatividade espacial da rede de monitoramento pré-existente foi realizada após a seleção dos estratos representativos para os objetivos de análise de tendência e estabelecimento de condições de referência. Os estratos representaram as áreas de interesse para monitoramento da qualidade da água com base nos objetivos propostos. A distribuição espacial dos estratos para todas as UGRHIs pode ser visualizada no Apêndice D.

As Figuras 21 e 22 trazem como exemplo os estratos selecionados na UGRHI 03 para os objetivos de análise de tendência e de estabelecimento de condições de referência, respectivamente. Todos os estratos para a análise de tendência apresentaram mais de 50% da área coberta por vegetação florestal. Dessa forma, a única diferença entre os estratos para o estabelecimento de referência e os estratos para a análise de tendência é que aqueles não contemplaram as áreas externas às unidades de conservação. A Figura 22 permite observar que essas áreas não contempladas foram coincidentes com as faixas litorâneas, nas quais estão localizadas as sedes dos municípios da UGRHI 03, e, portanto, são mais suscetíveis a alterações na qualidade da água por atividades antrópicas.

A estratégia de amostragem estratificada demonstrou que a diferença entre o número de estratos para a análise de tendência foi considerável entre as UGRHIs, com um mínimo de três e máximo de 64 (Tabela 18). No geral, as UGRHIs com as maiores áreas apresentaram o maior número de estratos. No entanto, o número máximo de estratos foi observado na UGRHI 15, que não apresenta a maior área. A avaliação de representatividade nas três UGRHIs com as menores áreas de drenagem (em ordem crescente, 01, 03 e 06) indicou que de 73% a 100% dos estratos para análise de tendência já estavam representados por pontos de monitoramento pré-existent. Por outro lado, valores de 15% a 33% foram observados nas três UGRHIs com as maiores áreas de drenagem (em ordem crescente, 15, 11 e 14).

Mais de 89% dos estratos para o objetivo de estabelecimento de condições de referência estavam concentrados nas duas UGRHIs com mais de 57% da área coberta por unidades de conservação (UGRHIs 03 e 11). Além disso, menos de 35% dos estratos para esse objetivo foram representados pelos pontos de monitoramento pré-existent. Os estratos identificados para o estabelecimento de condições de referência indicaram que quatro entre as

sete UGRHIs contemplaram trechos de rios elegíveis para a instalação de pontos de monitoramento para referência (Tabela 18).

Figura 21 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo de análise de tendência na UGRHI 03. Os números 1, 6, 7 e 8 representam os identificadores de cada estrato

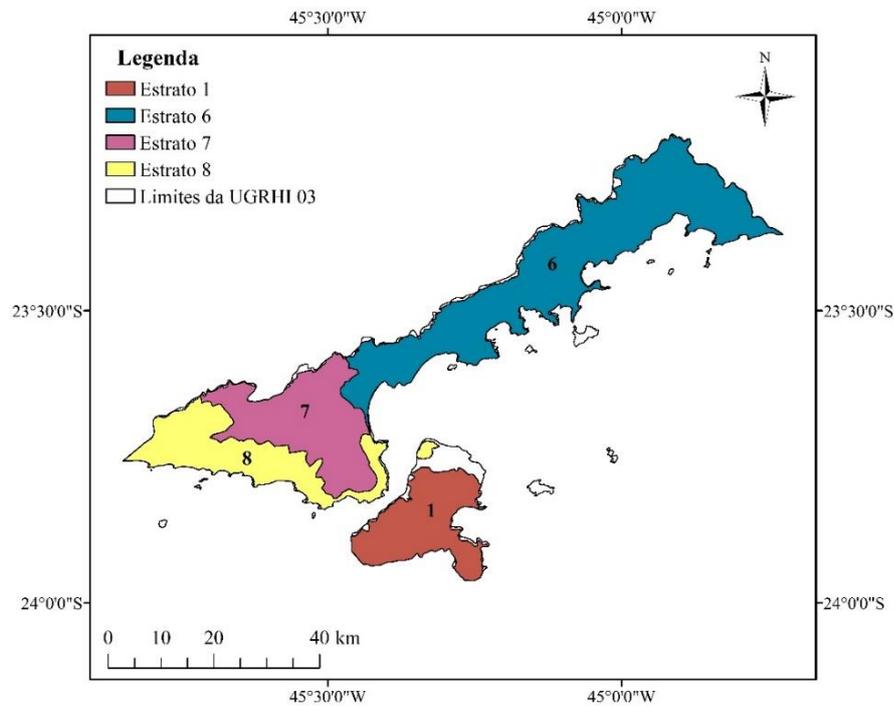


Figura 22 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo de estabelecimento de condições de referência na UGRHI 03. Os números 1, 6, 7 e 8 representam os identificadores de cada estrato

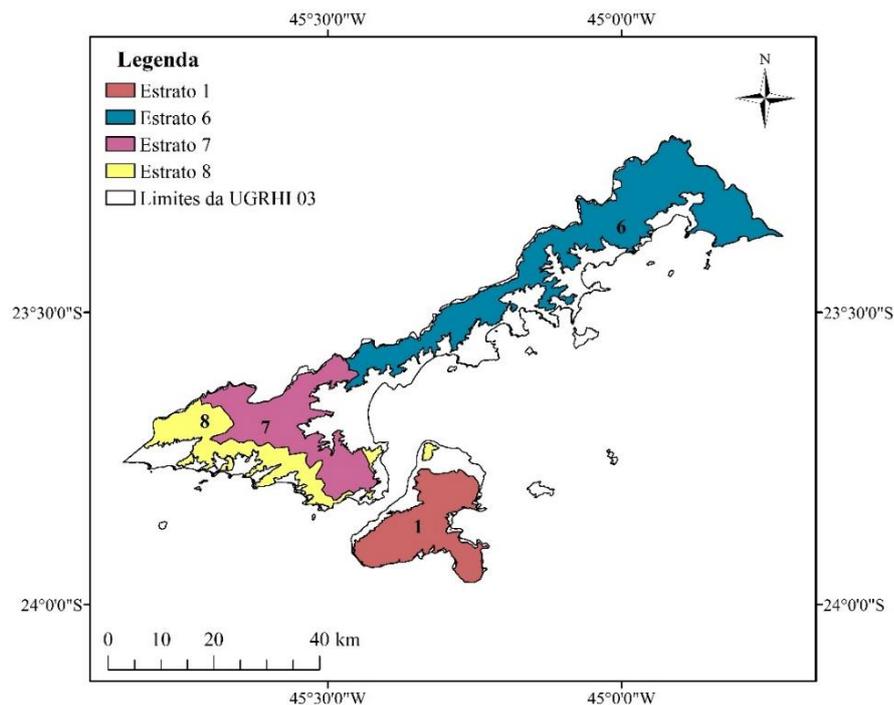


Tabela 18 - Principais resultados da estratégia de amostragem estratificada e da avaliação de representatividade em cada UGRHI, incluindo números de estratos identificados para os objetivos de análise de tendência e de estabelecimento de condições de referência. Também são apresentados os números e as porcentagens de estratos representados pelos pontos de monitoramento pré-existent

UGRHI	Número de EAT <sup>a</sup> identificados	Número de EER <sup>b</sup> identificados	EAT representados (% do total)	EER representados (% do total)
01	3	1	3 (100%)	1 (100%)
03	4	4	4 (100%)	1 (25%)
06	15	2	11 (73%)	1 (50%)
09	28	0	16 (57%)	<sup>c</sup>
11	24	22	8 (33%)	7 (32%)
14	46	0	7 (15%)	<sup>c</sup>
15	64	0	11 (17%)	<sup>c</sup>
Total	184	29	60 (33%)	10 (34%)

<sup>a</sup> EAT: estratos para o objetivo de análise de tendência; <sup>b</sup> EER: estratos para o objetivo de estabelecimento de condições de referência; <sup>c</sup> ausência de EER.

### 7.3.5 Proposta de adequação espacial da rede de monitoramento

A proposta final de adequação espacial da rede apresentou diferentes padrões quanto à manutenção dos pontos de monitoramento pré-existent e ao número de estratos prioritários para a expansão da rede em cada UGRHI (Tabela 19). O número de pontos mantidos variou de 63% a 100% do total de pontos pré-existent, com a menor porcentagem na UGRHI com a maior redundância de pontos de monitoramento (UGRHI 09). O número de estratos para a expansão variou de 0 a 53 para a análise de tendência, 0 a 3 para estabelecimento de condições de referência e 0 a 15 para ambos objetivos. A UGRHI que apresentou todos os estratos representados foi também a única com ausência de redundância estatística dos pontos de monitoramento (UGRHI 01).

A proposta final sugeriu a redução da densidade de pontos de monitoramento em até 12% nas quatro UGRHIs com as maiores densidades iniciais de pontos. Adicionalmente, essas UGRHIs foram as quatro que apresentaram as maiores densidades populacionais. Nas demais UGRHIs, expansões no número de pontos de monitoramento de 125% a 390% foram sugeridas. Na proposta, as densidades finais de pontos variaram de 1,6 a 14,4 pontos/1.000 km<sup>2</sup> (Tabela 19). Entre os 160 pontos de monitoramento pré-existent, 128 (80%) foram mantidos e 127 novos pontos potenciais foram sugeridos (assumindo apenas um ponto de monitoramento para cada estrato não representado).

Tabela 19 - Principais resultados da proposta de adequação espacial para cada UGRHI, incluindo pontos de monitoramento mantidos, número de estratos para expansão da rede visando à análise de tendência, ao estabelecimento de condições de referência e ao atendimento simultâneo de ambos os objetivos. Também está apresentada a proposta final para a densidade de pontos de monitoramento

UGRHI	Pontos de monitoramento mantidos (% dos pré-existentes)	Número de EAT <sup>a</sup> para a expansão da rede	Número de EER <sup>b</sup> para a expansão da rede	Número de ETR <sup>c</sup> para a expansão da rede	Proposta final para densidade de pontos de monitoramento (ponto/1.000 km <sup>2</sup> )/ (% de alteração no número de pontos pré-existentes) <sup>d</sup>
01	4 (100%)	0	0	0	5,9/ (0%)
03	25 (86%)	0	3	0	14,4/ (-3%)
06	41 (80%)	3	0	1	7,7/ (-12%)
09	22 (63%)	12	0	0	2,3/ (-3%)
11	11 (92%)	1	0	15	1,6 (+125%)
14	10 (100%)	39	0	0	2,2/ (+390%)
15	15 (79%)	53	0	0	4,3/ (+258%)
Total	128 (80%)	108	3	16	3,2/ (+59%)

<sup>a</sup> EAT: estratos para o objetivo de análise de tendência; <sup>b</sup> EER: estratos para o objetivo de estabelecimento de condições de referência; <sup>c</sup> ETR: estratos com trechos de rios que satisfazem simultaneamente os objetivos de análise de tendência e estabelecimento de condições de referência; <sup>d</sup> Assumindo apenas um ponto de monitoramento para cada estrato não representado.

Os resultados do teste não paramétrico Mann-Whitney ( $\alpha = 0,05$ ) indicaram que a proposta de exclusão de pontos não alterou significativamente a estrutura da série de dados para a maioria das UGRHIs e parâmetros. Entre as 62 comparações realizadas para os parâmetros do IQA, apenas 10 (16%) apresentaram diferenças considerando a série de dados antes e depois da otimização. Todas as diferenças estatísticas foram observadas nas UGRHIs 06 e 09, para sete e três parâmetros, respectivamente. Na UGRHI 06, as diferenças foram observadas para *E. coli*, DBO, nitrogênio total, fósforo total, turbidez, sólidos totais e OD, enquanto para a UGRHI 09, as diferenças estatísticas foram para os parâmetros DBO, temperatura e OD.

A proposta final de adequação da rede com os trechos de rios prioritários para expansão e pontos de monitoramento mantidos na rede nas UGRHIs 01, 03, 06, 09, 11, 14 e 15 pode ser visualizada espacialmente nas Figuras 23 a 29. Para as UGRHIs que apresentaram estratos para a expansão da rede, a instalação de novos pontos de monitoramento nos trechos de rios identificados pode promover uma melhoria na homogeneidade e na representatividade espacial da rede.

Figura 23 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 01 com pontos de mantidos da rede pré-existente

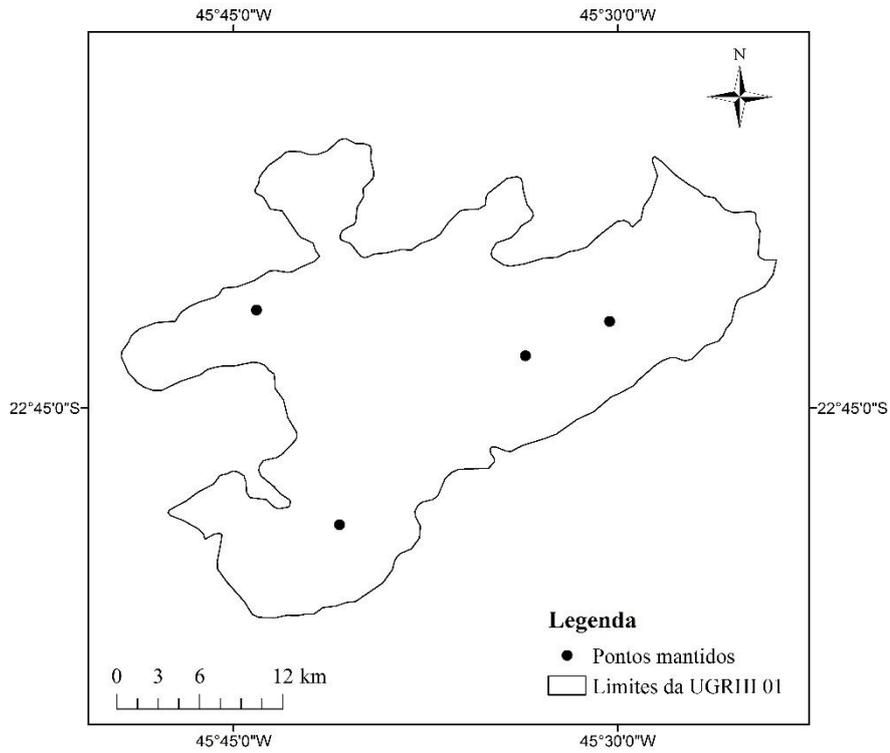


Figura 24 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 03 com pontos mantidos da rede pré-existente e trechos de rios prioritários para a expansão visando ao objetivo de estabelecimento de condições de referência

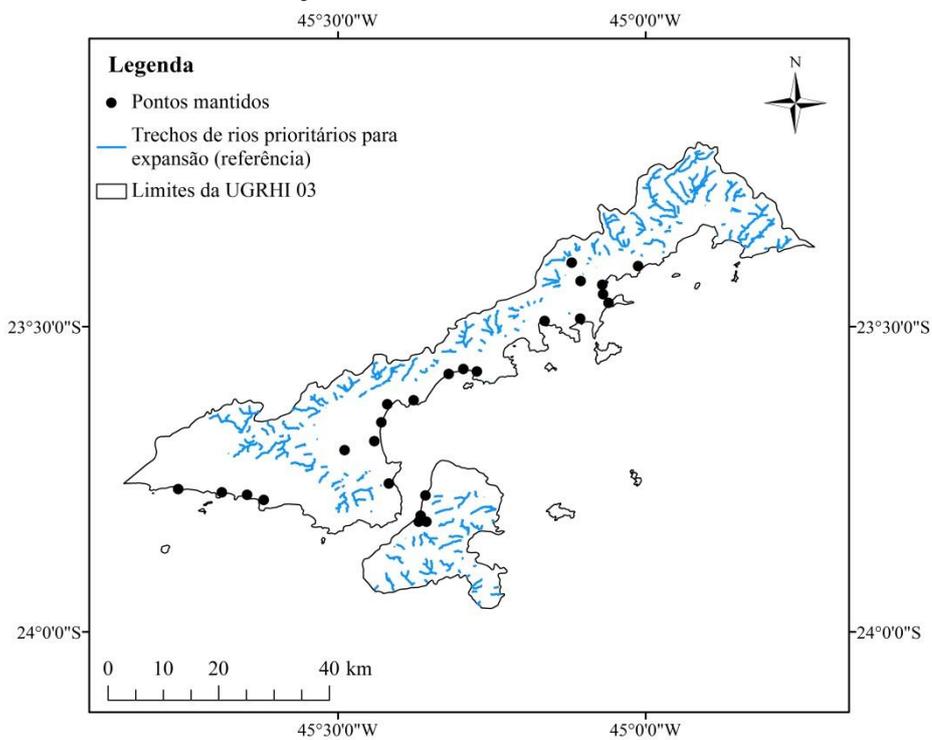


Figura 25 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 06 com pontos de mantidos da rede pré-existente, trechos de rios prioritários para a expansão visando ao objetivo de análise de tendência e ao atendimento simultâneo aos objetivos de análise de tendência e estabelecimento de condições de referência

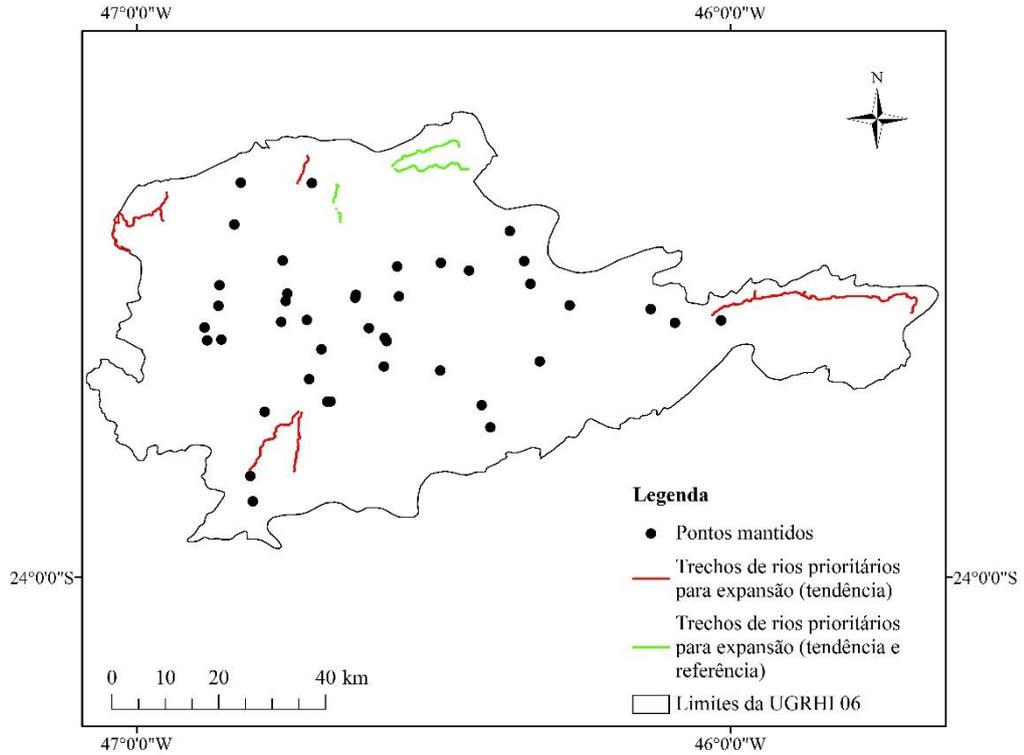


Figura 26 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 09 com pontos mantidos da rede pré-existente e trechos de rios prioritários para a expansão visando ao objetivo de análise de tendência

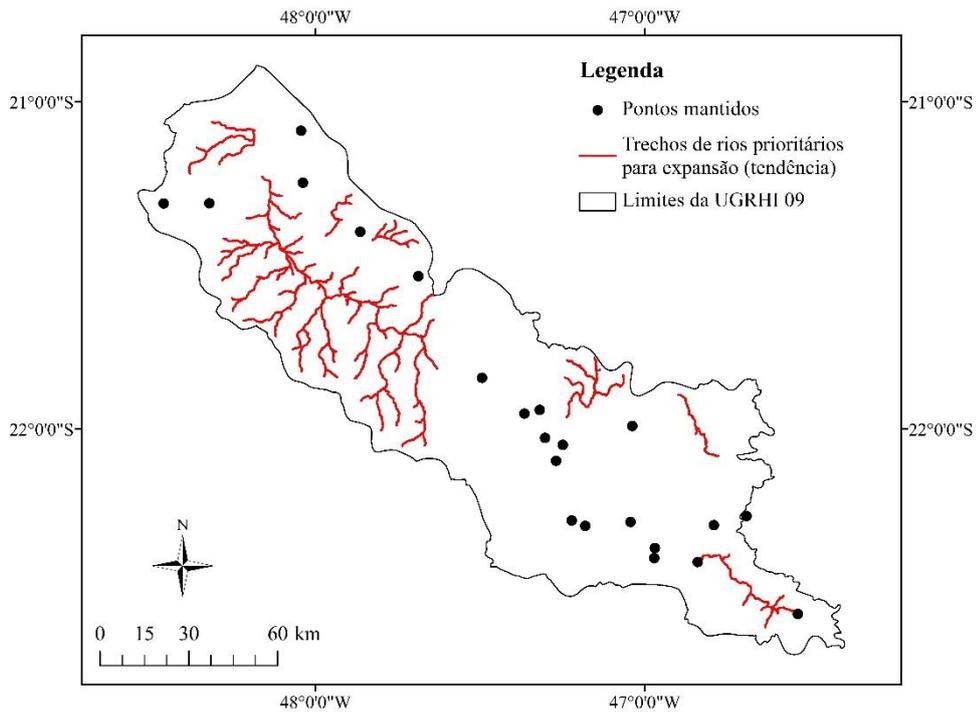


Figura 27 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 11 com pontos mantidos da rede pré-existente, trechos de rios prioritários para a expansão visando ao objetivo de análise de tendência e ao atendimento simultâneo aos objetivos de análise de tendência e estabelecimento de condições de referência

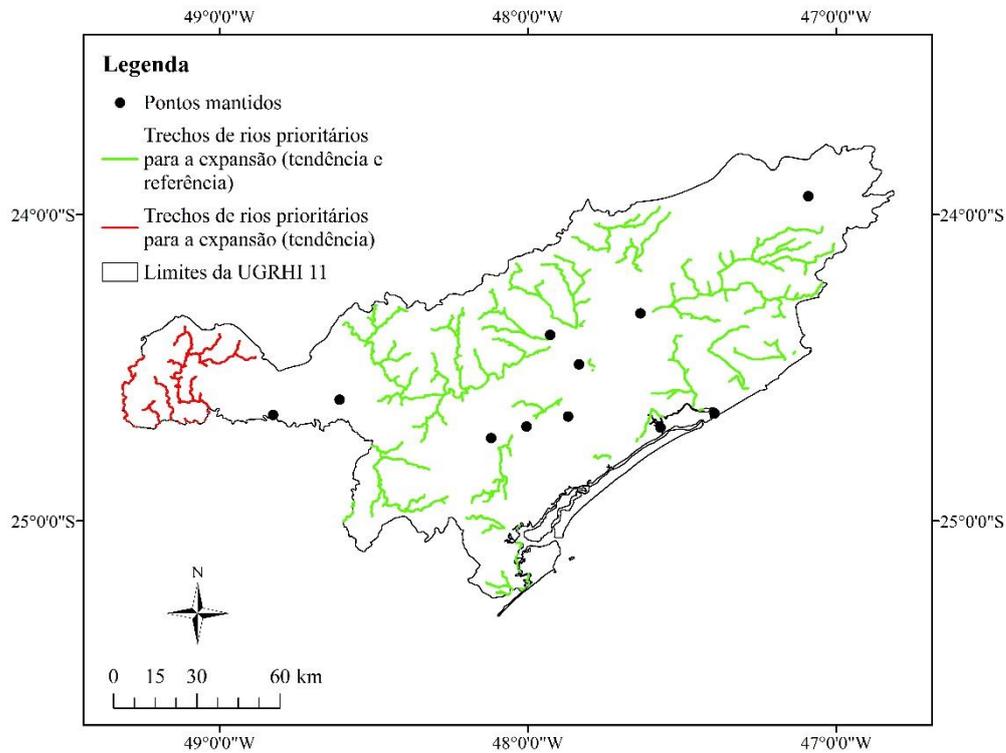


Figura 28 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 14 com pontos mantidos da rede pré-existente e trechos de rios prioritários para a expansão visando ao objetivo de análise de tendência

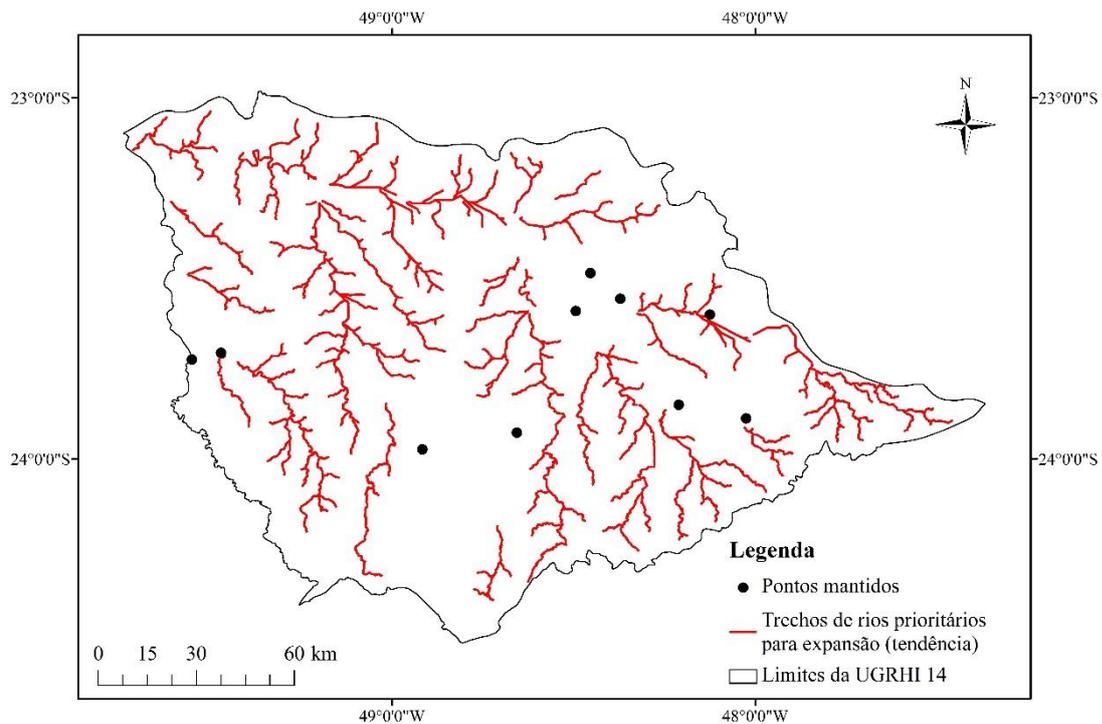
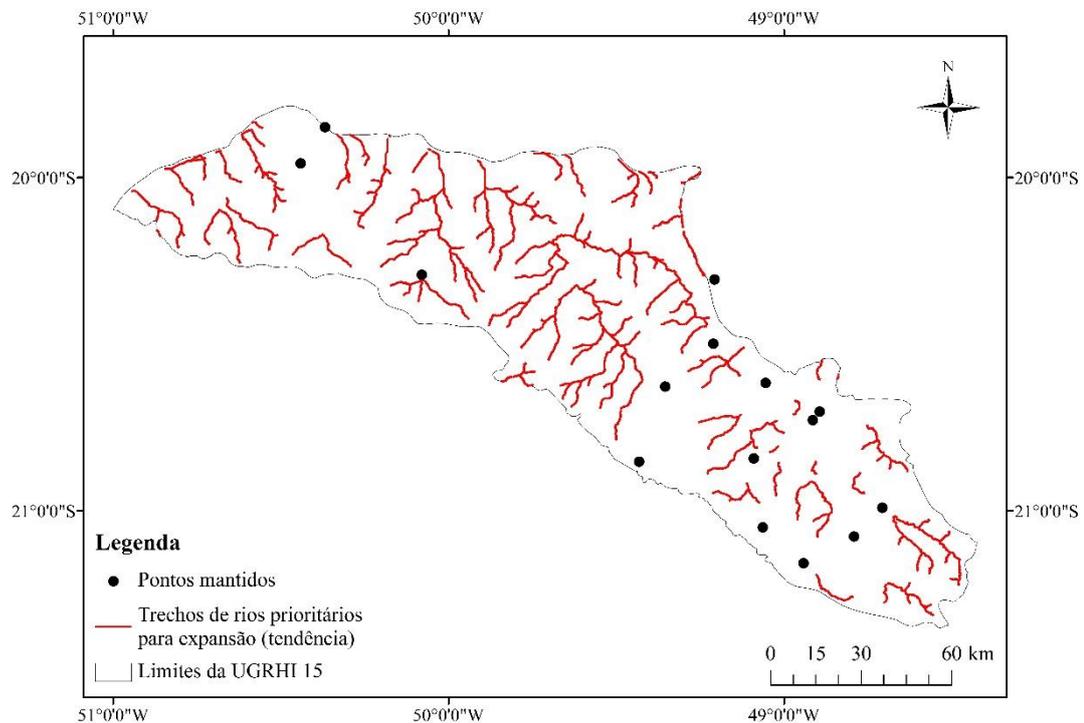


Figura 29 - Proposta final de adequação espacial para a rede de monitoramento na UGRHI 15 com pontos mantidos da rede pré-existente e trechos de rios prioritários para a expansão visando ao objetivo de análise de tendência



Ao se comparar com o observado na etapa de identificação de redundâncias (Tabela 16), a proposta de exclusão de pontos de monitoramento proporcionou a redução da redundância estatística em cinco UGRHIs (Tabela 20). Após a aplicação da proposta, a máxima redundância foi observada na UGRHI 14, com 43% de pontos redundantes quanto aos parâmetros do IQA, enquanto anteriormente à proposta, a máxima era observada na UGRHI 09, com 59%. De forma global, a redundância dos pontos de monitoramento foi reduzida de 27% para 12%.

A Tabela 20 também apresenta o número de pontos de monitoramento mantidos que atendem a cada um dos quatro objetivos considerados no presente estudo. Após a proposta de adequação espacial, o objetivo de análise de tendência continuou como o principal e o de estabelecimento de condições de referência, como o menos atendido. Esse último apresentou um aumento no número de pontos em comparação com a situação observada na etapa de definição de objetivos (Tabela 17). Isso ocorreu, pois, na etapa de avaliação de representatividade, foram identificados pontos de monitoramento pré-existent que representaram estratos para o estabelecimento de condições de referência, mas não foram classificados para esse objetivo na etapa de definição de objetivos por não alcançarem o valor de IQA igual ou superior a 70 em pelo menos 80% das amostragens. Esses pontos foram

considerados na proposta final como representantes do objetivo de estabelecimento de condições de referência, o que provocou um aumento no número de pontos de referência ao se comparar com o obtido na etapa de definição de objetivos.

Tabela 20 - Redundância estatística dos pontos mantidos na rede quanto aos parâmetros do IQA após a proposta de adequação espacial e número de pontos que atendem a cada um dos quatro objetivos de monitoramento nas UGRHIs avaliadas. Um ponto pode atender simultaneamente a mais de um objetivo

UGRHI	Pontos com redundância (% dos aprovados para a análise de agrupamento)	Análise de tendência	Controle	Estabelecimento de condições de referência	Representatividade de curso de água
01	0 (0%)	1	2	2 <sup>a</sup>	3
03	0 (0%)	24	5	5 <sup>a</sup>	1
06	0 (0%)	28	10	1 <sup>a</sup>	13
09	8 (38%)	15	11	1	7
11	1 (11%)	8	2	7 <sup>a</sup>	3
14	3 (43%)	6	1	1	4
15	2 (17%)	8	3	2	7
Total	14 (12%)	90	34	19	38

<sup>a</sup> Considerando os pontos que representaram os estratos para estabelecimento de condições de referência, mas não atingiram o valor de IQA superior a 70 em pelo menos 80% das amostragens.

A lista completa dos pontos de monitoramento mantidos, com os respectivos grupos da análise de agrupamento, os objetivos de monitoramento atendidos e os estratos representados são apresentados para todas as UGRHIs no Apêndice E.

#### 7.4 Discussões

A redundância dos pontos de monitoramento aprovados para as análises estatísticas, quanto aos parâmetros do IQA, foi igual ou superior a 20% para a maioria das UGRHIs estudadas (Tabela 16). A redundância de pontos não é uma exclusividade do estado de São Paulo, mas uma realidade comum a diversos países em desenvolvimento. Estudos realizados na Colômbia, Irã e Índia indicaram a presença de, respectivamente, 40% (PEÑA-GUZMÁN; SOTO; DIAZ, 2019), 73% (TAVAKOL *et al.*, 2017) e 85% (MAVUKKANDY; KARMAKAR; HARIKUMAR, 2014) dos pontos de monitoramento com elevada similaridade quanto aos parâmetros de qualidade da água. A redundância somada à limitação dos pontos em representar as diferentes características ambientais em algumas bacias hidrográficas pode gerar redes de monitoramento onerosas (PEÑA-GUZMÁN; SOTO; DIAZ, 2019; CAMARA *et al.*, 2020) e com dificuldades para identificar alterações da qualidade da água nas dimensões espaciais e temporais (MAHJOURI; KERACHIAN, 2011; CHEN *et al.*,

2012). Os resultados obtidos no presente estudo indicaram a possibilidade de adequação espacial da rede de monitoramento de qualidade da água superficial do estado de São Paulo para reduzir custos operacionais com pontos de monitoramento redundantes, possibilitar a expansão da rede para áreas com escassez de dados e promover uma melhor representatividade dos objetivos de monitoramento propostos.

A quantidade de pontos de monitoramento associados ao objetivo de controle (Tabela 17) contribuiu para a redundância da rede. Esses pontos são instalados, principalmente, para acompanhar fontes pontuais de poluição e não são genuinamente inseridos na rede para garantir maior representatividade espacial da qualidade da água da bacia hidrográfica. É possível destacar a UGRHI 09, que apresentou o maior número de pontos de monitoramento atendendo a esse objetivo e a maior redundância (59%) entre todas as UGRHIs analisadas. Outro aspecto que pode explicar parcialmente a redundância observada é a concentração espacial dos pontos de monitoramento. Na UGRHI 09, por exemplo, 12 entre os 39 pontos existentes estavam localizados no rio Mogi-Guaçu. Coincidentemente, foi a UGRHI com o maior potencial de exclusão de pontos de monitoramento (37%). De acordo com o mapa de uso e ocupação do solo, menos de 4% da área das UGRHIs estudadas são ocupados por áreas artificiais, no entanto, mais de 65% dos pontos de monitoramento pré-existentes estão localizados em até 2 km de distância dos polígonos dessas áreas, o que evidencia uma priorização da avaliação dos impactos das áreas urbanas sobre a qualidade da água. Além da redundância, essa concentração espacial pode levar à baixa representatividade dos estratos, identificada em algumas UGRHIs (Tabela 18).

A exclusão de pontos de monitoramento na proposta final de adequação mostrou-se eficiente para a redução da redundância estatística nas UGRHIs estudadas. Em cinco UGRHIs houve redução, sendo que em três a redundância dos pontos de monitoramento mantidos foi de 0% (Tabela 20). Um padrão diferente foi observado na UGRHI 14, em que não houve redução da redundância após a proposta, pois todos os pontos considerados aptos à exclusão após a etapa de definição de objetivos representaram estratos distintos. Esse aspecto reforçou a importância da estratégia de amostragem estratificada, pois as redes de monitoramento de qualidade da água também devem propiciar representatividade dos diferentes tipos de uso e ocupação, além das características hidrológicas e geomorfológicas das bacias hidrográficas (WMO, 2013; BORDEN; ROY, 2015). Uma abordagem puramente estatística poderia acarretar a exclusão de pontos similares quanto aos parâmetros do IQA, mas que representavam diferentes características ambientais da bacia.

Outra deficiência comum em redes de qualidade da água é a falta de pontos de monitoramento que atendam ao objetivo de estabelecimento de condições de referência (CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011; DAVIES-COLLEY *et al.*, 2011; HUO *et al.*, 2013; ALMEIDA *et al.*, 2014; KABORÉ *et al.*, 2018; FEIO *et al.*, 2021). Na União Europeia, apesar das diretrizes centralizadas da Diretiva Europeia (WFD, 2003) para o planejamento das redes, a representatividade desse objetivo não é uniforme entre os países, com redes de monitoramento que apresentam entre 12 e 46% do total de pontos atendendo a esse objetivo (HERING *et al.*, 2010; ALMEIDA *et al.*, 2014). Diversas pesquisas apontaram dificuldades em identificar trechos aptos ao estabelecimento de referência em rios com áreas de drenagem acima de 1.000 km<sup>2</sup>, em função das pressões antrópicas exercidas ao longo de toda a bacia (BIRK; VAN KOUWEN; WILLBY, 2012; ALMEIDA *et al.*, 2014; LAZARIDOU *et al.*, 2018). Sánchez-Montoya *et al.* (2012), ao estudarem bacias hidrográficas na Espanha, identificaram que 66% dos pontos de monitoramento estavam aptos para o estabelecimento de referência. Apesar da elevada proporção, os autores reportaram que nenhum ponto foi identificado para esse objetivo em uma das cinco tipologias de rios definidas no estudo. Essa tipologia foi, coincidentemente, a que contemplou os cursos de água com as maiores áreas de drenagem (3.490 ± 1.675 km<sup>2</sup>). Sánchez-Montoya *et al.* (2012) atribuíram essa ausência de pontos, parcialmente, aos distúrbios na qualidade da água provocados pela presença de reservatórios e agricultura irrigada.

Os resultados obtidos na presente pesquisa corroboram a dificuldade em encontrar trechos de rios aptos para o monitoramento visando ao estabelecimento de condições de referência. Por exemplo, nenhum estrato para esse objetivo foi identificado nas UGRHIs com uso predominantemente agrícola (09, 14 e 15), que representa o principal uso do solo no estado de São Paulo. Tais áreas agrícolas, assim como em outras regiões do Brasil, são caracterizadas pela falta de unidades de conservação e pelo intenso desmatamento (SPAROVEK *et al.*, 2010; CALABONI *et al.*, 2018). Essas características, atreladas ao uso indiscriminado de fertilizantes e pesticidas, ocasionam, entre outros prejuízos à qualidade da água, elevados níveis de nitrato, sólidos suspensos e turbidez (MORI *et al.*, 2015; SIMEDO *et al.*, 2018).

A reduzida representatividade dos pontos de monitoramento em relação aos estratos para estabelecimento de condições de referência (34%) também pode estar relacionada à ausência desse objetivo no planejamento inicial da rede de qualidade da água do estado de São Paulo e à concentração de pontos em áreas classificadas como artificiais (construídas). Essa estratégia de monitoramento, possivelmente, deve-se a restrição de recursos financeiros

para a operação da rede somada à necessidade de dados de qualidade da água em regiões com maior conflito pelo uso da água. Nas UGRHIs estudadas, somente 19 pontos de monitoramento pré-existent (12% do total) atenderam ao objetivo de estabelecimento de referência, conforme os resultados finais da proposta de adequação (Tabela 20). Ao se considerar apenas a classificação apresentada na etapa de definição de objetivos, esse valor foi de 5% (Tabela 17). Essa situação é similar à reportada por Jun *et al.* (2012) para o Programa Nacional de Monitoramento dos Ecossistemas Aquáticos da Coreia do Sul, em que 5% dos pontos atenderam a esse objetivo. Os autores relataram deficiência da rede para subsidiar a definição de condições de referência e a necessidade de incorporação de pontos de monitoramento localizados em unidades de conservação do país para melhor avaliar a integridade biótica dos rios.

Em São Paulo, desde 2013, pelo menos 14% dos pontos de monitoramento indicam qualidade da água ruim ou péssima com relação ao IQA (CETESB, 2019; CETESB, 2020a). Nessa condição, conhecer o distanciamento entre a qualidade da água atualmente observada e a condição ideal (i.e., de mínimo distúrbio) pode auxiliar na definição de metas factíveis para sustentar a melhoria progressiva da qualidade da água. A metodologia aqui empregada para a seleção de trechos de rios com reduzido impacto antrópico e representativos de diferentes atributos ambientais pode ser um ponto de partida para o estabelecimento de condições de referência na área de estudo. Uma futura avaliação *in loco* dos pontos que representaram estratos para o estabelecimento de condições de referência, mas não atenderam aos requisitos definidos na etapa de definição dos objetivos, é necessária. É importante que seja confirmado se o IQA inferior a 70 é uma condição natural do rio ou uma consequência de distúrbios antrópicos não captados pela escala regional adotada no presente estudo. Nessa última hipótese, sugere-se o deslocamento do ponto (para os casos em que tal ponto não atende ao objetivo controle) para um trecho do rio com as condições naturais mais preservadas dentro do estrato de interesse.

Em redes de monitoramento mais consolidadas, como na Europa e nos Estados Unidos, o conhecimento dos objetivos atendidos em cada ponto tem sido utilizado não só para a avaliação espacial da rede, mas também para a definição de métodos flexíveis de monitoramento (e.g., parâmetros e frequência de amostragem) (WFD, 2003; COLES *et al.*, 2019). Essa estratégia geralmente proporciona uma melhor relação custo-benefício para as redes em operação (STROBL; ROBILLARD, 2008). Uma abordagem parcialmente similar é adotada na rede de monitoramento de qualidade da água do estado de São Paulo, em que pontos destinados à avaliação de cursos de água utilizados como fonte para o abastecimento

público e à avaliação da proteção da vida aquática apresentam amostragens diferenciadas, com a inclusão dos parâmetros clorofila e ecotoxicidade. No entanto, não há uma metodologia sistemática para identificação dos objetivos preconizados em cada ponto da rede do estado.

Em 2013, a ANA iniciou o estabelecimento da RNQA, operada pelos estados, que levou à revisão dos pontos de monitoramento do estado de São Paulo nos últimos cinco anos. O grande avanço foi a incorporação de objetivos específicos de monitoramento no planejamento da rede (impacto, estratégico e referência) baseados em uma metodologia de escala nacional (Ottobacias nível 3 e 4). A metodologia empregada no presente estudo apresenta uma abordagem voltada às bacias hidrográficas com menor área de drenagem, baseada na heterogeneidade dos atributos ambientais e dos objetivos de monitoramento atendidos. Como benefícios, há o estabelecimento de uma rede balanceada entre as Ottobacias, espacialmente representativa e mais regionalizada para o estado de São Paulo. Portanto, os resultados obtidos na presente pesquisa podem ser um ponto de partida em direção à gestão adaptativa dos recursos hídricos em São Paulo e no Brasil.

A proposta final de adequação apresentou uma densidade média de pontos de monitoramento ponderada pela área das UGRHIs de 3,2/1.000 km<sup>2</sup>, atendendo à densidade mínima de pontos de monitoramento de 1,0 ponto/1.000 km<sup>2</sup> recomendada para a RNQA (ANA, 2013). O valor obtido é compatível com outras propostas (Tabela 21) que adotaram diferentes metodologias e objetivos para a otimização das redes de monitoramento de qualidade da água nos Estados Unidos (OUYANG, 2005), China (NING; CHANG, 2004), Brasil (CALAZANS *et al.*, 2018a) e Malásia (CAMARA *et al.*, 2020), com densidades médias que variaram de 2,6 a 4,6 pontos/1.000 km<sup>2</sup>. No entanto, outros estudos (Tabela 21) indicaram densidades divergentes em bacias hidrográficas na Hungria (TANOS *et al.*, 2015), Colômbia (PEÑA-GUZMÁN; SOTO; DIAZ, 2019), China (WANG *et al.*, 2020), Irã (MAHJOURI; KERACHIAN, 2011; ASADOLLAHFARDI *et al.*, 2021) e Brasil (FRAGA *et al.*, 2021), com densidades médias de 0,1 a 42,2 pontos/1.000 km<sup>2</sup>.

No geral, para a maioria dos estudos apresentados na Tabela 21, quanto maior a densidade inicial de pontos de monitoramento, maior foi a densidade final proposta. Esse padrão não foi observado na maioria das UGRHIs estudadas no estado de São Paulo. A diferença, provavelmente, deveu-se à etapa de avaliação de representatividade espacial, que não foi realizada em grande parte dos estudos abordados na Tabela 21. As densidades finais propostas para as UGRHIs assumiram valores de 1,6 a 14,4 pontos/1.000 km<sup>2</sup>, indicando que podem variar de acordo com a heterogeneidade espacial e com os objetivos do monitoramento.

Tabela 21 - Comparação dos resultados da presente pesquisa com alguns estudos de otimização de redes de monitoramento. Para cada referência estão apresentados a área de estudo (rio/país) e suas características ambientais, método de otimização, área de drenagem, número de pontos de monitoramento pré-existent, número proposto de pontos de monitoramento, densidade inicial de pontos e densidade final de pontos proposta (continua)

Rio/País	Características da área de estudo	Métodos	Área de drenagem (km <sup>2</sup> )	Número de pontos de monitoramento pré-existent	Número proposto de pontos de monitoramento	Densidade inicial de pontos (ponto/1.000km <sup>2</sup> )	Densidade final de pontos proposta (ponto/1.000km <sup>2</sup> )	Referências
Ping/China	A área de drenagem é coberta por áreas agrícolas e urbanas. Tem passado por um processo de expansão industrial.	Modelo de simulação da qualidade da água (QUAL2E) e lógica <i>fuzzy</i>	3.256	7	15	2,2	4,6	Ning e Chang (2004)
St Johns/Estados Unidos	A área de drenagem é ocupada por áreas de florestas, urbanas e industriais. Nutrientes, hidrocarbonetos, pesticidas e metais pesados afetam fortemente a qualidade da água do rio.	ACP <sup>a</sup> , AF <sup>b</sup>	7.192	22	19	3,0	2,6	Ouyang (2005)
Karoon/Irã	O rio é uma importante fonte de água para abastecimento. Efluentes industriais, urbanos e agrícolas influenciam fortemente na qualidade da água do rio.	ACPR <sup>c</sup>	67.000	17	13	0,2	0,2	Noori <i>et al.</i> (2010)
Jajrood/Irã	O rio é uma importante fonte de água para abastecimento. Efluentes domésticos afetam a qualidade da água do rio.	Entropia	710 (Saeedi <i>et al.</i> 2011)	33	30	46,5	42,2	Mahjouri e Kerachian (2011)
Tisza/Hungria	Diversas cidades populosas ao longo do rio. Atividades antrópicas afetam fortemente a qualidade da água do rio.	AA <sup>d</sup> , AD <sup>e</sup>	47.000	14	11	0,3	0,2	Tanos <i>et al.</i> (2015)

<sup>a</sup>ACP: análise de componentes principais; <sup>b</sup>AF: análise fatorial; <sup>c</sup>ACPR: análise de componentes principais rotacionadas; <sup>d</sup>AA: análise de agrupamento; <sup>e</sup>AD: análise discriminante; <sup>f</sup>AHP: processo hierárquico analítico; <sup>g</sup>Soma das áreas de todas as UGRHIs analisadas.

Tabela 21 - Comparação dos resultados da presente pesquisa com alguns estudos de otimização de redes de monitoramento. Para cada referência estão apresentados a área de estudo (rio/país) e suas características ambientais, método de otimização, área de drenagem, número de pontos de monitoramento pré-existent, número proposto de pontos de monitoramento, densidade inicial de pontos e densidade final de pontos proposta (continuação)

Rio/País	Características da área de estudo	Métodos	Área de drenagem (km <sup>2</sup> )	Número de pontos de monitoramento pré-existent	Número proposto de pontos de monitoramento	Densidade inicial de pontos (ponto/1.000km <sup>2</sup> )	Densidade final de pontos proposta (ponto/1.000km <sup>2</sup> )	Referências
Paraobebe/Brasil	O rio é utilizado para diluição de efluentes e abastecimento público. Atividades antrópicas, como agricultura e indústria afetam a qualidade da água do rio.	AA <sup>d</sup> , ACP <sup>a</sup> e testes não paramétricos	12.054	33	32	2,7	2,6	Calazans <i>et al.</i> (2018a)
Tunjuelo/Colômbia	A área de drenagem é predominantemente urbana. A qualidade da água do rio é comprometida por efluentes domésticos e industriais.	ACP <sup>a</sup> , AA <sup>d</sup> e testes não paramétricos	457	10	7	21,9	15,3	Peña-Guzmán, Soto e Diaz (2019)
Selangor/Malásia	O rio é uma importante fonte de água para abastecimento. A área de drenagem é coberta por áreas agrícolas e de florestas. Tem passado por um processo de expansão industrial.	Modelagem geoestatística, lógica <i>fuzzy</i> , AHP <sup>f</sup> , teste Kendall W, modelo de autômatos celulares e cadeia de Markov	2.100	21	6	10,0	2,9	Camara <i>et al.</i> (2020)
Liaohé/China	O rio é uma importante fonte de água para abastecimento. Efluentes industriais e domésticos afetam a qualidade da água do rio.	Modificação do modelo de grau de aproximação	69.200	8	5	0,1	0,1	Wang <i>et al.</i> (2020)
Bacia do Rio Mond/Irã	As principais atividades antrópicas que afetam a qualidade da água são a agroindústria e indústria de alimentos. A qualidade da água sofre alterações em função de intrusões salinas naturais.	Programação dinâmica (otimização de função objetivo)	47.654	16	12	0,3	0,3	Asadollahfardi <i>et al.</i> (2021)

<sup>a</sup>ACP: análise de componentes principais; <sup>b</sup>AF: análise fatorial; <sup>c</sup>ACPR: análise de componentes principais rotacionadas; <sup>d</sup>AA: análise de agrupamento; <sup>e</sup>AD: análise discriminante; <sup>f</sup>AHP: processo hierárquico analítico; <sup>g</sup>Soma das áreas de todas as UGRHIs analisadas.

Tabela 21 - Comparação dos resultados da presente pesquisa com alguns estudos de otimização de redes de monitoramento. Para cada referência estão apresentados a área de estudo (rio/país) e suas características ambientais, método de otimização, área de drenagem, número de pontos de monitoramento pré-existent, número proposto de pontos de monitoramento, densidade inicial de pontos e densidade final de pontos proposta (conclusão)

Rio/País	Características da área de estudo	Métodos	Área de drenagem (km <sup>2</sup> )	Número de pontos de monitoramento pré-existent	Número proposto de pontos de monitoramento	Densidade inicial de pontos (ponto/1.000km <sup>2</sup> )	Densidade final de pontos proposta (ponto/1.000km <sup>2</sup> )	Referências
Doce/Brasil	Atividades como agricultura, agroindústria, mineração interferem na qualidade da água. Em 2015 foi afetado pelo rompimento de uma barragem de rejeito de mineração de ferro.	AA <sup>d</sup>	82.427	65	60	0,8	0,7	Fraga <i>et al.</i> (2021)
Diversos rios/Brasil	Áreas de drenagem cobertas por áreas artificiais, agrícolas, vegetação campestre e vegetação florestal. Lançamentos de esgotos não tratados influenciam a qualidade da água dos rios.	AA <sup>d</sup> , definição de objetivos de monitoramento, estratégia de amostragem estratificada	79.177 <sup>g</sup>	160	255	2,0	3,2	Presente estudo

<sup>a</sup>ACP: análise de componentes principais; <sup>b</sup>AF: análise fatorial; <sup>c</sup>ACPR: análise de componentes principais rotacionadas; <sup>d</sup>AA: análise de agrupamento; <sup>e</sup>AD: análise discriminante; <sup>f</sup>AHP: processo hierárquico analítico; <sup>g</sup> Soma das áreas de todas as UGRHIs analisadas.

Na presente pesquisa, as maiores necessidades de expansão da rede foram observadas nas três UGRHIs com menores densidades iniciais de pontos de monitoramento e menores densidades populacionais. A UGRHI 15, apesar de não possuir a maior área, apresentou a maior demanda de expansão do monitoramento em termos absolutos. Por outro lado, ela também apresentou potencial de exclusão de 21% dos pontos pré-existentes. Essa combinação sugere que a atual distribuição espacial dos pontos de monitoramento é especialmente desbalanceada nessa UGRHI, que tem como característica a heterogeneidade quanto aos atributos ambientais (elevado número de estratos). Portanto, os resultados demonstraram que a área não foi o único condicionante para a demanda de novos pontos de monitoramento. O número de estratos identificados e a representatividade espacial dos pontos pré-existentes também influenciaram essa demanda. Chen *et al.* (2012) também relataram a falta de representatividade espacial na rede de monitoramento do Rio Heilongjiang no nordeste da China, e sugeriram a realocação de mais de 20% dos pontos existentes. A expansão sugerida de 53 novos pontos de monitoramento somente na UGRHI 15 pode ser impraticável em função das restrições financeiras e do incremento no custo operacional, mas priorizar os trechos de rios para expansão gradual e escalonada pode ser uma primeira iniciativa em direção a uma rede mais representativa.

As três UGRHIs com as maiores densidades populacionais foram as que apresentaram os maiores potenciais de redução no número de pontos de monitoramento. Elevadas densidades populacionais têm relação direta com a poluição da água superficial e podem gerar condições localizadas que influenciam na qualidade da água (CHEN *et al.*, 2016; LIYANAGE; YAMADA, 2017; DIAMANTINI *et al.*, 2018). Diversos autores recomendam a intensificação do monitoramento nessas áreas com qualidade da água prejudicada (LIYANAGE; MARASINGHE; YAMADA, 2016; CALAZANS *et al.*, 2018a). No entanto, para as UGRHIs analisadas, a forte presença de atividades antrópicas gerou um número elevado de pontos de monitoramento atendendo ao mesmo objetivo e redundantes quanto aos parâmetros do IQA.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece cinco classes de enquadramento dos recursos hídricos, sendo elas especial, 1, 2, 3 e 4, com a permissividade dos níveis de poluição aumentando da classe 1 até a 4. Nas áreas artificiais do estado de São Paulo, os trechos de rios com qualidade da água ruim (classe 4) são comuns e podem influenciar as áreas a jusante da bacia hidrográfica, que apresentam maiores exigências para a qualidade da água. Para o atendimento ao aspecto legal, um maior número de pontos pode ser necessário em um mesmo rio, o que pode explicar parcialmente a maior densidade de pontos

nas áreas artificiais. Os resultados obtidos confirmam a hipótese inicial que a rede de monitoramento de qualidade da água superficial do estado de São Paulo apresenta áreas com excesso e outras com escassez de dados. Esse padrão não foi observado apenas na comparação entre as UGRHIs, mas também internamente em cada UGRHI.

As séries de dados antes e depois da adequação espacial foram consistentes para a maioria das UGRHIs estudadas, com predominância de similaridade estatística para os parâmetros do IQA. Isso indicou que a estrutura dos dados não foi significativamente alterada após a proposta de adequação espacial. Essa condição sugere que a rede otimizada pode proporcionar um grau similar de informação mesmo com a redução de 20% do número total de pontos de monitoramento. Somente as UGRHIs 06 e 09 apresentaram diferenças estatísticas para alguns parâmetros e estudos complementares são necessários para investigar os motivos dessas diferenças nas duas UGRHIs. Ressalta-se que a otimização não necessariamente implica na manutenção de similaridade estatística das séries, pois a exclusão de pontos de monitoramento redundantes pode alterar significativamente as médias dos parâmetros do IQA e, conseqüentemente, a estrutura dos dados em geral. A metodologia empregada no presente estudo pode ser incorporada ao processo de revisão das redes em outros países, proporcionando um planejamento que leve em consideração, de forma conjunta, os objetivos de monitoramento e a representatividade de usos do solo, hidrologia e características geomorfológicas nas bacias hidrográficas.

Uma premissa básica na utilização de zonas homogêneas (e.g., estratos, ecorregiões) como ferramentas para a avaliação da representatividade espacial é que existe correlação espacial entre os parâmetros de qualidade da água e os atributos ambientais considerados para a definição das zonas homogêneas. Os fatores hidrológicos, geológicos e antrópicos são frequentemente apontados como relevantes para a composição da qualidade de água (KHATRI; TYAGI, 2015; IGWE *et al.*, 2017; LEI; WAGNER; FOHRER, 2021), no entanto, há uma grande variedade de camadas que podem representar esses fatores e seria impraticável considerar todas na formação dos estratos. O presente estudo considerou uso e ocupação do solo (antrópico), precipitação (hidrológico) e tipos de solo (geológico) como atributos de entrada. A escolha foi baseada na disponibilidade de dados para a área de interesse e em estudos anteriores que reportaram correlações significativas entre esses atributos e a qualidade da água superficial (SHEHANE *et al.*, 2005; TAKA *et al.*, 2016; SIMEDO *et al.*, 2018). Apesar disso, variáveis adicionais propostas por outros autores podem ser incorporadas em investigações futuras, como morfometria da bacia hidrográfica (CATHERINE;

TROUSSELLIER; BERNARD, 2008), deposição atmosférica, densidade populacional, fontes de poluição (DANZ *et al.*, 2005), clima e geologia (OMERNIK *et al.*, 2000).

## 7.5 Conclusões

A presente pesquisa indicou que os pontos da rede monitoramento da qualidade da água no estado de São Paulo são concentrados nas áreas com maiores distúrbios antrópicos. Essa condição, de acordo com metodologia empregada, gerou redundâncias dos pontos de monitoramento iguais ou superiores a 20% na maioria das UGRHIs estudadas e trouxe a possibilidade de exclusões, em cinco UGRHIs, de até 37% dos pontos pré-existentes da rede. A concentração da rede em áreas antropizadas também levou a um reduzido número de pontos de monitoramento apropriados para o estabelecimento de condições de referência. Especialmente nas bacias hidrográficas mais heterogêneas quanto aos atributos ambientais, como as UGRHIs 11, 14 e 15, uma baixa representatividade espacial foi observada na rede original, com menos de 35% dos estratos contemplados.

A proposta de adequação espacial indicou que as UGRHIs com as maiores densidades populacionais apresentaram os maiores potenciais de redução no número de pontos de monitoramento (até 12%). Por outro lado, as UGRHIs com as menores densidades populacionais apresentaram demandas de expansão da rede de até 390%. Isso resultou em propostas de densidades finais de pontos de monitoramento variando de 1,6 a 14,4 pontos/1.000 km<sup>2</sup>, associadas à heterogeneidade espacial das UGRHIs e aos objetivos de monitoramento. É importante destacar que a otimização não necessariamente implica na redução do número de pontos de monitoramento. Do ponto de vista prático, as expansões são mais relevantes do que a eliminação da redundância de monitoramento, pois mesmo os pontos redundantes produzem dados para subsidiar o gerenciamento de recursos hídricos nas áreas representadas. No entanto, regiões com falta de pontos de monitoramento podem ter informações limitadas, comprometendo as ações dos tomadores de decisão. As expansões sugeridas, particularmente, necessitarão de avaliações mais detalhadas por parte da CETESB, pois trazem impactos financeiros em sua operação. Critérios complementares para priorizar os trechos de rios para a expansão podem ser necessários, como densidade populacional e/ou área dos estratos.

Apesar de não existir um consenso sobre o melhor método para otimização espacial de redes de monitoramento da qualidade da água, a análise de agrupamento em conjunto com a definição de objetivos de monitoramento e a estratégia de amostragem estratificada produziu

resultados compatíveis com outros estudos na literatura. A principal vantagem da abordagem é a utilização de atributos ambientais relevantes para a qualidade da água (aspectos antrópicos, hidrológicos e geológicos) em uma escala mais detalhada para guiar as propostas de expansão ou redução do número de pontos de monitoramento com vistas a melhorar a abrangência espacial e claramente definir os objetivos do monitoramento. A expectativa é que a metodologia possa ser empregada para a otimização das redes de monitoramento em outras áreas, especialmente em países em desenvolvimento, com a possibilidade de adaptação dos parâmetros da análise de agrupamento, dos objetivos de monitoramento e dos atributos de entrada para a estratégia de amostragem estratificada. Pesquisas posteriores ainda são necessárias para comparar diferentes metodologias quanto à concordância e eficiência de otimização em redes de monitoramento distribuídas em todo o mundo.

## 8 ADEQUAÇÃO DA FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM DA REDE DE MONITORAMENTO

### 8.1 Aspectos conceituais sobre testes de hipóteses e análises de dados Post Hoc

#### 8.1.1 Testes de hipóteses

As pesquisas científicas nas diversas áreas do conhecimento, frequentemente, enfrentam o desafio de realizar inferências objetivas e válidas sobre uma população a partir de uma amostra representativa (ANDERSON; BURNHAM; THOMPSON, 2000; WHITLEY; BALL, 2002; EMMERT-STREIBE; DEHMER, 2019). Uma abordagem comum é a aplicação de testes de hipóteses para decidir se uma amostra é típica ou atípica em comparação a uma população (PERNET, 2015; EMMERT-STREIBE; DEHMER, 2019). De forma geral, elabora-se uma hipótese para testar a ausência de efeito ou de diferença entre grupos de interesse, chamada hipótese nula (NICKERSON, 2000). Um teste estatístico é então aplicado para responder, dentro de um intervalo de confiança, se a hipótese nula é verdadeira ou não (ANDERSON; BURNHAM; THOMPSON, 2000).

Os testes de hipóteses podem ser classificados, em função das premissas sobre a distribuição dos dados, em paramétricos ou não paramétricos. Como regra geral, os primeiros assumem que as variáveis de interesse ajustam-se às distribuições para as quais os testes foram desenvolvidos, sendo aplicáveis para avaliar dados intervalados ou de proporção (SHESKIN, 2003). Como exemplos de testes paramétricos, podem ser citados o teste t-Student e a análise de variância (ANOVA), que assumem distribuição normal da amostra (NICKERSON, 2000; BEWICK; CHEEK; BALL, 2004a). Os testes não paramétricos, por sua vez, não possuem premissas quanto à aderência a uma distribuição, apresentando maior robustez e flexibilidade de aplicação, porém menor força estatística (SHESKIN, 2003; VICKERS, 2005). Esses aspectos associados à não normalidade de diversos dados ambientais (LIMPERT; STAHEL; ABBT, 2001) têm favorecido a escolha dos testes não paramétricos como ferramentas de apoio à revisão da frequência de amostragem em redes de qualidade da água. Entre as principais aplicações, podem ser citadas a identificação de tendências (NADDEO *et al.*, 2007, 2013; SCANNAPIECO *et al.*, 2012) e de sazonalidade na qualidade da água (PEÑA-GUZMÁN; SOTO; DIAZ, 2019), além da avaliação da representatividade das amostragens em relação a diferentes condições hidrológicas (BEHMEL *et al.*, 2019)

Por fazer parte da metodologia adotada na presente pesquisa, os testes não paramétricos Kruskal-Wallis e Mann-Whitney serão abordados de forma mais aprofundada. O teste Mann-Whitney é empregado, principalmente, para avaliar se duas amostras independentes pertencem a uma mesma população (NACHAR, 2008). Para isso, realiza-se a comparação das posições dos dados (e.g., medianas), assumindo-se que a hipótese nula representa a existência de igualdade entre as amostras, enquanto a hipótese alternativa é a existência de diferença estatisticamente significativa. O teste baseia-se no cálculo da estatística U (Equações 6 e 7) para as amostras em análise.

$$U_1 = n_1 n_2 + \left[ \frac{n_1(n_1+1)}{2} \right] - R_1 \quad \text{Equação 6}$$

$$U_2 = n_1 n_2 + \left[ \frac{n_2(n_2+1)}{2} \right] - R_2 \quad \text{Equação 7}$$

Em que:

$n_1$ : número de observações na amostra 1;

$n_2$ : número de observações na amostra 2;

$R_1$ : soma das posições da amostra 1;

$R_2$ : soma das posições da amostra 2.

Para o nível de significância desejado (e.g.,  $\alpha = 0,05$ ), pode ser obtido da estatística U o valor crítico a ser comparado com o mínimo entre  $U_1$  e  $U_2$ . Caso o valor crítico seja superado, a hipótese nula (de igualdade) é aceita. Com o aumento do número de observações, a estatística U aproxima-se de uma distribuição normal, e pode ser representada pela Equação 8 (NACHAR, 2008). A hipótese nula é rejeitada quando o valor de Z calculado superar o valor crítico ( $Z_{\text{crítico}}$ ) obtido para o nível de significância desejado em uma distribuição normal.

$$Z = \frac{U - \frac{n_1 n_2}{2}}{\sqrt{\frac{n_1 n_2}{N(N-1)} \left( \frac{N^3 - N}{12} - \sum_{j=1}^g \frac{t_j^3 - t_j}{12} \right)}} \quad \text{Equação 8}$$

Em que:

U: valor mínimo entre  $U_1$  e  $U_2$ ;

N: soma de  $n_1$  e  $n_2$ ;  
 g: número de posições com empate;  
 $t_j$ : número de empates para a posição j.

O teste de Kruskal-Wallis pode ser considerado uma extensão do teste Mann-Whitney para mais de duas amostras independentes (BEWICK; CHEEK; BALL, 2004b). Do ponto de vista conceitual, ele também realiza a comparação da posição dos dados, assumindo-se que a hipótese nula representa a existência de igualdade entre as amostras, enquanto a hipótese alternativa é a existência de diferença em ao menos duas delas. Matematicamente, o teste é representado pela Equação 9.

$$H = \frac{12}{N(N+1)} \sum_{j=1}^k \frac{R_j^2}{n_j} - 3(N+1) \quad \text{Equação 9}$$

Em que:

$R_j$ : total de posições para a amostra j;  
 $n_j$ : número de observações para a amostra j;  
 k: número de amostras;  
 N: número total de observações, dado pela soma de  $n_j$ .

Para as séries com dados empatados (repetidos), realiza-se a correção do teste conforme apresentado na Equação 10.

$$H^* = \frac{H}{1 - \frac{\sum_{s=1}^r \tau_s^3 - \tau_s}{N^3 - N}} \quad \text{Equação 10}$$

Em que:

$H^*$ : ajuste de H devido à presença de valores repetidos;  
 $\tau_s$ : número de observações com empate para a posição “s”;  
 r: número de posições com valores repetidos.

A estatística do teste aproxima-se de uma distribuição Qui-Quadrado com  $(k-1)$  graus de liberdade (BEWICK; CHEEK; BALL, 2004b). Portanto, para um nível de significância

definido pelo pesquisador e para o número de graus de liberdade do conjunto de dados em análise, obtém-se um valor crítico de referência na distribuição Qui-Quadrado. Os valores de  $H$  (ou  $H^*$ ) acima dessa referência indicam a rejeição da hipótese nula (e.g., igualdade entre as medianas) e a presença de diferenças estatisticamente significativas entre as amostras em análise.

### 8.1.2 Testes Post Hoc

Os testes de hipóteses permitem identificar a existência ou não de diferença estatística entre ao menos duas amostras analisadas. Em diversos estudos, porém, os pesquisadores têm interesse em definir quais amostras são distintas, informação não retornada pelos testes de hipóteses (RAFTER; ABELL; BRASELTON, 2002; DINNO, 2015). Como ferramenta para essa definição, aplica-se, aos casos em que a hipótese de igualdade foi rejeitada, o teste Post Hoc, também chamado de Teste de Múltiplas Comparações (RAFTER; ABELL; BRASELTON, 2002; DE SOUSA; JUNIOR; FERREIRA, 2012). Nos estudos relacionados ao monitoramento da qualidade da água, essa análise tem sido utilizada como complemento aos testes de hipóteses visando à identificação de variação temporal em parâmetros de qualidade da água (KOSTIĆ-VUKOVIĆ *et al.*, 2021; GONZÁLEZ-DE ZAYAS *et al.*, 2022; SINGH *et al.*, 2022).

Entre as principais técnicas de múltiplas comparações, podem ser citadas: Tukey Test, Bonferroni, Dunn-Sidak, Dunnet, Scheffé, Fisher Test e Nemenyi Test (CARMER; WALKER, 1985; OZKAYA; ERCAN, 2012; LEE; LEE, 2018). A principal preocupação na aplicação de múltiplas comparações é a inflação do erro tipo I, que representa a rejeição da hipótese nula sendo ela verdadeira (CARMER; WALKER, 1985; DAY; QUINN, 1989; LEE; LEE, 2018). Dessa forma, as diferenças fundamentais entre as técnicas baseiam-se no método de controle do erro tipo I e na distribuição assumida para o conjunto de dados inicial (ZWICK; MARASCUILO, 1984; RAFTER; ABELL; BRASELTON, 2002).

Em função da aplicação do Kruskal-Wallis como teste de hipótese no presente estudo, será abordado de forma mais aprofundada a análise de dados Post Hoc Dunn. Tal análise é considerada adequada como complementar ao Kruskal-Wallis, pois incorpora as somas das posições reais (Equação 11) para aproximá-las de uma estatística exata, realizando as comparações entre as amostras por meio de um teste estatístico  $Z$  (DUNN, 1964; DINNO, 2015; LEE; LEE, 2018).

$$M_p = \frac{X_p}{n_p} \quad \text{Equação 11}$$

Em que:

$M_p$ : posição média para a amostra p;

$X_p$ : soma das posições na amostra p;

$n_p$ : número de observações na amostra p.

A estatística para comparação entre duas amostras (A e B) é dada pela Equação 12.

$$|z_i| = \frac{|y_i|}{\sigma_i} \quad \text{Equação 12}$$

Em que:

$y_i$ : diferença das posições médias entre o par de amostras comparadas;

$\sigma_i$ : desvio padrão para  $y_i$  (Equação 13).

$$\sigma_i = \sqrt{\left\{ \frac{N(N+1)}{12} - \frac{\sum_{s=1}^r \tau_s^3 - \tau_s}{12(N-1)} \right\} \left( \frac{1}{n_A} + \frac{1}{n_B} \right)} \quad \text{Equação 13}$$

Em que:

N: número total de observações considerando todas as amostras;

$\tau_s$ : número de observações com empate para a posição “s”;

$n_A$ : número de observações na amostra A;

$n_B$ : número de observações na amostra B;

r: número de posições com valores repetidos.

Por fim, considerando que a hipótese nula seja a igualdade entre as amostras A e B, ela é rejeitada quando o valor de  $z_i$  (Equação 12) superar o valor de referência obtido na distribuição Z, admitindo-se um nível de significância definido pelo pesquisador. Nas múltiplas comparações, um dos métodos de controle da inflação do erro tipo I é o ajuste do nível de significância “ $\alpha$ ” (RAFTER; ABELL; BRASELTON, 2002; LEE; LEE, 2018). Rafter, Abell e Braselton (2002) e Ozkaya e Ercan (2012) destacaram a manutenção de baixas taxas de erro tipo I ao se aplicar o ajuste Sidak (SIDAK, 1967), conhecido como método

Dunn-Sidak (empregado no presente estudo), em que o nível de significância é corrigido pela Equação 14.

$$\alpha^* = 1 - (1 - \alpha)^{\frac{1}{m}} \quad \text{Equação 14}$$

Em que:

m: número de comparações testadas.

Portanto, a hipótese nula é rejeitada caso o módulo de  $z_i$  supere o valor de referência (crítico) obtido para o nível de significância ajustado  $\alpha^*$ .

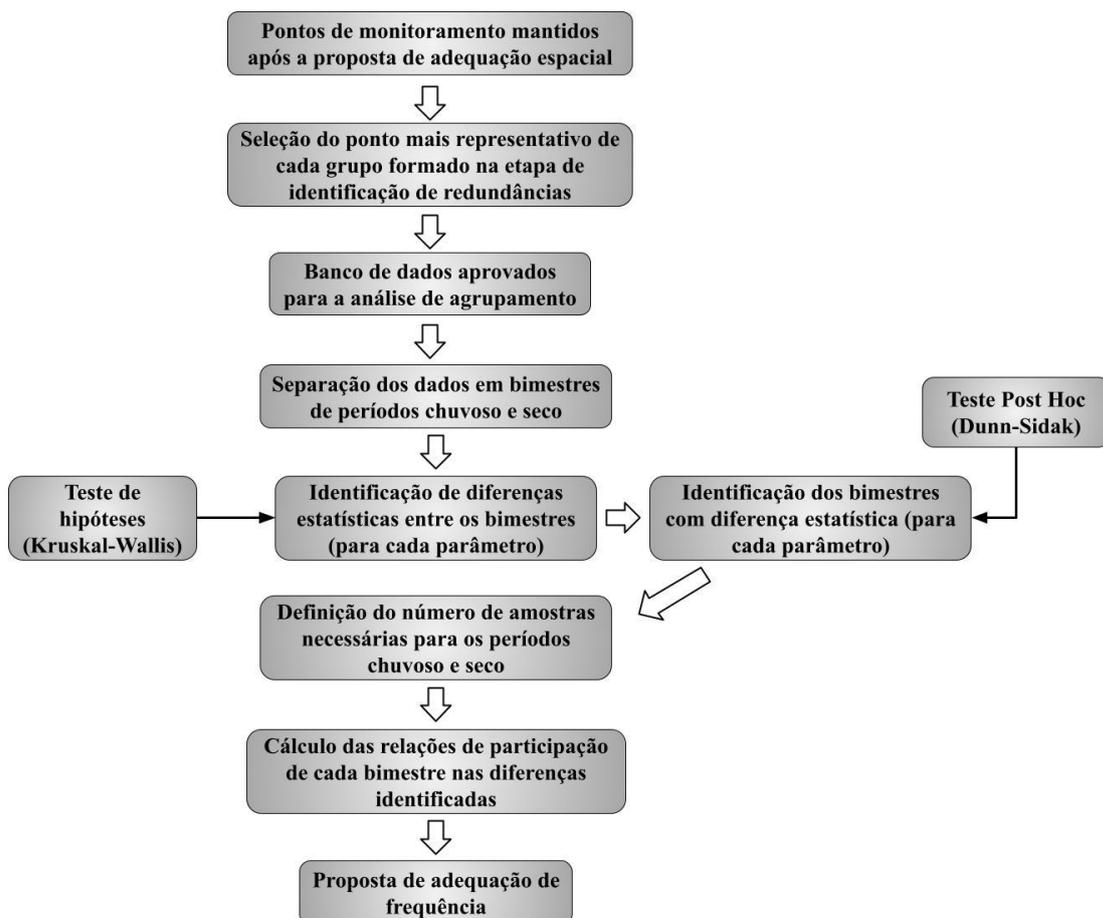
## 8.2 Metodologia

O fluxograma adotado para a proposta de adequação da frequência de amostragem da rede de monitoramento em cada UGRHI está apresentado na Figura 30. No presente estudo, a proposta de adequação de frequência relacionou-se com a proposta de adequação espacial, uma vez que apresentou como base os pontos de monitoramento indicados no subitem 7.3.5 para manutenção na rede. Foram utilizados como dados de entrada aqueles provenientes dos pontos de monitoramento mais representativos de cada grupo formado na etapa de identificação de redundâncias da proposta de adequação espacial (subitem 7.3.2). O ponto considerado mais representativo de cada grupo foi aquele que apresentou a menor soma das distâncias de ligação dentro do grupo, valor obtido por meio da função *Hierarchical Cluster Analysis* do software OriginPro 2016<sup>®</sup>.

A proposta de adequação de frequência apresentou como foco a identificação de possível redundância dos dados produzidos nas coletas bimestrais realizadas pela CETESB. Para isso, os parâmetros de qualidade da água avaliados foram os mesmos aprovados na consistência de dados para a análise de agrupamento (subitem 7.3.1). Optou-se por adotar a mesma base, pois, de forma geral, os parâmetros do IQA foram os únicos que apresentaram monitoramento bimestral, enquanto os parâmetros do IVA e IAP foram monitorados trimestralmente. Além disso, eliminar observações para adequar à frequência trimestral poderia reduzir o nível de significância dos testes estatísticos (WILKERSON; OLSON, 1997). Na presente pesquisa, a frequência bimestral foi utilizada como referência para a otimização, pois foi a adotada pela CETESB até 2019, abrangendo o período de análise do

presente estudo. Diferentemente do que foi realizado para a adequação espacial, para a adequação de frequência os dados não foram transformados em base logarítmica, uma vez que os testes não paramétricos não requerem a aderência ou proximidade dos dados a uma distribuição normal (BEWICK; CHEEK; BALL, 2004b).

Figura 30 - Fluxograma adotado para a elaboração da proposta de adequação da frequência de amostragem da rede de monitoramento em cada UGRHI. Os grupos a que o fluxograma se refere foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA



Apesar da interferência da temperatura em aspectos físico-químicos da qualidade da água e nas atividades biológicas, esse parâmetro naturalmente apresenta variação sazonal e diária em um corpo hídrico (DALLAS, 2008). Dessa forma, a utilização da temperatura como ferramenta de avaliação de tendência e comparação da qualidade da água em múltiplos pontos demandaria uma sistematização das coletas, inclusive com a definição de horários fixos para a amostragem. Portanto, optou-se por não considerá-la como parâmetro determinante para a definição da frequência de amostragem.

Como ponto de partida, em função da sazonalidade hidrológica, duas amostragens anuais foram consideradas como o mínimo necessário. Essa opção se justifica pela ocorrência de dois períodos hidrológicos distintos nos ciclos anuais do estado de São Paulo: um período seco entre os meses de abril e setembro e um período chuvoso entre os meses de outubro e março, que concentra cerca de 80% de todo o volume da precipitação anual (ALVES; MARENGO; CASTRO, 2005; BARBIERI; RAO; FRANCHITO, 2004; LUZ, 2010). As flutuações no regime de vazões alteram a capacidade de diluição dos corpos hídricos (QUILBÉ *et al.*, 2006; ZUCCO *et al.*, 2012; GUO *et al.*, 2019) e o maior volume de chuvas intensifica a contribuição de fontes difusas de poluição (FRASER; HARROD; HAYGARTH, 1999; MANLEY; MANLEY; MIHUC, 2004; SHIGAKI; SHARPLEY; PROCHNOW, 2007; ZHANG *et al.*, 2012).

Em função do critério mínimo de amostragem, a avaliação de redundância foi realizada de forma separada para os períodos chuvoso e seco. Os bimestres foram organizados de forma compatível com ano hidrológico na região sudeste. O período chuvoso contemplou os bimestres outubro/novembro, dezembro/janeiro e fevereiro/março, enquanto o período seco foi composto por abril/maio, junho/julho e agosto/setembro.

Após a separação dos bimestres, aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis, com nível de significância de 0,05, para todos os parâmetros de monitoramento com o auxílio do software OriginPro 2016<sup>®</sup>. O objetivo foi a identificação de diferenças estatísticas entre os bimestres do período chuvoso e entre os bimestres do período seco. Confirmada a presença de diferença estatística, aplicou-se o teste Post Hoc Dunn-Sidak (SIDAK, 1967) com nível de significância de 0,05. Essa análise teve como intuito detectar quais bimestres apresentaram diferenças estatísticas e foi implementada pela função *multcompare* do software MATLAB R2015a<sup>®</sup>.

Para cada parâmetro de monitoramento, foi possível realizar três comparações de bimestres no período chuvoso e três comparações no período seco, conforme ilustrado na Figura 31. Para cada período, o número máximo de diferenças possíveis foi três, quando todos os bimestres apresentaram-se como estatisticamente distintos. Por outro lado, o número mínimo de diferenças possíveis foi zero, quando nenhum bimestre pode ser estatisticamente diferenciado. Com base no número de diferenças identificadas, foram aplicados critérios para definição do número de amostragens necessárias por período para cada parâmetro (Tabela 22).

Uma proposta de adequação de frequência de amostragem individualizada por grupo e por parâmetro seria inviável do ponto de vista operacional. Dessa forma, a compilação dos resultados por parâmetro foi realizada para a elaboração da proposta de adequação da

frequência por UGRHI. Para cada parâmetro, foi considerado como o número de amostragens necessárias por período aquele apresentado como resposta em pelo menos 95% dos grupos analisados. Como critério conservador, a frequência de amostragem única proposta para a UGRHI foi a maior apresentada entre os parâmetros avaliados. Cabe ressaltar que a proposta de adequação de frequência não teve como foco a otimização visando ao objetivo de controle, uma vez que as frequências para atender a esse objetivo devem ser ajustadas às características dos processos e/ou atividades fiscalizados, bem como aos requisitos legais.

Figura 31 - Comparações entre os bimestres realizadas no teste Post Hoc Dunn-Sidak para os períodos chuvoso e seco no estado de São Paulo

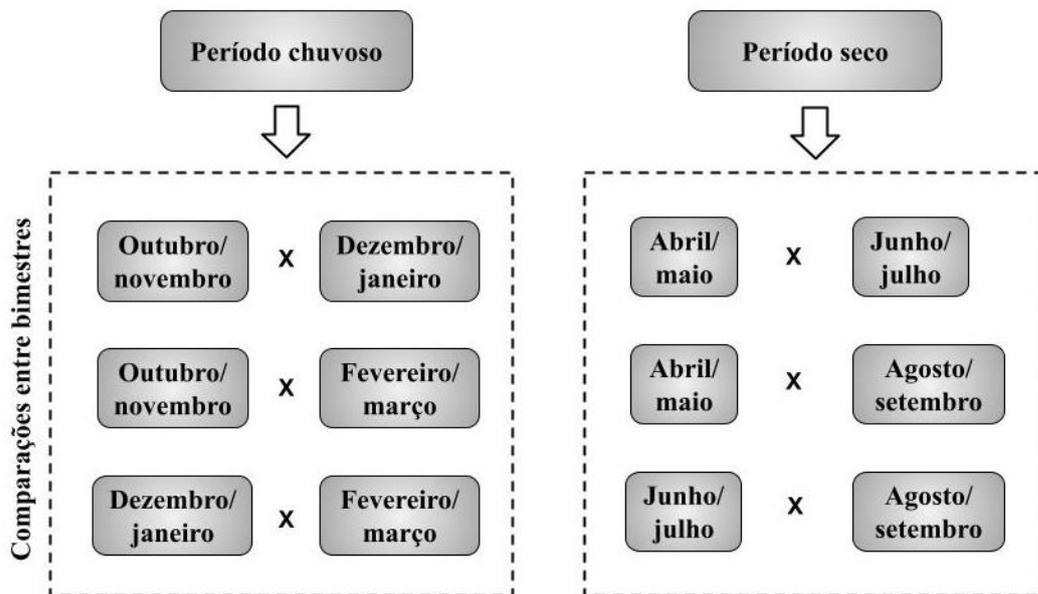


Tabela 22 - Critérios para a definição do número de amostragens necessárias para os períodos chuvoso e seco a partir do número total de diferenças estatisticamente significativas identificadas no teste Post Hoc Dunn-Sidak

<b>Período</b>	<b>Número total de diferenças identificadas</b>	<b>Número de amostragens necessárias por período</b>
Chuvoso	0	1
	1	2
	2 ou 3	3
Seco	0	1
	1	2
	2 ou 3	3

Para cada parâmetro e em termos percentuais, foi obtida a relação entre o número de diferenças estatísticas significativas identificadas e o número total de diferenças estatísticas possíveis para cada bimestre no teste Post Hoc (relação de participação). A Equação 15 apresenta um exemplo para a DBO e para o bimestre fevereiro/março, sendo que a mesma lógica pode ser estendida aos demais parâmetros e bimestres. As relações de participação

foram utilizadas como apoio à definição dos bimestres prioritários para amostragem nos períodos chuvoso e seco.

$$P_{\text{DBO}} = \frac{n_{\text{DBO}}}{N_{\text{DBO}}} \times 100 \quad \text{Equação 15}$$

Em que:

$P_{\text{DBO}}$ : relação de participação, em termos percentuais, do bimestre fevereiro/março no total de diferenças estatísticas possíveis no teste Post Hoc, considerando o parâmetro DBO;

$n_{\text{DBO}}$ : número de diferenças estatisticamente significativas identificadas no teste Post Hoc para fevereiro/março, considerando o parâmetro DBO;

$N_{\text{DBO}}$ : número total de diferenças estatísticas possíveis no teste Post Hoc para fevereiro/março, considerando o parâmetro DBO. Como cada bimestre participa de duas comparações (Figura 31), em uma UGRHI com quatro grupos, por exemplo, o total de diferenças estatísticas possíveis para um parâmetro é oito (multiplicação do número de grupos pelo número de comparações que o bimestre participa).

Quando duas amostragens foram indicadas como necessárias para o período, sugeriram-se amostragens nos bimestres com as maiores relações médias de participação nas diferenças estatísticas (Equação 16). O objetivo foi a seleção de bimestres que representaram as condições mais distintas da qualidade da água, e, portanto, apresentaram as maiores participações nas diferenças estatísticas identificadas. No caso de empate entre dois bimestres, o parâmetro temperatura da água foi utilizado para desempate, sendo escolhido o bimestre com maior relação de participação para esse parâmetro.

$$P_{\text{médio}} = \frac{P_{E. coli} + P_{\text{DBO}} + \dots + P_{\text{OD}}}{t} \quad \text{Equação 16}$$

Em que:

$P_{\text{médio}}$ : relação média de participação do bimestre no total de diferenças estatísticas possíveis no teste Post Hoc;

$P_{E. coli}$ ,  $P_{\text{DBO}}$ , ...,  $P_{\text{OD}}$ : relações de participação do bimestre de interesse no total de diferenças estatísticas possíveis no teste Post Hoc para cada parâmetro (conforme a Equação 15);

$t$ : número total de parâmetros analisados.

De forma similar ao realizado para a proposta de adequação espacial, o teste não paramétrico Mann-Whitney foi aplicado para cada parâmetro de qualidade da água do IQA, considerando os dados aprovados em cada UGRHI. O nível de significância adotado foi de 0,05. As séries de dados bimestrais dos pontos de monitoramento mantidos na rede foram comparadas com as séries geradas a partir das frequências propostas em cada UGRHI. O intuito foi avaliar a diferença ou similaridade da estrutura dos dados antes e depois da adequação de frequência.

### 8.3 Resultados

#### 8.3.1 Dados de entrada

Ao todo, foram selecionados 104 pontos de monitoramento para a proposta de adequação da frequência de amostragem (Tabela 23), contemplando apenas aqueles com indicação de manutenção na rede pela proposta de adequação espacial (subitem 7.3.5). Cada grupo formado na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial (subitem 7.3.2) foi representado por um ponto na proposta de adequação de frequência, sendo aquele com a menor soma das distâncias de ligação dentro de cada grupo (mais representativo).

Tabela 23 - Pontos de monitoramento selecionados para a proposta de adequação da frequência de monitoramento, com o grupo representado pelo ponto entre parênteses. Os grupos foram formados na análise de agrupamento empregada na proposta de adequação espacial (continua)

UGRHI	Ponto de monitoramento (grupo)
01	SAGU02050(1), PRAT02400(2), SAGU02250(3), SAMI02200(4)
03	BOIC02950(1), BURI02950(2), PEMI02900(3), GUAX02950(4), TAVE02950(5), CARO02800(6), ITAM02950(7), RUNA02950(8), COCA02900(9), RIJU02900(10), SAHI02950(11), GRAN00400(12), GRAN02800(13), TOCA02900(14), MOCO02900(15), NSRA02900(16), SATO02900(17), ABRA02950(18), CURO02900(19), GRAN02900(20), SAFO00300(21), TABA02900(22), ARAU02950(23), RGOA02900(24), QLOM02950(25)
06	TIET04200(1), PINH04900(2), KERA04990(3), TAMT04900(4), PINH04250(5), PINH04500(6), CABU04700(7), TAMT04600(8), EMMI02900(9), TAIM00800(10), TIET02050(11), TIET02090(12), NINO04900(13), COTI03900(14), MOVE03500(15), JUÇA04900(16), UARE04550(17), EMGU00800(18), GADE02900(19), SPRA04850(20), TIET04180(21), IPIR04900(22), PEDA03900(23), CIPO00900(24), BMIR02800(25), CRIS03400(26), JQRI03800(27), SJBA04950(28), COTI03800(29), DUVA04900(30), PIRE02900(31), CORU04950(32), TAMT4250(33), PINH04100(34), TIET03120(35), BQGU03850(36), JQRI03300(37), BQGU03150(38), PEOV03900(39), VEME04250(40)
09	ERAZ02990(1), MOGU02450(2), PEVA02900(3), RONC02400 (4), MOGU02100 (5), ARAS02900(6), MOMI03800(7), RICO02200(8), MEIO02900(9), PORC03900(10), PEXE02150(11), SETA04600(12), TELA02700(13)
11	RIIG02995(1), JUQI02900(2), JUQI00800(3), RIIG02900(4), BETA02900(5), JAPI02100(6), JAIN02500(7), RIIG02500(8)
14	TAQR02400(1), ITAP02800(2), PALT04970(3), SMIG02800(4)

Tabela 23 - Pontos de monitoramento selecionados para a proposta de adequação da frequência de monitoramento, com o grupo representado pelo ponto entre parênteses. Os grupos foram formados na análise de agrupamento empregada na proposta de adequação espacial (conclusão)

UGRHI	Ponto de monitoramento (grupo)
15	BILU02900(1), CXEI02900(2), TURV02300(3), ONCA02500(4), SDOM03900(5), SDOM04300(6), PRET04300(7), SDOM04500(8), MARI04250(9), GRDE02800(10)

No total, mais de 48.000 dados distribuídos entre oito parâmetros de qualidade da água foram utilizados nessa etapa da pesquisa (Tabela 24). Os números de dados distribuídos no período chuvoso e no período seco apresentaram-se balanceados em todas as UGRHIs, com as proporções permanecendo entre 52% e 48%. Assim como observado na Tabela 14, as medianas indicaram pior qualidade da água na UGRHI 06 quanto aos oito parâmetros. Parâmetros frequentemente relacionados à poluição por esgoto doméstico (*E. coli*, DBO, nitrogênio total, fósforo total e OD) indicaram piora da qualidade da água da UGRHI 06 no período seco em comparação com o período chuvoso, padrão não apresentado nas demais UGRHIs.

Tabela 24 - Visão geral dos dados de entrada da proposta de adequação de frequência de amostragem, com número total de dados, número de dados no período chuvoso, número de dados no período seco, mediana, mediana do período chuvoso e mediana do período seco para os parâmetros *E. coli*, pH, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), turbidez (Turb), sólidos totais (ST) e OD. Os resultados estão apresentados para todas as UGRHIs estudadas (continua)

Parâmetros	UGRHI	<i>E. coli</i> UFC/100mL	pH	DBO mg/L	NT mg/L	PT mg/L	Turb UNT	ST mg/L	OD mg/L
Número total de dados	01	98	100	99	96	100	100	100	100
	03	1.776	1.780	1.761	1.651	1.778	1.780	1.779	1.780
	06	2.095	2.179	2.174	2.085	2.143	2.126	2.142	2.178
	09	902	923	912	907	921	915	915	919
	11	470	469	<sup>a</sup>	465 <sup>b</sup>	470	470	463	468
	14	288	289	292	284	287	292	291	292
	15	451	450	449	449	450	451	451	451
Número de dados no período chuvoso	01	50	52	51	48	52	52	52	52
	03	879	881	876	823	880	881	881	881
	06	1.062	1.107	1.103	1.039	1.088	1.074	1.087	1.106
	09	460	472	464	458	471	466	465	470
	11	239	238	<sup>a</sup>	236 <sup>b</sup>	239	239	232	237
	14	147	145	147	143	147	147	147	146
	15	226	226	226	224	226	226	226	226

<sup>a</sup> A DBO não foi considerada na UGRHI 11, pois apresentou mais de 10% dos dados faltantes;

<sup>b</sup> Considerada a soma de NTK e nitrato, pois o nitrito apresentou mais de 80% dos dados censurados;

<sup>c</sup> Valores obtidos após a substituição dos dados censurados pelos limites de quantificação; <sup>d</sup> Os valores apresentados na tabela seguiram os padrões de Algarismos Significativos reportados pelo Sistema Infoáguas da CETESB.

Tabela 24 - Visão geral dos dados de entrada da proposta de adequação de frequência de amostragem, com número total de dados, número de dados no período chuvoso, número de dados no período seco, mediana, mediana do período chuvoso e mediana do período seco para os parâmetros *E. coli*, pH, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), turbidez (Turb), sólidos totais (ST) e OD. Os resultados estão apresentados para todas as UGRHIs estudadas (conclusão)

Parâmetros	UGRHI	<i>E. coli</i> UFC/100mL	pH	DBO mg/L	NT mg/L	PT mg/L	Turb UNT	ST mg/L	OD mg/L
Número de dados no período seco	01	48	48	48	48	48	48	48	48
	03	897	899	885	828	898	899	898	899
	06	1.033	1.072	1.071	1.046	1.055	1.052	1.055	1.072
	09	442	451	448	449	450	449	450	449
	11	231	231	<sup>a</sup>	229 <sup>b</sup>	231	231	231	231
	14	141	144	145	141	140	145	144	146
	15	225	224	223	225	224	225	225	225
Mediana <sup>c,d</sup>	01	9.350	6,92	3	1,75	0,09	14	51	6,5
	03	760	6,7	3	0,86	0,03	5,3	114	7,3
	06	290.000	7,1	17	9,65	0,646	27	228	2,1
	09	4.500	6,8	3	1,44	0,1	19,4	106	4,94
	11	710	7,1	<sup>a</sup>	1,26 <sup>b</sup>	0,05	18,7	138	7,4
	14	2.450	6,9	2	1,44	0,1	26	114	6,1
	15	1.110	7	2	1,71	0,1	24	142	4,81
Mediana do período chuvoso <sup>c,d</sup>	01	20.000	6,9	3	1,7	0,086	20	53	6,3
	03	960	6,68	3	0,87	0,03	6	92	7
	06	270.000	7,1	13	7,74	0,47	27,8	216	2,3
	09	4.900	6,74	3	1,5	0,1	24,1	122	4,74
	11	840	6,9	<sup>a</sup>	1,26 <sup>b</sup>	0,05	25,9	147	7,1
	14	3.100	6,94	2	1,42	0,1	37	123	5,6
	15	2.150	7	2	1,45	0,106	33	153	4,51
Mediana do período seco <sup>c,d</sup>	01	8.350	7	4	1,79	0,098	12	50	6,9
	03	580	6,71	3	0,851	0,022	4,4	153	7,6
	06	320.000	7,13	24	12,9	0,974	25,6	244	1,8
	09	3.500	6,8	3	1,385	0,1	15	98	5,19
	11	580	7,2	<sup>a</sup>	1,25 <sup>b</sup>	0,05	14,3	126	7,7
	14	1.900	6,9	2	1,44	0,09	19,5	108	6,6
	15	960	7	2	2,13	0,093	18,6	130	5,3

<sup>a</sup> A DBO não foi considerada na UGRHI 11, pois apresentou mais de 10% dos dados faltantes;

<sup>b</sup> Considerada a soma de NTK e nitrato, pois o nitrito apresentou mais de 80% dos dados censurados;

<sup>c</sup> Valores obtidos após a substituição dos dados censurados pelos limites de quantificação; <sup>d</sup> Os valores apresentados na tabela seguiram os padrões de Algarismos Significativos reportados pelo Sistema Infoáguas da CETESB.

### 8.3.2 Identificação das diferenças estatísticas e indicação de amostras necessárias

O teste de hipótese Kruskal-Wallis ( $\alpha = 0,05$ ) e o teste Post Hoc Dunn-Sidak ( $\alpha = 0,05$ ) propiciaram a identificação das diferenças estatisticamente significativas entre os bimestres do período chuvoso e os bimestres do período seco quanto aos parâmetros de qualidade da água avaliados. A Tabela 25 exemplifica os resultados obtidos para a UGRHI 11. Para essa UGRHI, a maioria dos grupos não apresentou diferença estatística entre os



Tabela 25 - Diferenças estatisticamente significativas ( $\alpha = 0,05$ ) identificadas entre os bimestres por meio do teste Post Hoc para os parâmetros de interesse na UGRHI 11. Os resultados estão apresentados por grupo para os parâmetros *E. coli*, pH, soma de NTK e nitrato (NTK+NO<sub>3</sub>), fósforo total (PT), turbidez (Turb), sólidos totais (ST) e OD. Os bimestres são identificados como 1 (outubro/novembro), 2 (dezembro/janeiro), 3 (fevereiro/março), 4 (maio/abril), 5 (junho/julho) e 6 (agosto/setembro). O símbolo “-” indica ausência de diferença estatisticamente significativa e o símbolo “+” indica a presença de diferença estatisticamente significativa. Os grupos foram formados na análise de agrupamento empregada na proposta de adequação espacial (conclusão)

Grupo	Parâmetros	Bimestres comparados						Total de diferenças no período chuvoso	Total de diferenças no período seco
		1 e 2	1 e 3	2 e 3	4 e 5	4 e 6	5 e 6		
6	<i>E. coli</i>	-	-	-	-	-	-	0	0
	pH	-	-	-	-	-	-	0	0
	NTK+NO <sub>3</sub>	-	-	-	-	-	-	0	0
	PT	-	-	-	-	-	-	0	0
	Turb	-	-	-	-	-	-	0	0
	ST	-	-	-	-	-	-	0	0
	OD	-	-	-	-	-	-	0	0
7	<i>E. coli</i>	-	-	-	-	-	-	0	0
	pH	-	-	-	-	-	-	0	0
	NTK+NO <sub>3</sub>	-	-	-	-	-	-	0	0
	PT	-	-	+	-	-	-	<b>1</b>	0
	Turb	-	-	-	-	-	-	0	0
	ST	-	-	-	-	+	-	0	<b>1</b>
	OD	-	-	-	-	-	-	0	0
8	<i>E. coli</i>	-	-	-	-	-	-	0	0
	pH	-	-	-	-	-	-	0	0
	NTK+NO <sub>3</sub>	-	-	-	-	-	-	0	0
	PT	-	-	-	-	-	-	0	0
	Turb	-	+	-	-	-	-	<b>1</b>	0
	ST	-	-	-	-	-	-	0	0
	OD	-	-	-	-	-	-	0	0

A partir das diferenças estatísticas identificadas, os critérios definidos na Tabela 22 (subitem 8.2) foram aplicados para a indicação do número de amostragens necessárias por período para cada parâmetro de monitoramento. Os resultados dessa etapa para a UGRHI 11 estão apresentados na Tabela 26. Nessa UGRHI, haveria possibilidade de apenas uma amostragem no período chuvoso e uma no período seco para a maioria dos parâmetros, em função da ausência de diferenças estatísticas. Portanto, duas amostragens anuais foram indicadas como necessárias para a maioria dos parâmetros e, em apenas sete entre os 56 casos avaliados, houve a demanda de três amostragens. Na UGRHI 11, as maiores demandas de amostragens no período chuvoso foram observadas para os parâmetros *E. coli* (grupo 4), fósforo total (grupo 7) e turbidez (grupos 1, 4 e 8), sendo duas no total. Para o período seco, duas amostragens foram identificadas como necessárias para os parâmetros sólidos totais (grupo 7) e OD (grupo 4).

Tabela 26 - Indicação do número de amostragens necessárias nos períodos chuvoso, seco e frequência anual sugerida para os parâmetros de interesse na UGRHI 11, com base nas diferenças estatisticamente significativas identificadas no teste Post Hoc. Os resultados estão apresentados por grupo para os parâmetros *E. coli*, pH, soma de NTK e nitrato (NTK+NO<sub>3</sub>), fósforo total (PT), turbidez (Turb), sólidos totais (ST) e OD. Os grupos foram formados na análise de agrupamento empregada na proposta de adequação espacial (continua)

Grupo	Parâmetro	Total de diferenças no período chuvoso	Total de diferenças no período seco	Amostragens necessárias no período chuvoso	Amostragens necessárias no período seco	Frequência anual
1	<i>E. coli</i>	0	0	1	1	2
	pH	0	0	1	1	2
	NTK+NO <sub>3</sub>	0	0	1	1	2
	PT	0	0	1	1	2
	Turb	1	0	2	1	3
	ST	0	0	1	1	2
	OD	0	0	1	1	2
2	<i>E. coli</i>	0	0	1	1	2
	pH	0	0	1	1	2
	NTK+NO <sub>3</sub>	0	0	1	1	2
	PT	0	0	1	1	2
	Turb	0	0	1	1	2
	ST	0	0	1	1	2
	OD	0	0	1	1	2
3	<i>E. coli</i>	0	0	1	1	2
	pH	0	0	1	1	2
	NTK+NO <sub>3</sub>	0	0	1	1	2
	PT	0	0	1	1	2
	Turb	0	0	1	1	2
	ST	0	0	1	1	2
	OD	0	0	1	1	2
4	<i>E. coli</i>	1	0	2	1	3
	pH	0	0	1	1	2
	NTK+NO <sub>3</sub>	0	0	1	1	2
	PT	0	0	1	1	2
	Turb	1	0	2	1	3
	ST	0	0	1	1	2
	OD	0	1	1	2	3
5	<i>E. coli</i>	0	0	1	1	2
	pH	0	0	1	1	2
	NTK+NO <sub>3</sub>	0	0	1	1	2
	PT	0	0	1	1	2
	Turb	0	0	1	1	2
	ST	0	0	1	1	2
	OD	0	0	1	1	2
6	<i>E. coli</i>	0	0	1	1	2
	pH	0	0	1	1	2
	NTK+NO <sub>3</sub>	0	0	1	1	2
	PT	0	0	1	1	2
	Turb	0	0	1	1	2
	ST	0	0	1	1	2
	OD	0	0	1	1	2

Tabela 26 - Indicação do número de amostragens necessárias nos períodos chuvoso, seco e frequência anual sugerida para os parâmetros de interesse na UGRHI 11, com base nas diferenças estatisticamente significativas identificadas no teste Post Hoc. Os resultados estão apresentados por grupo para os parâmetros *E. coli*, pH, soma de NTK e nitrato (NTK+NO<sub>3</sub>), fósforo total (PT), turbidez (Turb), sólidos totais (ST) e OD. Os grupos foram formados na análise de agrupamento empregada na proposta de adequação espacial (conclusão)

Grupo	Parâmetro	Total de diferenças no período chuvoso	Total de diferenças no período seco	Amostragens necessárias no período chuvoso	Amostragens necessárias no período seco	Frequência anual
7	<i>E. coli</i>	0	0	1	1	2
	pH	0	0	1	1	2
	NTK+NO <sub>3</sub>	0	0	1	1	2
	PT	1	0	2	1	3
	Turb	0	0	1	1	2
	ST	0	1	1	2	3
	OD	0	0	1	1	2
8	<i>E. coli</i>	0	0	1	1	2
	pH	0	0	1	1	2
	NTK+NO <sub>3</sub>	0	0	1	1	2
	PT	0	0	1	1	2
	Turb	1	0	2	1	3
	ST	0	0	1	1	2
	OD	0	0	1	1	2

As Figuras 32 a 38 apresentam, para cada UGRHI estudada, as demandas de amostragens nos períodos chuvoso e seco por parâmetro, associadas aos respectivos números de grupos. De forma geral, o maior número de grupos indicou a possibilidade de uma amostragem no período chuvoso e uma no período seco, com destaque para a UGRHI 01, em que 100% dos grupos indicaram essa possibilidade para todos os parâmetros. Nas demais UGRHIs, as demandas de amostragens para cada parâmetro mostraram-se mais heterogêneas, com um mínimo de 50% e um máximo de 100% dos grupos indicando a possibilidade de uma amostragem no período chuvoso, e de 0 a 100% dos grupos apresentando essa possibilidade para o período seco. No período chuvoso, a UGRHI 14 foi a que apresentou a menor proporção de grupos (50%) em que uma amostragem seria suficiente para os parâmetros *E. coli*, turbidez e OD (Figura 37a). Essa UGRHI também foi a única em que nenhum grupo (0%) indicou a possibilidade de apenas uma amostragem para a turbidez no período seco (Figura 37b).

Figura 32 - Demandas de amostragens nos períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 01 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA

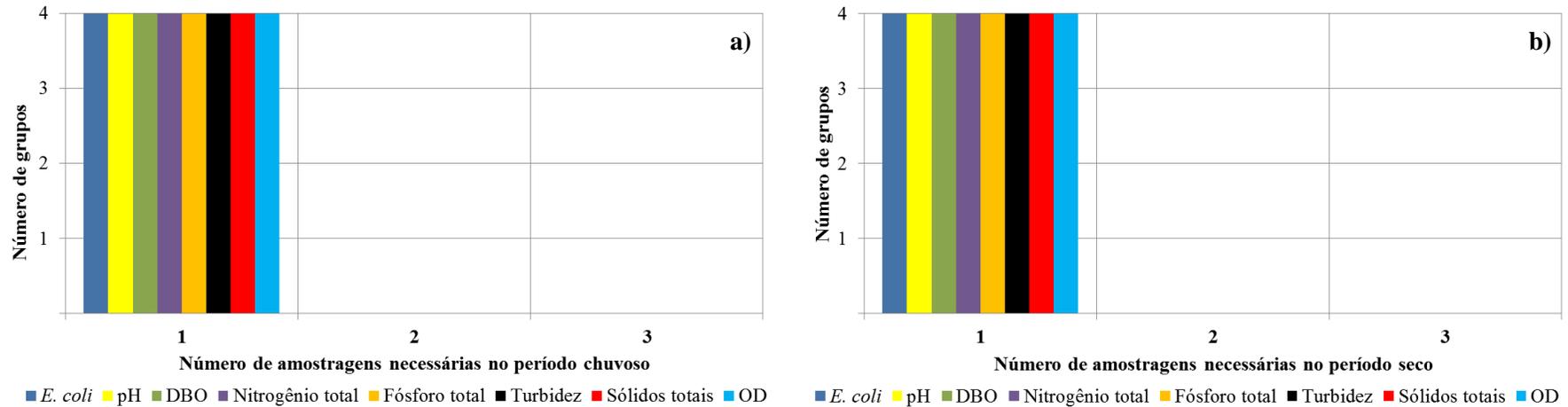


Figura 33 - Demandas de amostragens no períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 03 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA

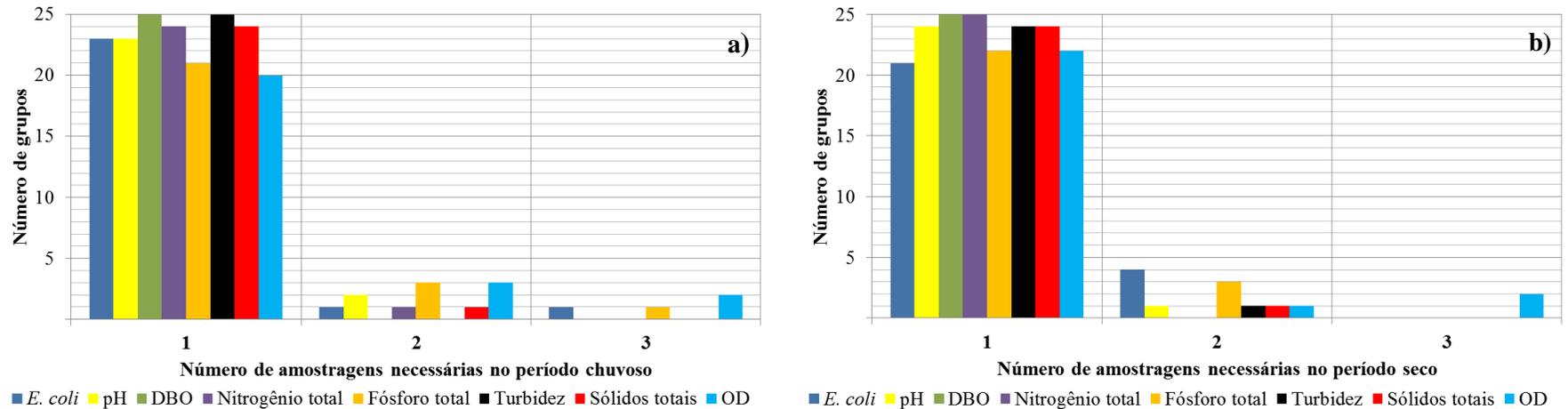


Figura 34 - Demandas de amostragens nos períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 06 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA

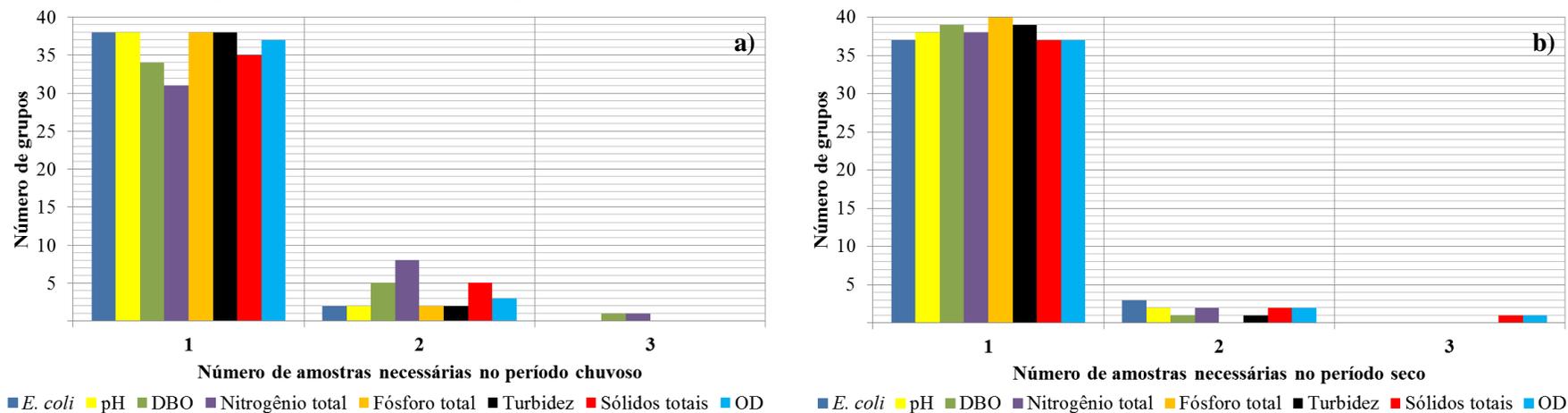


Figura 35 - Demandas de amostragens nos períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 09 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA

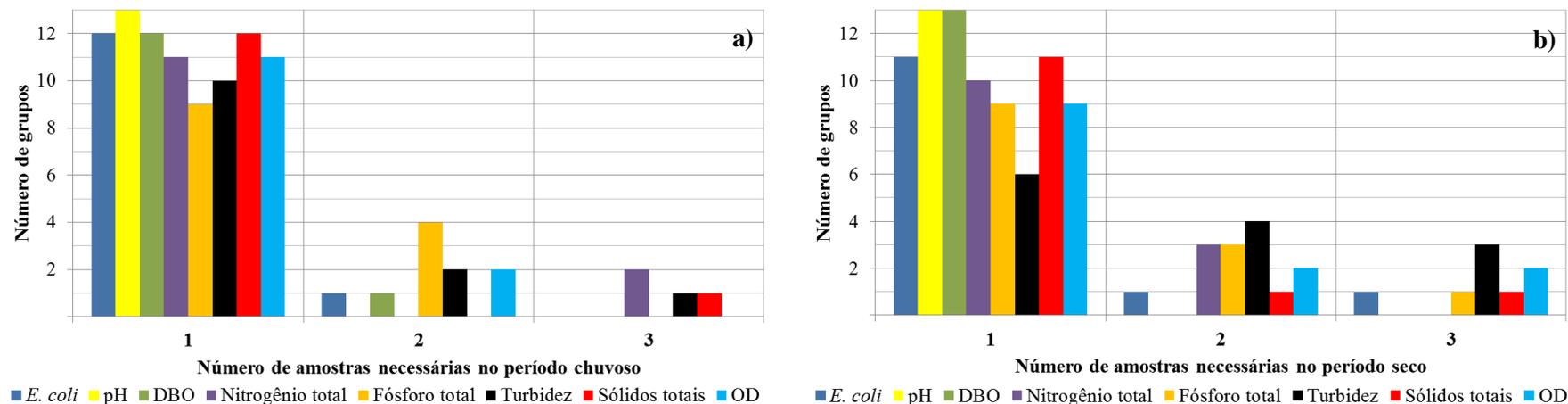


Figura 36 - Demandas de amostragens nos períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 11 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. NTK+ nitrato representa a soma de NTK e nitrato. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA

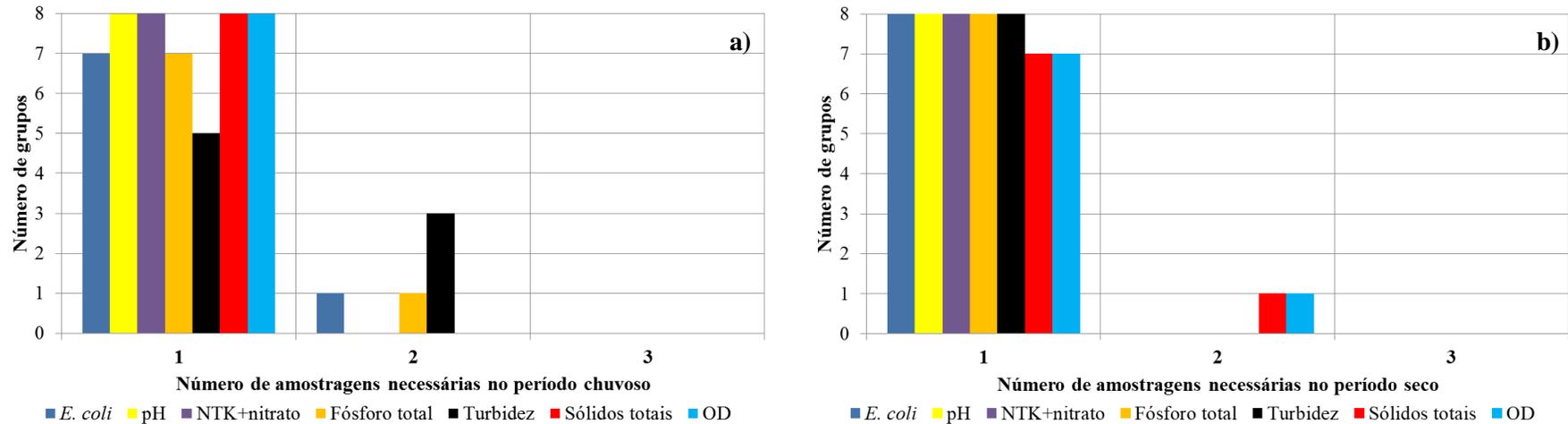


Figura 37 - Demandas de amostragens nos períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 14 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA

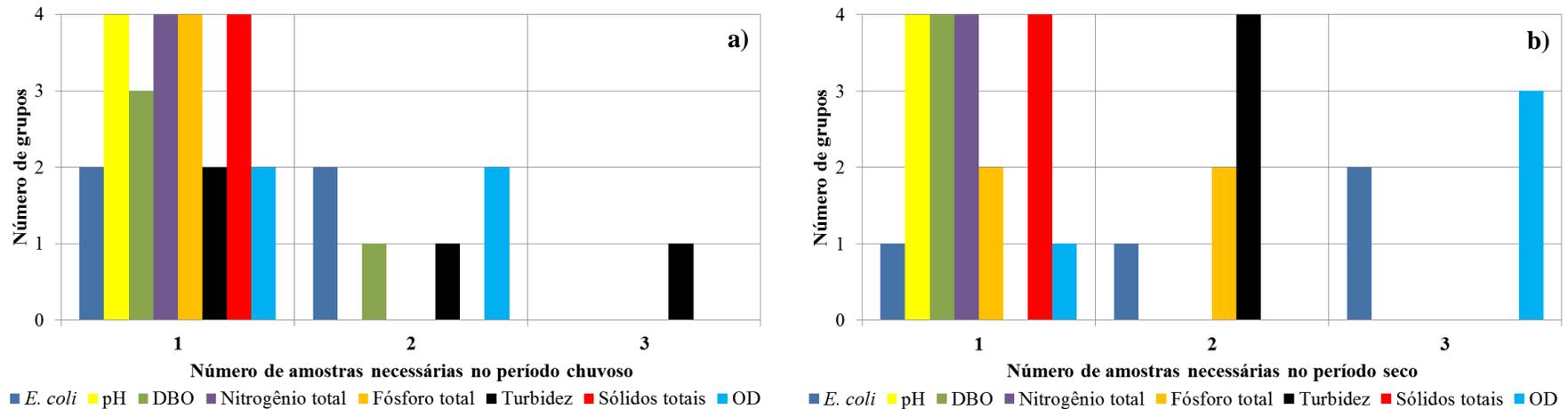
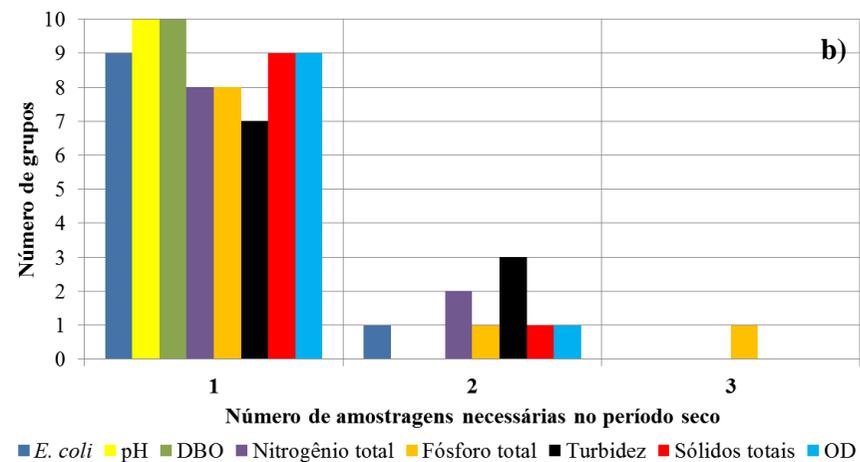
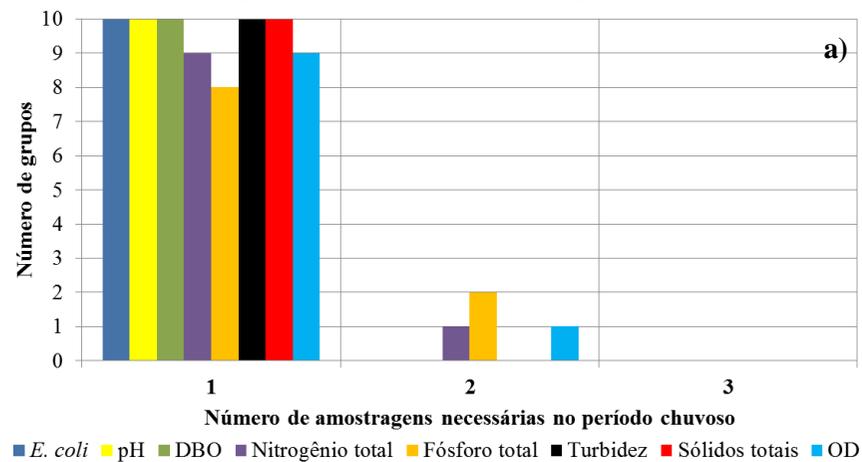


Figura 38 - Demandas de amostragens nos períodos chuvoso (a) e seco (b) na UGRHI 15 associadas ao número de grupos. Os resultados são apresentados por parâmetro de qualidade da água. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA



### 8.3.3 Proposta de adequação de frequência

Conforme o critério metodológico descrito no subitem 8.2, a frequência requerida por parâmetro em cada UGRHI foi aquela retornada como necessária por pelo menos 95% dos grupos. É possível observar padrões distintos para um mesmo parâmetro nas diferentes UGRHIs estudadas (Tabela 27). Como exemplo, o parâmetro OD apresentou para a UGRHI 01 no período chuvoso a necessidade de uma amostragem, enquanto para a UGRHI 03 foram indicadas três amostragens.

Para cada UGRHI, como critério conservador, as máximas frequências indicadas para os parâmetros nos períodos chuvoso e seco representaram as frequências da proposta final de adequação (Tabela 27). Para o período chuvoso, a menor frequência proposta foi para a UGRHI 01, com a necessidade de apenas uma amostragem, enquanto as maiores foram sugeridas para as UGRHIs 03, 09 e 14, com três amostragens. Para o período seco, a menor frequência proposta também foi para a UGRHI 01, com a necessidade de uma amostragem, enquanto as maiores foram sugeridas para as UGRHIs 03, 09, 14 e 15, com três amostragens. As frequências anuais propostas para as UGRHIs variaram de duas amostragens (UGRHI 01) até seis amostragens (UGRHIs 03, 09 e 14). A frequência de monitoramento da CETESB até 2019 era de seis amostragens anuais, portanto, os resultados da pesquisa indicaram a possibilidade de redução da frequência de monitoramento nas UGRHIs 01, 06, 11 e 15.

Ao se considerarem todas as UGRHIs, no período chuvoso, o parâmetro que apresentou com maior recorrência a necessidade de mais de uma amostragem foi o OD, resultado observado em cinco entre as sete UGRHIs, seguido de *E. coli* e fósforo total, com essa indicação em quatro UGRHIs. Resultado similar foi encontrado para o período seco, em que foi indicada para o OD a necessidade de mais de uma amostragem em seis UGRHIs, e para a *E. coli* em cinco UGRHIs.

Tabela 27 - Amostragens necessárias para os períodos chuvoso e seco para cada parâmetro de monitoramento nas UGRHIs estudadas. Também estão apresentadas as frequências finais propostas para cada período e para o ano. Os parâmetros analisados foram *E. coli*, pH, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), turbidez (Turb), sólidos totais (ST) e OD

UGRHI		<i>E. coli</i>	pH	DBO	NT	PT	Turb	ST	OD	Frequência final proposta por período <sup>a</sup>	Frequência anual proposta <sup>a</sup>
01	Amostragens no período chuvoso	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2
	Amostragens no período seco	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
03	Amostragens no período chuvoso	2	2	1	1	2	1	1	3	3	6
	Amostragens no período seco	2	1	1	1	2	1	1	3	3	
06	Amostragens no período chuvoso	1	1	2	2	1	1	2	2	2	4
	Amostragens no período seco	2	1	1	1	1	1	2	2	2	
09	Amostragens no período chuvoso	2	1	2	3	2	3	3	2	3	6
	Amostragens no período seco	3	1	1	2	3	3	3	3	3	
11	Amostragens no período chuvoso	2	1	<sup>b</sup>	1 <sup>c</sup>	2	2	1	1	2	4
	Amostragens no período seco	1	1	<sup>b</sup>	1 <sup>c</sup>	1	1	2	2	2	
14	Amostragens no período chuvoso	2	1	2	1	1	3	1	2	3	6
	Amostragens no período seco	3	1	1	1	2	2	1	3	3	
15	Amostragens no período chuvoso	1	1	1	2	2	1	1	2	2	5
	Amostragens no período seco	2	1	1	2	3	2	2	2	3	

<sup>a</sup> A proposta não apresentou como foco o objetivo de controle, pois seriam necessárias abordagens customizadas para cada ponto, considerando a atividade e/ou processo a ser fiscalizado, bem como os requisitos legais. <sup>b</sup> O parâmetro DBO não foi considerado na UGRHI 11, pois apresentou excesso de dados censurados; <sup>c</sup> Para a UGRHI 11 foi considerada apenas a soma de NTK e nitrato, pois o nitrito apresentou excesso de dados censurados.

As razões entre o número de diferenças estatísticas significativas identificadas e o número total de diferenças estatísticas possíveis para cada bimestre no teste Post Hoc (relações de participação), de forma geral, mantiveram-se abaixo de 10% para a maioria dos parâmetros nas diferentes UGRHIs (Tabela 28). Essa condição pode ser parcialmente atribuída à similaridade entre os dados, independentemente do período de amostragem, que se traduziu na reduzida quantidade de diferenças estatísticas apontadas pelo teste Post Hoc. A partir da Tabela 28, também é possível observar que as relações médias de participação de cada bimestre nas diferenças estatísticas variaram de 0% (e.g., nenhuma diferença estatística significativa observada entre os bimestres na UGRHI 01) até 23% (e.g., entre os parâmetros analisados na UGRHI 14, em média 23% das comparações realizadas para o bimestre agosto/setembro no teste Post Hoc apresentaram diferenças estatisticamente significativas)

Tabela 28 - Razões entre o número de diferenças estatísticas significativas identificadas e o número total de diferenças estatísticas possíveis para cada bimestre no teste Post Hoc (relações de participação) aplicado aos parâmetros de qualidade da água em cada UGRHI. Os bimestres considerados foram outubro/novembro (Out/nov), dezembro/janeiro (Dez/jan), fevereiro/março (Fev/mar), abril/maio (Abr/mai), junho/julho (Jun/jul) e agosto/setembro (Ago/set). Sublinhadas apresentam-se as relações médias de participação dos bimestres que deveriam ser priorizados para o monitoramento nas UGRHIs, conforme metodologia empregada na pesquisa (continua)

		<b>Relações de participação para cada bimestre</b>					
<b>UGRHI</b>	<b>Parâmetro</b>	<b>Out/nov</b>	<b>Dez/jan</b>	<b>Fev/mar</b>	<b>Abr/mai</b>	<b>Jun/jul</b>	<b>Ago/set</b>
01	<i>E. coli</i>	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	pH	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	DBO	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Nitrogênio total	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Fósforo total	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Turbidez	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Sólidos totais	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	OD	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Média	0%	0%	0%	0%	0%	0%
03	<i>E. coli</i>	4%	6%	2%	8%	2%	6%
	pH	2%	2%	4%	2%	0%	2%
	DBO	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Nitrogênio total	0%	2%	2%	0%	0%	0%
	Fósforo total	6%	6%	8%	4%	2%	6%
	Turbidez	0%	0%	0%	0%	2%	2%
	Sólidos totais	2%	0%	2%	0%	2%	2%
	OD	12%	8%	8%	4%	10%	6%
	Média	3%	3%	3%	2%	2%	3%

<sup>a</sup> Soma de NTK e nitrato, pois o nitrito apresentou excesso de dados censurados.

Tabela 28 - Razões entre o número de diferenças estatísticas significativas identificadas e o número total de diferenças estatísticas possíveis para cada bimestre no teste Post Hoc (relações de participação) aplicado aos parâmetros de qualidade da água em cada UGRHI. Os bimestres considerados foram outubro/novembro (Out/nov), dezembro/janeiro (Dez/jan), fevereiro/março (Fev/mar), abril/maio (Abr/mai), junho/julho (Jun/jul) e agosto/setembro (Ago/set). Sublinhadas apresentam-se as relações médias de participação dos bimestres que deveriam ser priorizados para o monitoramento nas UGRHIs, conforme metodologia empregada na pesquisa (continuação)

		<b>Relações de participação para cada bimestre</b>					
<b>UGRHI</b>	<b>Parâmetro</b>	<b>Out/nov</b>	<b>Dez/jan</b>	<b>Fev/mar</b>	<b>Abr/mai</b>	<b>Jun/jul</b>	<b>Ago/set</b>
06	<i>E. coli</i>	2%	1%	1%	0%	4%	4%
	pH	2%	0%	2%	2%	0%	2%
	DBO	9%	6%	2%	1%	0%	1%
	Nitrogênio total	12%	10%	2%	2%	1%	1%
	Fósforo total	2%	1%	1%	0%	0%	0%
	Turbidez	1%	1%	2%	1%	1%	0%
	Sólidos totais	6%	4%	2%	2%	4%	4%
	OD	4%	2%	1%	2%	4%	4%
	Média	<u>5%</u>	<u>3%</u>	2%	2%	<u>2%</u>	<u>2%</u>
09	<i>E. coli</i>	4%	0%	4%	8%	8%	8%
	pH	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	DBO	4%	4%	0%	0%	0%	0%
	Nitrogênio total	15%	8%	8%	12%	0%	12%
	Fósforo total	12%	4%	15%	15%	4%	19%
	Turbidez	15%	8%	8%	35%	12%	31%
	Sólidos totais	8%	4%	4%	8%	8%	8%
	OD	8%	0%	8%	23%	8%	15%
	Média	8%	3%	6%	12%	5%	12%
11	<i>E. coli</i>	6%	0%	6%	0%	0%	0%
	pH	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	<sup>a</sup> NTK+NO <sub>3</sub>	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Fósforo total	0%	6%	6%	0%	0%	0%
	Turbidez	19%	0%	19%	0%	0%	0%
	Sólidos	0%	0%	0%	6%	0%	6%
	OD	0%	0%	0%	6%	6%	0%
	Média	<u>4%</u>	1%	<u>4%</u>	<u>2%</u>	<u>1%</u>	1%
	14	<i>E. coli</i>	12%	12%	25%	38%	25%
pH		0%	0%	0%	0%	0%	0%
DBO		12%	0%	12%	0%	0%	0%
Nitrogênio total		0%	0%	0%	0%	0%	0%
Fósforo total		0%	0%	0%	12%	12%	25%
Turbidez		38%	12%	25%	38%	12%	50%
Sólidos totais		0%	0%	0%	0%	0%	0%
OD		25%	0%	25%	62%	38%	50%
Média		11%	3%	11%	19%	11%	23%

<sup>a</sup> Soma de NTK e nitrato, pois o nitrito apresentou excesso de dados censurados.

Tabela 28 - Razões entre o número de diferenças estatísticas significativas identificadas e o número total de diferenças estatísticas possíveis para cada bimestre no teste Post Hoc (relações de participação) aplicado aos parâmetros de qualidade da água em cada UGRHI. Os bimestres considerados foram outubro/novembro (Out/nov), dezembro/janeiro (Dez/jan), fevereiro/março (Fev/mar), abril/maio (Abr/mai), junho/julho (Jun/jul) e agosto/setembro (Ago/set). Sublinhadas apresentam-se as relações médias de participação dos bimestres que deveriam ser priorizados para o monitoramento nas UGRHIs, conforme metodologia empregada na pesquisa (conclusão)

		<b>Relações de participação para cada bimestre</b>					
<b>UGRHI</b>	<b>Parâmetro</b>	<b>Out/nov</b>	<b>Dez/jan</b>	<b>Fev/mar</b>	<b>Abr/mai</b>	<b>Jun/jul</b>	<b>Ago/set</b>
15	<i>E. coli</i>	0%	0%	0%	5%	0%	5%
	pH	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	DBO	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Nitrogênio total	5%	0%	5%	10%	0%	10%
	Fósforo total	10%	0%	10%	10%	5%	15%
	Turbidez	0%	0%	0%	15%	0%	15%
	Sólidos totais	0%	0%	0%	0%	5%	5%
	OD	5%	0%	5%	0%	5%	5%
	Média	<u>2%</u>	0%	<u>2%</u>	5%	2%	7%

<sup>a</sup> Soma de NTK e nitrato, pois o nitrito apresentou excesso de dados censurados.

Conforme abordado na metodologia (subitem 8.2), as relações médias de participação foram utilizadas para priorizar os bimestres a serem monitorados em cada período. As UGRHIs 03, 09 e 14 não apresentaram priorização, pois os resultados indicaram a necessidade de manutenção da frequência bimestral de monitoramento. A UGRHI 01 também não apresentou priorização de bimestres a serem monitorados, já que não foram observadas diferenças estatisticamente significativas, portanto, qualquer bimestre poderia ser monitorado, desde que se realize uma amostragem no período seco e uma no período chuvoso. Foram selecionados junho/julho e dezembro/janeiro para a aplicação do teste de Mann-Whitney aos dados da UGRHI 01, uma vez que as amostragens poderiam ser realizadas em qualquer bimestre nessa UGRHI.

Para a UGRHI 06, de acordo com a metodologia adotada, os bimestres outubro/novembro e dezembro/janeiro deveriam ser priorizados no período chuvoso, pois apresentaram as maiores relações médias de participação nas diferenças estatísticas, com 5% e 3%, respectivamente. No período seco, os três bimestres apresentaram empate quanto as relações médias de participação (2%). Para desempate, utilizaram-se as relações de participação observadas para o parâmetro temperatura, que foram de 24% para abril/maio, 59% para junho/julho e 35% para agosto/setembro. Portanto, os dois últimos bimestres foram indicados como prioritários para o período seco na UGRHI 06.

Na UGRHI 11, os bimestres outubro/novembro e fevereiro/março apresentaram-se como prioritários no período chuvoso, com relações médias de participação de 4% para

ambos. Esses bimestres também foram apontados como prioritários na UGRHI 15, com relações médias de participação nas diferenças estatísticas de 3% e 2%, respectivamente. Em relação ao período seco na UGRHI 11, os bimestres abril/maio e junho/julho deveriam ser priorizados. É importante destacar que nessa UGRHI houve empate entre as relações médias de participação dos bimestres de junho/julho e agosto/setembro (1%). Como critério de desempate, foram avaliadas as relações de participação do parâmetro temperatura, que foram de 81% e 31%, respectivamente. Portanto, o bimestre junho/julho foi indicado como prioritário em conjunto com abril/maio para o período seco na UGRHI 11. Os bimestres secos na UGRHI 15 não foram priorizados para monitoramento, pois a proposta final foi de manutenção das três amostragens nesse período.

O resumo da proposta final de adequação de frequência para as UGRHIs estudadas está apresentado na Tabela 29. Os bimestres com as maiores demandas para monitoramento no período chuvoso e seco foram outubro/novembro e junho/julho, respectivamente. Para o período chuvoso, em quatro entre as sete UGRHIs haveria a possibilidade de redução de pelo menos uma amostragem, e três entre as sete UGRHIs indicaram essa possibilidade para o período seco. Apesar da redução proposta, os resultados do teste não paramétrico Mann-Whitney ( $\alpha = 0,05$ ) indicaram que não houve alteração significativa na série de dados em todas as UGRHIs. Todas as comparações realizadas (55) para os parâmetros do IQA indicaram ausência de diferenças estatisticamente significativas entre as séries bimestrais e as séries com as frequências propostas. Isso sugere que a estrutura geral da base de dados seria mantida após a otimização da frequência.

Tabela 29 - Proposta final de adequação de frequência de amostragem para as UGRHIs estudadas. São apresentados o número de amostragens necessárias e os bimestres prioritários para monitoramento nos períodos chuvoso e seco

UGRHI	Número de amostragens propostas para o período chuvoso <sup>a</sup>	Bimestres prioritários para monitoramento no período chuvoso <sup>a</sup>	Número de amostragens propostas para o período seco <sup>a</sup>	Bimestres prioritários para monitoramento no período seco <sup>a</sup>
01	1	<sup>b</sup>	1	<sup>b</sup>
03	3	Todos	3	Todos
06	2	Outubro/novembro e dezembro/janeiro	2	Junho/julho e agosto/setembro
09	3	Todos	3	Todos
11	2	Outubro/novembro e fevereiro/março	2	Abril/maio e junho/julho
14	3	Todos	3	Todos
15	2	Outubro/novembro e fevereiro/março	3	Todos

<sup>a</sup> A proposta não apresentou como foco o objetivo de controle; <sup>b</sup> Os bimestres não foram priorizados devido à ausência de diferenças estatisticamente significativas.

## 8.4 Discussões

A proposta de adequação indicou a possibilidade de ajustes na frequência de amostragem na área de estudo. Essa oportunidade também foi observada pela CETESB que, a partir de 2020, reduziu a frequência de bimestral para trimestral em todas as UGRHIs. A metodologia de otimização empregada pela CETESB apresentou como foco a identificação de sazonalidade da qualidade da água nos pontos de monitoramento das UGRHIs 05 e 06 por meio da função *Phenophase* do software R, além da avaliação de violação de padrões de enquadramento e de divergências de classificação quanto ao IQA (RUGUE JUNIOR *et al.*, 2020). Apesar da convergência com a decisão da CETESB quanto a necessidade de revisão da frequência de monitoramento, o presente estudo traz uma abordagem mais individualizada para cada UGRHI, que pode complementar o trabalho de Rugue Junior *et al.* (2020). A presente pesquisa propôs a redução do número de amostragens anuais em quatro entre as sete UGRHIs estudadas. Apesar dessa possibilidade, as frequências anuais sugeridas nessas UGRHIs foram, de forma geral, distintas, variando de duas (UGRHI 01) até cinco (UGRHI 15) amostragens anuais. Para as UGRHIs 03, 09 e 14, não foi observada a possibilidade de redução da frequência de monitoramento (Tabela 29). Essa diversidade de resultados obtidos indica a necessidade de estratégias de monitoramento mais personalizadas para cada UGRHI, com destaque para a UGRHI 14, na qual se observou a maior proporção de grupos com necessidade de mais de uma amostragem nos períodos chuvoso e seco para os parâmetros *E. coli*, turbidez e OD.

A possibilidade de redução da frequência de monitoramento, bem como a necessidade de frequências variáveis nas bacias hidrográficas não foram aspectos apontados exclusivamente na presente pesquisa. Diversos autores (Tabela 30) se dedicaram aos estudos para a revisão da frequência de amostragem em redes de qualidade da água pré-existentes. Alguns critérios indicados como determinantes para a redução da frequência foram: inalterabilidade da classificação do estado da qualidade da água (e.g., qualidade elevada, boa, moderada, regular e ruim) dos pontos de monitoramento ao se comparar as séries de dados pré-existentes e as otimizadas (NADDEO *et al.*, 2007; 2013; SCANNAPIECO *et al.*, 2012; LIU *et al.*, 2014), similaridade dos meses de amostragem quanto aos parâmetros de qualidade da água (PEÑA-GUZMÁN; SOTO; DIAZ, 2019) e obtenção de erros na estimativa de indicadores de qualidade da água após a otimização inferiores a um limite pré-estabelecido (VILMIN *et al.*, 2018). No presente estudo, a proposta de redução da frequência esteve

associada a ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os bimestres monitorados, o que sugeriu redundância entre as amostragens.

Em concordância com os resultados apresentados na presente pesquisa, estudos pretéritos também reforçaram que os pontos de monitoramento de uma rede de qualidade da água, ainda que atendam aos mesmos objetivos, podem demandar estratégias de amostragens diferenciadas, em função da variabilidade (natural ou antrópica) da qualidade da água. Os principais aspectos considerados relevantes para a adoção de frequências variáveis foram: maior demanda de monitoramento em áreas com tendência de piora da qualidade da água (NADDEO *et al.*, 2007; 2013; SCANNAPIECO *et al.*, 2012), diferentes condições sazonais nas bacias hidrográficas (e.g., climáticas, regime de vazões) (SOKOLOV *et al.*, 2020; DA LUZ; TOBIASON; KUMPEL, 2022) e influências antrópicas na qualidade da água (e.g., fontes pontuais de poluição) (VILMIN *et al.*, 2018; PEÑA-GUZMÁN; SOTO; DIAZ, 2019). Nesse sentido, a metodologia empregada na presente pesquisa, que adotou uma abordagem mais individualizada por UGRHI e uma avaliação da demanda de amostragens por grupos de pontos de monitoramento similares quando aos parâmetros do IQA, pode ser um caminho para incorporar a variabilidade da qualidade da água no planejamento de redes mais flexíveis quanto à frequência de amostragem.

Os parâmetros OD e *E. coli* foram aqueles que demandariam mais de uma amostragem nos períodos chuvoso e seco para o maior número de UGRHIs. A variação temporal desses parâmetros foi reportada por diversos autores e pode explicar parcialmente a maior demanda observada na presente pesquisa. Entre as principais causas para essa variabilidade, foram apontadas a sazonalidade do regime de chuvas e vazões, além das mudanças de temperatura da água (SCHILLING *et al.*, 2009; HE *et al.*, 2011; OGWUELEKA, 2015; IQBAL; AHMAD; HOFSTRA, 2017; POST *et al.*, 2018; VILMIN *et al.*, 2018; MUIRHEAD; MEENKEN, 2018; JEON *et al.*, 2020; OGWUELEKA; CHRISTOPHER, 2020; ZHI *et al.*, 2021). Esses fatores podem ser ainda mais relevantes em zonas subtropicais e tropicais, como é o caso do estado de São Paulo, que se caracterizam por temperaturas e volumes anuais de precipitação relativamente elevados.

Tabela 30 - Visão geral de alguns estudos de otimização de frequência de amostragem de redes de monitoramento em comparação com a presente pesquisa. Para cada referência estão apresentados a área de estudo (rio/país), características da área de estudo, método de otimização, área de drenagem, frequência inicial de amostragem, frequência final proposta de amostragem (continua)

Rio/País	Características da área de estudo	Métodos	Área de drenagem (km <sup>2</sup> )	Frequência inicial de amostragem	Frequência final proposta de amostragem	Referências
Sele/Itália	Apresenta diversas cidades em sua área de drenagem. O lançamento de efluentes de ETEs <sup>a</sup> é um fator de impacto na qualidade da água (SCANNAPIECO <i>et al.</i> , 2012)	Testes não paramétricos e análise de redução de frequência	3.239	12 amostragens por ano	2 a 12 amostragens por ano	Naddeo <i>et al.</i> (2007)
Sele/Itália	Apresenta diversas cidades em sua área de drenagem. O lançamento de efluentes de ETEs <sup>a</sup> é um fator de impacto na qualidade da água	Lógica <i>fuzzy</i> , testes não paramétricos e análise de redução de frequência	3.239 (NADDEO <i>et al.</i> , 2007)	12 amostragens por ano	4 amostragens por ano	Scannapieco <i>et al.</i> (2012)
13 rios no Distrito de Salerno/Itália	<sup>b</sup>	Testes não paramétricos e análise de redução de frequência	8.023	12 amostragens por ano	2 a 12 amostragens por ano	Naddeo <i>et al.</i> (2013)
Xiangjiang/China	A bacia hidrográfica fornece água para irrigação, abastecimento público e usos industriais. A qualidade da água é comprometida por efluentes domésticos, industriais e agrícolas.	Comparação de índice de qualidade da água para as diferentes frequências	85.383	12 amostragens por ano	1 a 12 amostragens por ano	Liu <i>et al.</i> (2014)
Sena/França	O trecho considerado é altamente impactado por atividades antrópicas.	Modelo hidro-biogequímico ProSe e intervalo de confiança	<sup>b</sup>	Variável, com o mínimo de uma amostragem a cada 15 minutos (monitoramento automático) <sup>c</sup>	Amostragens a cada 3 dias até a cada 25 dias (depende do parâmetro) <sup>d</sup>	Vilmin <i>et al.</i> (2018)
Tunjuelo/Colômbia	A área de drenagem é predominantemente urbana. A qualidade da água do rio é comprometida por efluentes domésticos e industriais.	AA <sup>e</sup> e testes não paramétricos	457	12 amostragens por ano	7 a 8 amostragens por ano	Peña-Guzmán, Soto, Diaz (2019)

<sup>a</sup> ETEs: estações de tratamento de efluentes; <sup>b</sup> Informação ausente; <sup>c</sup> O máximo não foi informado, mas foi apresentada a recomendação de amostragens bimestrais; <sup>d</sup> Considerada a mediana das frequências sugeridas para os pontos de controle do perfil longitudinal do rio Sena; <sup>e</sup> AA: análise de agrupamento; <sup>f</sup> Soma das áreas de todas as UGRHs analisadas.

Tabela 30 - Visão geral de alguns estudos de otimização de frequência de amostragem de redes de monitoramento em comparação com a presente pesquisa. Para cada referência estão apresentados a área de estudo (rio/país), características da área de estudo, método de otimização, área de drenagem, frequência inicial de amostragem, frequência final proposta de amostragem (conclusão)

Rio/País	Características da área de estudo	Métodos	Área de drenagem (km <sup>2</sup> )	Frequência inicial de amostragem	Frequência final proposta de amostragem	Referências
Doce/Brasil	Atividades como agricultura, agroindústria, mineração interferem na qualidade da água. Em 2015 foi afetado pelo rompimento de uma barragem de rejeito de mineração de ferro.	AA <sup>c</sup>	82.427	12 amostragens por ano	12 amostragens por ano	Fraga <i>et al.</i> (2020)
Moskva e Lusyanka/Rússia	Os rios são tributários do Reservatório Mozhaysk, que faz parte do sistema de abastecimento de água da cidade de Moscou.	Modelo hidrodinâmico quase-bidimensional e avaliação de erro médio	<sup>b</sup>	Variável, de 4 a 24 amostragens ao ano	24 amostragens ao ano para a determinação do transporte anual de poluentes e 12 amostragens ao ano para avaliação da sazonalidade de poluentes	Sokolov <i>et al.</i> (2020)
Tributários do reservatório Quabbin/ Estados Unidos	Representa uma importante fonte de abastecimento para a Grande Boston, MetroWest e Massachusetts Central. O reservatório apresenta água classificada como de elevada qualidade e, as áreas adjacentes são cobertas, predominantemente, por vegetação florestal e áreas alagadas.	Análise de redução de frequência, teste sazonal de Mann-Kendall e avaliação de erro absoluto	<sup>b</sup>	24 amostragens ao ano	12 a 24 amostragens ao ano	Da Luz, Tobiason e Kumpel (2022)
Diversos rios/Brasil	Áreas de drenagem cobertas por áreas artificiais, agrícolas, vegetação campestre e vegetação florestal. Lançamentos de esgotos não tratados influenciam a qualidade da água dos rios.	Testes não paramétricos e teste Post Hoc	79.177 <sup>f</sup>	6 amostragens ao ano	2 a 6 amostragens ao ano	Presente estudo

<sup>a</sup> ETEs: estações de tratamento de efluentes; <sup>b</sup> Informação ausente; <sup>c</sup> O máximo não foi informado, mas foi apresentada a recomendação de amostragens bimestrais; <sup>d</sup> Considerada a mediana das frequências sugeridas para os pontos de controle do perfil longitudinal do rio Sena; <sup>e</sup> AA: análise de agrupamento; <sup>f</sup> Soma das áreas de todas as UGRHs analisadas.

Schilling *et al.* (2009) indicaram que apesar da tendência de maiores concentrações de *E. coli* no período de precipitação e vazões mais elevadas (maio a julho) na bacia do rio Raccon (Estados Unidos), não houve forte correlação linear positiva desse parâmetro com as vazões diárias. Esse desvio da condição esperada foi parcialmente atribuído à análise isolada do parâmetro vazão, uma vez que os eventos chuvosos nos períodos de estiagem tem menor potencial de incremento de vazão, mas geram escoamento superficial que pode transportar material fecal até os corpos hídricos. Além disso, os autores reforçaram que fontes pontuais de poluição (e.g., fezes de gado nos rios e lançamentos de estações de tratamento de efluentes) podem gerar picos locais de *E. coli* não correlacionados ao hidrograma da bacia hidrográfica. Variações consideráveis desse parâmetro em amostragens nos períodos de escoamento de base também foram observadas por Muirhead e Meenken (2018), com elevação da variabilidade associada ao aumento do intervalo de amostragem. Jeon *et al.* (2020) destacaram que a variação de indicadores de contaminação fecal (e.g., *E. coli*) atrelada à temperatura pode ser atribuída parcialmente aos aspectos metabólicos dos microrganismos, como temperatura ótima de crescimento.

Quanto ao OD, Vilmin *et al.* (2018) reportaram variações diárias de até 0,5 mg/L ao avaliarem amostragens de elevada frequência (intervalo de 15 minutos) no rio Sena (França). As concentrações refletiram a dinâmica biológica, uma vez que os maiores valores foram observados no período da tarde, em que a disponibilidade de luz é maior para produção primária. Ao avaliarem em escala anual, os mesmos autores observaram que mais de 70% da variabilidade total do OD estavam associados à variabilidade sazonal na área de estudo. Resultados similares foram obtidos por He *et al.* (2011), que observaram a ocorrência de variação de OD em nível diário no rio Bow (Canadá) e efeitos sazonais atrelados às condições climáticas e de escoamento do rio. Esses resultados corroboram a maior demanda de monitoramento observada para o OD na presente pesquisa.

A complexidade nos padrões de concentrações de OD na dimensão temporal deve-se, principalmente, aos aspectos bióticos e abióticos que atuam simultaneamente no balanço de incorporação e perdas de OD na massa líquida (HE *et al.*, 2011; ZHI *et al.*, 2021). Cox (2003), ao realizar uma revisão bibliográfica sobre modelagem de OD em rios, indicou que os principais aspectos abióticos desse balanço são a reaeração por trocas com a atmosfera, aeração induzida por turbulências no escoamento (e.g., vertedouros, corredeiras) e a desoxigenação em águas supersaturadas. De forma geral, esses aspectos abióticos são influenciados pela solubilidade do OD, que reduz com o aumento da temperatura, altitude e salinidade (Lei de Henry). Cox (2003) também apontou os principais aspectos bióticos no

balanço, sendo eles, oxidação de matéria orgânica e outros compostos reduzidos, a respiração de organismos aquáticos e a produção de OD via fotossíntese. Tais fatores são influenciados pela disponibilidade de substrato (e.g., matéria orgânica proveniente de lançamento de efluentes) para a respiração dos organismos, temperatura e energia disponível para a produção primária (HE *et al.*, 2011; ZHI *et al.*, 2021).

As séries de dados antes e depois da adequação de frequência foram consistentes para todas UGRHIs, com ausência de diferenças estatisticamente significativas para os parâmetros do IQA analisados. Isso indicou que a estrutura dos dados não foi significativamente alterada após a otimização. Cabe destacar que a proposta de adequação de frequência não apresentou como escopo a obtenção de uma frequência ideal de monitoramento. A proposta teve como intuito indicar, sob uma ótica estatística, a frequência de amostragem suficiente para atingir um nível de informações similar ao produzido com a estratégia de monitoramento adotada pela CETESB até 2019 (frequência bimestral). Reforça-se que a aplicação da mesma metodologia em cenários com alteração da estratégia de monitoramento (e.g., frequência mensal, intensificação de amostragem em períodos de variação do hidrograma, monitoramento automático, adição ou exclusão de pontos de monitoramento) pode levar a resultados distintos dos observados na presente pesquisa. Além disso, a metodologia não apresentou como foco os pontos que atendem o objetivo de controle, pois demandam abordagens customizadas atreladas ao tipo de empreendimento e às características do processo a ser fiscalizado.

Atualmente, não existe consenso científico sobre um único método para a obtenção da frequência ideal de monitoramento, uma vez que a decisão depende dos objetivos de monitoramento planejados (VILMIN *et al.*, 2018). Nguyen *et al.* (2019) e Jiang *et al.* (2020) destacam a diversidade de metodologias empregadas desde os primeiros estudos na temática ao final da década de 1970. Os principais métodos basearam-se em intervalos de confiança, entropia e modelagens dos parâmetros de monitoramento.

Apesar do avanço recente nas tecnologias de medição de parâmetros de qualidade da água *in situ*, com a possibilidade de coleta e transmissão de dados em intervalos inferiores a 15 minutos, poucos estudos têm sido desenvolvidos para o planejamento de redes de monitoramento com elevada frequência de amostragem (sub-diária) (JIANG *et al.*, 2020). Isso pode ser parcialmente atribuído ao maior interesse em estabelecer redes para a determinação de tendências de longo prazo, o que não justificaria um monitoramento de elevada frequência, além de altos custos de aquisição e manutenção dos medidores (e.g., sensores, sondas multiparâmetros, *data loggers*) (PELLERIN *et al.*, 2016).

O monitoramento de elevada frequência para parâmetros como OD, turbidez, pH, sólidos, amônia, entre outros, pode trazer novas perspectivas para as pesquisas, como aprofundamento no conhecimento sobre padrões de variações diárias da qualidade da água, sobre as interações biogeoquímicas e sobre os efeitos de eventos chuvosos na qualidade da água (VILMIN *et al.*, 2018; NGUYEN *et al.*, 2019; JIANG *et al.*, 2020). A CETESB tem seguido esse caminho com um projeto de rede automática iniciado em 1998, com foco na regulação de fontes de poluição domésticas e industriais, bem como da qualidade da água para abastecimento (CETESB, 2021). Em 2020, 17 pontos estavam em operação, com o monitoramento horário dos parâmetros OD, turbidez, pH, condutividade elétrica e temperatura da água (CETESB, 2021). Nesse sentido, pesquisas futuras que abordem o planejamento e revisão de redes com elevada frequência de monitoramento, além da interpretação dos dados automáticos já disponíveis, podem ser complementares à abordagem adotada no presente estudo e benéficas à gestão dos recursos hídricos em São Paulo e no Brasil de forma geral.

## 8.5 Conclusões

Os resultados obtidos na proposta de adequação de frequência confirmaram a hipótese de possibilidade de ajuste da frequência de monitoramento em algumas UGRHIs, em função da redundância de informações na dimensão temporal. Nas UGRHIs 01, 06, 11 e 15 haveria a possibilidade de redução das frequências de monitoramento para, respectivamente 2, 4, 4 e 5 amostragens por ano. Por outro lado, nas UGRHIs 03, 09 e 14 não haveria essa possibilidade, permanecendo em seis amostragens anuais. As diferenças observadas entre as UGRHIs reforçaram a importância de abordagens individualizadas para o planejamento da frequência de amostragem. Essa demanda por um planejamento mais individualizado também esteve presente na etapa de adequação espacial, em que a proposta apresentada indicou diferentes padrões para a expansão ou redução da rede de monitoramento pré-existente. As UGRHIs apresentam variações nas características naturais e antrópicas que podem resultar em padrões distintos da qualidade da água superficial nas dimensões espaciais e temporais, e, conseqüentemente, demandar diferentes estratégias de monitoramento.

Conforme destacado nas discussões, a aplicação da metodologia da presente pesquisa em séries com diferentes frequências de amostragem pode levar a resultados distintos para a mesma área de estudo. Portanto, pesquisas posteriores são necessárias para avaliar a convergência dos resultados para séries com menor intervalo entre amostragens (e.g., mensal).

Além disso, outras metodologias para revisão de frequência de monitoramento podem ser empregadas para avaliação da concordância e da eficiência de otimização. Como obstáculo para essa abordagem, há a escassez de séries de dados com frequência inferior à bimestral na rede de monitoramento do estado de São Paulo.

Estudos futuros também podem auxiliar em um diagnóstico mais aprofundado sobre os principais aspectos que provocam a variabilidade dos dados nas UGRHIs avaliadas. A análise da UGRHI 14 pode ser um ponto de partida, pois foi aquela que apresentou a maior proporção de grupos que demandariam mais de uma amostragem nos períodos chuvoso e seco para os parâmetros *E. coli*, turbidez e OD. De forma similar, os parâmetros *E. coli* e OD mostraram-se de especial interesse para o estudo da variabilidade entre as amostragens, uma vez que apresentaram com maior recorrência, entre as UGRHIs estudadas, a demanda de mais de uma amostragem nos períodos chuvoso e seco. A incorporação de dados hidrometeorológicos (e.g., precipitação, vazão, temperatura) e de amostragens de qualidade da água de elevada frequência (sub-diárias) pode ser benéfica a esses estudos, uma vez que a sazonalidade climática, as flutuações de vazão e as alterações de temperatura são frequentemente apontadas como fatores significativos para a variabilidade da qualidade da água superficial. Essa integração é um desafio no estado de São Paulo e no Brasil em geral, pois as redes de monitoramento de qualidade da água e as redes hidrometeorológicas são, tradicionalmente, planejadas e operadas de forma segregada, dificultando o pareamento dos dados qualitativos e quantitativos. Adicionalmente, o monitoramento de elevada frequência da qualidade da água é incipiente e ainda muito restrito a pontos específicos de monitoramento, principalmente com o objetivo de controle.

O principal aspecto positivo da metodologia empregada é a simplicidade de aplicação, uma vez que se baseia em métodos estatísticos consolidados, amplamente difundidos e com rotinas implementadas em diversos softwares de acesso livre. Portanto, a expectativa é que a metodologia adotada na presente pesquisa possa ser amplamente utilizada por gestores de recursos hídricos no Brasil e em outros países em desenvolvimento, com foco na racionalização da aplicação dos recursos disponíveis para o monitoramento. A redução da frequência de amostragem, quando possível, pode abrir caminhos para o investimento na expansão de pontos de monitoramento em áreas com escassez de informação, bem como no incremento das redes automáticas de monitoramento. Como consequência, maior representatividade da qualidade da água nas dimensões espaciais e temporais pode ser atingida por tais redes.

## 9 ADEQUAÇÃO DOS PARÂMETROS DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

### 9.1 Aspectos conceituais sobre análise de componentes principais

A ACP é uma técnica estatística multivariada que apresenta como objetivo principal reduzir a dimensão de um conjunto de dados preservando ao máximo a sua variabilidade, e, conseqüentemente, provocando a mínima perda de informação (HAIR *et al.*, 2009; DEMŠAR *et al.*, 2013; HÄRDLE; SIMAR, 2015; JOLLIFFE; CADIMA, 2016). Nesse sentido, estabelecem-se combinações lineares entre as variáveis originais que apresentam grau suficiente de correlação para a formação de novas variáveis, chamadas de componentes principais. Tais componentes caracterizam-se por maximizar a variância explicada do conjunto inicial de dados e por não serem correlacionadas entre si (ABDI; WILLIAMS, 2010; JOLLIFFE; CADIMA, 2016).

Do ponto de vista matemático, para uma matriz  $X$  com dimensões  $n \times p$ , formada por “ $p$ ” variáveis e “ $n$ ” indivíduos, busca-se uma combinação linear das colunas de  $X$  que retorne a máxima variância. A formulação da combinação linear é apresentada na Equação 17.

$$Xa = \sum_{j=1}^p a_j x_j \quad \text{Equação 17}$$

Em que:

$Xa$ : combinação linear da matriz  $X$ ;

$p$ : número de variáveis da matriz  $X$ ;

$a$ : vetor de constantes ( $a_1, a_2, \dots, a_p$ );

$x$ : vetor de observações da matriz  $X$  ( $x_1, x_2, \dots, x_p$ ).

A variância explicada pela combinação linear pode ser descrita conforme a Equação 18.

$$\text{var}(Xa) = a'Sa \quad \text{Equação 18}$$

Em que:

$\text{var}(Xa)$ : variância da combinação linear da matriz  $X$ ;

$a'$ : transposta do vetor de constantes  $a$ ;

$S$ : matriz de covariância de  $X$ .

Para que a maximização da função apresentada na Equação 18 tenha uma solução definida, uma restrição adicional deve ser imposta e, comumente, é a adoção de vetores unitários, em que  $a'a = 1$  (JOLLIFFE; CADIMA, 2016). A partir dessa restrição, tem-se que maximizar a variância explicada é equivalente a maximizar a função definida na Equação 19.

$$a'Sa - \lambda(a'a - 1) \quad \text{Equação 19}$$

Em que:

$\lambda$ : multiplicador de Lagrange.

Portanto, como resultado da maximização da Equação 19, temos que  $Sa = \lambda a$ . Em que “ $a$ ” é um autovetor da matriz de covariância de  $X$  e representa os pesos (também chamados de cargas das componentes principais) de cada variável para a combinação linear,  $Xa$ , que agora passará a ser chamada de componente principal da matriz  $X$ . O parâmetro “ $\lambda$ ” é um autovalor da matriz de covariância de  $X$  (correspondente ao autovetor “ $a$ ”) e representa a variância explicada pela componente principal. A matriz de covariância  $S$  é simétrica com  $p \times p$  dimensões e apresenta exatamente “ $p$ ” autovalores,  $\lambda_k$  ( $k = 1, \dots, p$ ) e seus correspondentes autovetores,  $a_k$  ( $k = 1, \dots, p$ ), que sucessivamente maximizam a Equação 19. Portanto, a partir de uma matriz inicial  $X$  com dimensões  $n \times p$  (“ $n$ ” indivíduos e “ $p$ ” variáveis), podem ser obtidas “ $p$ ” componentes principais não correlacionadas,  $Xa_k$  ( $k = 1, \dots, p$ ).

Em estudos que visam à redução da dimensão dos dados originais, é de interesse a definição do número de componentes principais que serão retidas com base na variância explicada. Os principais métodos de seleção estão apresentados na Tabela 31, conforme descrição de Hair *et al.* (2009).

Diversos casos são encontrados em que a matriz de dados iniciais apresenta diferença de escalas (unidades) entre as variáveis de interesse. Nessas situações, a utilização da matriz de covariância a partir dos dados originais não é recomendada, pois ela será influenciada pelas mudanças de escala. Como alternativa, pode-se converter os dados originais em escala padronizada, de maneira que a matriz de covariância será igual à matriz de correlação, que é indiferente às mudanças lineares entre unidades de medição (JOLLIFFE; CADIMA, 2016).

Tabela 31 - Principais critérios empregados para a seleção (ou retenção) de componentes principais na análise de componentes principais e respectivos aspectos conceituais

<b>Critério</b>	<b>Aspectos conceituais</b>
Raiz latente (critério de Kaiser)	Apenas componentes principais com autovalores (variância explicada) maiores que 1 são consideradas significantes. O princípio é que cada componente principal será responsável por explicar a variância de ao menos uma variável.
<i>A priori</i>	O próprio pesquisador define, previamente, qual será o número de componentes a serem extraídas, com base no conhecimento dos dados.
Porcentagem de variância	O pesquisador define uma porcentagem mínima aceitável para explicação da variância (em geral superior a 60%). Acumulando-se a porcentagem da variância explicada pelas componentes, chega-se ao número de componentes desejado.
<i>Scree plot</i>	Os autovalores são plotados em função do número de componentes principais. O número de componentes principais escolhido será aquele em que os valores começam a assumir uma tendência horizontal (ponto de salto), representando decréscimo na variância explicada.

Fonte: Confeccionada pelo autor com base em Hair *et al.* (2009).

Com o objetivo de facilitar a interpretação e simplificar a estrutura de dados provenientes da ACP, a rotação das componentes principais tem sido empregada para a produção de novas variáveis, comumente chamadas de fatores principais (ALBERTO *et al.*, 2001; HAIR *et al.*, 2009; ABDI; WILLIAMS, 2010; MAVUKKANDY; KARMAKAR; HARIKUMAR, 2014). De acordo com Hair *et al.* (2009), o processo consiste na rotação dos eixos (geométricos) de referência das componentes principais até que outra posição seja alcançada. Como efeito, há a distribuição da variância de forma mais uniforme entre os fatores principais, sem que haja perda da variância total das componentes principais selecionadas (HAIR *et al.*, 2009; JOLLIFFE; CADIMA, 2016). Em função dessa característica, diversos estudos que objetivaram a análise e/ou a revisão de redes de qualidade da água empregaram a análise de componentes principais rotacionadas para a identificação dos parâmetros mais relevantes para o monitoramento (NOORI *et al.*, 2010; MAVUKKANDY; KARMAKAR; HARIKUMAR, 2014; CALAZANS *et al.*, 2018b; VAREKAR; RAMEEZ; NANEKAR, 2021).

Dois tipos principais de rotação são empregados na ACP, a ortogonal e a oblíqua. A primeira caracteriza-se por manter os eixos perpendiculares e a segunda não tem restrição quanto à angulação. A rotação ortogonal promove a geração de fatores principais não correlacionados e independentes, condições não satisfeitas pela rotação oblíqua (HAIR *et al.*, 2009; SANTOS *et al.*, 2019; SARSTEDT; MOOI, 2019). Apesar das diferenças, os dois métodos têm como objetivo a maximização dos pesos de uma variável em um único fator e a redução da quantidade de pesos elevados para diferentes variáveis em um mesmo fator,

facilitando a interpretação dos resultados obtidos na ACP (ABDI; WILLIAMS, 2010; SARSTEDT; MOOI, 2019). Hair *et al.* (2009) destacam que não há uma regra específica que defina qual tipo de rotação deve ser empregado, no entanto, quando o objetivo da pesquisa é a redução de dados, a ortogonal mostra-se mais adequada. Portanto, em função dos objetivos da pesquisa, a rotação ortogonal será apresentada em maiores detalhes.

A partir de uma matriz  $X$  (com  $n \times p$  dimensões), podem ser retidas “q” componentes principais representadas pela matriz  $XA_q$ , em que  $A_q$  representa a matriz dos pesos (autovetores) que maximizam a variância das combinações lineares de  $X$ . A rotação ortogonal dos eixos pode ser realizada pela multiplicação de  $A_q$  por qualquer matriz  $T$  ortogonal, em que os novos pesos rotacionados (cargas fatoriais) podem ser representados por  $B_q = A_qT$ . Para a rotação, o critério Varimax, proposto por Kaiser (1958), é o mais utilizado pelos pesquisadores (ABDI; WILLIAMS, 2010; JOLLIFFE; CADIMA, 2016). Ele baseia-se na busca da matriz  $T$  que maximiza a soma da variância do quadrado dos pesos rotacionados ( $Q$ ) (Equação 20) (ABDI; WILLIAMS, 2010; TEN CATEN *et al.*, 2011). Como resultado, tem-se a matriz de pesos para os fatores principais rotacionados,  $B_q$ , cujos elementos com valores próximos a +1 ou -1 indicam forte relevância da variável para a variância dos fatores principais,  $XB_q$  (HAIR *et al.*, 2009).

$$Q = \sum_{k=1}^q \left[ \sum_{j=1}^p b_{jk}^4 - \frac{1}{p} \left( \sum_{j=1}^p b_{jk}^2 \right)^2 \right] \quad \text{Equação 20}$$

Em que:

q: número de componentes principais selecionadas (ou retidas);

p: número de variáveis da matriz original  $X$ ;

$b_{jk}$ : elemento da linha  $j$  e coluna  $k$  da matriz  $B_q$ .

A rotação na ACP foi uma rotina incorporada da análise fatorial (AF) (JOLLIFFE; CADIMA, 2016), e isso, somado ao mesmo objetivo principal de redução da dimensão de matrizes, torna comum na literatura a confusão entre a ACP e a AF (NIU *et al.*, 2010; JOLLIFFE; CADIMA, 2016; SANTOS *et al.*, 2019). No entanto, essas duas técnicas estatísticas apresentam diferenças conceituais relacionadas à variância maximizada pelas combinações lineares. Na ACP, a variância total da matriz de dados originais é considerada, gerando uma matriz de correlação com diagonal igual a 1. Já para a AF, considera-se apenas a variância comum e, dessa forma, a diagonal da matriz de correlação é formada pela variância

compartilhada com as demais variáveis (comunalidades) (HAIR *et al.*, 2009; SANTOS *et al.*, 2019). A escolha entre o método a ser utilizado depende dos objetivos do pesquisador, sendo a ACP mais adequada quando a redução dos dados é prioridade no estudo. Por outro lado, a AF é mais apropriada para a identificação de padrões das variáveis originais (HAIR *et al.*, 2009; SANTOS *et al.*, 2019). Em função do objetivo do presente estudo, a ACP foi a técnica escolhida.

A classificação da ACP complementada com a rotação não é um consenso na literatura. Alguns autores a consideram uma ACP convencional (DEMŠAR *et al.*, 2013; JOLLIFE E CADIMA, 2016), enquanto outros classificam como AF (ALBERTO *et al.*, 2001; HAIR *et al.*, 2009; MAVUKKANDY; KARMAKAR; HARIKUMAR, 2014). Para padronização na tese, foi adotada a nomenclatura análise de componentes principais rotacionadas, representada pela sigla ACPR.

## 9.2 Metodologia

O fluxograma adotado para a proposta de adequação dos parâmetros de monitoramento da qualidade da água em cada UGRHI está apresentado na Figura 39. Assim como na proposta de adequação de frequência, foram utilizados como dados de entrada aqueles provenientes dos pontos de monitoramento mais representativos de cada grupo formado na etapa de identificação de redundâncias da proposta de adequação espacial (subitem 7.3.2). O ponto considerado mais representativo de cada grupo foi aquele que apresentou a menor soma das distâncias de ligação dentro do grupo, valor obtido por meio da função *Hierarchical Cluster Analysis* do software OriginPro 2016<sup>®</sup>.

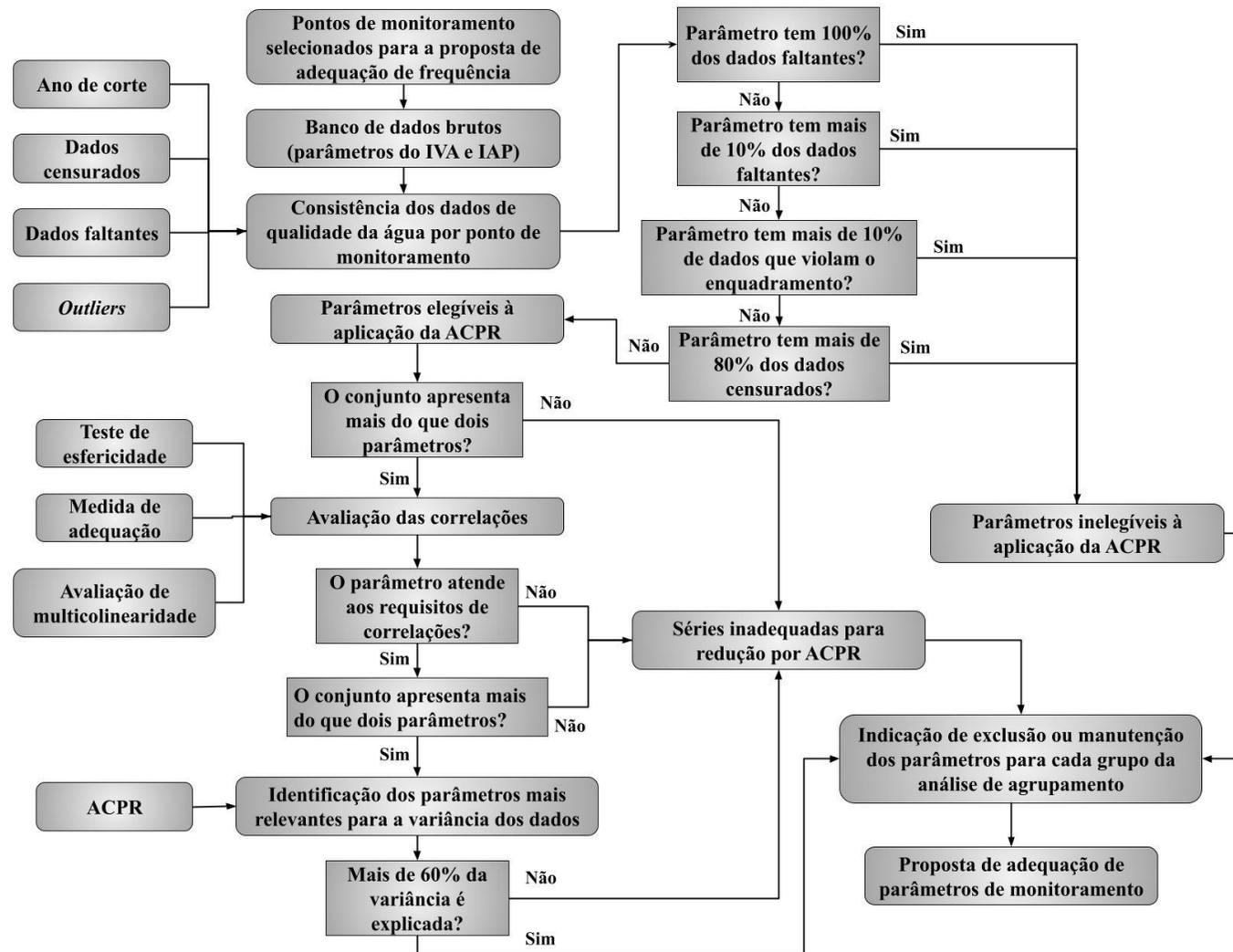
Diferentemente das propostas de adequação espacial e de frequência, as variáveis pertencentes ao IQA não foram submetidas à proposta de adequação de parâmetros, mas sim as pertencentes exclusivamente ao IVA e IAP. A escolha se justifica, pois o IQA tem como objetivo proporcionar uma visão global da qualidade da água superficial a partir de parâmetros gerais, permitir a comparação das condições dos corpos hídricos em diferentes escalas temporais e espaciais, além de possibilitar a avaliação dos resultados atingidos pelos programas de recuperação da qualidade da água (BROWN *et al.*, 1970). Esses aspectos podem ser benéficos à gestão da qualidade da água no Brasil, que enfrenta desafios básicos como a escassez de dados em diversas bacias hidrográficas e estruturas de saneamento deficientes.

Em função da utilização dos parâmetros do IVA e IAP, foi necessário realizar uma nova consistência de dados para cada ponto de monitoramento visando à identificação dos parâmetros elegíveis à aplicação da ACPR. Para isso, definiu-se o ano de corte das séries, avaliaram-se os *outliers* e contabilizaram-se os dados censurados e faltantes. O ano de corte, ou seja, o ano inicial considerado para os dados em cada ponto, foi o de início das amostragens dos parâmetros do IVA e IAP de forma sistemática no ponto de monitoramento (em geral, 2009 ou 2011). Essa opção teve como intuito reduzir a exclusão de parâmetros da ACPR em função de diferenças nas datas de início do monitoramento. Os *outliers* foram identificados e avaliados conforme a metodologia apresentada no subitem 7.2.1. Para a aplicação da ACPR, os dados foram transformados em escala logarítmica de base dez.

Assim como adotado na análise de agrupamento (descrito no subitem 7.2.1), os parâmetros com mais de 80% de dados censurados e/ou 10% de dados faltantes foram considerados inelegíveis para a análise multivariada. Posteriormente à contabilização dos dados censurados, eles foram submetidos a técnica de substituição, assumindo o limite de quantificação do método de amostragem. Outro aspecto considerado para a aplicação da ACPR foi a violação dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005). Calazans *et al.* (2018a) recomendaram a manutenção de parâmetros que, frequentemente, violam os padrões, pois são considerados críticos ao monitoramento. Portanto, parâmetros com violação dos padrões de qualidade em mais de 10% das amostras não foram submetidos à ACPR e foram mantidos na proposta final. Esse critério foi mais restritivo do que o adotado por Calazans *et al.* (2018a), que adotou o valor de 50%.

A classe de enquadramento de cada ponto de monitoramento foi obtida com o apoio do software ArcGIS 10.3<sup>®</sup>. Para isso, utilizou-se a *shapefile* disponibilizada por CETESB (2020b) que apresenta a hidrografia do estado de São Paulo com o enquadramento dos trechos de rios segundo o Decreto Estadual n° 8.468 de 1976 (SÃO PAULO, 1976). Esse decreto estabeleceu quatro classes de enquadramento para os rios do estado de São Paulo (1, 2, 3 e 4), enquanto a Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005), que representa o marco legal mais recente, estabeleceu cinco classes (especial, 1, 2, 3 e 4) aplicáveis a todos os rios do país. Apesar dessa divergência, a CETESB tem adotado (CETESB, 2017, 2021) os mesmos limites definidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para rios de classe 1 a 4 para avaliar as desconformidades de enquadramento no estado de São Paulo. Dessa forma, o presente estudo adotou a mesma estratégia para avaliar a violação dos padrões de qualidade nos pontos de monitoramento.

Figura 39 - Fluxograma adotado para a elaboração da proposta de adequação de parâmetros de monitoramento da qualidade da água em cada UGRHI. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. Os pontos selecionados para a proposta de adequação de frequência e, conseqüentemente, para a adequação de parâmetros, foram os mais representativos de cada grupo formado na análise de agrupamento



Após a seleção dos parâmetros elegíveis à aplicação da ACPR, o conjunto de dados foi avaliado quanto às correlações existentes, uma vez que é premissa da ACPR a existência de correlações suficientes para possibilitar a formação de novas variáveis (fatores) (JOLLIFFE; CADIMA, 2016). Nesse sentido, foi aplicado o teste de esfericidade Bartlett com nível de significância de 0,05, conforme proposto por Hair *et al.* (2009). Esse teste avalia se a matriz de correlações pode ser considerada uma matriz identidade, o que indicaria a ausência de correlações entre os parâmetros em análise. Confirmada essa ausência, foram excluídos da ACPR, de forma iterativa, os parâmetros que apresentaram os menores coeficientes na matriz de correlação, até que ela não fosse mais considerada identidade pelo teste. As correlações também foram avaliadas por meio da medida de adequação da amostra Kaiser-Meyer-Olkin. A medida indica a proporção da variância dos dados que pode ser considerada comum a todos os parâmetros (SANTOS *et al.*, 2019), e portanto, pode ser atribuída a um fator comum. Valores abaixo de 0,5 indicam que os parâmetros, de forma geral, não podem ser previstos com base nas correlações identificadas (HAIR *et al.*, 2009; SARSTEDT; MOOI, 2019). Nessas situações, excluíram-se da ACPR, de forma iterativa, os parâmetros que apresentaram as menores medidas de adequação individuais, até que valor acima de 0,5 fosse atingido.

A presença de multicolinearidade foi analisada, pois apesar de um pequeno grau ser desejado para a aplicação da ACPR, uma elevada multicolinearidade pode tornar a sua aplicação inadequada, uma vez que não há uma estrutura bem definida para o agrupamento das variáveis (HAIR *et al.*, 2009; YONG; PEARCE, 2013). A avaliação foi realizada por meio do valor do determinante da matriz de correlação, adotando-se os valores abaixo de 0,00001 como indicadores de extrema multicolinearidade (YONG; PEARCE, 2013). Nesses casos, excluíram-se da ACPR, de forma iterativa, os parâmetros com maiores coeficientes de correlação, até que o determinante da matriz de correlação apresentasse valor acima de 0,00001.

Após a avaliação dos requisitos de correlação, foi verificado se o número de parâmetros selecionados foi superior a dois. Em caso positivo, aplicou-se a ACPR ao conjunto de dados. Nos casos em que apenas dois parâmetros restaram, eles foram considerados inadequados para redução por ACPR. Essa restrição foi adotada, pois, nessa situação, a ACPR retorna pesos (elementos do autovetor) iguais, em módulo, para os dois parâmetros, independente dos dados de entrada. Dessa forma, a ACPR não se apresentaria como ferramenta para a redução de variáveis.

As etapas de avaliação das correlações e aplicação da ACPR foram realizadas com o auxílio do software PASW Statistics 17<sup>®</sup> por meio da ferramenta *Dimension Reduction*. A

determinação do número de componentes principais seguiu o critério de Kaiser (KAISER, 1960), também conhecido como critério da raiz latente, recomendado por Stevens (2009) para conjuntos de dados com menos de 30 variáveis. Os fatores da ACPR foram identificados a partir da rotação Varimax, que apresenta aplicação ideal quando não há conhecimento prévio sobre a correlação entre os fatores (YONG; PEARCE, 2013). Os parâmetros com pesos absolutos acima de 0,5 foram considerados relevantes para representação da qualidade da água dos grupos (formados na análise de agrupamento empregada na etapa de adequação espacial), uma vez que apresentam ao menos leve relação com a variância do fator principal (HAIR *et al.*, 2009).

Ainda que todos os critérios preliminares à aplicação da ACPR sejam satisfeitos, Hair *et al.* (2009) e Peña-Guzmán, Soto e Diaz (2019) propõem que para a validade da ACP as componentes principais obtidas devem explicar ao menos 60% da variância original. A recomendação foi adotada pelo presente estudo e nos casos em que não foi atendida, a ACPR foi considerada inválida e os parâmetros classificados como inadequados para redução por ACPR.

Finalizada a aplicação da ACPR para cada grupo, cada parâmetro recebeu a indicação de manutenção ou exclusão do monitoramento da qualidade da água, conforme os critérios apresentados a seguir:

- 1) Parâmetros com 100% de dados faltantes (não monitorados no grupo): excluir;
- 2) Parâmetros com mais de 10% de dados faltantes: manter, pois há limitações de aplicação das análises multivariadas;
- 3) Parâmetros com mais de 10% dos dados violando os padrões de qualidade: manter;
- 4) Parâmetros com mais de 80% de dados censurados e 10% ou menos de dados violando os padrões de qualidade: excluir;
- 5) Parâmetros considerados inadequados para redução por ACPR: manter;
- 6) Parâmetros com peso abaixo de 0,5 na ACPR: excluir;
- 7) Parâmetros com peso igual ou superior a 0,5 na ACPR: manter.

Após a aplicação da ACPR em todos os grupos, foi realizada a contabilização das indicações de exclusão e manutenção para cada parâmetro. A proposta de adequação de parâmetros, para cada UGRHI, foi a de exclusão apenas dos parâmetros com indicação “excluir” em ao menos 90% dos grupos. Assim como adotado na proposta de adequação de frequência, a metodologia empregada não apresentou como foco o objetivo de controle. Para esse objetivo, a seleção dos parâmetros de monitoramento demandaria abordagens

individualizadas para cada ponto, considerando as características das atividades antrópicas fiscalizadas, os requisitos de qualidade da água para os usos previstos e as exigências legais.

### **9.3 Resultados**

#### **9.3.1 Dados de entrada**

Para a proposta de adequação de parâmetros foram utilizados os dados de entrada provenientes dos mesmos pontos de monitoramento selecionados para a proposta de adequação de frequência (Tabela 23). Ao todo, foram considerados nessa etapa mais de 41.000 dados distribuídos entre 12 parâmetros de qualidade da água pertencentes ao IVA e ao IAP (Tabela 32).

Com exceção dos parâmetros ferro total, manganês total e alumínio total, para a maioria das UGRHIs os parâmetros analisados apresentaram mais de 50% das concentrações abaixo dos limites de quantificação dos métodos analíticos empregados pela CETESB. Isso pode ser observado pelas medianas dos parâmetros que, de forma geral, assumiram os mesmos valores dos limites de quantificação. A UGRHI 01, além da mediana, apresentou os percentis 10% e 90% também iguais aos limites de quantificação para a maioria dos parâmetros. Esse mesmo padrão foi observado para o parâmetro mercúrio total na maioria das UGRHIs estudadas. Ainda foi possível observar pela Tabela 32 que, para a maioria das UGRHIs, os parâmetros cádmio total, chumbo total e mercúrio total apresentaram o limite de quantificação igual ao limite de enquadramento estabelecido para rios classe 2, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

Tabela 32 - Visão geral dos dados de entrada para a proposta de adequação de parâmetros em todas as UGRHIs, com número total de dados, dados faltantes, limites de quantificação e limites da Resolução CONAMA n ° 357/2005 (BRASIL, 2005) para rios enquadrados como classe 2. Também estão apresentados a mediana, percentil 10% e percentil 90% para os dados de cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante (continua)

Parâmetros	UGRHI	Cd mg/L	Pb mg/L	Cr mg/L	Hg mg/L	Ni mg/L	Fe mg/L	Mn mg/L	Al mg/L	Cu total mg/L	Cu dissolvido mg/L	Zn mg/L	Surfactante mg/L
Número total de dados	01	67	68	68	67	68	68	68	68	68	68	68	68
	03	714	715	715	714	713	713	713	715	715	714	713	714
	06	1.661	1.655	1.661	1.649	1.660	1.661	1.659	1.661	1.660	1.660	1.655	1.596
	09	376	376	376	374	376	375	376	376	376	375	375	376
	11	232	232	232	232	232	232	232	232	232	229	232	232
	14	130	130	130	130	130	130	130	130	130	130	130	130
	15	316	316	316	315	316	316	316	316	316	316	316	316
Dados faltantes(%)	01	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	06	4	4	4	2	1	0	0	0	1	1	2	7
	09	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limite de quantificação <sup>a</sup>	01	<0,001	<0,01	<0,05	<0,0002 <sup>b</sup>	<0,02	<0,2	<0,1	<0,1	<0,005	<0,005	<0,1	<0,05 <sup>b</sup>
	03	<0,001 <sup>b</sup>	<0,01 <sup>b</sup>	<0,05 <sup>b</sup>	<0,0002	<0,02 <sup>b</sup>	<0,2 <sup>b</sup>	<0,1 <sup>b</sup>	<0,1	<0,005 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,1 <sup>b</sup>	<0,01 <sup>b</sup>
	06	<0,0007 <sup>b</sup>	<0,009 <sup>b</sup>	<0,02	<0,0002	<0,02	<sup>c</sup>	<0,01 <sup>b</sup>	<0,1 <sup>b</sup>	<0,01 <sup>b</sup>	<0,009 <sup>b</sup>	<0,02	<0,08
	09	<0,001 <sup>b</sup>	<0,01 <sup>b</sup>	<0,05 <sup>b</sup>	<0,0002 <sup>b</sup>	<0,02 <sup>b</sup>	<0,3	<0,1 <sup>b</sup>	<0,05 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,1 <sup>b</sup>	<0,1 <sup>b</sup>
	11	<0,0007 <sup>b</sup>	<0,01 <sup>b</sup>	<0,001 <sup>b</sup>	<0,0002 <sup>b</sup>	<0,01 <sup>b</sup>	<0,001 <sup>b</sup>	<0,0002 <sup>b</sup>	<0,03 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,004 <sup>b</sup>	<0,01 <sup>b</sup>	<0,08
	14	<0,0007 <sup>b</sup>	<0,009 <sup>b</sup>	<0,02	<0,0002	<0,02	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>	<0,01	<0,009 <sup>b</sup>	<0,02	<0,08
	15	<0,001 <sup>b</sup>	<0,008 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,0002	<0,01 <sup>b</sup>	<sup>c</sup>	<0,03 <sup>b</sup>	<0,05	<0,005 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,1
Limites CONAMA classe 2		0,001	0,01	0,05	0,0002	0,025	<sup>d</sup>	0,1	<sup>d</sup>	<sup>d</sup>	0,009	0,18	0,5

<sup>a</sup> Os valores apresentados na tabela seguiram os padrões de Algarismos Significativos reportados pelo Sistema Infoáguas da CETESB; <sup>b</sup> Representam o limite de quantificação mais frequente, no entanto, outros foram observados para a série de dados; <sup>c</sup> Nenhum dado censurado foi observado; <sup>d</sup> Limite não estabelecido na Resolução. <sup>e</sup> Valores obtidos após a substituição dos dados censurados pelos limites de quantificação.

Tabela 32 - Visão geral dos dados de entrada para a proposta de adequação de parâmetros em todas as UGRHIs, com número total de dados, dados faltantes, limites de quantificação e limites da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para rios enquadrados como classe 2. Também estão apresentados a mediana, percentil 10% e percentil 90% para os dados de cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante (conclusão)

Parâmetros	UGRHI	Cd mg/L	Pb mg/L	Cr mg/L	Hg mg/L	Ni mg/L	Fe mg/L	Mn mg/L	Al mg/L	Cu total mg/L	Cu dissolvido mg/L	Zn mg/L	Surfactante mg/L
Mediana <sup>a,e</sup>	01	0,001	0,01	0,05	0,0002	0,02	1,44	0,1	0,28	0,005	0,005	0,1	0,05
	03	0,001	0,01	0,05	0,0002	0,02	0,47	0,1	0,18	0,005	0,005	0,1	0,02
	06	0,0007	0,009	0,02	0,0002	0,02	2,41	0,2	1,23	0,02	0,009	0,04	1,38
	09	0,001	0,009	0,02	0,0002	0,02	2	0,1	0,386	0,005	0,005	0,055	0,1
	11	0,0007	0,009	0,01	0,0002	0,01	0,753	0,048	0,288	0,005	0,005	0,01	0,08
	14	0,0007	0,009	0,02	0,0002	0,02	2,43	0,1	1,97	0,01	0,009	0,02	0,08
	15	0,001	0,008	0,005	0,0002	0,01	2,44	0,108	0,231	0,005	0,005	0,015	0,1
Percentil 10% <sup>a,e</sup>	01	0,001	0,01	0,05	0,0002	0,02	1,01	0,1	0,11	0,005	0,005	0,1	0,01
	03	0,0002	0,005	0,02	0,0002	0,02	0,2	0,05	0,1	0,005	0,005	0,02	0,01
	06	0,0002	0,005	0,02	0,0002	0,02	1,26	0,07	0,31	0,01	0,009	0,02	0,09
	09	0,0005	0,005	0,001	0,0001	0,005	1	0,044	0,1	0,005	0,005	0,005	0,1
	11	0,0007	0,005	0,001	0,0001	0,002	0,023	0,0002	0,05	0,004	0,004	0,0005	0,08
	14	0,0002	0,005	0,02	0,0002	0,02	1,3	0,06	0,54	0,01	0,009	0,02	0,08
	15	0,0005	0,005	0,0014	0,0002	0,005	1,14	0,048	0,059	0,005	0,005	0,005	0,1
Percentil 90% <sup>a,e</sup>	01	0,001	0,01	0,05	0,0002	0,02	2,61	0,15	1,04	0,005	0,005	0,1	0,15
	03	0,001	0,01	0,05	0,0002	0,02	1,98	0,15	0,73	0,01	0,009	0,1	0,05
	06	0,001	0,01	0,05	0,0002	0,05	5,91	0,35	6,46	0,08	0,02	0,4	4,76
	09	0,005	0,01	0,05	0,0002	0,02	4	0,196	2	0,0066	0,005	0,1	0,6
	11	0,005	0,01	0,043	0,001	0,02	2,34	0,13	1,82	0,01	0,009	0,03	0,08
	14	0,0007	0,009	0,03	0,0002	0,02	7,19	0,25	10,1	0,01	0,009	0,03	0,45
	15	0,002	0,009	0,02	0,0002	0,02	4,25	0,222	0,741	0,0064	0,005	0,052	0,4

<sup>a</sup> Os valores apresentados na tabela seguiram os padrões de Algarismos Significativos reportados pelo Sistema Infoáguas da CETESB; <sup>b</sup> Representam o limite de quantificação mais frequente, no entanto, outros foram observados para a série de dados; <sup>c</sup> Nenhum dado censurado foi observado; <sup>d</sup> Limite não estabelecido na Resolução. <sup>e</sup> Valores obtidos após a substituição dos dados censurados pelos limites de quantificação.

### 9.3.2 Identificação dos parâmetros inelegíveis à ACPR

Em todas as UGRHIs, para todos os grupos da análise de agrupamento, a contabilização de dados faltantes, dados que violaram os limites de enquadramento da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) e dados censurados foi realizada para a seleção dos parâmetros inelegíveis à aplicação da ACPR. A Tabela 33 apresenta como exemplo a UGRHI 01. Para essa UGRHI, nenhum parâmetro foi considerado inelegível por excesso de dados faltantes. O parâmetro manganês total foi violado em relação ao respectivo padrão de qualidade em mais de 10% das amostragens em todos os grupos, portanto, foi considerado inelegível. O excesso de dados censurados (acima de 80%) foi responsável pela classificação dos parâmetros cádmio total, chumbo total, cromo total, mercúrio total, níquel total, cobre total, cobre dissolvido e zinco total como inelegíveis em todos os grupos. O critério de dados censurados também reteve o parâmetro surfactante nos grupos 2 e 4. Assim, na UGRHI 01, os parâmetros considerados elegíveis à ACPR para os grupos 1 e 3 foram ferro total, alumínio total e surfactante. Para os grupos 2 e 4, os parâmetros ferro total e alumínio total foram elegíveis à ACPR, no entanto, como foram apenas dois, a aplicação do método não se apresenta como ferramenta de redução de variáveis, conforme abordado no subitem 9.2. Dessa forma, foram considerados inadequados para a ACPR.

O processo de identificação de parâmetros inelegíveis à aplicação da ACPR, demonstrado para a UGRHI 01, foi repetido para todos os grupos nas demais UGRHIs. Por se tratar de uma etapa intermediária para a indicação de exclusão ou manutenção dos parâmetros, não são apresentados os resultados parciais em detalhes para todas as UGRHIs.

Tabela 33 - Critérios de avaliação utilizados para a seleção dos parâmetros inelegíveis à ACPR na UGRHI 01. São apresentados, para cada grupo da análise de agrupamento, a classe de enquadramento do ponto de monitoramento avaliado, os dados faltantes, dados que violaram os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) para a classe de enquadramento do rio e dados censurados para os parâmetros cádmio total (Cd) chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante (Surf). Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA

Grupo	Classe de enquadramento	Critério de avaliação	Cd	Pb	Cr	Hg	Ni	Fe	Mn	Al	Cu total	Cu dissolvido	Zn	Surf
Grupo 1	2	Dados faltantes (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Violação dos limites CONAMA (%)	0	0	0	0	0	<sup>a</sup>	38	<sup>a</sup>	<sup>a</sup>	0	0	0
		Dados censurados (%)	100	100	100	100	100	0	50	0	88	100	100	100
Grupo 2	2	Dados faltantes (%)	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Violação dos limites CONAMA (%)	0	6	0	0	0	<sup>a</sup>	31	<sup>a</sup>	<sup>a</sup>	0	0	0
		Dados censurados (%)	100	94	100	100	100	0	69	19	100	100	100	88
Grupo 3	2	Dados faltantes (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Violação dos limites CONAMA (%)	0	0	0	0	0	<sup>a</sup>	12	<sup>a</sup>	<sup>a</sup>	0	0	0
		Dados censurados (%)	100	100	100	100	100	0	88	0	100	100	100	76
Grupo 4	2	Dados faltantes (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Violação dos limites CONAMA (%)	0	0	0	0	0	<sup>a</sup>	12	<sup>a</sup>	<sup>a</sup>	0	0	0
		Dados censurados (%)	100	100	100	100	100	12	88	12	100	100	100	100

<sup>a</sup> Limites não estabelecidos pela Resolução.

### 9.3.3 ACPR e indicação de exclusão ou manutenção dos parâmetros

Para os conjuntos de dados elegíveis à ACPR com mais de dois parâmetros, realizou-se a avaliação das correlações, conforme descrito no subitem 9.2. A Tabela 34 apresenta os resultados obtidos para a UGRHI 01, em que apenas os grupos 1 e 3 apresentaram mais de dois parâmetros elegíveis à aplicação da ACPR. A avaliação das correlações indicou que os parâmetros do grupo 1 estavam aptos à aplicação da ACPR. Para o grupo 3, a medida de adequação foi inferior a 0,5, indicando séries inadequadas para a redução por ACPR e, para esse caso, não houve possibilidade de seleção de parâmetros aptos, pois resultaria em um conjunto com apenas dois parâmetros.

Dessa forma, para a UGRHI 01, a ACPR foi aplicada apenas para o grupo 1, contemplando os parâmetros ferro total, alumínio total e surfactante. Como resultado, um fator foi retido pelo critério de Kaiser e foi responsável pela explicação 70% da variância dos dados de entrada. Ainda foi possível observar que o parâmetro surfactante apresentou peso inferior a 0,5, indicando fraca correlação com a variância explicada pelo fator 1, portanto, passível de exclusão do monitoramento, conforme os critérios definidos no subitem 9.2.

Tabela 34 - Avaliação das correlações do conjunto de dados de entrada da ACPR para cada grupo da UGRHI 01, com determinante da matriz de correlação, medida de adequação e significância do teste de esfericidade Bartlett. Os resultados da ACPR também estão apresentados, com os pesos dos parâmetros ferro total (Fe), alumínio total (Al) e surfactante para o único fator retido e a respectiva variância explicada

Grupo 1		Grupo 3	
Determinante da matriz de correlação	0,066	Determinante da matriz de correlação	0,286
Medida de adequação	0,536	Medida de adequação	0,492
Teste de esfericidade Bartlett	$\alpha < 0,05^a$	Teste de esfericidade Bartlett	$\alpha < 0,05^a$
Parâmetros	Fator 1	Parâmetros	Fator
Fe	0,967	Fe	<sup>b</sup>
Al	0,968	Al	<sup>b</sup>
Surfactante	-0,470	Surfactante	<sup>b</sup>
Variância explicada	70%	Variância explicada	<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Valores abaixo de 0,05 indicam que a matriz de correlação não é uma matriz identidade. <sup>b</sup> Não foi possível aplicar a ACPR, pois a medida de adequação foi inferior a 0,5.

Os resultados da ACPR e da triagem de parâmetros inelegíveis e inadequados para redução pela ACPR foram utilizados como base para indicar a possível exclusão ou manutenção dos parâmetros de monitoramento em cada grupo avaliado. Uma visão geral dessa etapa para cada UGRHI é apresentada nas Figuras 40 a 46. Elas apresentam as porcentagens dos grupos que indicaram a exclusão ou manutenção de cada parâmetro, associadas aos critérios (estabelecidos no subitem 9.2) que levaram às indicações.

Assim como observado na proposta de adequação de frequência, as indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros apresentaram diferentes padrões entre as UGRHIs. De forma geral, o principal motivo para a exclusão de parâmetros foi a ocorrência de mais de 80% de dados censurados. A ACPR apresentou reduzido impacto nas indicações de exclusão de parâmetros. Para esse critério, a UGRHI 03, por exemplo, não apresentou nenhuma ocorrência de peso inferior a 0,5 na ACPR. Quanto aos motivos para manutenção de parâmetros, os principais observados foram os pesos iguais ou superiores a 0,5 na ACPR e as séries inadequadas para redução por ACPR. A violação dos limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) mostrou-se relevante para a manutenção do parâmetro manganês total em todas as UGRHIs, com mínimo de 20% dos grupos apresentando essa indicação.

O critério de violação do enquadramento também foi responsável por indicar a manutenção do parâmetro mercúrio total em 100% dos grupos avaliados na UGRHI 11, bem como por todas as indicações de manutenção do cádmio total nas UGRHIs 09, 11 e 15 e do chumbo total nas UGRHIs 09 e 11. No entanto, foi possível observar que o limite de quantificação para o mercúrio total foi alterado na UGRHI 11 para 0,001 mg/L em 2017, valor superior ao limite de enquadramento para rios classe 2. Condição similar foi observada para o cádmio total, que apresentou limites de quantificação superiores ao limite de enquadramento para rios classe 2 nas UGRHIs 09, 11 e 15 por mais de dois anos. Tais dados censurados contribuíram para indicar a manutenção desses parâmetros pelo critério de violação dos padrões de qualidade, pois a técnica de substituição foi adotada na pesquisa.

Em todas as UGRHIs estudadas, mais de 50% dos grupos apresentaram a indicação de manutenção dos parâmetros ferro total, alumínio total e manganês total. Essa condição foi similar a observada para o parâmetro zinco total, no entanto, para apenas cinco entre as sete UGRHIs. Em todas as UGRHIs avaliadas, a maioria dos grupos indicaram a possibilidade de exclusão dos parâmetros cromo total, níquel total e cobre dissolvido. Na maioria das UGRHIs, mais de 50% dos grupos também indicaram a possibilidade de exclusão dos parâmetros cádmio total, chumbo total, mercúrio total, cobre total e surfactante.

Figura 40 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 01 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para o parâmetro avaliado.

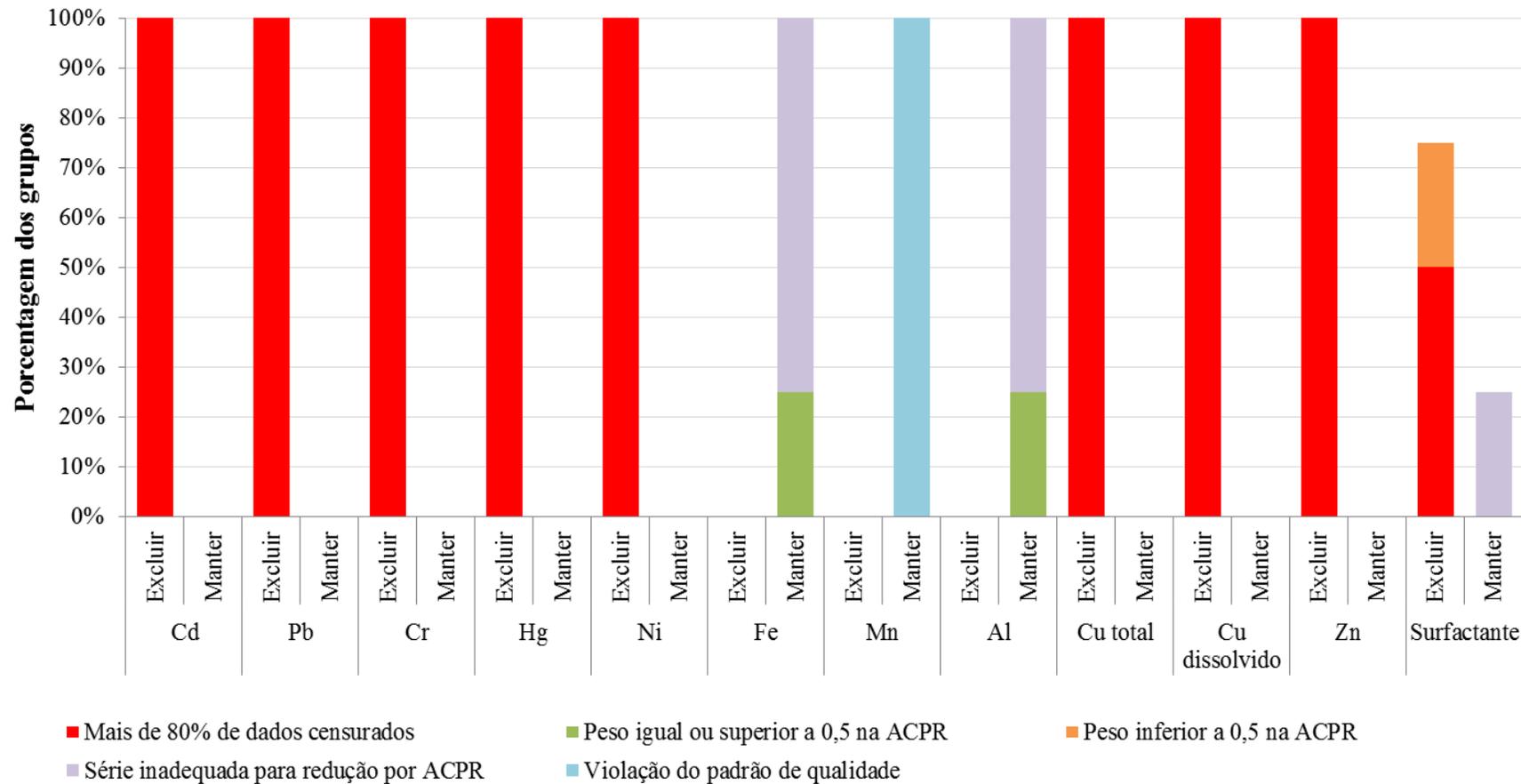


Figura 41 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 03 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para o parâmetro avaliado

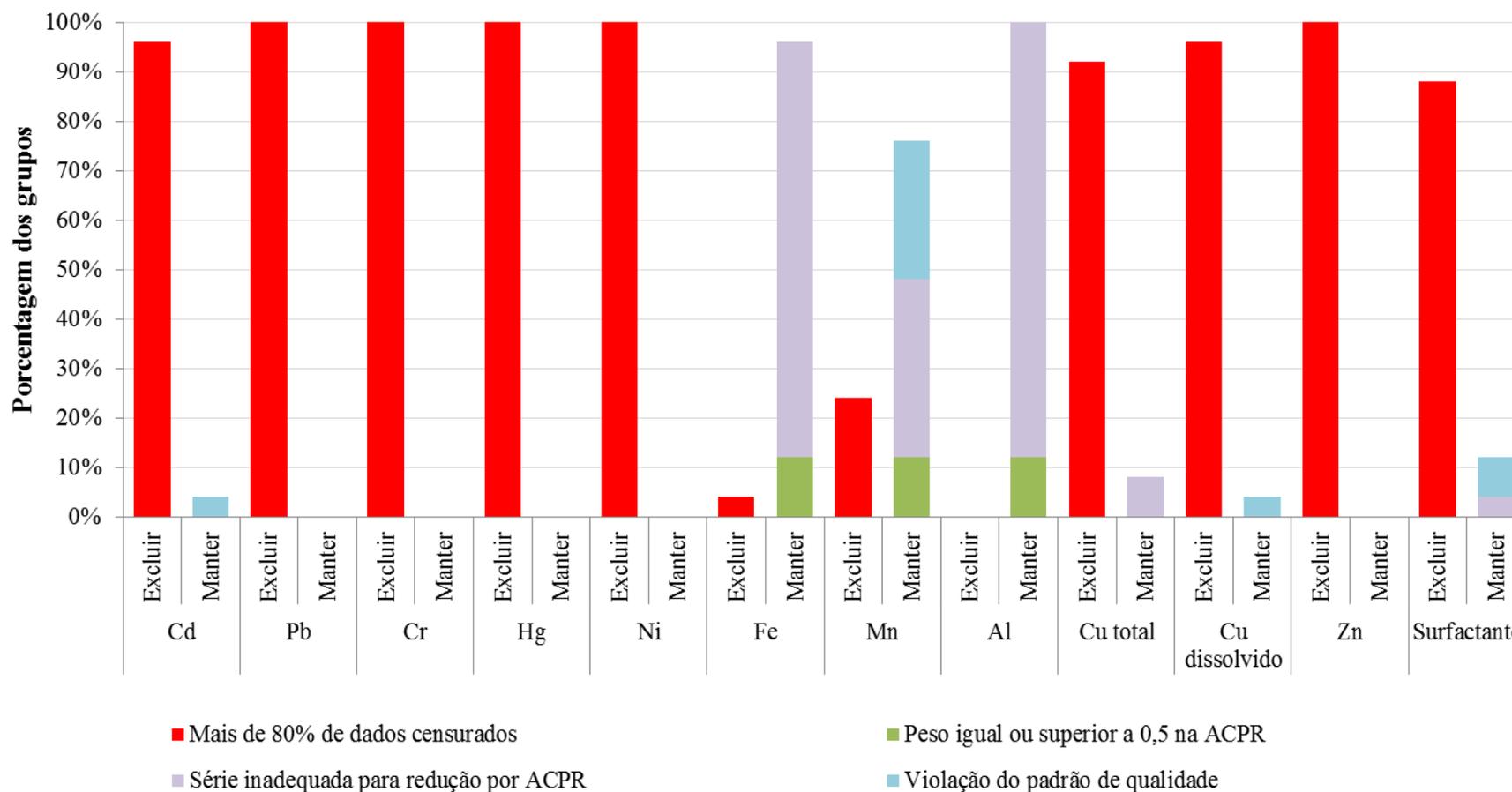


Figura 42 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 06 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para o parâmetro avaliado

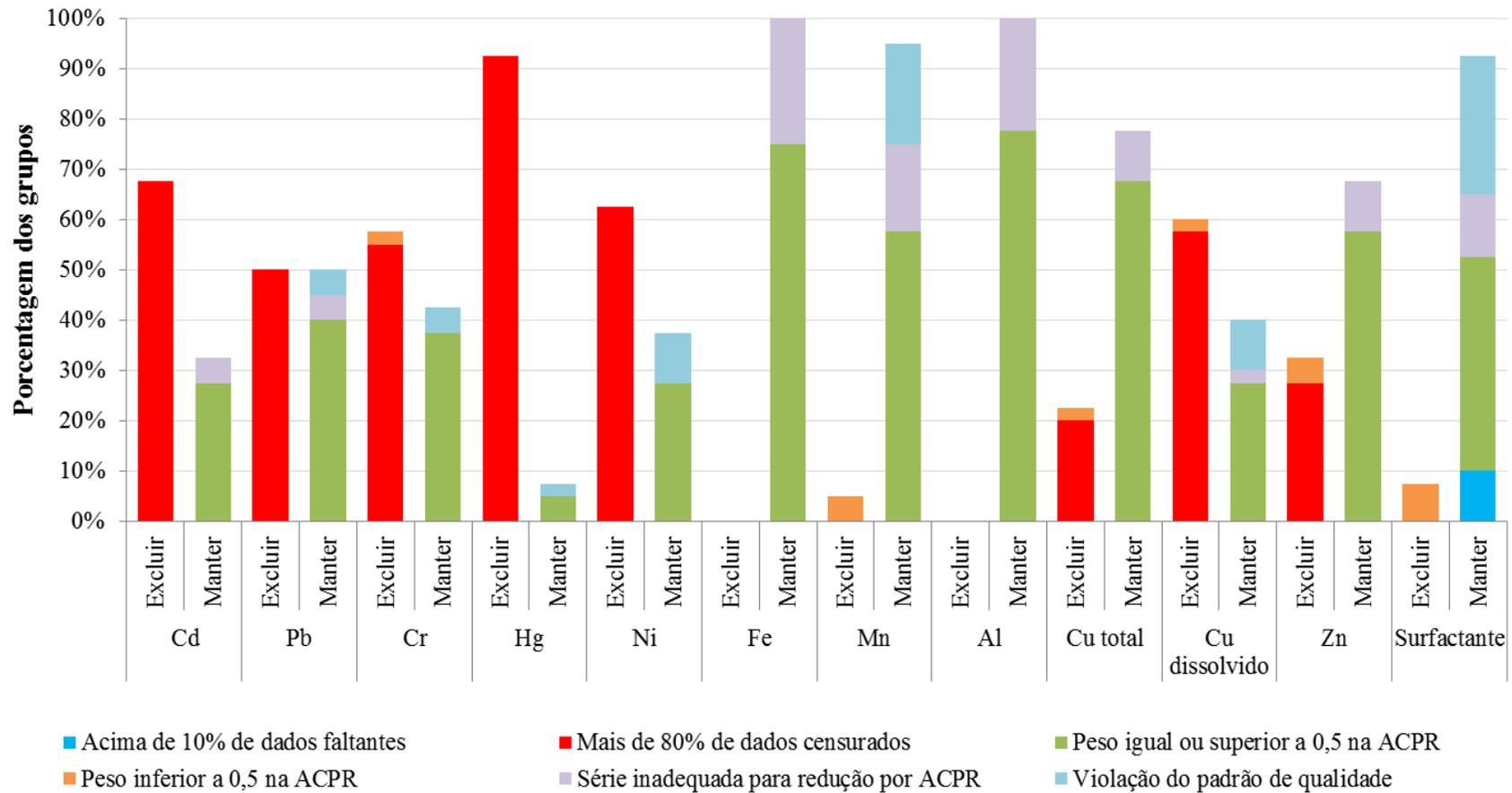


Figura 43 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 09 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para o parâmetro avaliado

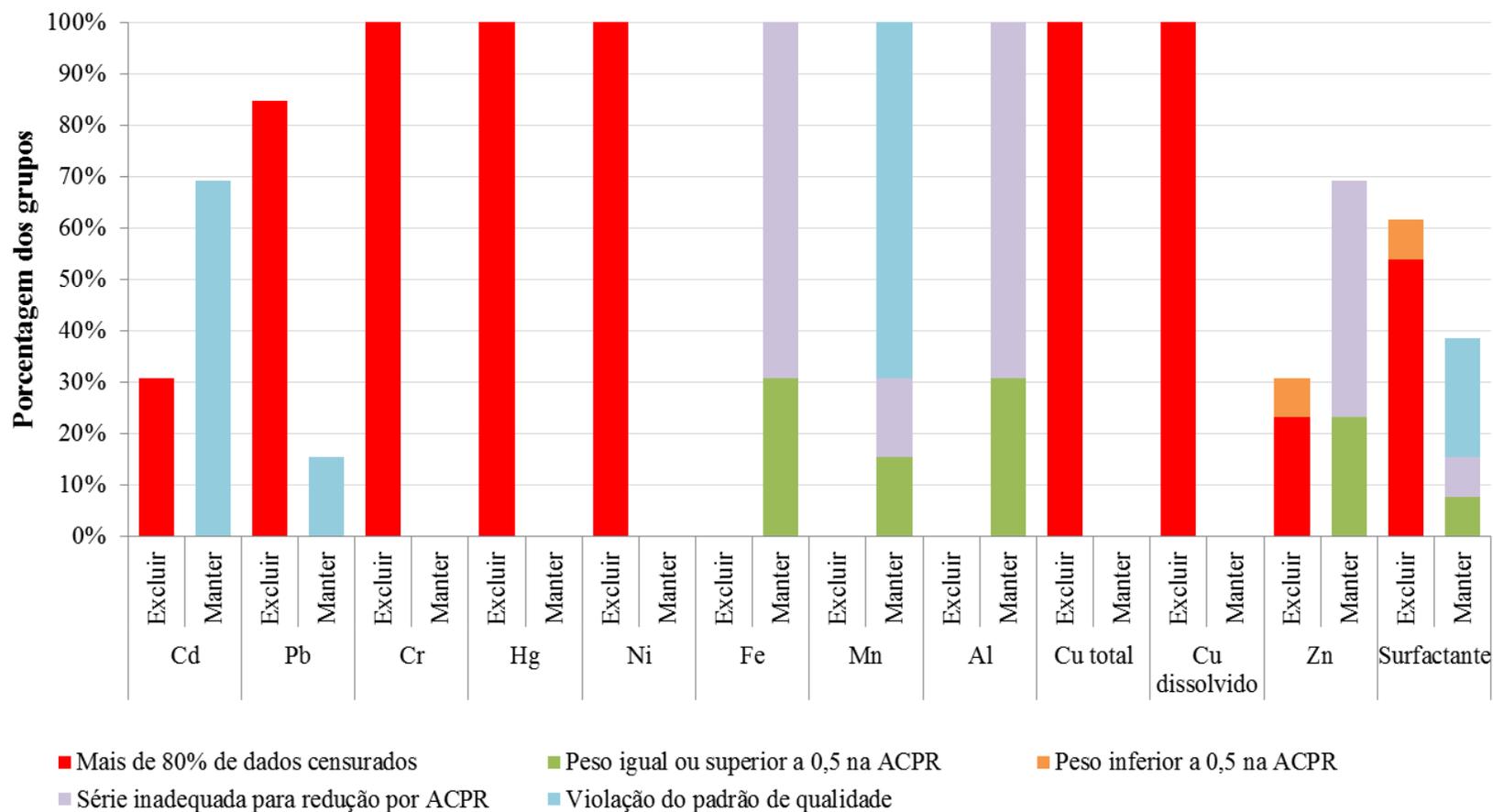


Figura 44 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 11 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para o parâmetro avaliado

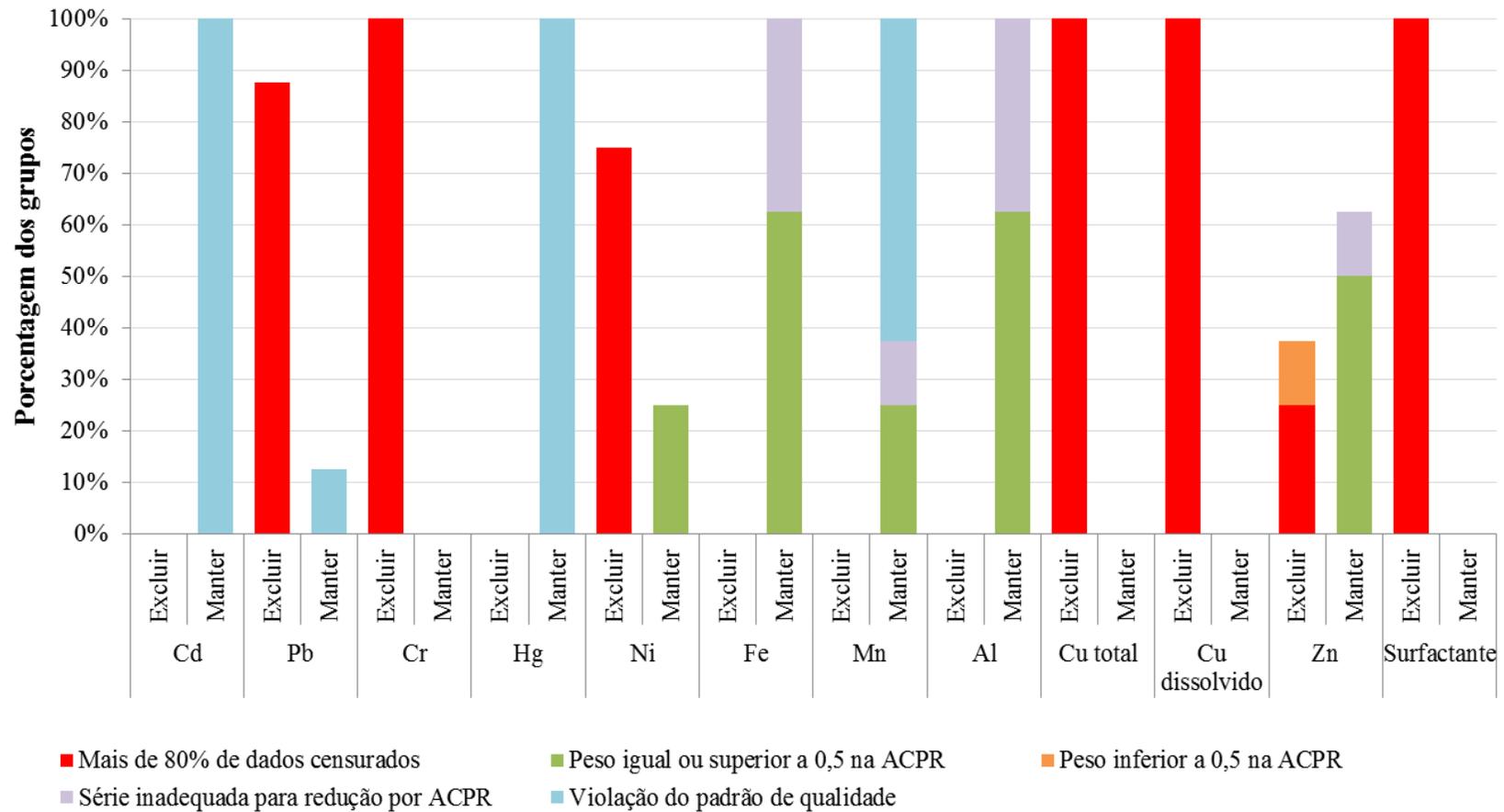


Figura 45 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 14 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL,2005) para o parâmetro avaliado

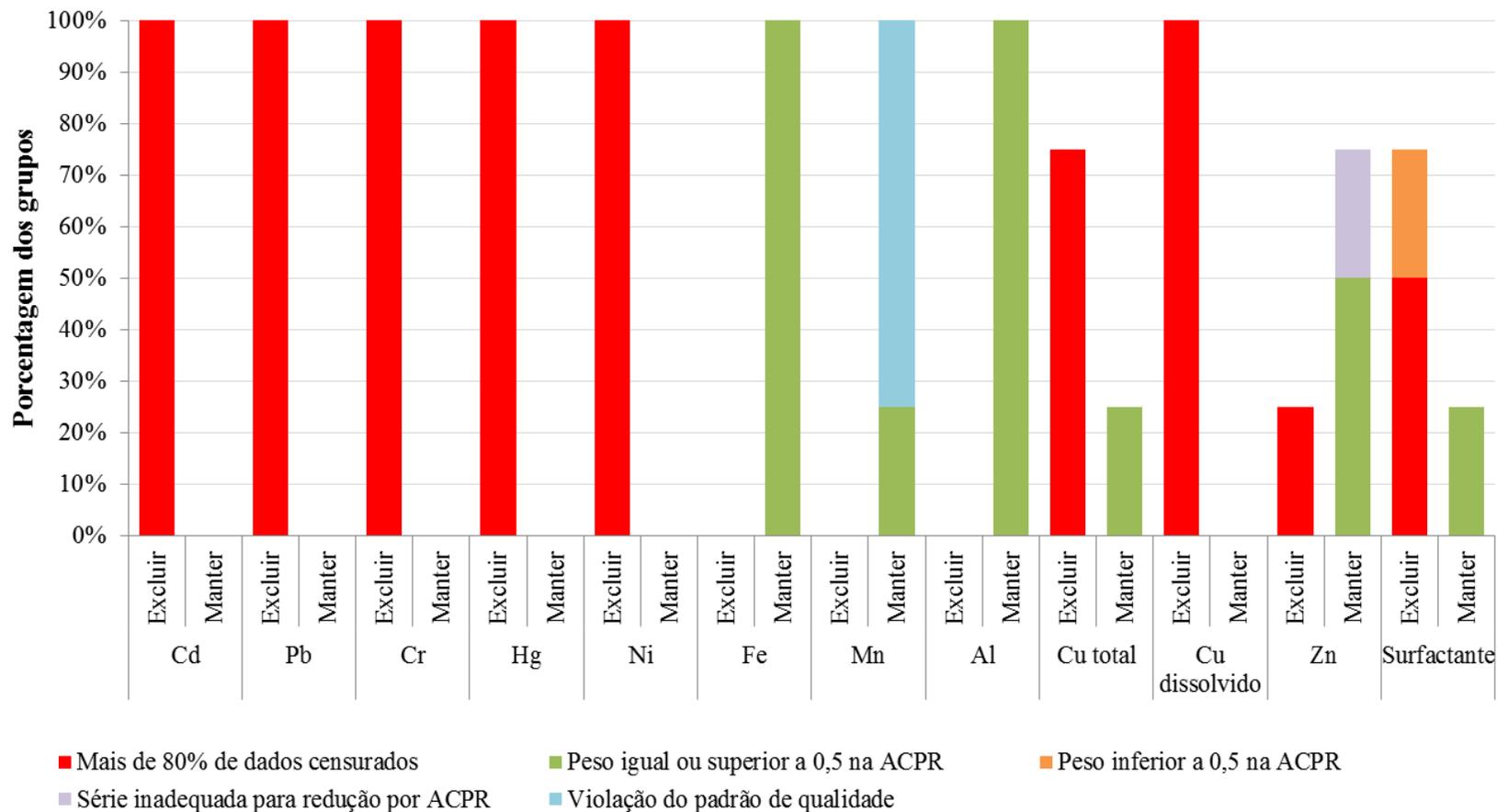
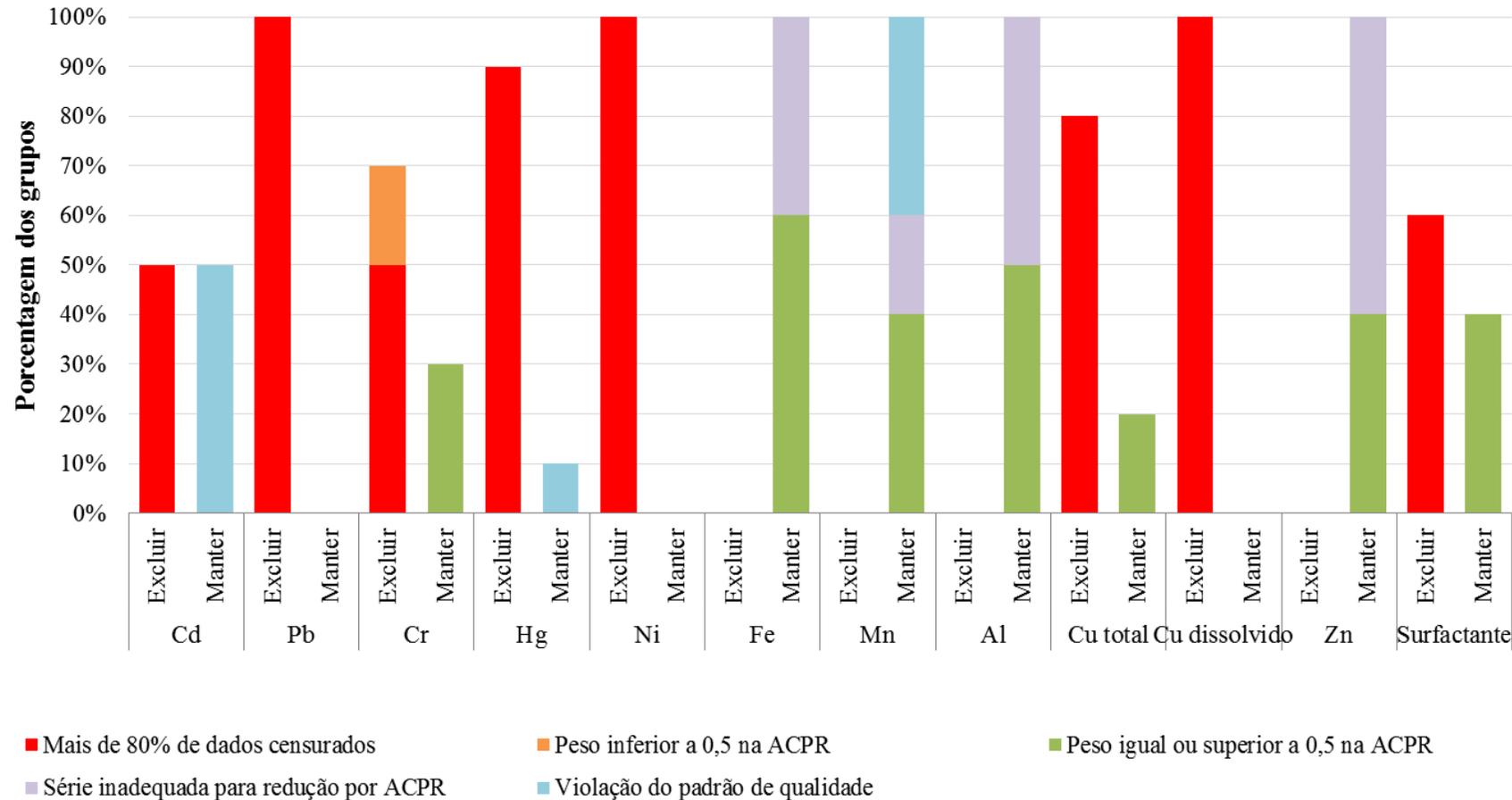


Figura 46 - Indicações de manutenção e exclusão dos parâmetros na UGRHI 15 com respectivos critérios. As barras do gráfico representam a porcentagem de grupos avaliados que apresentaram a indicação e o respectivo motivo para exclusão ou manutenção. Os resultados estão apresentados para cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante. Os grupos foram formados na análise de agrupamento da proposta de adequação espacial, reunindo os pontos de monitoramento com qualidade similar quanto aos parâmetros do IQA. O motivo “violação do padrão de qualidade” refere-se aos casos em que mais de 10% das amostragens do grupo violaram o padrão de enquadramento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para o parâmetro avaliado



### 9.3.4 Proposta de adequação de parâmetros

A proposta de adequação de parâmetros consistiu na indicação de manutenção ou exclusão dos parâmetros de qualidade da água no monitoramento de cada UGRHI estudada (Tabela 35). Para cada parâmetro, foi sugerida a exclusão quando ao menos 90% dos grupos analisados na UGRHI indicaram essa possibilidade. Caso contrário, foi proposta a manutenção do parâmetro no monitoramento da UGRHI.

A proposta gerou diferentes padrões para exclusão ou manutenção dos parâmetros, exceto para as UGRHIs 01 e 03, em que foram indicadas a manutenção dos mesmos parâmetros, sendo eles ferro total, manganês total, alumínio total e surfactante. Além disso, essas duas UGRHIs foram as que apresentaram o maior número de parâmetros passíveis de exclusão, com oito entre os doze avaliados. A UGRHI 06 foi a que apresentou o menor número de parâmetros passíveis de exclusão, com apenas um (mercúrio total). Os parâmetros ferro total, manganês total e alumínio total foram os únicos indicados para manutenção em todas as UGRHIs estudadas. Os parâmetros surfactante e zinco total também se mostraram relevantes no monitoramento, com indicação de manutenção em pelo menos cinco UGRHIs. Quanto à exclusão, os parâmetros mercúrio total e cobre dissolvido foram aqueles que apresentaram o maior número de indicações, em seis UGRHIs, seguidos pelos parâmetros cromo total e níquel total, com indicações para exclusão em cinco UGRHIs.

Tabela 35 - Proposta final de adequação de parâmetros de monitoramento da qualidade da água nas UGRHIs estudadas. Os resultados são apresentados para os parâmetros cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante

Parâmetro <sup>a</sup>	UGRHI							
	01	03	06	09	11	14	15	
Cd	Excluir	Excluir	Manter	Manter	Manter	Excluir	Manter	
Pb	Excluir	Excluir	Manter	Manter	Manter	Excluir	Excluir	
Cr	Excluir	Excluir	Manter	Excluir	Excluir	Excluir	Manter	
Hg	Excluir	Excluir	Excluir	Excluir	Manter	Excluir	Excluir	
Ni	Excluir	Excluir	Manter	Excluir	Manter	Excluir	Excluir	
Fe	Manter							
Mn	Manter							
Al	Manter							
Cu total	Excluir	Excluir	Manter	Excluir	Excluir	Manter	Manter	
Cu dissolvido	Excluir	Excluir	Manter	Excluir	Excluir	Excluir	Excluir	
Zn	Excluir	Excluir	Manter	Manter	Manter	Manter	Manter	
Surfactante	Manter	Manter	Manter	Manter	Excluir	Manter	Manter	

<sup>a</sup> A proposta não apresentou como foco o objetivo de controle, pois seriam necessárias abordagens customizadas para cada ponto, considerando a atividade e/ou processo a ser fiscalizado, bem como os requisitos legais.

## 9.4 Discussões

A proposta de adequação indicou a possibilidade de exclusão de alguns parâmetros pertencentes ao IVA e ao IAP do monitoramento em todas as UGRHIs estudadas. Apesar disso, as sugestões de manutenção de parâmetros não seguiram o mesmo padrão nas diferentes UGRHIs (Tabela 35), com exceção das UGRHIs 01 e 03 que apresentaram propostas de adequação idênticas. Esses resultados corroboraram os obtidos nas propostas de adequação espacial e de frequência, que destacaram a necessidade de um monitoramento mais personalizado para cada UGRHI. Essa estratégia tem sido adotada em algumas redes em operação na Europa, Austrália e Estados Unidos, que não apresentam uma lista fixa de parâmetros a serem monitoradas em todos os pontos. Nessas redes, além do objetivo de monitoramento como fator determinante para a seleção dos parâmetros, há um consenso de que os parâmetros selecionados para indicar o estado da qualidade da água dos recursos hídricos dependem das condições naturais da bacia hidrográfica (e.g., morfologia, geologia), das pressões exercidas pelos contaminantes (e.g., toxicidade, perda de biodiversidade), dos usos previstos para a água (e.g., abastecimento público, irrigação) e do uso e ocupação do solo (ANZECC; ARMCANZ, 2000; WFD, 2003; COLES *et al.*, 2019). Anzecc e Armcanz (2000) também apontaram a sensibilidade (ou resposta) aos estímulos ou perturbações na bacia hidrográfica (e.g., lançamento de efluentes, variações de vazão) como fator para a seleção de parâmetros visando a representar as variações da qualidade da água nas dimensões espacial e temporal. Como destacado na etapa de adequação espacial, relativa flexibilidade quanto aos parâmetros de monitoramento já existe na rede em operação no estado de São Paulo, em que pontos destinados à avaliação de cursos de água utilizados como fonte para o abastecimento público e à avaliação da proteção da vida aquática apresentam amostragens diferenciadas. Apesar dessa flexibilidade, a variação (natural ou antrópica) da qualidade da água não foi um aspecto decisivo para o planejamento dos parâmetros de monitoramento na rede de São Paulo. Nesse sentido, a presente proposta pode ser mais um passo em direção a um monitoramento flexível, indicando, sob uma ótica estatística e baseada em critérios objetivos, os parâmetros mais relevantes para o monitoramento em uma escala mais detalhada.

O principal motivo indicado para a exclusão de parâmetros foi a ocorrência de séries com mais de 80% dos dados censurados (Figuras 40 a 46). A ACPR apresentou reduzida contribuição na indicação de exclusão de parâmetros de monitoramento. Isso pode ser parcialmente atribuído à elevada quantidade de parâmetros inelegíveis à ACPR (e.g., com excesso de dados censurados, com violação do padrão de qualidade) ou com séries

inadequadas devido ao não atendimento aos requisitos de correlação. Como consequência, frequentemente, apenas dois parâmetros restaram como aptos à ACPR, inviabilizando a aplicação da técnica estatística.

A elevada quantidade de dados censurados também impactou no desempenho da ACPR para redução de parâmetros. Com exceção de alumínio total, ferro total e manganês total, na maioria das UGRHIs estudadas, as medianas das concentrações dos demais parâmetros assumiram o mesmo valor do limite de quantificação dos métodos analíticos. Em algumas UGRHIs, os percentis 10% e 90% das concentrações também assumiram o valor do limite de quantificação (Tabela 32). Essa condição gerou séries com forte assimetria, nas quais diversos registros que superaram os limites de quantificação foram identificados como *outliers* pelo método exploratório da amplitude interquartis (NAGHETTINI; PINTO, 2007). As séries elegíveis à aplicação da ACPR apresentaram até 74% de dados censurados associados a 44% de *outliers* (e.g., parâmetro cromo total no grupo 5 da UGRHI 15). Os *outliers* podem interferir na matriz de covariância (ou na de correlação) e distorcer as componentes principais (IGLESIAS *et al.*, 2007; SERNEELS; VERDONCK, 2008; ALKAN; ATAKAN; ALKAN, 2015; GHARIBNEZHAD; MUJICA; RODELLAR, 2015). Esse efeito foi observado por Gabrys, Baruque e Corchado (2006) e Sidou e Borges (2020) na aplicação da ACP para séries com 6% e 11% de *outliers*, respectivamente. Os ruídos gerados são interpretados pela ACPR como variância, fazendo com que as variáveis com proporções consideráveis de *outliers* assumam pesos elevados nas primeiras componentes (responsáveis por explicar a maior parte da variância dos dados) (BERRANI; GARCIA, 2005; SAWANT; BILLOR; SHIN, 2012; SIDOU; BORGES, 2020). Esse aspecto justificaria, parcialmente, a reduzida contribuição da ACPR na otimização dos parâmetros na presente pesquisa.

Diversos estudos têm aplicado métodos chamados de robustos para minimizar os efeitos dos *outliers* na ACP (CROUX; FILZMOSER; OLIVEIRA, 2007; SERNEELS; VERDONCK, 2008; FILZMOSER; HRON; REIMANN, 2009; ALKAN; ATAKAN; ALKAN, 2015; YI *et al.*, 2017; NOR *et al.*, 2022), baseados em três abordagens principais: estimadores robustos da matriz de covariância (ou de correlação), perseguição de projeção e combinação de estimadores robustos e perseguição de projeção (GHARIBNEZHAD; MUJICA; RODELLAR, 2015). Apesar da diversidade de métodos, autores reportaram resultados pouco consistentes da ACP robusta em séries com mais de 20% de *outliers* em comparação às séries originais sem *outliers* (ALKAN; ATAKAN; ALKAN, 2015). Além disso, resultados contrastantes foram observados entre diferentes métodos de ACP robusta aplicados em séries com 40% de *outliers* (GHARIBNEZHAD; MUJICA; RODELLAR,

2015). Dessa forma, estudos adicionais que utilizem a base de dados da presente pesquisa podem ser benéficos para a comparação de desempenho entre os métodos convencionais e robustos da ACP na formação de componentes principais em séries com elevada proporção de *outliers*.

Os parâmetros ferro total, manganês total e alumínio total mostraram-se relevantes para o monitoramento da qualidade da água, pois receberam a indicação de manutenção em todas as UGRHIs estudadas. Para a maioria das UGRHIs, o peso igual ou superior a 0,5 na ACPR foi o principal motivo para a manutenção do ferro total e alumínio total no monitoramento. Isso indicou que esses parâmetros foram importantes para a variância dos dados observados. A variação desses parâmetros pode ser parcialmente atribuída às condições naturais das bacias hidrográficas (e.g., geomorfologia, solos). O ferro é o quarto elemento mais abundante na crosta terrestre (RAM; RAVI, 2021). No estado de São Paulo, há predominância, em termos de área, dos argissolos e latossolos que se caracterizam pela presença óxidos de ferro e de alumínio (SANTOS *et al.*, 2018). No geral, as UGRHIs estudadas também apresentaram predominância de argissolos e latossolos, à exceção das UGRHIs 03 e 11. Coincidentemente, foram as duas UGRHIs com as menores medianas para a concentração de ferro total e foram duas entre as quatro com as menores medianas para concentrações de alumínio total (Tabela 32). Esse padrão é um indício da importância das condições naturais da bacia hidrográfica nas concentrações desses dois metais na água superficial.

Os solos tropicais também são levemente ácidos, o que favorece a mobilidade dos metais entre solo e água, e, conseqüentemente, a lixiviação para os cursos de água (MACHADO *et al.*, 2017). Esses aspectos foram corroborados por Franco e Hernandez (2009) e Machado *et al.* (2017) em estudos realizados em bacias hidrográficas das UGRHIs 04 (Pardo) e 18 (São José dos Dourados), respectivamente. Os autores apontaram a composição dos solos nas áreas adjacentes aos corpos hídricos como fatores decisivos para as variações sazonais de ferro (Franco e Hernandez, 2009) e alumínio (Machado *et al.*, 2017) na água superficial, com elevação das concentrações nos períodos chuvosos.

Com exceção das UGRHIs 03, 06 e 15, a violação da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) foi o principal motivo indicado para a manutenção do parâmetro manganês total. Bonne Hernández, Oliveira e Espósito (2009), ao estudarem o padrão de distribuição do manganês em corpos hídricos da UGRHI 14, também identificaram violações recorrentes dos padrões de enquadramento. Os autores observaram a ocorrência de manganês ligado a silicatos, o que sugeriu a origem geomorfológica do elemento. Esse resultado foi

reforçado pela avaliação de índices de acumulação (comparação com uma condição de referência) e enriquecimento (comparação com a composição dos folhelhos) que sugeriram a ausência de contaminação antrópica significativa.

Lemes, Figueiredo Filho e Pires (2003) indicaram aspectos naturais como determinantes para a concentração de manganês em pontos de captação de água para abastecimento em corpos hídricos da UGRHI 09. Nesse estudo, os padrões de concentrações foram atribuídos à presença de componentes ferromagnesianos do latossolo. A violação dos padrões de enquadramento para o manganês total também foi relatada por Machado *et al.* (2017) em cursos de água da UGRHI 18, em que as principais hipóteses levantadas pelos autores foram o aporte por processos naturais (e.g., erosão e dissolução de minerais de manganês) e o lançamento de efluentes. A recorrente violação dos padrões de qualidade, observada em todas as UGRHIs na presente pesquisa, pode ser mais um indicativo de que as concentrações de manganês total acima dos limites de enquadramento são condições naturais das bacias hidrográficas do estado de São Paulo, reforçando os resultados obtidos em estudos pretéritos.

Apesar da influência das condições naturais na concentração de metais na água superficial, as fontes antrópicas também apresentam efeitos consideráveis no enriquecimento das águas superficiais com metais (ARMAH *et al.*, 2010; BONNAIL *et al.*, 2017; SAHA; PAUL, 2019), com destaque para a deposição atmosférica, lançamentos de efluentes domésticos e industriais, drenagens em áreas de mineração, além do escoamento superficial em áreas urbanas e agrícolas (ELDER, 1988). Essa realidade não é distinta do estado de São Paulo e do Brasil em geral, em que estudos têm evidenciado a poluição de corpos hídricos por metais devido à fertilização em áreas agrícolas (SARAN *et al.*, 2018), lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados (MANZANO *et al.*, 2015; DE MEDEIROS *et al.*, 2017) e drenagem em áreas de mineração (BONNAIL *et al.*, 2017; SANTANA *et al.*, 2020).

Pesquisas futuras sobre o enriquecimento de metais nos corpos hídricos da área de estudo são necessárias para a identificação de fontes de poluição, bem como para aprimorar os instrumentos de controle da qualidade da água. Os parâmetros ferro total e alumínio total podem ser pontos de partida para esses estudos, uma vez que foram responsáveis por representar a maior parte da variância dos dados na ACPR. O parâmetro manganês total também mostrou-se relevante por concentrar a maioria dos casos de violação dos limites de enquadramento. Cabe ainda destacar a importância dessa linha de pesquisa sob o aspecto de saúde pública, especialmente para os parâmetros alumínio e manganês. Estudos têm

relacionado a ocorrência de doenças neurodegenerativas (e.g., Alzheimer, Parkinson) e de neurotoxicidade (ZATTA *et al.*, 2003; BOWMAN *et al.*, 2011) à exposição a elevadas concentrações desses metais.

Os parâmetros mercúrio total e cobre dissolvido foram aqueles que apresentaram o maior número de UGRHIs indicando a exclusão, com seis no total. O principal motivo apontado para a exclusão foi a presença de mais de 80% dos dados censurados. De forma geral, as concentrações de mercúrio total em águas naturais são reduzidas e identificadas na ordem de nanogramas por litro o que torna a sua medição complexa (TAVARES *et al.*, 2019; TASSONE *et al.*, 2020). As concentrações de mercúrio foram estudadas em rios inseridos em áreas de diferentes usos e ocupação do solo no Brasil (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000), China (ZHANG *et al.*, 2010), Estados Unidos (BALOGH; NOLLET; OFFERMAN, 2005) e Polônia (KOWALSKI; SIEPAK; BOSZKE, 2007). As concentrações reportadas pelos autores foram inferiores a 80 ng/L, valores que seriam classificados como abaixo do limite de quantificação adotado no monitoramento da CETESB (0,0002 mg/L). Wang *et al.* (2009) ao estudarem rios severamente contaminados por mercúrio proveniente de efluentes industriais na China indicaram concentrações médias de mercúrio total de 690 ng/L nos rios avaliados. Gerson *et al.* (2018) identificaram medianas das concentrações de mercúrio total de até 1.100 ng/L em rios impactados pela mineração artesanal de ouro no Senegal. Portanto, é possível observar que o limite de quantificação adotado pela CETESB para o mercúrio total apresenta-se mais ajustado ao monitoramento de áreas significativamente contaminadas por mercúrio, o que pode explicar a elevada quantidade de dados censurados e, conseqüentemente, a reduzida variação das concentrações nas escalas temporal e espacial.

Em relação ao cobre dissolvido, trata-se de um elemento com comportamento não conservativo nos corpos hídricos, com sua disponibilidade na coluna de água influenciada, principalmente, pelos processos de precipitação, sorção e complexação (GRASSI; SHI; ALLEN, 2000; WRIGHT *et al.*, 2007; RADER *et al.*, 2019; MONTECINOS *et al.*, 2020). Apesar de diversos fatores serem apontados como interferentes dos processos citados, como a concentração de carbono orgânico dissolvido e particulado, presença de óxidos e hidróxidos metálicos (GRASSI; SHI; ALLEN, 2000; BUCK *et al.*, 2006; LOUIS *et al.*, 2009; RADER *et al.*, 2019; MONTECINOS *et al.*, 2020), o pH tem sido reportado como um aspecto chave para a disponibilidade do cobre dissolvido na coluna de água (CABANISS; SHUMAN, 1988; GRASSI; SHI; ALLEN, 2000; WRIGHT *et al.*, 2007; MONTECINOS *et al.*, 2020).

Em ambientes ácidos, as concentrações de cobre dissolvido apresentam-se mais elevadas (WRIGHT *et al.*, 2007), pois a sua adsorção é menos significativa. Nessas

condições, há concorrência com os íons  $H^+$  que ocupam as superfícies das partículas em suspensão (GRASSI; SHI; ALLEN, 2000). Para os valores de pH próximos ao neutro, a adsorção atinge o nível máximo e o processo de precipitação na forma de hidróxidos também mostra-se significativa, o que acarreta em menores concentrações de cobre dissolvido na água (GRASSI; SHI; ALLEN, 2000; MONTECINOS *et al.*, 2020). Essa dinâmica pode explicar parcialmente as concentrações desse elemento abaixo do limite de quantificação na maioria das UGRHIs, uma vez que os valores de pH apresentaram medianas que variaram entre 6,7 e 7,1 (Tabela 24).

Outro ponto importante a ser debatido no monitoramento de qualidade da água do estado de São Paulo relaciona-se aos limites de quantificação reportados pela CETESB. Em diversas UGRHIs, os parâmetros cádmio total, chumbo total, cromo total, mercúrio total, manganês total e cobre dissolvido apresentaram os limites de quantificação com o mesmo valor do limite de enquadramento de rios classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) (Tabela 32). Por hipótese, em função do aspecto legal, os resultados para alguns parâmetros do monitoramento da CETESB parecem ter tão somente o intuito de indicar o atendimento ou não à classe de enquadramento, o que pode explicar parcialmente a convergência entre os limites de enquadramento e de quantificação. A presença de limites de quantificação inferiores aos de enquadramento em algumas UGRHIs sugerem que essa condição não se deve, exclusivamente, a restrições ou limitações dos métodos analíticos. Essa situação dificulta a diferenciação dos corpos hídricos quanto aos parâmetros do IAP e IVA, bem como prejudica a aplicação de técnicas estatísticas para auxiliar na interpretação das variações espaciais e temporais dos parâmetros de monitoramento.

Estudos adicionais ainda são necessários para a confirmação da relevância do parâmetro mercúrio total no monitoramento da UGRHI 11 e do cádmio total nas UGRHIs 09, 11 e 15. Os resultados obtidos para esses parâmetros e UGRHIs foram inconclusivos, pois as violações dos padrões de qualidade resultaram de mudanças temporárias nos limites de quantificação da CETESB para valores acima dos limites de enquadramento para rios classe 2. Dessa forma, em função da utilização da técnica de substituição, esses dados foram considerados acima dos limites de enquadramento. Ao se avaliarem os demais períodos de monitoramento nessas UGRHIs, foi possível observar que os padrões de qualidade para o cádmio total e mercúrio total não foram superados em mais de 10% das amostragens em nenhum grupo. Como critério conservador, recomenda-se a manutenção desses parâmetros no monitoramento das respectivas UGRHIs até que uma avaliação mais detalhada seja realizada. A exposição de longo período ao cádmio potencialmente ocasiona câncer e toxicidade aos

sistemas esquelético, urinário, reprodutor, circulatório, nervoso e respiratório (RAFATI RAHIMZADEH *et al.*, 2017). Em relação ao mercúrio, a exposição crônica pode causar efeitos adversos à biota, como mutagenicidade, teratogenicidade e carcinogenicidade, além de efeitos letais em exposições agudas (EISLER, 2006).

Os resultados da presente pesquisa também destacaram a necessidade de ações de gestão específicas para o controle do chumbo total nas UGRHIs 09 e 11, pois a violação dos padrões de qualidade foi o único critério responsável pelas indicações de manutenção desse parâmetro nas duas UGRHIs (Figuras 43 e 44). Na UGRHI 09, concentrações de chumbo total acima dos limites de enquadramento para rios classe 2 também foram observadas por Saran *et al.* (2018) no córrego Rico, e concentrações de até 109 mg/kg foram observadas por Silva (2002) em sedimentos do rio do Peixe. Os autores atribuíram essas elevadas concentrações ao aporte de fertilizantes e pesticidas provenientes de áreas agrícolas e ao lançamento de efluentes industriais, como de curtumes. Em relação a UGRHI 11, estudos pretéritos (COTTA *et al.*, 2006; CASTRO *et al.*, 2011; da SILVA; QUINÁGLIA; OLIVEIRA, 2021) reportaram concentrações de chumbo, nos sedimentos no rio Ribeira de Iguape e seus afluentes, superiores ao limite estabelecido por CCME (2001), para o qual os efeitos sobre as comunidades biológicas são raramente observados. Essa contaminação dos sedimentos foi parcialmente atribuída às atividades de mineração estabelecidas na bacia do rio Ribeira de Iguape de 1919 a 1995. De acordo com Perina e de Souza Abessa (2020), os rejeitos das atividades metalúrgicas, contendo chumbo e outros metais, foram lançados diretamente no rio Ribeira de Iguape por mais de 40 anos. Após 1991, os rejeitos deixaram de ser lançados diretamente no rio, mas passaram a ser depositados nas suas margens sem nenhum tratamento prévio, potencialmente lixiviando e sendo transportados para a calha do rio (ABESSA *et al.*, 2014). Moraes, Figueiredo e Lafon (2004) corroboraram essa hipótese ao indicarem que a assinatura isotópica do chumbo dos sedimentos do rio Ribeira de Iguape era similar à assinatura isotópica do chumbo das áreas de mineração do Vale do Ribeira. Nesse contexto, monitorar o chumbo total na água superficial dessas UGRHIs é essencial devido aos potenciais efeitos adversos à saúde humana, como toxicidade reprodutiva e neurotoxicidade (GIDLOW, 2004).

De forma similar à proposta de adequação de frequência, não foi escopo da presente pesquisa propor a adequação de parâmetros para o atendimento ao objetivo de controle. Para esse objetivo, a seleção de parâmetros demandaria abordagens customizadas para cada ponto de monitoramento, de forma a considerar, além dos requisitos legais, o tipo de empreendimento e as características do processo a ser fiscalizado

## 9.5 Conclusões

Os resultados obtidos na proposta de adequação de parâmetros confirmaram, parcialmente, a hipótese inicial de que alguns parâmetros de monitoramento apresentariam reduzida contribuição para a variância dos dados de qualidade da água e que, portanto, seriam passíveis de exclusão do monitoramento. Em função das características da base de dados, muitos parâmetros não foram elegíveis à ACPR, limitando a interpretação sobre a contribuição de cada parâmetro para a variância total dos dados de qualidade da água. Dessa forma, a avaliação da variância dos dados, por si só, não foi suficiente para a elaboração da proposta de adequação de parâmetros e critérios complementares precisaram ser definidos com base, principalmente, na presença de dados censurados e na violação dos padrões de enquadramento. No entanto, a avaliação da contribuição dos parâmetros para a variância dos dados, por meio da ACPR, associada aos critérios complementares, confirmou a possibilidade de exclusão de alguns parâmetros pertencentes ao IVA e ao IAP do monitoramento em todas as UGRHIs estudadas. Nas UGRHIs 01 e 03 haveria a maior redução dos parâmetros avaliados, de doze para oito. Por outro lado, na UGRHI 06 a proposta foi de exclusão apenas do parâmetro mercúrio total. O principal critério identificado para a redução dos parâmetros foi a presença de séries com mais de 80% de dados censurados e com 10% ou menos das amostragens violando os limites de enquadramento da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). A ACPR mostrou-se pouco relevante para a exclusão dos parâmetros e teve seu desempenho afetado pelas séries com quantidade considerável de dados censurados e *outliers*, que assumiram pesos iguais ou superiores a 0,5 na ACPR. Pesquisas posteriores ainda são necessárias para comparar, quanto à concordância e eficiência, diferentes métodos robustos de ACP com a ACPR adotada no presente estudo.

Os parâmetros do IVA e do IAP apontados como mais relevantes para o monitoramento em todas as UGRHIs estudadas foram ferro total, alumínio total e manganês total. O principal fator para a relevância dos dois primeiros foi a representatividade da variância dos dados identificada na ACPR, enquanto para o último, foi a violação dos limites de enquadramento em mais de 10% das amostragens. O cobre dissolvido e mercúrio total apresentaram concentrações com menores variações nas dimensões espacial e temporal, sendo indicados para a manutenção apenas nas UGRHIs 06 e 11, respectivamente. O principal motivo para a exclusão desses parâmetros nas demais UGRHIs foi a presença de séries com 80% ou mais de dados censurados e com 10% ou menos das amostragens violando os limites

de enquadramento da CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Os aspectos naturais (e.g., geomorfologia, características físico-químicas da água) podem ser indicados como fatores de influência nas concentrações de alguns metais pertencentes ao IVA e IAP (e.g., manganês total, ferro total) nas dimensões espaciais e temporais da qualidade da água. No entanto, o desenvolvimento de pesquisas que visem à confirmação dessa hipótese na área de estudo pode ser benéfico para o entendimento dos principais fatores que governam a variação da qualidade da água.

A principal vantagem da metodologia adotada na presente pesquisa é a abordagem individualizada para cada UGRHI, possibilitando a aplicação dos recursos no monitoramento de parâmetros com maior relevância para a variação da qualidade da água e que respondam às diferentes fontes de perturbação (naturais ou antrópicas) da qualidade da água. Essa estratégia converge com o monitoramento flexível observado em algumas redes em operação em países desenvolvidos, nas quais os parâmetros monitorados não são universais para toda a rede e são selecionados com base nas características naturais e antrópicas de cada bacia, bem como nos objetivos de monitoramento atendidos em cada ponto. A expectativa é que essa metodologia, assim como as descritas nos itens anteriores, possa ser um ponto de partida em direção ao monitoramento flexível em outras redes em operação no Brasil e em países em desenvolvimento em geral.

## 10 DETERMINAÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DE REFERÊNCIA

### 10.1 Aspectos conceituais dos métodos do Melhor Julgamento Profissional (MJP) e da Triseção

Hawkins, Olson e Hill (2010), em uma revisão bibliográfica sobre os métodos para o estabelecimento de condições de referência, destacaram quatro abordagens principais presentes na literatura, sendo elas o uso de dados históricos, extrapolação ou interpolação a partir de pontos de monitoramento de referência, modelagem para estimativa de condições pretéritas e modelagem mecanicista. Apesar dessa diversidade, não há um consenso sobre a melhor abordagem, uma vez que todas apresentam limitações que devem ser consideradas.

O uso de dados históricos anteriores à degradação dos cursos de água apresenta seu uso restrito, pois, de forma geral, as séries de qualidade da água são recentes (MCDOWELL *et al.*, 2013) e contemporâneas ao avanço industrial e à urbanização. As modelagens apresentam como principal empecilho a indisponibilidade de dados (e.g., evolução do uso e ocupação, dados hidrológicos) para o estabelecimento das relações de causa e efeito entre as perturbações antrópicas e/ou naturais e as variações da qualidade da água superficial (BUCK *et al.*, 2000; CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011).

A avaliação do estado da qualidade da água dos corpos hídricos com base em pontos de monitoramento de referência tem sido a abordagem mais empregada (STODDARD *et al.*, 2006; HAWKINS; OLSON; HILL, 2010), mas também apresenta vulnerabilidades. Em uma perspectiva prática, não há pontos totalmente livres de qualquer influência antrópica (SMITH; ALEXANDER; SCHWARZ, 2003; HAWKINS; OLSON; HILL, 2010). Dessa forma, há incertezas na seleção de pontos considerados com mínimo ou reduzido distúrbio e, conseqüentemente, risco em obter condições de referência mais permissivas (MCDOWELL *et al.*, 2013).

O presente item abordará em maiores detalhes os métodos do MJP e da Triseção, pois foram os utilizados para as estimativas de condições de referência nas UGRHIs estudadas. O método do MJP pode ser enquadrado na abordagem de pontos de monitoramento de referência, uma vez que se baseia na seleção de ambientes aquáticos situados em bacias hidrográficas mais preservadas e representativas dos ecossistemas naturais (BUCK *et al.*, 2000; DODDS; CARNEY; ANGELO, 2006; CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011). A seleção é realizada com base em critérios de especialistas (STODDARD *et al.*, 2006) para a composição de um conjunto de corpos hídricos de referência, considerados com mínimo ou

reduzido distúrbio antrópico (BUCK *et al.*, 2000; DODDS; CARNEY; ANGELO, 2006; PAULSEN *et al.*, 2020).

Nesse sentido, no MJP não há uma sistemática para a seleção de pontos de referência, e diferentes estratégias podem ser adotadas (Tabela 36) em função do problema formulado (e.g., parâmetros de interesse, dados disponíveis) e do conhecimento dos especialistas envolvidos. Apesar da subjetividade inerente ao método, tem sido observada convergência na classificação de pontos de referência entre diferentes especialistas (BAATTRUP-PEDERSEN; LARSEN; RIIS, 2013; FEIO *et al.*, 2016). Miller *et al.* (2016) ainda destacaram a importância do julgamento profissional combinado com análises em ambiente SIG na escolha de variáveis de entrada (e.g., uso e ocupação do solo, rodovias) e na definição de limites (e.g., *buffers*, percentis) para a delimitação de áreas com reduzido impacto antrópico.

Tabela 36 - Exemplos de estudos que adotaram o método do MJP com diferentes critérios para a identificação de corpos hídricos ou pontos de monitoramento de referência

<b>Área de estudo</b>	<b>Parâmetros de interesse</b>	<b>Critério para identificação de corpos hídricos ou pontos de monitoramento de referência</b>	<b>Referências</b>
Kansas, Estados Unidos	Fósforo total, nitrogênio total, profundidade de Secchi, clorofila-a planctônica	Distribuição de plantações e áreas urbanas na bacia hidrográfica	Dodds, Carney e Angelo (2006)
Estado de São Paulo, Brasil	Fósforo total, nitrogênio total, amônia e DBO	Cobertura florestal, densidade populacional e crescimento populacional	Cunha, Dodds e Calijuri (2011)
Ecoregião das planícies do Sudeste, Estados Unidos	Biológicas (e.g., macro invertebrados)	Presença de lixo doméstico, erosão e assoreamento excessivos como aspectos para reclassificação de pontos de monitoramento definidos como de referência a partir de análises multivariadas; métricas de variação da morfologia de canal, e; medidas de estresse ambiental	Kosnicki <i>et al.</i> (2014)
Regiões norte e sul de Portugal, Portugal	Estado ecológico dos cursos de água (elevado, bom, intermediário, regular e ruim)	Questionário respondido por especialistas para a definição de pontos de elevada qualidade ecológica	Feio <i>et al.</i> (2016)

Para uma avaliação quantitativa do estado da qualidade da água dos corpos de água, é necessário que se estabeleçam níveis máximos aceitáveis dos elementos (e.g., concentrações de nutrientes, concentrações de metais) ou um mínimo aceitável quando se trata de índices de qualidade da água (HAWKINS; OLSON; HILL, 2010). No método do MJP, uma estratégia recomendada para o estabelecimento dos limites é a utilização de percentis da distribuição dos

dados dos pontos classificados como de referência (mínimo ou reduzido impacto antrópico) (GIBSON *et al.*, 2000; BUCK *et al.*, 2000). A escolha do percentil é subjetiva e se baseia no conhecimento do especialista sobre a série de dados. No entanto, como regra geral, quanto mais degradada for a área de estudo, menor deve ser o percentil adotado, evitando-se o estabelecimento de limites pouco restritivos e enviesados pelos distúrbios antrópicos (GIBSON *et al.*, 2000). Como referência, estudos que utilizaram o MJP recomendaram os percentis de 50% e/ou 75% (com dados ordenados de forma crescente), pois o conjunto de pontos selecionados pelo MJP já representa as melhores condições possíveis na bacia hidrográfica (BUCK *et al.*, 2000; GIBSON *et al.*, 2000; DODDS; CARNEY; ANGELO, 2006; CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011).

Diante da ausência de pontos de monitoramento em áreas de reduzido impacto antrópico, alternativas foram desenvolvidas para o estabelecimento de condições de referência a partir de todos os dados disponíveis, entre elas o método da Triseção (USEPA, 1998). Esse método tem sido utilizado para avaliação da integridade biológica de corpos hídricos nos Estados Unidos (DODDS; CARNEY; ANGELO, 2006) e consiste em indicar a mediana do terço inferior da distribuição dos dados (percentil 16,7%) como o limite de referência para o elemento de interesse (DODDS; CARNEY; ANGELO, 2006; CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011; HUO *et al.*, 2018). O método assume que os corpos hídricos menos degradados são representados pelo terço inferior da distribuição (ordenada de forma crescente) (USEPA, 1998; CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021). Essa simplificação arbitrária, quando os dados são provenientes de áreas altamente degradadas, é considerada o principal aspecto negativo do método. Nessas condições, o terço inferior da distribuição pode não representar pontos com reduzido impacto antrópico e, portanto, as condições de referência serão pouco restritivas e diferentes da condição natural (DODDS; CARNEY; ANGELO, 2006). Como forma de mitigar esse efeito, é recomendado que os pontos de monitoramento reconhecidos pela maior influência antrópica sejam excluídos da análise (USEPA, 1998). Apesar desse aspecto negativo, estudos têm demonstrado resultados similares do método da Triseção ao se comparar com o MJP (CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011) e com o método de distribuição da população (HUO *et al.*, 2013; HUO *et al.*, 2015), apresentando-se como uma alternativa para áreas impactadas pelas atividades antrópicas (HUO *et al.*, 2018).

Cunha, Dodds e Calijuri (2011) destacaram que a escolha do método para estabelecimento de condições de referência deve estar atrelada aos dados disponíveis (e.g., tamanho e representatividade das séries, nível de detalhamento espacial e temporal), a disponibilidade de pontos de monitoramento de referência e aos objetivos específicos da

pesquisa. Buck *et al.* (2000) e Huo *et al.* (2013) ainda reforçaram que a combinação de dois ou mais métodos é recomendada para a obtenção de resultados com maior validade científica.

### 10.2 Metodologia

O fluxograma adotado para a determinação de concentrações de referência em cada UGRHI está apresentado na Figura 47. Os pontos de monitoramento utilizados nessa etapa do estudo foram os mesmos selecionados no subitem 6.1.3 para as análises estatísticas. No entanto, conforme recomendação de USEPA (1998), não foram considerados para o estabelecimento de condições de referência os trechos de rios significativamente impactados pelas atividades antrópicas. Para isso, foram excluídos os pontos de monitoramento inseridos em trechos de rios enquadrados como classe 4 do Decreto Estadual nº 8.468 de 1976 (SÃO PAULO, 1976), pois apresentam maior permissividade quanto ao nível de poluição e, conseqüentemente, as piores condições de qualidade da água. A classe de enquadramento foi obtida com o apoio do software ArcGIS 10.3<sup>®</sup>. Utilizou-se a *shapefile* disponibilizada por CETESB (2020b) que apresenta a hidrografia do estado de São Paulo com o enquadramento dos trechos de rios segundo Decreto Estadual nº 8.468 de 1976 (SÃO PAULO, 1976).

Figura 47 - Fluxograma adotado para a determinação de concentrações de referência em cada UGRHI



As concentrações de referência foram definidas para parâmetros pertencentes ao IQA, IVA e IAP. A temperatura da água, turbidez e sólidos totais não foram considerados, pois apresentam variações sazonais significativas (DALLAS, 2008; KUMAR; SOLANKI; NIRMAL KUMAR, 2011; CHEN; CHANG, 2019; PITAKWINAI; KHANITCHAIDECHA; NAKARUK, 2019). Estudos em rios tropicais com reduzido distúrbio antrópico têm demonstrado que os níveis máximos de turbidez durante eventos chuvosos superam em mais de três vezes os níveis anteriores aos eventos. (RAM; TERRY, 2016; SOLANO-RIVERA *et al.*, 2019). Além da sazonalidade, a variabilidade longitudinal dos sólidos tem sido reportada em bacias hidrográficas preservadas, com concentrações de sólidos totais nas porções de jusante até duas vezes superiores às observadas nas áreas de montante das bacias (LÓPEZ-DELGADO; WINEMILLER; VILLA-NAVARRO, 2019). Em função da significativa variabilidade espaço-temporal dessas variáveis, um único valor de referência para ampla faixa de vazões e para toda a UGRHI não apresentaria aplicação prática.

O pH também não foi avaliado, pois, de forma geral, é predominantemente correlacionado aos fatores ambientais da bacia (e.g., geologia, cobertura vegetal, deposição atmosférica) (HORNUNG *et al.*, 1990; LIU *et al.*, 2000; OMARJEE *et al.*, 2021). Portanto, valores maiores ou menores de pH não indicam necessariamente poluição do corpo hídrico (BATE; SMAILES; ADAMS, 2004), o que dificulta a interpretação de valores de referência para esse parâmetro.

Os dados de entrada foram analisados separadamente para os parâmetros do IQA e do IVA/IAP, pois o monitoramento do IQA apresentou frequência bimestral, enquanto os parâmetros do IVA e IAP foram monitorados em frequência trimestral. Uma análise conjunta indicaria excesso de dados faltantes para os parâmetros do IVA e do IAP e, conseqüentemente, imporia a exclusão dos parâmetros da análise. Alguns pontos de monitoramento apresentaram frequência de amostragem bimestral para os parâmetros do IVA e IAP (e.g., pontos de controle de captação de água para abastecimento). Nesses casos, as séries foram adequadas (dados excluídos) para a mesma frequência dos demais pontos da UGRHI, de forma a evitar maior peso na distribuição dos dados. Também para evitar um desbalanceamento de dados, foram considerados apenas os registros a partir de 2013, em concordância com o mínimo de cinco anos de dados adotado no subitem 6.1.3 como critério para a seleção dos pontos para as análises estatísticas. Como exceção, foram considerados dados a partir de 2014 para a UGRHI 01, pois três entre os quatro pontos da UGRHI apresentaram início do monitoramento nesse ano.

De forma similar ao realizado nas demais etapas da pesquisa, foi realizada a consistência da base de dados brutos, com a avaliação de *outliers*, dados censurados e faltantes. Os *outliers* foram identificados e avaliados conforme metodologia apresentada no subitem 7.2.1. Assim como adotado nas demais etapas do presente estudo, os parâmetros com 10% ou mais de dados faltantes foram excluídos das análises para o estabelecimento das concentrações de referência. Os valores censurados foram tratados com a técnica de substituição, substituindo-se pelo limite de quantificação do método analítico.

No método do MJP, os pontos de monitoramento considerados foram aqueles classificados com o objetivo de estabelecimento de referência na etapa de adequação espacial das UGRHIs. Essa opção se justifica, pois os critérios adotados naquela etapa visaram à seleção de pontos com reduzido impacto antrópico e representativos de diferentes características ambientais das bacias hidrográficas, convergindo com a recomendação de BUCK *et al.* (2000) para a seleção de trechos de rios visando ao estabelecimento de condições de referência. Nos casos em que a UGRHI não apresentou nenhum ponto de monitoramento que atendeu ao objetivo de estabelecimento de referência, o método do MJP não foi aplicado.

Duas propostas foram elaboradas para a obtenção dos valores de referência pelo MJP. A primeira assumiu as medianas das concentrações observadas como condições de referência, conforme adotado por Cunha, Dodds e Calijuri (2011) para a definição de concentrações de referência de nutrientes e DBO em rios do estado de São Paulo. A segunda proposta seguiu a recomendação de Gibson *et al.* (2000), que sugeriram a obtenção dos valores de referência a partir do percentil 75% (com dados ordenados de forma crescente). Os autores recomendaram esse percentil, pois os pontos de monitoramento selecionados no MJP representam a melhor condição possível na bacia e, portanto, alguma permissividade para variação da qualidade da água deve ser considerada. Uma modificação foi aplicada para o OD no MJP de percentil 75%. Nesse caso, foi utilizado o percentil 25% no cálculo das concentrações de referência, pois diferentemente dos demais parâmetros analisados, para o OD as maiores concentrações são indicadoras das melhores condições de qualidade da água (WILLIAMS *et al.*, 2009; ARIMORO *et al.*, 2021).

Em cada UGRHI estudada, o método da Triseção também foi adotado para o cálculo dos valores de referência dos parâmetros selecionados, conforme empregado em trabalhos pretéritos (DODDS; CARNEY; ANGELO, 2006; CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011; HUO *et al.*, 2013). Assim como realizado para o MJP de percentil 75%, aplicou-se uma modificação do método da Triseção para o parâmetro OD, para o qual foi utilizado o percentil 5/6 no cálculo das concentrações de referência.

Diferentemente das demais etapas, os parâmetros com 80% ou mais de dados censurados não foram excluídos automaticamente, pois podem fornecer, qualitativamente, informações relevantes sobre a condição de referência dos corpos hídricos. No método do MJP baseado em medianas, foram desconsiderados os parâmetros em que o percentil 50% foi representado por um dado censurado com limite de quantificação igual ao limite de enquadramento de rios classe 1 ou 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). Nessa condição, o limite de quantificação poderia distorcer o estabelecimento de condições de referência pelo MJP, que apresentaria convergência com os limites legais, mesmo que as condições naturais fossem mais restritivas. Critério similar foi adotado para os métodos da Triseção e do MJP de percentil 75%, porém com os percentis de 16,7% e 75%, respectivamente.

### **10.3 Resultados**

#### **10.3.1 Dados de entrada**

Para a estimativa das concentrações de referência, foram utilizados os dados de entrada provenientes dos 143 pontos de monitoramento selecionados para as análises estatísticas (subitem 6.1.3), excluindo-se aqueles localizados em trechos de rios classe 4 (32 pontos). Para os parâmetros do IQA, foram considerados nessa etapa mais de 16.000 dados distribuídos entre cinco parâmetros de qualidade (Tabela 37), enquanto para os parâmetros do IVA e IAP, o total de dados foi superior a 27.000, distribuídos entre 12 parâmetros (Tabela 38). Nessa etapa da pesquisa, nenhum parâmetro avaliado apresentou 10% ou mais de dados faltantes.

Em relação aos parâmetros do IQA, na maioria das UGRHIs estudadas, os dados censurados representaram elevada proporção (acima de 50% do total) para a DBO e nitrogênio total. Essa condição também foi observada para os parâmetros do IVA e IAP, com exceção do ferro total, manganês total e alumínio total. As Tabelas 37 e 38 também indicaram que, em pelo menos duas UGRHIs, sete entre os dezessete parâmetros analisados apresentaram os limites de quantificação iguais aos limites de enquadramento de rios classe 1 ou 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

Tabela 37 - Visão geral dos dados de entrada do IQA para a estimativa de concentrações de referência em todas as UGRHIs estudadas, com número total de dados, dados faltantes, limites de quantificação e limites da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para os parâmetros *E. coli*, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e OD

<b>Parâmetros</b>	<b>UGRHI</b>	<b><i>E. coli</i></b>	<b>DBO</b>	<b>NT</b>	<b>PT</b>	<b>OD</b>
Número total de dados	01	98	99	96	100	100
	03	894	893	849	895	896
	06	654	653	629	654	653
	09	922	922	901	931	929
	11	310	309	294	310	310
	14	187	192	180	186	193
	15	300	299	299	300	300
Dados censurados (%)	01	0	43	71	1	0
	03	0	77	88	34	2
	06	0	28	84	0	3
	09	0	52	48	7	0
	11	0	99	94	11	0
	14	0	82	72	3	0
	15	3	80	45	0	0
Dados faltantes(%)	01	2	1	4	0	0
	03	2	2	6	1	1
	06	0	0	4	0	0
	09	1	1	3	0	0
	11	1	1	6	1	1
	14	3	1	7	4	0
	15	0	0	0	0	0
Limite de quantificação <sup>a</sup>	01	<sup>b</sup>	<3 <sup>d</sup>	<sup>d</sup>	<0,02 <sup>b</sup>	<sup>b</sup>
	03	<1	<3 <sup>c</sup>	<sup>d</sup>	<0,02 <sup>c</sup>	<sup>b</sup>
	06	<sup>b</sup>	<3 <sup>d</sup>	<sup>d</sup>	<0,01 <sup>c</sup>	<0,21
	09	<sup>b</sup>	<2 <sup>c</sup>	<sup>d</sup>	<0,01 <sup>c</sup>	<sup>b</sup>
	11	<sup>b</sup>	<5 <sup>c</sup>	<sup>d</sup>	<0,007 <sup>c</sup>	<sup>b</sup>
	14	<sup>b</sup>	<2 <sup>c</sup>	<sup>d</sup>	<0,007 <sup>c</sup>	<sup>b</sup>
	15	<1	<2 <sup>c</sup>	<sup>d</sup>	<sup>b</sup>	<sup>b</sup>
Limites CONAMA classe 1	-	<sup>e</sup>	3	<sup>e</sup>	0,1	6
Limites CONAMA classe 2	-	<sup>e</sup>	5	<sup>e</sup>	0,1	5

<sup>a</sup> Os valores apresentados na tabela seguiram os padrões de Algarismos Significativos reportados pelo Sistema Infoáguas da CETESB; <sup>b</sup> Nenhum dado censurado observado; <sup>c</sup> Representam o limite de quantificação mais frequente, no entanto, outros foram observados para a série de dados. <sup>d</sup> O limite de quantificação foi variável em função das concentrações de NTK, nitrato e nitrito. <sup>e</sup> Sem limite estabelecido na Resolução CONAMA n° 357/2005.

Tabela 38 - Visão geral dos dados de entrada do IAP e IVA para a estimativa de concentrações de referência em todas as UGRHIs estudadas, com número total de dados, dados faltantes, limites de quantificação e limites da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para os parâmetros cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante (continua)

Parâmetros	UGRHI	Cd	Pb	Cr	Hg	Ni	Fe	Mn	Al	Cu total	Cu dissolvido	Zn	Surfactante	
Número total de dados	01	67	68	68	68	68	68	68	68	68	68	68	68	
	03	604	605	605	604	603	604	605	605	605	605	603	605	
	06	442	439	442	442	442	442	442	442	442	440	442	442	
	09	634	634	634	629	633	634	634	634	632	634	634	634	
	11	210	210	210	209	210	210	210	210	210	210	207	210	210
	14	126	126	126	126	126	126	126	126	126	126	126	126	126
	15	203	203	203	203	203	203	203	203	203	203	203	203	203
Dados censurados (%)	01	99	99	100	100	100	3	74	7	97	100	100	78	
	03	97	98	100	99	98	25	85	43	92	95	97	94	
	06	92	88	85	98	84	0	0	2	60	85	63	14	
	09	100	97	98	98	99	1	40	3	87	97	75	79	
	11	100	96	90	95	97	4	19	3	89	98	74	99	
	14	98	91	90	99	99	0	0	0	86	100	86	91	
	15	97	100	78	94	100	0	6	11	97	99	46	95	
Dados faltantes(%)	01	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	06	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	09	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Limite de quantificação <sup>a</sup>	01	<0,001	<0,01	<0,05	<0,0002 <sup>b</sup>	<0,02	<0,2	<0,1	<0,1	<0,005	<0,005	<0,1	<0,05 <sup>b</sup>	
	03	<0,001	<0,01	<0,05 <sup>b</sup>	<0,0002	<0,02	<0,2	<0,1	<0,1	<0,005 <sup>b</sup>	<0,005	<0,1	<0,05 <sup>b</sup>	
	06	<0,0007	<0,009	<0,02	<0,0002	<0,02	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>	<0,3 <sup>b</sup>	<0,01	<0,009	<0,02	<0,08	
	09	<0,001 <sup>b</sup>	<0,01 <sup>b</sup>	<0,05 <sup>b</sup>	<0,0001 <sup>b</sup>	<0,02 <sup>b</sup>	<0,3	<0,1 <sup>b</sup>	<0,1 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,1 <sup>b</sup>	<0,10 <sup>b</sup>	
	11	<0,0007 <sup>b</sup>	<0,01 <sup>b</sup>	<0,01 <sup>b</sup>	<0,0002 <sup>b</sup>	<0,01 <sup>b</sup>	<0,001 <sup>b</sup>	<0,0002 <sup>b</sup>	<0,03 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,01 <sup>b</sup>	<0,08	
	14	<0,0007	<0,009	<0,02	<0,0002	<0,02	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>	<0,01	<0,009	<0,02	<0,08	
	15	<0,001 <sup>b</sup>	<0,008 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,0002	<0,01 <sup>b</sup>	<sup>c</sup>	<0,03 <sup>b</sup>	<0,05	<0,005 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,005 <sup>b</sup>	<0,10	

<sup>a</sup> Os valores apresentados na tabela seguiram os padrões de algarismos significativos reportados pelo Sistema Infoáguas da CETESB; <sup>b</sup> Representam o limite de quantificação mais frequente, no entanto, outros foram observados para a série de dados; <sup>c</sup> Nenhum dado censurado foi observado; <sup>d</sup> Sem limite estabelecido na Resolução CONAMA n° 357/2005.

Tabela 38 - Visão geral dos dados de entrada do IAP e IVA para a estimativa de concentrações de referência em todas as UGRHIs estudadas, com número total de dados, dados faltantes, limites de quantificação e limites da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para os parâmetros cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante (conclusão)

Parâmetros	UGRHI	Cd	Pb	Cr	Hg	Ni	Fe	Mn	Al	Cu total	Cu dissolvido	Zn	Surfactante
Limites CONAMA classe 1	-	0,001	0,01	0,05	0,0002	0,025	<sup>d</sup>	0,1	<sup>d</sup>	<sup>d</sup>	0,009	0,18	0,5
Limites CONAMA classe 2	-	0,001	0,01	0,05	0,0002	0,025	<sup>d</sup>	0,1	<sup>d</sup>	<sup>d</sup>	0,009	0,18	0,5

<sup>a</sup> Os valores apresentados na tabela seguiram os padrões de algarismos significativos reportados pelo Sistema Infoáguas da CETESB; <sup>b</sup> Representam o limite de quantificação mais frequente, no entanto, outros foram observados para a série de dados; <sup>c</sup> Nenhum dado censurado foi observado; <sup>d</sup> Sem limite estabelecido na Resolução CONAMA n° 357/2005.

### 10.3.2 Concentrações de referência para os parâmetros do IQA, IVA e IAP

Os resultados (Tabelas 39 e 40) indicaram em todos os métodos que, para a maioria dos parâmetros, os valores de referência resultaram abaixo dos limites de quantificação presentes no banco de dados da CETESB (Tabelas 37 e 38). Isso pode ser atribuído à elevada quantidade de dados censurados. Para esses parâmetros, as condições de referência estimadas pelos métodos do MJP e da Triseção apresentam informações qualitativas, uma vez que elas indicam que os valores de referência são inferiores ao limites de quantificação, mas não se sabe quanto. Para as comparações entre os métodos e com os limites legais, foram considerados no presente subitem os limites superiores dos valores de referência. Por exemplo, para a UGRHI 01 o valor de referência para o nitrogênio total pelo método MJP utilizando a mediana foi menor que 2,71 mg/L, portanto, para as comparações, foi considerado 2,71 mg/L.

Em relação aos parâmetros do IQA (Tabela 39), de forma geral, os valores de referência obtidos pelo MJP para a UGRHI 01 foram os menos restritivos, enquanto os mais restritivos foram observados na UGRHI 15. Pelo método do MJP, a UGRHI 01 apresentou valor de referência de *E. coli* pelo menos 10 vezes superior às demais UGRHIs, além de nitrogênio total e fósforo total pelo menos 1,8 vez superior. Para esse último parâmetro, a concentração de referência foi acima do limite de enquadramento para rios classe 1, condição similar à observada para a DBO. Os resultados do método da Triseção indicaram condições mais restritivas na UGRHI 01 ao se comparar com o método do MJP pela mediana, com redução de ao menos 50% nos valores de referência para *E. coli*, nitrogênio total e fósforo total, e elevação de 20% no OD. Outro padrão foi observado na UGRHI 06 para os parâmetros do IQA, em que as concentrações de referência estimadas pelo método da Triseção foram menos restritivas em comparação ao MJP, exceto para o OD.

Apesar da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) não apresentar um limite para o indicador *E. coli*, ele foi estabelecido pela CETESB para o estado de São Paulo, por meio da Decisão de Diretoria n° 112/2013/E de 09/04/2013 (CETESB, 2013). Os limites em rios classe 1, 2 e 3 são, respectivamente, 120, 600 e 2.400 UFC/100 mL, com base no percentil 80% da série de dados. Foi possível observar valores de referência abaixo de tais limites para rios classe 1 apenas nas UGRHIs 06 e 15 pelo MJP utilizando a mediana, e nas UGRHIs 03 e 15 pelo método da Triseção. A UGRHI 01 apresentou, em todos os métodos, valores de referência para *E. coli* acima dos limites de enquadramento para rios classe 3. Esse parâmetro também foi o que apresentou as maiores diferenças relativas entre os métodos do

MJP e da Triseção, com destaque para a UGRHI 06, em que a referência foi de 89 UFC/100 mL pelo MJP utilizando a mediana, enquanto para o método da Triseção o valor foi de 1.403 UFC/100 mL.

Tabela 39 - Concentrações de referência estimadas pelos métodos do MJP e da Triseção em cada UGRHI estudada. São apresentados os valores de referência para os parâmetros *E. coli*, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e OD, bem como a proporção de dados censurados na série utilizada no MJP e os limites da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005)

Parâmetros	UGRHI	<i>E. coli</i> (UFC/100mL)	DBO (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	OD (mg/L)
Valores de referência MJP (mediana) <sup>a</sup>	01	7700	4	<2,31	0,1	6,3
	03	158	<sup>b</sup>	<0,85	<0,02	8,0
	06	89	<sup>b</sup>	<0,94	0,05	5,10
	09	260	<2	<0,60	0,04	7,30
	11	410	<sup>b</sup>	<1,29	0,029	7,80
	14	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>
	15	4	<2	<0,62	0,01	6,73
	Todas	216	<sup>b</sup>	<1,21	0,024	7,5
Valores de referência MJP (percentil 75%) <sup>a</sup>	01	23000	5	<3,10	0,15	5,1
	03	360	<sup>d</sup>	<1,02	0,021	7,5
	06	178	<sup>d</sup>	<1,08	0,06	3,50
	09	400	<2	<0,79	0,06	5,80
	11	2225	<sup>d</sup>	<1,38	0,09	6,80
	14	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>	<sup>c</sup>
	15	8	<2	<0,68	0,01	5,84
	Todas	1095	<sup>d</sup>	<1,36	0,064	6,4
Valores de referência Triseção <sup>a</sup>	01	3200	<sup>e</sup>	<0,90	0,053	7,8
	03	104	<sup>e</sup>	<0,71	<0,02	7,1
	06	1403	<sup>e</sup>	<1,11	0,07	6,22
	09	182	<2	<0,8	0,03	7,83
	11	122	<sup>e</sup>	<1,21	0,012	8,99
	14	228	<2	<0,75	0,032	8,00
	15	63	<2	<0,67	0,02	7,41
	Todas	148	<2	<0,80	0,02	8,0
Dados censurados MJP (%)	01	0	28	64	0	0
	03	1	<sup>f</sup>	95	65	0
	06	0	<sup>f</sup>	97	6	0
	09	0	88	100	12	0
	11	0	<sup>f</sup>	98	14	0
	14	<sup>f</sup>	<sup>f</sup>	<sup>f</sup>	<sup>f</sup>	<sup>f</sup>
	15	26	100	100	0	0
	Todas	2	<sup>f</sup>	94	27	0
Limites CONAMA classe 1	-	<sup>g</sup>	3	<sup>g</sup>	0,1	6
Limites CONAMA classe 2	-	<sup>g</sup>	5	<sup>g</sup>	0,1	5

<sup>a</sup> Os valores apresentados na tabela seguiram os padrões de Algarismos Significativos reportados pelo Sistema Infoáguas da CETESB; <sup>b</sup> Desconsiderado, pois o percentil 50% resultou igual ao limite de enquadramento de rios classe 1 ou 2; <sup>c</sup> Nenhum ponto classificado com o objetivo de referência na UGRHI; <sup>d</sup> Desconsiderado, pois o percentil 75% resultou igual ao limite de enquadramento de rios classe 1 ou 2; <sup>e</sup> Desconsiderado, pois o percentil 1/6 resultou igual ao limite de enquadramento de rios classe 1 ou 2; <sup>f</sup> Desconsiderado para o MJP em função do critério de dados censurados; <sup>g</sup> Sem limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/2005.

Em relação ao OD, de forma geral, as maiores concentrações de referência foram obtidas pelo método da Triseção, sendo que, em todas as UGRHIs, os valores foram mais

restritivos em comparação com os limites de enquadramento de rios classe 1. Por outro lado, para o MJP utilizando a mediana, as UGRHIs 01 e 06 apresentaram referências para o OD mais permissivas em comparação à classe 1. Essa maior permissividade quanto às concentrações de OD também foi observada nas UGRHIs 01, 06, 09 e 15 ao se aplicar o MJP com percentil 75%.

Ainda foi identificada compatibilidade entre os valores de referência estimados pelos métodos do MJP e da Triseção para os parâmetros fósforo total e nitrogênio total, predominando a mesma ordem de grandeza. A ordem de grandeza no presente estudo foi definida como a potência de 10 mais próxima da medida em avaliação. As maiores diferenças foram observadas na UGRHI 01, com até 2,20 mg/L para o nitrogênio total e 0,10 mg/L para o fósforo total, enquanto para as demais UGRHIs esses valores não superaram 0,31 mg/L e 0,08 mg/L, respectivamente. Os resultados obtidos para os parâmetros do IVA e IAP (Tabela 40) também indicaram convergência entre os métodos do MJP e da Triseção, uma vez que as concentrações de referência estimadas apresentaram uma mesma ordem de grandeza na maioria das UGRHIs. Apesar disso, diferenças superiores a cinco vezes foram observadas para alguns parâmetros ao se comparar as estimativas pelos métodos do MJP e da Triseção (e.g., ferro total na UGRHI 15, *E. coli* nas UGRHIs 06 e 11).

No método do MJP utilizando o percentil de 75%, nas UGRHIs 09, 11 e 15, as concentrações de referência estimadas para o cádmio total foram acima dos limites de enquadramento de rios classe 1. Isso pode ser atribuído à alteração, temporária (até dois anos), dos limites de quantificação nos pontos de monitoramento de referência para valores acima dos limites de enquadramento. No entanto, não é possível afirmar que a condição natural é menos restritiva, pois os valores de referência obtidos para o cádmio total foram dados censurados, que podem inclusive ser inferiores aos limites de enquadramento. Esse aspecto é reforçado ao se avaliar o período anterior à alteração, em que nenhuma concentração de cádmio total acima de 0,001 mg/L foi observada nas UGRHIs 09, 11 e 15.

De forma geral, os parâmetros do IVA e IAP apresentaram concentrações de referência inferiores aos limites de enquadramento de rios classe 1 e 2, com destaque para cromo total, zinco total e surfactante, em que concentrações até 10 vezes inferiores a esses limites foram estimadas. Padrão distinto foi observado para o manganês total no método do MJP utilizando percentil 75%. Para esse parâmetro, valores de referência acima dos limites de enquadramento foram observados nas UGRHIs 01 e 09, além de diferenças de apenas 10% para esses limites nas UGRHIs 06 e 11.

Tabela 40 - Concentrações de referência estimadas pelos métodos do MJP e da Triseção em cada UGRHI estudada. São apresentados os valores de referência para os parâmetros cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante, bem como proporção de dados censurados na série utilizada no MJP e os limites da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) (continua)

Parâmetros	UGRHI	Cd (mg/L)	Pb (mg/L)	Cr (mg/L)	Hg (mg/L)	Ni (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Al (mg/L)	Cu total (mg/L)	Cu dissolvido (mg/L)	Zn (mg/L)	Surfactante (mg/L)
Valores de referência MJP (mediana) <sup>a</sup>	01	b	b	b	b	<0,02	1,39	b	0,32	<0,005	<0,005	<0,1	<0,05
	03	b	b	b	b	<0,02	<0,20	b	<0,1	<0,005	<0,005	<0,1	<0,05
	06	<0,0007	<0,009	<0,02	b	<0,02	1,21	0,06	0,49	<0,01	b	<0,02	<0,08
	09	b	<0,008	<0,005	b	<0,01	2,67	0,063	0,11	<0,005	<0,005	<0,005	<0,1
	11	b	b	<0,01	b	<0,01	0,80	0,05	0,30	<0,005	<0,005	<0,01	<0,08
	14	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c
	15	b	<0,008	<0,005	b	<0,01	0,072	<0,0111	<0,05	<0,005	<0,005	<0,005	<0,1
Todas	b	b	<0,02	b	<0,02	0,60	b	0,2	<0,005	<0,005	<0,02	<0,08	
Valores de referência MJP (percentil 75%) <sup>a</sup>	01	d	d	d	d	<0,02	1,73	0,11	0,40	<0,005	<0,005	<0,1	0,14
	03	d	d	d	d	<0,02	0,37	d	0,18	<0,005	<0,005	<0,1	<0,05
	06	<0,0007	d	<0,02	d	<0,02	2,38	0,09	0,99	<0,01	d	<0,02	0,1
	09	<0,002	<0,009	<0,005	d	<0,01	3,87	0,113	0,159	<0,005	<0,005	0,008	<0,1
	11	<0,005	d	<0,02	d	<0,02	1,31	0,091	0,68	<0,006	<0,005	<0,02	<0,08
	14	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c
	15	<0,002	<0,009	<0,005	d	<0,01	0,133	<0,03	0,082	<0,005	<0,005	0,0061	<0,1
Todas	d	d	d	d	<0,02	1,37	d	0,41	<0,005	<0,005	<0,1	<0,08	
Valores de referência Triseção <sup>a</sup>	01	e	e	e	e	<0,02	1,11	e	0,16	<0,005	<0,005	<0,10	<0,02
	03	e	e	e	e	<0,02	<0,2	e	<0,1	<0,005	<0,005	<0,1	<0,01
	06	<0,0007	<0,009	<0,02	b	<0,02	1,58	0,07	0,31	<0,01	e	<0,02	0,09
	09	e	<0,008	<0,005	<0,0001	<0,01	1,00	<0,044	0,156	<0,005	<0,005	<0,005	<0,1
	11	<0,0007	<0,005	<0,001	<0,0001	<0,002	0,41	<0,017	0,14	<0,004	<0,004	<0,005	<0,08
	14	<0,0007	<0,009	<0,02	e	<0,02	1,54	0,05	0,88	<0,01	e	<0,02	<0,08
	15	<0,0005	<0,008	<0,002	e	<0,005	1,49	0,052	0,068	<0,005	<0,005	<0,005	<0,1
Todas	<0,0007	<0,008	<0,005	<0,0001	<0,01	0,44	<0,058	<0,1	<0,005	<0,005	<0,01	<0,05	

<sup>a</sup> Os valores apresentados na tabela seguiram os padrões de algarismos significativos reportados pelo Sistema Infoáguas da CETESB; <sup>b</sup> Desconsiderado, pois o percentil 50% resultou igual ao limite de enquadramento de rios classe 1 ou 2; <sup>c</sup> Nenhum ponto classificado com o objetivo de referência na UGRHI; <sup>d</sup> Desconsiderado, pois o percentil 75% resultou igual ao limite de enquadramento de rios classe 1 ou 2; <sup>e</sup> Desconsiderado, pois o percentil 1/6 resultou igual ao limite de enquadramento de rios classe 1 ou 2; <sup>f</sup> Desconsiderado para o MJP em função do critério de dados censurados; <sup>g</sup> Sem limite estabelecido na Resolução CONAMA n° 357/2005.

Tabela 40 - Concentrações de referência estimadas pelos métodos do MJP e da Triseção em cada UGRHI estudada. São apresentados os valores de referência para os parâmetros cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), mercúrio total (Hg), níquel total (Ni), ferro total (Fe), alumínio total (Al), cobre total (Cu total), cobre dissolvido (Cu dissolvido), zinco total (Zn) e surfactante, bem como proporção de dados censurados na série utilizada no MJP e os limites da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) (conclusão)

Parâmetros	UGRHI	Cd (mg/L)	Pb (mg/L)	Cr (mg/L)	Hg (mg/L)	Ni (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Al (mg/L)	Cu total (mg/L)	Cu dissolvido (mg/L)	Zn (mg/L)	Surfactante (mg/L)
Dados censurados MJP (%)	01	f	f	f	f	100	0	68	0	94	100	100	62
	03	f	f	f	f	98	56	f	57	93	95	96	97
	06	100	100	100	f	100	0	0	5	86	f	90	71
	09	100	100	100	f	100	0	0	5	95	100	52	100
	11	100	f	90	f	97	6	22	4	92	98	73	100
	14	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
	15	100	100	95	f	100	0	57	52	100	100	67	100
Todas	f	f	96	f	98	20	-	24	93	98	83	93	
Limites CONAMA classe 1	-	0,001	0,01	0,05	0,0002	0,025	g	0,1	g	g	0,009	0,18	0,5
Limites CONAMA classe 2	-	0,001	0,01	0,05	0,0002	0,025	g	0,1	g	g	0,009	0,18	0,5

<sup>a</sup> Os valores apresentados na tabela seguiram os padrões de algarismos significativos reportados pelo Sistema Infoáguas da CETESB; <sup>b</sup> Desconsiderado, pois o percentil 50% resultou igual ao limite de enquadramento de rios classe 1 ou 2; <sup>c</sup> Nenhum ponto classificado com o objetivo de referência na UGRHI; <sup>d</sup> Desconsiderado, pois o percentil 75% resultou igual ao limite de enquadramento de rios classe 1 ou 2; <sup>e</sup> Desconsiderado, pois o percentil 1/6 resultou igual ao limite de enquadramento de rios classe 1 ou 2; <sup>f</sup> Desconsiderado para o MJP em função do critério de dados censurados; <sup>g</sup> Sem limite estabelecido na Resolução CONAMA n° 357/2005.

## 10.4 Discussões

Nos últimos anos, diversas pesquisas têm almejado o estabelecimento de condições de referência para variáveis biogeoquímicas em corpos hídricos de diferentes países (SMITH; ALEXANDER; SCHWARZ, 2003; DODDS; OAKES, 2004; DODDS; CARNEY; ANGELO, 2006; PARDO *et al.*, 2012; SÁNCHEZ-MONTOYA *et al.*, 2012; MCDOWELL *et al.*, 2013 ; HSIEH; SHIU; CHIUEH, 2016; ISMAIEL *et al.*, 2018; TROMBONI *et al.*, 2021; GALLAGHER *et al.*, 2022). Cheng e Li (2018) apontam como aspecto crucial desses estudos o apoio à definição de metas para redução da poluição da água superficial. No Brasil, as principais aplicações dessa linha de pesquisa são a avaliação da integridade biológica dos ecossistemas aquáticos (JIMÉNEZ-VALÊNCIA *et al.*, 2014; POLAZ; FERREIRA; PETRERE JÚNIOR, 2017; GONINO *et al.*, 2020; SANTOS; CAIOLA, 2020) e a determinação de condições basais de nutrientes (LAMPARELLI, 2004; CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011; CUNHA; OGURA; CALIJURI, 2012; TROMBONI; DODDS, 2017; CARDOSO-SILVA *et al.*, 2021). Também no contexto brasileiro, poucas iniciativas estão disponíveis para o estabelecimento de condições de referência para outros parâmetros físico-químicos, como DBO (CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011), condutividade elétrica, pH e OD (FONSECA; DE MENDONÇA-GALVÃO, 2014; FONSECA *et al.*, 2014), além de metais (SAHOO *et al.*, 2019). Nesse sentido, por abranger uma ampla variedade de parâmetros (17) pertencentes ao IQA, IVA e IAP e por apresentar uma abordagem em escala mais detalhada (UGRHI), a presente pesquisa pode contribuir com o conhecimento das condições de referência em áreas tropicais e subtropicais, como no estado de São Paulo.

A dificuldade no estabelecimento de condições naturais (ou de referência) não é uma exclusividade do Brasil. Pardo *et al.* (2012), em estudo realizado com dados de 17 países da União Europeia, elencaram diversas áreas de pesquisa necessárias para que o conceito de condição de referência possa ser materializado em uma perspectiva prática. Os principais apontamentos dos autores foram: necessidade de definição de limites para aceitar um ponto de monitoramento como representante de uma condição natural; necessidade de estudos que avancem na identificação dos efeitos de múltiplos distúrbios antrópicos na qualidade da água; necessidade de definição da quantidade de pontos de monitoramento suficientes em cada zona homogênea para garantir significância estatística aos valores de referência obtidos. Tais lacunas do conhecimento também estão presentes no Brasil e podem representar linhas de pesquisas complementares ao presente estudo.

Uma visão geral sobre os valores de referência obtidos na presente pesquisa em comparação com outros estudos desenvolvidos para rios no Brasil e no mundo é apresentada na Tabela 41. É possível observar que as concentrações de referência definidas nos diversos estudos variam em ampla faixa, com convergência em alguns parâmetros, mas divergência em outros, sem a presença de um padrão definido. Nesse aspecto, é possível destacar a convergência entre as faixas de referência para o nitrogênio total em estudos desenvolvidos por Tromboni e Dodds (2017) em bacias tropicais no Brasil (Rio de Janeiro) (1,294 a 1,358 mg/L) e por Cheng e Li (2018) em áreas submetidas ao clima de monções na China (1,297 a 1,642 mg/L). Por outro lado, os mesmos autores indicaram faixas de referência para o fósforo total com diferenças de uma ordem de grandeza, com concentrações estimadas variando de 0,041 a 0,198 mg/L. Situação similar é observada entre o presente estudo e a pesquisa de Dodds e Oakes (2004), realizada no leste do estado de Kansas nos Estados Unidos, que obtiveram a mesma faixa de referência para o fósforo total (0,02 a 0,15 mg/L), mas diferenças de quase três vezes para o nitrogênio total ao se compararem os valores de referência mínimos e máximos estimados.

Essas variações não são observadas apenas na comparação entre estudos realizados em países distintos. Fonseca e de Mendonça-Galvão (2014), ao estabelecerem concentrações de referência para bacias hidrográficas do bioma Cerrado na porção central do Brasil, indicaram referência para nitrogênio total (0,019 mg/L) 31 vezes menor do que as estimadas por Lamparelli (2004) e até 17 vezes menor do que as sugeridas por Cunha, Dodds e Calijuri (2011), em pesquisas realizadas no estado de São Paulo. Por outro lado, a comparação entre esses estudos permitiu observar que os valores de referência para o fósforo total permaneceram dentro da mesma ordem de grandeza (0,015 a 0,04 mg/L).

Tabela 41- Valores ou faixas de referência estimados em estudos desenvolvidos para rios de diferentes países. Estão apresentados os resultados para *E. coli*, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), OD, cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu) e zinco total (Zn). Com exceção da *E. coli*, os demais parâmetros apresentam a unidade de mg/L. As faixas de referência apresentadas para o presente estudo consideraram os valores máximos e mínimos estimados pelos métodos MJP e da Triseção em todas as UGRHIs estudadas (continua)

Parâmetros / Autores/País	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	DBO	NT	PT	OD	Cd	Pb	Cr	Fe	Mn	Al	Cu total	Zn
Dodds e Oakes (2004)/ Estados unidos	a	a	0,22- 1,1	0,02- 0,15	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Lamparelli (2004)/Brasil	a	a	0,6	0,032	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Cunha, Dodds e Calijuri (2011)/Brasil	a	2	0,31- 0,34	0,03- 0,04	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Pardo <i>et al.</i> (2012)/17 países da Europa	a	2,4- 3,6	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Sanchez-Montoya <i>et al.</i> (2012)/ Espanha	a	a	a	a	9,3- 10,5	a	a	a	a	a	a	a	a
McDowell <i>et al.</i> (2013)/Nova Zelândia	<10- <160	a	a	<0,01- <0,07	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Fonseca <i>et al.</i> (2014)/Brasil	a	a	a	0,006	5,27	a	a	a	a	a	a	a	a
Fonseca e de Mendonça-Galvão (2014)/Brasil	a	a	0,019	0,015	5,56	a	a	a	a	a	a	a	a
Hsieh, Shiu e Chiueh (2016)/Taiwan	a	a	1,22- 1,5	0,019- 0,035	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Tromboni e Dodds (2017)/Brasil	a	a	1,294- 1,358	0,195- 0,198	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Cheng e Li (2018)/China	a	a	1,297- 1,642	0,041- 0,049	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Sahoo <i>et al.</i> (2019)/ Brasil	a	a	a	a	a	a	0,0011- 0,00182	0,00162- 0,00165	2,1- 3,9	0,1- 0,2	0,1-0,3	0,0018- 0,0028	0,0118- 0,0158

<sup>a</sup> Concentrações de referência não estabelecidas.

Tabela 41 - Valores ou faixas de referência estimados em estudos desenvolvidos para rios de diferentes países. Estão apresentados os resultados para *E. coli*, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), OD, cádmio total (Cd), chumbo total (Pb), cromo total (Cr), ferro total (Fe), manganês total (Mn), alumínio total (Al), cobre total (Cu) e zinco total (Zn). Com exceção da *E. coli*, os demais parâmetros apresentam a unidade de mg/L. As faixas de referência apresentadas para o presente estudo consideraram os valores máximos e mínimos estimados pelos métodos MJP e da Triseção em todas as UGRHIs estudadas (conclusão)

Parâmetros	<i>E. coli</i>	DBO	NT	PT	OD	Cd	Pb	Cr	Fe	Mn	Al	Cu total	Zn
Autores/País	(NMP/100 mL)												
Tromboni <i>et al.</i> (2021)/ Laos, Camboja e Tailândia	<sup>a</sup>	<sup>a</sup>	0,266- 0,313	0,0252- 0,039	7,48- 7,503	<sup>a</sup>	<sup>a</sup>	<sup>a</sup>	<sup>a</sup>	<sup>a</sup>	<sup>a</sup>	<sup>a</sup>	<sup>a</sup>
Presente estudo/ Brasil	4- 23.000	<2- 4	<0,6- <3,1	<0,02- 0,15	3,5- 9	<0,0005- <0,002	<0,005- <0,009	<0,001- <0,02	0,07- 3,87	<0,01- 0,11	<0,05- 0,99	<0,004- <0,01	<0,005- <0,1

<sup>a</sup> Concentrações de referência não estabelecidas.

Em relação aos metais, foram identificadas diferenças superiores a uma ordem de grandeza nas concentrações de referência mínimas estimadas para ferro e manganês totais ao se comparar a presente pesquisa com a publicação de Sahoo *et al.* (2019), em estudo desenvolvido na bacia do rio Itacaiúnas no sudeste da Amazônia (Brasil). Para esses parâmetros, as menores concentrações de referência estimadas na presente pesquisa foram de, respectivamente, 0,07 e <0,01 mg/L, enquanto os mínimos valores reportados por Sahoo *et al.* (2019) foram de, respectivamente, 2,1 e 0,1 mg/L. Também para o ferro e manganês totais, ao se considerarem as máximas concentrações de referência estimadas no presente estudo (3,87 e 0,11 mg/L, respectivamente) e por Sahoo *et al.* (2019) (3,9 e 0,2 mg/L, respectivamente), foi possível observar valores compatíveis, que permaneceram na mesma ordem de grandeza. Quanto ao alumínio total, a máxima concentração de referência estimada na presente pesquisa (0,99 mg/L) superou em mais de três vezes a máxima indicada por Sahoo *et al.* (2019) (0,3 mg/L). Para os demais metais, uma comparação quantitativa ficou comprometida em função da elevada quantidade de dados censurados na base utilizada na pesquisa.

As diferenças entre as concentrações de referência observadas nos diversos estudos e entre as próprias UGRHIs da presente pesquisa podem ser parcialmente atribuídas à variação espacial de fatores ambientais (e.g., geologia, hidrologia, cobertura vegetal) que influenciam a composição da água superficial. Essa hipótese foi reforçada por Robertson, Saad e Heisey (2006), que identificaram o tipo de solo, a declividade da bacia e a erodibilidade do solo como os principais responsáveis pela variabilidade de concentrações de referência de fósforo total e sólidos suspensos totais em ecorregiões do meio-oeste dos Estados Unidos.

De forma geral, as concentrações de referência estimadas pelos métodos do MJP e da Triseção foram convergentes em cada UGRHI, permanecendo em uma mesma ordem de grandeza para a maioria dos parâmetros. No entanto, os resultados sugeriram influência do método empregado para o estabelecimento das condições de referência nas concentrações de referência estimadas. Para alguns parâmetros (e.g., cromo total na UGRHI 11), diferenças superiores a uma ordem de grandeza foram observadas ao se compararem os resultados do MJP e da Triseção (Tabelas 39 e 40). Essa influência do método também foi reportada por Dodds e Oakes (2004), Ismaiel *et al.* (2018) e Sahoo *et al.* (2019) ao aplicarem técnicas baseadas em percentis, regressão linear e funções de distribuição de frequência para o estabelecimento de condições de referência. Portanto, de forma complementar às características ambientais das bacias, o método empregado pode ser considerado mais um fator de interferência nas concentrações de referência estimadas.

Apesar da diversidade de métodos disponíveis para o estabelecimento de condições de referência (e.g., métodos de percentis, regressões lineares múltiplas, modelagem, MJP), algumas dificuldades comuns, relacionadas às bases de dados e frequentemente reportadas na literatura, também foram encontradas na presente pesquisa. Um exemplo é a limitada disponibilidade de pontos de monitoramento que atendam ao objetivo de estabelecimento de condições de referência, reportada por Dodds, Jones e Welch (1998), Robertson, Saad e Heisey (2006) e Hsieh, Shiu e Chiueh (2016). No presente estudo, apenas 12% dos pontos de monitoramento pré-existentes atenderam a esse objetivo, sendo 63% concentrados nas UGRHIs 03 e 11. Nenhum ponto de monitoramento foi identificado com o objetivo de referência na UGRHI 14, o que impediu a estimativa das concentrações de referência pelo método do MJP nessa UGRHI. McDowell *et al.* (2013) atribuiu essa deficiência na Nova Zelândia à priorização do monitoramento em áreas de fácil acesso e de maior preocupação quanto à qualidade da água (e.g., regulação), aspecto também observado na rede do estado de São Paulo (ver subitem 7.4).

A maior concentração de pontos de monitoramento em áreas antropizadas pode ainda ajudar a explicar a obtenção de condições menos restritivas na UGRHI 06 pelo método da Triseção ao se comparar com o método do MJP utilizando a mediana. Por se tratar de uma UGRHI caracterizada por intensa ocupação antrópica (34% de área artificial e 47% da população do estado), o percentil 16,7% ainda representa uma condição distante da natural devido à maior participação de pontos de monitoramento com qualidade da água ruim na distribuição de dados. Esse aspecto foi apontado por diversos autores (DODDS; CARNEY; ANGELO, 2006; CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011; HUO *et al.*, 2018) como a principal deficiência do método da Triseção.

Também em relação à escassez de pontos de monitoramento localizados em áreas mais preservadas, Hsieh, Shiu e Chiueh (2016) indicaram que mesmo pontos em áreas de proteção de mananciais no nordeste de Taiwan apresentaram indícios de contaminação antrópica. Esse pode ser um problema presente nos pontos classificados com o objetivo de referência na UGRHI 01 (SAGU02050, SAGU02250). Esses pontos, apesar de situados em uma unidade de conservação e em uma Ottobacia com mais de 50% da área coberta por vegetação florestal e/ou campestre, indicaram valores de referência menos restritivos pelo MJP em comparação com as demais UGRHIs, em especial para os parâmetros *E. coli*, DBO, nitrogênio total e fósforo total. Valores elevados desses parâmetros são frequentemente atribuídos à contaminação por efluentes (DE SOUZA PEREIRA *et al.*, 2019; DE ANDRADE COSTA *et al.*, 2020; ZHAO *et al.*, 2020; COSTA *et al.*, 2022). Isso pode indicar que os dois pontos de

monitoramento classificados como de referência na UGRHI 01 estão submetidos a fontes de poluição não captadas pelas bases cartográficas de escala regional adotadas no trabalho. Essa condição justificaria o não atendimento ao critério de IQA igual ou superior a 70 em 80% do tempo observado na etapa de adequação espacial. Dessa forma, como já abordado nas discussões daquela etapa, reforça-se a necessidade de avaliação *in loco* de distúrbios antrópicos possivelmente não captados. Caso a perturbação seja confirmada, sugere-se o deslocamento dos pontos para trechos de rios com condições naturais mais preservadas dentro do estrato de interesse.

Estudos pretéritos que visaram ao estabelecimento de condições de referência também apontaram o número de registros desigual entre os parâmetros de monitoramento como desafio recorrente em bases de dados para o estabelecimento de condições de referência (DODDS; JONES; WELCH, 1998; MCDOWELL *et al.*, 2013). Apesar de não impedir o cálculo de concentrações de referência, essa característica torna limitada a comparação entre as distribuições de frequência das variáveis de interesse (DODDS; JONES; WELCH, 1998), uma vez que não há um pareamento temporal entre as amostragens. Na presente pesquisa, o desbalanceamento entre parâmetros também foi identificado e pode ser atribuído, principalmente, às diferentes frequências de monitoramento adotadas para os parâmetros do IQA, IVA e IAP. Isso gerou a necessidade de análises segregadas para os parâmetros do IQA e do IVA/IAP.

Além da desigualdade entre os parâmetros, a base de dados utilizada apresentou diferenças no número de registros entre os pontos de monitoramento, que estiveram associadas a frequências de monitoramento diferenciadas para alguns pontos de interesse para regulação de recursos hídricos (e.g., controle de captação de água para abastecimento). Como os métodos do MJP e da Triseção adotam percentis para o estabelecimento de concentrações de referência, foi necessária a exclusão de registros para evitar que os pontos com maior frequência de monitoramento apresentassem maior influência nos valores finais de referência. Conseqüentemente, houve a redução de dados disponíveis para o estabelecimento das condições de referência. Estratégia similar foi adotada por Robertson, Saad e Heisey (2006) para evitar enviesamento estatístico no estabelecimento de concentrações de referência pelo método espacial de árvores de regressão.

A quantidade elevada de dados censurados, principalmente, nos parâmetros do IVA e IAP, impactou negativamente na obtenção de concentrações de referência, pois, para diversos parâmetros, os percentis adotados nos métodos do MJP e da Triseção foram representados por dados abaixo do limite de quantificação. Nesses casos, os resultados apresentaram maior

relevância do ponto de vista qualitativo em detrimento do quantitativo, uma vez que não se sabe o valor exato para as referências. Sahoo *et al.* (2019) também destacaram o excesso de dados censurados como um limitante para a estimativa de valores basais de metais (e.g., cobre, níquel, chumbo e arsênio totais) por meio dos métodos da frequência acumulativa de distribuição e do desvio absoluto da média. Em um contexto internacional, os efeitos de dados censurados foram reportados por McDowell *et al.* (2013) após empregarem modelos de efeitos mistos para o estabelecimento de condições de referência em cursos de água da Nova Zelândia. Os autores sugeriram que, para alguns parâmetros (e.g., nitrogênio amoniacal), a presença de pontos de monitoramento com medianas abaixo dos limites de detecção elevaram as incertezas das concentrações de referência estimadas.

A igualdade entre os limites de quantificação e os limites de enquadramento para rios classe 1 e 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) foi outra característica das séries de dados que associada à elevada quantidade de dados censurados prejudicou o estabelecimento de condições de referência na presente pesquisa. Para alguns parâmetros, não foi possível aplicar os métodos do MJP e da Triseção (Tabelas 39 e 40), pois resultariam em valores de referência idênticos aos limites de enquadramento. Esses resultados estariam influenciados pelos limites de quantificação adotados no monitoramento, e não necessariamente atrelados às condições naturais dos corpos hídricos. Na presente pesquisa, sete entre os dezessete parâmetros analisados apresentaram limites de quantificação iguais aos limites de enquadramento para rios classe 1 e 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). Essa quantidade foi consideravelmente superior à indicada por Sahoo *et al.* (2019), em estudo também realizado no Brasil, no qual apenas o cádmio total (entre 17 metais avaliados) apresentou esse padrão. Isso indica que o monitoramento da qualidade da água do estado de São Paulo tem maior foco em identificar violações de enquadramento, o que acaba gerando perda de informações e dificuldades em rastrear a magnitude do distanciamento das condições naturais dos corpos hídricos. A limitação de recursos financeiros para o monitoramento pode explicar parcialmente essa estratégia adotada pela CETESB, uma vez que a redução dos limites de quantificação promove um incremento nos custos das análises laboratoriais.

Assim como destacado na etapa de adequação de parâmetros (ver subitem 9.4), os diferentes limites de quantificação observados entre as UGRHIs (Tabelas 37 e 38), com algumas apresentando valores mais baixos, reforçam que, na maioria dos casos, a igualdade entre os limites de quantificação e de enquadramento não é resultado apenas das limitações dos métodos analíticos. Portanto, a revisão e a padronização dos limites de quantificação

podem beneficiar estudos futuros que visem ao estabelecimento de condições de referência no estado de São Paulo, possibilitando a aplicação de maior diversidade de métodos para um maior número de parâmetros.

Os resultados também indicaram que, de forma geral, os parâmetros do IVA e IAP, bem como o fósforo total, apresentaram concentrações de referência até 10 vezes inferiores aos limites de enquadramento de rios classe 1 e 2. Situação similar foi reportada por Cunha, Dodds e Calijuri (2011) ao estabelecerem condições de referência para rios do estado de São Paulo, em que foram observados valores de referência para o fósforo total até três vezes inferiores aos limites de enquadramento. Portanto, para esses parâmetros, os limites legais apresentam-se mais permissivos devido ao distanciamento entre as condições de reduzido impacto antrópico e os limites de enquadramento.

Uma condição distinta, em que o limite legal mostrou-se mais restritivo, foi identificada na avaliação das concentrações de referência estimadas para o parâmetro manganês total pelo método do MJP utilizando o percentil 75%. Nas UGRHIs 01 e 09, os valores de referência para esse parâmetro foram superiores ao respectivo limite de enquadramento para rios classes 1 e 2. Nas UGRHIs 06 e 11, em que as concentrações de referência de manganês total foram inferiores a esses limites, a diferença foi de apenas 10%. Conforme já abordado nas discussões da etapa de adequação de parâmetros (subitem 9.4), esse nível relativamente elevado de manganês pode ser uma condição natural nas UGRHIs do estado de São Paulo (HERNÁNDEZ; OLIVEIRA; ESPÓSITO, 2009; LEMES; FIGUEIREDO FILHO; PIRES, 2003; MACHADO *et al.*, 2017), hipótese corroborada pelas concentrações de referência obtidas pelo MJP. O próprio padrão de potabilidade, da Portaria GM/MS N° 888, de 4 de maio de 2021 (BRASIL, 2021b), apresenta maior flexibilidade em comparação com os limites de enquadramento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para rios classe 1 e 2. Apesar de apresentar o mesmo limite de 0,1 mg/L, a Portaria permite a violação quando houver complexação do manganês com produtos químicos de baixo risco à saúde, desde que não ultrapasse a concentração de 0,4 mg/L. Nesse contexto, instrumentos de gestão complementares à Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) podem ser benéficos para a gestão do uso da água, proporcionando metas de qualidade compatíveis com as condições naturais das bacias hidrográficas.

## 10.5 Conclusões

Os resultados obtidos a partir da aplicação dos métodos do MJP e da Triseção confirmaram a hipótese inicial de que, para alguns parâmetros de monitoramento, instrumentos de gestão complementares à Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) podem ser necessários para a proteção dos ecossistemas aquáticos nas UGRHIs analisadas ao se compararem as condições de referência estimadas e os limites atualmente praticados para o enquadramento de rios nas classes 1 e 2. Para os parâmetros cromo total, níquel total, zinco total, surfactante e fósforo total, as concentrações de referência foram até 10 vezes inferiores aos limites de enquadramento de rios classe 1 e 2. Por outro lado, a mesma resolução apresenta-se mais restritiva em comparação com as condições de referência para o parâmetro manganês total em algumas UGRHIs, uma vez que o limite de enquadramento foi superado pelas concentrações de referência nas UGRHIs 01 e 09 e apresentou diferenças inferiores a 10% para os valores de referência estimados nas UGRHIs 06 e 11. As concentrações de referência estimadas na presente pesquisa podem fornecer informações relevantes para o desenvolvimento de instrumentos de gestão complementares à Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005), que considerem as variações naturais da qualidade da água para o estabelecimento de metas para a proteção da qualidade da água.

Outra possível contribuição da presente pesquisa relaciona-se à lacuna da Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) quanto ao estabelecimento de padrões de qualidade para rios classe especial. Para essa classe, a Resolução estabelece que as condições naturais do corpo hídrico devem ser mantidas, mas não apresenta ou sugere uma metodologia para determinação dessas condições. Portanto, a metodologia empregada no presente estudo pode ser uma alternativa e as concentrações de referência estimadas para as UGRHIs analisadas podem ser uma primeira iniciativa para o estabelecimento dos padrões de qualidade para rios classe especial na área de estudo. De forma geral, as concentrações de referência estimadas pelos métodos do MJP e da Triseção apresentaram-se convergentes, permanecendo em uma mesma ordem de grandeza para a maioria das UGRHIs e parâmetros. Apesar disso, ao se compararem os resultados obtidos pelos dois métodos, diferenças superiores a 20 vezes foram observadas para alguns parâmetros (e.g., ferro total na UGRHI 15).

Não há um consenso sobre um único método recomendado para o estabelecimento das condições de referência, pois todos apresentam limitações, principalmente relacionadas aos dados disponíveis, que devem ser consideradas no desenvolvimento das pesquisas. Estudos pretéritos recomendaram a utilização de dois ou mais métodos para a obtenção de resultados

com maior validade científica. Em uma perspectiva prática, a complexidade na determinação das condições naturais dos corpos hídricos deve-se a inexistência de pontos totalmente livres de qualquer influência antrópica, o que dificulta a seleção de pontos de referência e/ou a validação de modelos. Em função das incertezas inerentes aos métodos de estabelecimento de condições de referência, a combinação das concentrações de referência estimadas pelos diferentes métodos em faixas de referência pode ser uma estratégia adequada para a definição dos limites de enquadramento para rios classe especial na área de estudo.

Estudos complementares ainda são necessários, principalmente, para a avaliação quanto à concordância das concentrações de referência apresentadas na presente pesquisa com as obtidas pela aplicação de métodos menos suscetíveis a interferência de dados predominantemente provenientes de áreas antropizadas (e.g., análises de regressão, modelos de perturbação). Alguns desafios foram encontrados para o estabelecimento de condições de referência nas UGRHIs analisadas e devem ser considerados nos estudos futuros, entre eles a escassez de pontos de monitoramento em áreas de reduzido impacto antrópico, o excesso de dados censurados e a presença de limites de quantificação idênticos aos limites de enquadramento da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). Esses aspectos limitaram a aplicação dos métodos do MJP e Triseção para alguns parâmetros e UGRHIs.

Assim como observado na etapa de adequação espacial, os resultados referentes ao estabelecimento de condições de referência reforçaram a necessidade de expansão dos pontos de monitoramento com o objetivo de referência em áreas representativas de diferentes características ambientais. Essa estratégia pode garantir maior representatividade espacial das concentrações de referência e possibilitar uma gestão dos recursos hídricos mais adaptativa, com instrumentos de controle compatíveis com a variabilidade natural da qualidade da água nas bacias hidrográficas.

## 11 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As etapas de adequação espacial, de frequência e de parâmetros mostraram-se complementares quanto à proposta de otimização da rede de monitoramento nas UGRHIs estudadas. Uma avaliação segregada da proposta de adequação espacial, que sugeriu a expansão de 59% do número inicial de pontos de monitoramento, poderia indicar aos órgãos gestores uma proposta de planejamento operacionalmente inviável, principalmente em condições de recursos financeiros escassos, como no Brasil. No entanto, uma avaliação conjunta das etapas de adequação indica a possibilidade de redução de pontos de monitoramento redundantes quanto aos parâmetros do IQA, reduções da frequência e dos parâmetros de monitoramento em algumas UGRHIs. Essas reduções propostas poderiam disponibilizar recursos para a expansão da rede de monitoramento e, conseqüentemente, proporcionar uma rede mais representativa nas dimensões espacial e temporal.

A análise da rede de monitoramento da qualidade da água na área de estudo indicou que a CETESB despenderia esforços consideráveis para o monitoramento de pontos com o objetivo de controle (e.g., a jusante e a montante de indústrias e ETEs), com esses pontos representando mais de 21% do total da rede pré-existente. Uma reflexão poderia ser realizada sobre a descentralização desse papel para os próprios empreendedores, de forma similar ao que foi realizado por meio da Resolução Conjunta ANEEL/ANA nº 03/2010 (ANEEL; ANA, 2010), que estabeleceu como responsabilidade dos aproveitamentos hidrelétricos o monitoramento fluviométrico, sedimentométrico e de qualidade da água em trechos a jusante e/ou a montante do empreendimento. Dessa forma, cabe à ANA e à ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica) a fiscalização da adequada operação dos pontos de monitoramento e o gerenciamento dos dados recebidos. Uma estratégia similar poderia ser benéfica à rede de monitoramento de qualidade da água do estado de São Paulo, uma vez que os recursos atualmente destinados à operação dos pontos de controle poderiam ter outros usos, como a expansão da rede em áreas com escassez de informação, ampliação da rede automática e financiamento de pesquisas aplicadas a problemas específicos da qualidade da água (e.g., poluentes emergentes).

As etapas da presente pesquisa também se mostraram convergentes quanto à necessidade de uma gestão dos recursos hídricos mais customizada para as diferentes bacias hidrográficas. Essa abordagem adaptativa é comum em países desenvolvidos, mas ainda incipiente em países em desenvolvimento, como o Brasil. Os resultados obtidos na etapa de estabelecimento de condições de referência reforçaram essa necessidade, uma vez que

diferenças de até 10 vezes nas concentrações de referência foram observadas entre as UGRHIs estudadas, com a ressalva de que elas se localizam no mesmo estado e de que tais diferenças podem ser ainda maiores considerando toda a extensão territorial brasileira. Estudos adicionais com foco no estabelecimento de condições de referência para o estado de São Paulo e para o Brasil em geral podem ser benéficos para confirmar os resultados da presente pesquisa, tendo em vista a escassez de dados de qualidade da água provenientes de áreas preservadas na área de estudo.

Bacias hidrográficas com diferentes características ambientais podem demandar estratégias de monitoramento da qualidade da água diferenciadas, além de instrumentos de controle flexíveis, compatíveis com as condições naturais da qualidade da água. Nesse sentido, é primordial a expansão da rede de monitoramento do estado de São Paulo com pontos que atendam ao objetivo de estabelecimento de referência. Esses pontos são fundamentais para avaliar o grau de degradação dos recursos hídricos, bem como para subsidiar programas que busquem a proteção e/ou a recuperação da qualidade da água superficial baseados em metas factíveis para controle da poluição.

A presente pesquisa representa um passo na direção de uma gestão adaptativa dos recursos hídricos na área de estudo, com foco nas diferentes características naturais e antrópicas das bacias hidrográficas. Para trabalhos futuros, a experiência obtida durante a realização do estudo permitiu identificar algumas linhas de pesquisa complementares à abordagem adotada, que podem ser benéficas para a evolução dessa área do conhecimento, entre elas:

- 1) Identificação dos principais fatores (naturais e antrópicos), além dos já contemplados, responsáveis pela variabilidade dos parâmetros de qualidade da água: isso proporcionará uma escolha mais customizada das bases cartográficas (e.g., uso e ocupação do solo, precipitação, tipos de solos) para delimitação dos estratos representativos da qualidade da água na área de estudo. Além disso, será possível uma interpretação mais individualizada dos resultados obtidos nas etapas de adequação de frequência e de parâmetros, bem como das concentrações de referência estimadas.
- 2) Estimativa de custos operacionais por ponto de monitoramento da rede de qualidade da água: essa abordagem poderá ser benéfica para a avaliação da relação entre os recursos necessários e disponíveis para implementação da proposta de otimização da rede de monitoramento.
- 3) Avaliação da concordância entre as frequências de monitoramento sugeridas na presente pesquisa utilizando dados bimestrais com as frequências obtidas a partir de

séries de dados com menor intervalo de amostragem (e.g., mensal, sub-diária): a metodologia empregada na presente pesquisa visou a identificar a frequência de amostragem suficiente para produzir grau de informação similar gerada pela frequência bimestral empregada pela CETESB até 2019. No entanto, resultados distintos podem ser obtidos ao se utilizarem dados com menor intervalo de amostragem, pois podem captar variações da qualidade da água em escalas temporais mais reduzidas (e.g., mensais, diárias). Portanto, a avaliação de concordância entre propostas elaboradas a partir de séries de dados com diferentes frequências de amostragem e diferentes estratégias de monitoramento (e.g., amostragens concentradas em períodos de variação de vazão) pode ser benéfica para a obtenção de dados temporalmente mais representativos. Um obstáculo para essa linha de pesquisa é a baixa disponibilidade de dados de elevada frequência na área de estudo.

- 4) Definição de zonas homogêneas (e.g., ecorregiões, estratos) da qualidade da água na área de estudo: essa estratégia pode proporcionar uma gestão mais adaptativa dos recursos hídricos, que incorpore as variações naturais da qualidade da água na elaboração de metas e/ou programas para a proteção dos ecossistemas aquáticos.
- 5) Definição de curvas de permanência de referência em complemento às concentrações de referência: a escolha de uma única concentração como referência, apesar de facilitar as estratégias de controle dos órgãos gestores, pode falhar em representar as variações sazonais da qualidade da água. A abordagem dos percentis para o estabelecimento de concentrações de referência já indica que essas concentrações serão superadas, naturalmente, em uma porcentagem do tempo. Portanto, uma estratégia para avaliar o grau de degradação de um corpo hídrico seria comparar, estatisticamente, a curva de permanência obtida a partir da série de dados de um ponto de monitoramento representativo desse corpo hídrico com a curva de permanência da série de dados de um ponto classificado como de referência.
- 6) Adoção de cargas de poluentes como parâmetro de controle da qualidade da água: a concentração avaliada de forma isolada pode levar a análises tendenciosas, já que em períodos de maior vazão, a capacidade de diluição dos corpos hídricos é aumentada, podendo levar à falsa indicação de melhora na qualidade da água, mesmo quando a carga transportada do poluente for elevada. Essa estratégia propiciará a realização de balanços de poluentes nas bacias hidrográficas, facilitando o estabelecimento de metas quantitativas para a redução da poluição. Uma dificuldade para o desenvolvimento

dessa linha de pesquisa na área de estudo é a reduzida quantidade de pontos com monitoramento integrado de qualidade da água e vazão.

## REFERÊNCIAS<sup>13</sup>

- ABDI, H.; WILLIAMS, L. J. Principal component analysis. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, [S. l.], v. 2, n. 4, p. 433–459, 2010. DOI: 10.1002/wics.101.
- ABESSA, D. *et al.* Sediment Geochemistry and Climatic Influences in a River Influenced by Former Mining Activities: the Case of Ribeira de Iguape River, SP-PR, Brazil. **Open Journal of Water Pollution and Treatment**, [S. l.], v. 2014, n. 1, p. 43–53, 2014. DOI: 10.15764/wpt.2014.01005.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Base hidrográfica Ottocodificada**. 2.ed. Brasília, DF: ANA, 2015. 17 p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2015/BaseHidrograficaOttocodificada.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: Informe Anual**. Brasília, DF: ANA, 2017. 169 p. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/>. Acesso em: 09 ago. 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2018: Informe Anual**. Brasília, DF: ANA, 2018. 72 p. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/>. Acesso em: 09 ago. 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2019: Informe Anual**. Brasília, DF: ANA, 2019. 100 p. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/>. Acesso em: 09 ago. 2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil**. Brasília, DF: ANA, SPR, 2005. 179 p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil 2012**. Brasília, DF: ANA, 2012. 264 p. Disponível em: [http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/Panorama\\_Qualidade\\_Aguas\\_Superficiais\\_BR\\_2012.pdf](http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/Panorama_Qualidade_Aguas_Superficiais_BR_2012.pdf). Acesso em: 10 ago. 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Resolução N° 1040, de 21 de julho de 2014**. Cria o Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água – QUALIÁGUA e dá outras providências. Brasília, DF: ANA, 2014. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2014/1040-2014.pdf>. Acesso em 20 out. 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Resolução N° 643, de 27 de junho de 2016**. Altera o Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água – QUALIÁGUA e dá outras providências. Brasília, DF: ANA, 2016. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2016/643-2016.pdf?122436>. Acesso em 26 jan. 2022.

<sup>13</sup> De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Resolução N° 903, de 22 de julho de 2013**. Cria a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais – RNQA e estabelece suas diretrizes. Brasília, DF: ANA, 2013. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2013/903-2013.pdf>. Acesso em: 20 out. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL); AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Resolução Conjunta ANEEL/ANA n° 03, de 10 de agosto de 2010. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, v.147, n.201, 124 p., 20 out. 2010. Disponível em: [https://arquivos.ana.gov.br/inf hidrologicas/cadastro/ResolucaoConjunta\\_n\\_003-2010.pdf](https://arquivos.ana.gov.br/inf hidrologicas/cadastro/ResolucaoConjunta_n_003-2010.pdf) Acesso em: 16 dez. 2021.

ALBERTO, W.D. *et al.* Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquía River Basin (Córdoba–Argentina). **Water Research**, [S. l.], v. 35, n. 12, p. 2881–2894, 2001. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00592-3. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400005923>. Acesso em 30 mai.2020.

ALIKHANIAN, H. *et al.* Adaptive cluster analysis approach for functional localization using magnetoencephalography. **Frontiers in Neuroscience**, [S. l.], v. 7, n. 7 MAY, p. 1–14, 2013. DOI: 10.3389/fnins.2013.00073.

ALKAN, B. B.; ATAKAN, C.; ALKAN, N. A comparison of different procedures for principal component analysis in the presence of outliers. **Journal of Applied Statistics**, [S. l.], v. 42, n. 8, p. 1716–1722, 2015. DOI: 10.1080/02664763.2015.1005063.

ALMEIDA, H. *et al.* Is there a best quality metric for graph clusters? *In*: Joint European conference on machine learning and knowledge discovery in databases 2011, Berlin, Heidelberg. **Anais [...]**. Berlin, Heidelberg: Springer, 2011. p. 44–59.

ALMEIDA, K.C.B. **Avaliação da rede de monitoramento de qualidade das águas superficiais da Bacia do Rio das Velhas utilizando o método da entropia**. Dissertação (Mestrado). Belo Horizonte: Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 2013, 111 p.

ALMEIDA, S. F. P. *et al.* Water quality assessment of rivers using diatom metrics across Mediterranean Europe: A methods intercalibration exercise. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 476–477, p. 768–776, 2014. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.11.144.

ALVES, J.P.H. *et al.* Monitoring water quality of the sergipe river basin: An evaluation using multivariate data analysis. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [S. l.], v. 23, p. 1–12, 2018. DOI: 10.1590/2318-0331.231820170124.

ALVES, L.M.A; MARENGO, H.C.J.; CASTRO, C. Início da estação chuvosa na região Sudeste do Brasil: Parte 1 – Estudos observacionais. **Revista Brasileira de Meteorologia**, [S. l.], v.20, n.3, p. 385-394, 2005.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF, 1998.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2012.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2017.

ANDERSON, D.; BURNHAM, K.; THOMPSON, W. Null Hypothesis Testing : Problems , Prevalence , and an Alternative. **The Journal of Wildlife Management**, [S. l.], v. 64, n. 4, p. 912–923, 2000. DOI: 10.2307/1130851.

ANZECC; ARMCANZ. National water quality management strategy: Australian guidelines for water quality monitoring and reporting. Paper n° 7. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. Commonwealth Government, Canberra, Australia, [S. l.], 2000.

ARBELAITZ, O. *et al.* An extensive comparative study of cluster validity indices. **Pattern Recognition**, [S. l.], v. 46, n. 1, p. 243–256, 2013. DOI: 10.1016/j.patcog.2012.07.021.

ARIMORO, F. O. *et al.* Achieving sustainable river water quality for rural dwellers by prioritizing the conservation of macroinvertebrates biodiversity in two Afrotropical streams. **Environmental and Sustainability Indicators**, [S. l.], v. 10, n. January, p. 100103, 2021. DOI: 10.1016/j.indic.2021.100103. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100103>. Acesso em: 7 ago. 2021.

ARLE, J.; MOHAUPT, V.; KIRST, I Monitoring of surface waters in Germany under the Water Framework Directive—A review of approaches, methods and results. **Water**, [S. l.], v. 8, n. 6, p. 217, 2016. DOI: 10.3390/w8060217.

ARMAH, F. A. *et al.* Anthropogenic sources and environmentally relevant concentrations of heavy metals in surface water of a mining district in Ghana: A multivariate statistical approach. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, [S. l.], v. 45, n. 13, p. 1804–1813, 2010. DOI: 10.1080/10934529.2010.513296.

ASADOLLAHFARDI, G. *et al.* Optimization of water quality monitoring stations using dynamic programming approach, a case study of the Mond Basin Rivers, Iran. **Environment, Development and Sustainability**, [S. l.], v. 23, n. 2, p. 2867–2881, 2021. DOI: 10.1007/s10668-020-00693-2. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00693-2>. Acesso em: 03 fev. 2022.

BAADEL, S.; THABTAH, F.; LU, J. Overlapping clustering: A review. *In: Proceedings of 2016 SAI Computing Conference, July 13-15, 2016*, London, UK, p. 233–237, 2016. DOI: 10.1109/SAI.2016.7555988.

BAATTRUP-PEDERSEN, A.; LARSEN, S. E.; RIIS, T. From expert judgement to supervised classification: A new approach to assess ecological status in lowland streams. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 447, p. 116–122, 2013. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.12.062. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.062>. Acesso em: 14 abr. 2021.

BAILEY, R. G. Identifying ecoregion boundaries. **Environmental Management**, [S. l.], v. 34, n. 1 SUPPL., p. 14–26, 2004. DOI: 10.1007/s00267-003-0163-6.

BALD, J. *et al.* Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: A case-study from the Basque Country (Northern Spain). **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 50, n. 12, p. 1508–1522, 2005. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.06.019.

BARBIERI, P. R. B.; RAO, V. B.; FRANCHITO, S. H. Estudo do início e fim da estação chuvosa na Região Sudeste do Brasil. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA*, 13., 2004, Fortaleza, CE. **Anais[...]**, Rio de Janeiro: SBMET, 2004.

BATE, G.; SMAILES, P.; ADAMS, J. A water quality index for use with diatoms in the assessment of rivers. **Water Sa**, [S. l.], v. 30, n. 4, p. 493–498, 2004. DOI: 10.4314/wsa.v30i4.5101.

BEHMEL, S. *et al.* Optimization of river and lake monitoring programs using a participative approach and an intelligent decision-support system. **Applied Sciences (Switzerland)**, [S. l.], v. 9, n. 19, p. 1–24, 2019. DOI: 10.3390/app9194157.

BEHMEL, S. *et al.* Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 571, p. 1312–1329, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.235. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.235>. Acesso em: 30 jul. 2020.

BERGMAN, L. R.; MAGNUSSON, D. Person-centered Research. **The international encyclopedia of the social and behavioral sciences: Logic of inquiry and research design**, [S. l.], p. 11333–11339, 2001. DOI: 10.1016/B0-08-043076-7/00764-6.

BERRANI, S.A; GARCIA, C. On the impact of outliers on high-dimensional data analysis methods for face recognition. **ACM International Conference Proceeding Series**, [S. l.], v. 160, p. 43–49, 2005. DOI: 10.1145/1160939.1160952.

BEWICK, V.; CHEEK, L.; BALL, J. Statistics review 9: One-way analysis of variance. **Critical Care**, [S. l.], v. 8, n. 2, p. 130–136, 2004. a. DOI: 10.1186/cc2836.

BEWICK, V.; CHEEK, L.; BALL, J. Statistics review 10: Further nonparametric methods. **Critical Care**, [S. l.], v. 8, n. 3, p. 196–199, 2004. b. DOI: 10.1186/cc2857.

BHARDWAJ, R. M. Water quality monitoring in India- Achievements and constraints. **International Work Session on Water Statistics, Vienna, June 20-22, 2005**, Vienna, p. 1–12, 2005. Disponível em: [https://unstats.un.org/unsd/environment/envpdf/pap\\_wases5a2india.pdf](https://unstats.un.org/unsd/environment/envpdf/pap_wases5a2india.pdf). Acesso em: 10 nov. 2021.

BHAUMIK, D. K. *et al.* One-sided simultaneous prediction limits for left-censored normal random variables. **Sankhya: The Indian Journal of Statistics**, [S. l.], v. 70, n. 2 SERIES B, p. 248–266, 2008.

BIRK, S. *et al.* Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. **Nat Ecol Evol** 2020; **4:1060-8**, [S. l.], 2020. DOI: 10.1038/s41559-020-1216-4. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10029/623981>. Acesso em: 29 jul. 2021.

BIRK, S.; VAN KOUWEN, L.; WILLBY, N. Harmonising the bioassessment of large rivers in the absence of near-natural reference conditions – a case study of the Danube River. **Freshwater Biology**, [S. l.], v. 57, n. 8, p. 1716–1732, 2012. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2012.02831.x.

BALOGH, S. J.; NOLLET, Y. H.; OFFERMAN, H. J. A comparison of total mercury and methylmercury export from various Minnesota watersheds. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 340, n. 1–3, p. 261–270, 2005. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.08.013.

BONNAIL, E. *et al.* Metal contamination and fractionation in sediments from the lower basin of the Vale do Ribeira (SE, Brazil). **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 189, n. 6, 2017. DOI: 10.1007/s10661-017-5971-x.

BORDEN, C.; ROY, D. **Water quality monitoring system design**. International Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg, Canada, 2015. 52 p. Disponível em: <https://www.iisd.org/system/files/publications/water-quality-monitoring-system-design.pdf>. Acesso em: 27 out. 2020.

BOGENSPERGER, A.; FABEL, Y. A practical approach to cluster validation in the energy sector. **Energy Informatics**, [S. l.], v. 4, n. Suppl 3, p. 1–21, 2021. DOI: 10.1186/s42162-021-00177-1. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1186/s42162-021-00177-1>. Acesso em: 01 fev. 2022.

BONNE HERNÁNDEZ, R. B.; OLIVEIRA, E.; ESPÓSITO, B. P. Distribution and behavior of manganese in the Alto do Paranapanema Basin. **Journal of Environmental Monitoring**, [S. l.], v. 11, n. 6, p. 1236–1243, 2009. DOI: 10.1039/B822579F. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1039/B822579F>. Acesso em: 14 abr. 2021.

BOSTANMANESHRADE, F. *et al.* Relationship between water quality and macro-scale parameters (land use, erosion, geology, and population density) in the Siminehrood River Basin. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 639, p. 1588–1600, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.244. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.244>. Acesso em: 10 out. 2020.

BOWMAN, A. B. *et al.* Role of manganese in neurodegenerative diseases. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, [S. l.], v. 25, n. 4, p. 191–203, 2011. DOI: 10.1016/j.jtemb.2011.08.144. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jtemb.2011.08.144>. Acesso em: 9 mai. 2021.

BRASIL. [Constituição (1988)]. **Constituição da república federativa do Brasil**. Brasília, DF: Presidência da República, 1988. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicaocompilado.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm). Acesso em: 25 fev. 2019.

BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Institui o Código das Águas, Estabelecendo Definições e Regras Gerais Sobre o Uso da Água no Território Nacional. **Diário Oficial da União**, Rio de Janeiro, RJ, 10 jul. 1934. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/D24643.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/D24643.htm). Acesso em: 15 out. 2019.

BRASIL. Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 31 ago. 1981. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Leis/L6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm). Acesso em: 08 jul. 2019.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, p. 470-470, Brasília, DF, 1997.

BRASIL. Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas-ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 jul. 2000.a. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9984.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9984.htm). Acesso em: 10 ago. 2019.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 jul. 2000. b. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm). Acesso em: 15 mai. 2020.

BRASIL. Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, p.127, 07 mai. 2021.b.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, p.58-63, 18 mar. 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 397, de 2008. Altera o inciso II do § 4o e a Tabela X do § 5o, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA no 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**, n.66, Brasília, DF, p.68-69, 7 abr. 2008.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**, n.92, Brasília, DF, p.89, 16 mai. 2011.

BRASIL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Diagnóstico Temático: Serviços de água e esgoto, Visão geral**. Brasília, DF: Ministério de Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento, 91 p. 2021.a. Disponível em: [http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2020/DIAGNOSTICO\\_TEMATICO\\_VISAO\\_GERAL\\_AE\\_SNIS\\_2021.pdf](http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2020/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2021.pdf). Acesso em: 24 jan. 2022.

BROWN, R. M. *et al.* A water quality index-do we dare. **Water and sewage works**, [S. l.], v. 117, n. 10, 1970.

BUCK, K. N. *et al.* A review of total dissolved copper and its chemical speciation in San Francisco Bay, California. **Environmental Research**, [S. l.], v. 105, n. 1, p. 5–19, 2006. DOI: 10.1016/j.envres.2006.07.006.

BUCK S. *et al.* **Nutrient criteria technical guidance manual: rivers and streams**. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, USEPA, 2000. Disponível em: [www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/guidance/rivers/rivers-streams-full.pdf](http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/guidance/rivers/rivers-streams-full.pdf). Acesso em: 18 dez. 2020.

CABANISS, S. E.; SHUMAN, M. S. Copper binding by dissolved organic matter: I. Suwannee River fulvic acid equilibria. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, [S. l.], v. 52, n. 1, p. 185–193, 1988. DOI: 10.1016/0016-7037(88)90066-X.

CALABONI, A. *et al.* The forest transition in São Paulo, Brazil: Historical patterns and potential drivers. **Ecology and Society**, [S. l.], v. 23, n. 4, 2018. DOI: 10.5751/ES-10270-230407.

CALAZANS, G.M. *et al.* The use of multivariate statistical methods for optimization of the surface water quality network monitoring in the Paraopeba river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 190, n. 8, 2018. a. DOI: 10.1007/s10661-018-6873-2.

CALAZANS, G.M. *et al.* Using multivariate techniques as a strategy to guide optimization projects for the surface water quality network monitoring in the Velhas river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 190, n. 12, 2018. b. DOI: 10.1007/s10661-018-7099-z.

CAMARA, M. *et al.* Economic and efficiency based optimisation of water quality monitoring network for land use impact assessment. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 737, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139800.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). **Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: summary tables**. Updated. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, p.5, 2001. Disponível em: [https://www.elaw.org/system/files/sediment\\_summary\\_table.pdf](https://www.elaw.org/system/files/sediment_summary_table.pdf). Acesso em: 07 abr. 2022.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). **Guidance manual for optimizing water quality monitoring program design**. Canada, 2015. 88 p. Disponível em: [https://ccme.ca/en/res/guidancemanualforoptimizingwaterqualitymonitoringprogramdesign\\_1.0\\_e.pdf](https://ccme.ca/en/res/guidancemanualforoptimizingwaterqualitymonitoringprogramdesign_1.0_e.pdf). Acesso em: 15 set. 2020.

CAPPS, K. A.; BENTSEN, C. N.; RAMÍREZ, A. Poverty, urbanization, and environmental degradation: Urban streams in the developing world. **Freshwater Science**, [S. l.], v. 35, n. 1, p. 429–435, 2016. DOI: 10.1086/684945.

CARDOSO-SILVA, S. *et al.* An abiotic typology and reference conditions for nutrients and chlorophyll-a in subtropical reservoirs (São Paulo State, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 28, n. 13, p. 16029–16041, 2021. DOI: 10.1007/s11356-020-11507-3.

CARLSSON, G. *et al.* Hierarchical clustering of asymmetric networks. **Advances in Data Analysis and Classification**, [S. l.], v. 12, n. 1, p. 65–105, 2018. DOI: 10.1007/s11634-017-0299-5.

CARMER, S. G.; WALKER, W. M. Pairwise multiple comparisons of treatment means in agronomic research. **Journal of Agronomic Education**, [S. l.], v. 14, n. 1, p. 19–26, 1985. DOI: 10.2134/jae1985.0019.

CASTRO, F. J. V. *et al.* Metal and Trace Element Sediment Assessment From Ribeira Do Iguape River , São Paulo State , Brazil, by instrumental neutron activation analysis. In: **Inac 2011: International Nuclear Atlantic Conference**, Brasil, 2011. Disponível em: [https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/\\_Public/43/056/43056405.pdf?r=1](https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/43/056/43056405.pdf?r=1). Acesso em: 13 mai.2022.

CATHERINE, A.; TROUSSELLIER, M.; BERNARD, C. Design and application of a stratified sampling strategy to study the regional distribution of cyanobacteria (Ile-de-France, France). **Water Research**, [S. l.], v. 42, n. 20, p. 4989–5001, 2008. DOI: 10.1016/j.watres.2008.09.028.

CHANG, C. L.; LIN, Y. T. A water quality monitoring network design using fuzzy theory and multiple criteria analysis. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 186, n. 10, p. 6459–6469, 2014. DOI: 10.1007/s10661-014-3867-6.

CHEN, J.; CHANG, H. Dynamics of wet-season turbidity in relation to precipitation, discharge, and land cover in three urbanizing watersheds, Oregon. **River Research and Applications**, [S. l.], v. 35, n. 7, p. 892–904, 2019. DOI: 10.1002/rra.3487.

CHEN, Q. *et al.* Impacts of land use and population density on seasonal surface water quality using a modified geographically weighted regression. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 572, p. 450–466, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.08.052. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.052>. Acesso em: 29 jul. 2021.

CHEN, Q. *et al.* Optimization of water quality monitoring network in a large river by combining measurements, a numerical model and matter-element analyses. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 110, p. 116–124, 2012. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.05.024. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.024>. Acesso em: 15 jan. 2021.

CHENG, P. ; LI, X. Establishing reference nutrient conditions using improved statistical methods in a river network with typical monsoon climatic pattern. **Ecological Indicators**, [S. l.], v. 89, n. February, p. 260–268, 2018. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.02.018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.02.018>. Acesso em 10 mar. 2020.

CHERUVELIL, K. S. *et al.* Grouping lakes for water quality assessment and monitoring: The roles of regionalization and spatial scale. **Environmental Management**, [S. l.], v. 41, n. 3, p. 425–440, 2008. DOI: 10.1007/s00267-007-9045-7.

CHRISTOFARO, C.; LEÃO, M. M. D. Tratamento de dados censurados em estudos ambientais. **Quim. Nova.**, [S. l.], v. 37, n. 1, p. 104–110, 2014.

COCHRAN, W. G. **Sampling techniques**. 3.ed. [S. l.]: John Wiley and Sons, 1977, 422p.

COLES, J. F. *et al.* **Design and methods of the US Geological Survey Northeast Stream Quality Assessment (NESQA), 2016**. Reston, Virginia : US Geological Survey Open-File Report 2018–1183, 46 p., 2019. DOI: 10.3133/ofr20181183.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Decisão de Diretoria nº 112/2013/e, de 09 de abril de 2013. Dispõe sobre o estabelecimento dos valores limites do parâmetro *Escherichia coli* (*E. coli*), para avaliação da qualidade dos corpos de águas do território do Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, SP, p. 42-44, 12 mar. 2013.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Enquadramento dos corpos hídricos – arquivos digitais**. In: Águas interiores.[S. l.] [2020.b.]. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/enquadramento-dos-corpos-hidricos-arquivos-digitais/>. Acesso em: 01 fev. 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2016**. São Paulo: CETESB, 2017. 287 p.

Disponível em: [https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb\\_QualidadeAguasInteriores\\_2016\\_corre%C3%A7%C3%A3o02-11.pdf](https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasInteriores_2016_corre%C3%A7%C3%A3o02-11.pdf). Acesso em: 15 nov. 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2017**. São Paulo: CETESB, 2018. 301 p.

Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-S%C3%A3o-Paulo-2017.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2022.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2018**. São Paulo: CETESB, 2019. 284 p.

Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-SP-2018.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2019**. São Paulo: CETESB, 2020.a. 336 p.

Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Relatorio-da-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2019.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2020**. São Paulo: CETESB, 2021. 246 p.

Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2021/09/Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2020.pdf>. Acesso em: 13 out. 2021.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). **Atlas Pluviométrico do Brasil**. In: Mapas e Publicações. [S. l.] [2019]. Disponível em:

<http://www.cprm.gov.br/publique///Mapas-e-Publicacoes/Atlas-Pluviometrico-do-Brasil-1351.html>. Acesso em: 01 dez. 2019.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). Resolução nº 30 de 11 de dezembro de 2002. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar.2003.b. Disponível em:

<https://cnrh.mdr.gov.br/divisao-hidrografica-nacional/73-resolucao-n-30-de-11-de-dezembro-de-2002/file>. Acesso em: 10 nov. 2021.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). Resolução nº 32 de 15 de outubro de 2003. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 dez. 2003.b. Disponível em:

<https://cnrh.mdr.gov.br/divisao-hidrografica-nacional/74-resolucao-n-32-de-15-de-outubro-de-2003/file>. Acesso em: 10 nov. 2021.a.

COSTA, C. M. S. B. *et al.* Analysis of indicators of surface water pollution in Atlantic Forest preservation areas. **Environmental monitoring and assessment**, Netherlands, v. 194, n. 3, p. 155, 2022. DOI: 10.1007/s10661-021-09687-7.

COTTA, J. A. O. *et al.* Avaliação do teor de metais em sedimento do Rio Betari no parque estadual turístico do Alto Ribeira - PETAR, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, [S. l.], v. 29, n. 1, p. 40–45, 2006. DOI: 10.1590/S0100-40422006000100009.

COX, B. A. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 314–316, n. 03, p. 303–334, 2003. DOI: 10.1016/S0048-9697(03)00062-7.

CROUX, C.; FILZMOSER, P.; OLIVEIRA, M. R. Algorithms for Projection-Pursuit robust principal component analysis. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**, [S. l.], v. 87, n. 2, p. 218–225, 2007. DOI: 10.1016/j.chemolab.2007.01.004.

CUNHA, D. G. F.; OGURA, A. P.; CALIJURI, M. C. Nutrient reference concentrations and trophic state boundaries in subtropical reservoirs. **Water Science and Technology**, [S. l.], v. 65, n. 8, p. 1461–1467, 2012. DOI: 10.2166/wst.2012.035.

CUNHA, D. G. F.; DODDS, W. K.; CALIJURI, M. C. Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical rivers and streams in São Paulo State (Brazil): A comparison between reference and impacted sites. **Environmental Management**, [S. l.], v. 48, n. 5, p. 945–956, 2011. DOI: 10.1007/s00267-011-9739-8.

CUNHA, D. G. F.; SABOGAL-PAZ, L. P.; DODDS, W. K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 94, p. 516–524, 2016. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.06.063. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.063>. Acesso em: 17 nov. 2020.

DA LUZ, N.; TOBIASON, J. E.; KUMPEL, E. Water quality monitoring with purpose: Using a novel framework and leveraging long-term data. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 818, p. 151729, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151729>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721068054>. Acesso em: 06 abr. 2022.

DA SILVA, A. R.; DIAS, C. T. S. A cophenetic correlation coefficient for tocher's method. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [S. l.], v. 48, n. 6, p. 589–596, 2013. DOI: 10.1590/S0100-204X2013000600003.

DA SILVA, F. F.; QUINÁGLIA, G.A.; OLIVEIRA, P.V. Assessment of arsenic and lead mobility in the Ribeira do Iguape Valley, Southeastern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, [S. l.], v. 80, n. 22, p. 1–12, 2021. DOI: 10.1007/s12665-021-10072-3. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-021-10072-3>. Acesso em: 13 mai. 2022.

DALLAS, H. Water temperature and riverine ecosystems: An overview of knowledge and approaches for assessing biotic responses, with special reference to South Africa. **Water SA**, [S. l.], v. 34, n. 3, p. 393–404, 2008. DOI: 10.4314/wsa.v34i3.180634.

DANZ, N. P. *et al.* Environmentally stratified sampling design for the development of Great Lakes environmental indicators. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 102, n. 1–3, p. 41–65, 2005. DOI: 10.1007/s10661-005-1594-8.

DAS, S. *et al.* UAV-Thermal imaging and agglomerative hierarchical clustering techniques to evaluate and rank physiological performance of wheat genotypes on sodic soil. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, [S. l.], v. 173, p. 221–237, 2021. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2021.01.014. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271621000149>. Acesso em: 01 fev. 2022.

DAVIES-COLLEY, R. J. *et al.* Twenty years of New Zealand's national rivers water quality network: Benefits of careful design and consistent operation. **Journal of the American Water Resources Association**, [S. l.], v. 47, n. 4, p. 750–771, 2011. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2011.00554.x.

DAY, R. W.; QUINN, G. P. Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology. **Ecological Monographs**, [S. l.], v. 59, n. 4, p. 433–463, 1989. DOI: 10.2307/1943075. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/1943075>. Acesso em: 31. ago. 2021.

DE AMORIM, R. C.; HENNIG, C. Recovering the number of clusters in data sets with noise features using feature rescaling factors. **Information Sciences**, [S. l.], v. 324, n. December 2015, p. 126–145, 2015. DOI: 10.1016/j.ins.2015.06.039. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ins.2015.06.039>. Acesso em: 4 mar. 2019.

DE ANDRADE COSTA, D. *et al.* Water quality assessment based on multivariate statistics and water quality index of a strategic river in the Brazilian Atlantic Forest. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 1–13, 2020. DOI: 10.1038/s41598-020-78563-0. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78563-0>. Acesso em: 05 dez. 2021.

DE BASTOS, F. *et al.* Strategies for identifying pollution sources in a headwater catchment based on multi-scale water quality monitoring. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 193, n. 4, p. 1–24, 2021. DOI: 10.1007/s10661-021-08930-5. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08930-5>. Acesso em: 25 jan. 2022.

DE JAGER, A. L.; VOGT, J. V. Development and demonstration of a structured hydrological feature coding system for Europe. **Hydrological Sciences Journal**, [S. l.], v. 55, n. 5, p. 661–675, 2010. DOI: 10.1080/02626667.2010.490786. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02626667.2010.490786>. Acesso em: 01 ago. 2019.

DE MEDEIROS, G. A. *et al.* Water quality, pollutant loads, and multivariate analysis of the effects of sewage discharges into urban streams of Southeast Brazil. **Energy, Ecology and Environment**, [S. l.], v. 2, n. 4, p. 259–276, 2017. DOI: 10.1007/s40974-017-0062-y.

DE MELLO-THÉRY, N. A. Conservação de áreas naturais em São Paulo. **Estudos Avancados**, [S. l.], v. 25, n. 71, p. 175–188, 2011. DOI: 10.1590/S0103-40142011000100012.

DE SOUSA, C. A.; JUNIOR, M. A. L.; FERREIRA, R. L. C. Avaliação de testes estatísticos de comparações múltiplas de médias. **Rev. Ceres**, [S. l.], v. 59, n.3, p. 350–354, 2012. DOI: 10.1590/S0034-737X2012000300008.

DE SOUZA PEREIRA, M. A. *et al.* A multivariate statistical approach to the integration of different land-uses, seasons, and water quality as water resources management tool.

**Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 191, n. 9, 2019. DOI: 10.1007/s10661-019-7647-1.

DE SOUZA ROLIM, G. *et al.* Climatic classification of köppen and thornthwaite systems and their applicability in the determination of agroclimatic zoning for the state of São Paulo, Brazil. **Bragantia**, [S. l.], v. 66, n. 4, p. 711–720, 2007. DOI: 10.1590/s0006-87052007000400022.

DEMŠAR, U. *et al.* Principal component analysis on spatial data: an overview. **Annals of the Association of American Geographers**, [S. l.], v. 103, n. 1, p. 106–128, 2013. DOI: 10.1080/00045608.2012.689236.

DIAMANTINI, E. *et al.* Driver detection of water quality trends in three large European river basins. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 612, p. 49–62, 2018. DOI:

10.1016/j.scitotenv.2017.08.172. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.172>. Acesso em: 27 jul. 2021.

DIB, V. *et al.* Drivers of change in biodiversity and ecosystem services in the cantareira system protected area: A prospective analysis of the implementation of public policies. **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 20, n. suppl 1, p. 1–12, 2020. DOI: 10.1590/1676-0611-BN-2019-0915.

DINNO, A. Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's test. **Stata Journal**, [S. l.], v. 15, n. 1, p. 292–300, 2015. DOI: 10.1177/1536867x1501500117.

DO, H. T.; LO, S. L.; PHAN THI, L. A. Calculating of river water quality sampling frequency by the analytic hierarchy process (AHP). **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 185, n. 1, p. 909–916, 2013. DOI: 10.1007/s10661-012-2600-6.

DOBBIE, M. J.; HENDERSON, B. L.; STEVENS, D. L. Sparse sampling: Spatial design for monitoring stream networks. **Statistics Surveys**, [S. l.], v. 2, p. 113–153, 2008. DOI: 10.1214/07-SS032.

DODDS, W. K.; CARNEY, E.; ANGELO, R. T. Determining ecoregional reference conditions for nutrients, secchi depth and chlorophyll a in kansas lakes and reservoirs. **Lake and Reservoir Management**, [S. l.], v. 22, n. 2, p. 151–159, 2006. DOI: 10.1080/07438140609353892.

DODDS, W. K.; JONES, J. R.; WELCH, E. B. Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. **Water Research**, [S. l.], v. 32, n. 5, p. 1455–1462, 1998. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00370-9.

DODDS, W. K.; OAKES, R. M. A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds affected by humans. **Limnology and Oceanography: Methods**, [S. l.], v. 2, n. 10, p. 333–341, 2004. DOI: 10.4319/lom.2004.2.333.

DUNN, O. J. Multiple comparisons using rank sums. **Technometrics**, [S. l.], v. 6, n. 3, p. 241–252, 1964. DOI: 10.1080/00401706.1964.10490181. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00401706.1964.10490181>. Acesso em: 16 jun. 2021.

EISLER, R.. **Mercury Hazards to Living Organisms**. 1.ed. *Boca Raton*:CRC Press, 2006, 336 p. DOI: 10.1201/9781420008838.

ELDER, J. F. **Metal biogeochemistry in surface-water systems - A review of principles and concepts**. [S. l.]: U.S. Geological Survey circular 1013, 50 p., 1988. DOI: 10.3133/cir1013. Disponível em: <http://pubs.er.usgs.gov/publication/cir1013>. Acesso em: 13 abr.2020.

EMMERT-STREIB, F.; DEHMER, M. Understanding statistical hypothesis testing: the logic of statistical inference. **Machine Learning and Knowledge Extraction**, [S. l.], v. 1, n. 3, p. 945–961, 2019. DOI: 10.3390/make1030054.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **WISE SoE Stations density**. In: WISE SoE - Water quality in Europe - Density of monitoring stations [S.l.], [2022]. Disponível em:<https://maps.eea.europa.eu/EEABasicviewer/v3/?appid=b704c4eff253461bbc716b8a1a4674df>. Acesso em: 06 mai. 2022.

FEIO, M. J. *et al.* The paradox of expert judgment in rivers ecological monitoring. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 184, p. 609–616, 2016. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.10.004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.004>. Acesso em: 23 abr. 2021.

FEIO, M. J. *et al.* The biological assessment and rehabilitation of the world's rivers: an overview. **Water**, [S. l.], v. 13, n. 371, p. 1–6, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13030371>. Acesso em: 03 fev. 2022.

FILZMOSER, P.; HRON, K.; REIMANN, C. Principal component analysis for compositional data with outliers. **Environmetrics**, [S. l.], v. 20, n. 6, p. 621–632, 2009. DOI: 10.1002/env.966. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/env.966>. Acesso em: 7 jan.2021.

FINKLER, N. R. *et al.* Qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal. **Revista Ambiente & Água**, [S. l.], v. 10, p. 782–792, 2015. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1980-993X2015000400782&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2015000400782&nrm=iso). Acesso em: 10 jul. 2021.

FINOTTI, A. R. *et al.* **Monitoramento de recursos hídricos em áreas urbanas**. 1.ed. Caxias do Sul: EDUCS, [S. l.], 2009, 272 p.

FONSECA, B. M. ; DE MENDONÇA-GALVÃO, L. Pristine aquatic systems in a Long Term Ecological Research (LTER) site of the Brazilian Cerrado. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 186, n. 12, p. 8683–8695, 2014. DOI: 10.1007/s10661-014-4035-8.

FONSECA, B. M. *et al.* Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: Comparing natural and impacted sites in Central Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 186, n. 1, p. 19–33, 2014. DOI: 10.1007/s10661-013-3351-8.

FRAGA, M. S. *et al.* Temporal and spatial trend analysis of surface water quality in the Doce River basin, Minas Gerais, Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, [S. l.], v. 23, n. 8, p. 12124–12150, 2021. DOI: 10.1007/s10668-020-01160-8. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10668-020-01160-8>. Acesso em: 01 fev. 2022.

FRAGA, M. S. *et al.* Use of multivariate statistical methods to analyze the monitoring of surface water quality in the Doce River basin, Minas Gerais, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 27, n. 28, p. 35303–35318, 2020. DOI: 10.1007/s11356-020-09783-0.

FRANÇA, M. S. **Análise estatística multivariada dos dados de monitoramento de qualidade da água da bacia do Alto Iguaçu: uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2009, 150 p.

FRANCO, R. A. M.; HERNANDEZ, F. B. T. Qualidade da água para irrigação na microbacia do Coqueiro, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 6, p. 772-780, 2009. DOI: 10.1590/S1415-43662009000600016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000600016>. Acesso em: 10 jul. 2020.

FRASER, A. I.; HARROD, T. R.; HAYGARTH, P. M. The effect of rainfall intensity on soil erosion and particulate phosphorus transfer from arable soils. **Water Science and Technology**, [S. l.], v. 39, n. 12, p. 41–45, 1999. DOI:10.1016/S0273-1223(99)00316-9. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122399003169>. Acesso em: 10 set. 2020.

GABRYS, B.; BARUQUE, B.; CORCHADO, E. Outlier resistant PCA ensembles. *In*: (Bogdan Gabrys, Robert J. Howlett, Lakhmi C. Jain, Org.) 2006, Berlin, Heidelberg. **Anais [...]**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2006. p. 432–440.

GALLAGHER, V. *et al.* Tellus regional stream water geochemistry: environmental and mineral exploration applications. **Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis**, [S. l.], v. 22, n. 1, p. geochem2021- 050, 2022. DOI: 10.1144/geochem2021-050. Disponível em: <https://doi.org/10.1144/geochem2021-050>.

GAO, B. B. *et al.* A stratified optimization method for a multivariate marine environmental monitoring network in the Yangtze River estuary and its adjacent sea. **International Journal of Geographical Information Science**, [S. l.], v. 29, n. 8, p. 1332–1349, 2015. DOI: 10.1080/13658816.2015.1024254. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/13658816.2015.1024254>. Acesso em: 3 out. 2019.

GERSON, J. R. *et al.* Senegalese artisanal gold mining leads to elevated total mercury and methylmercury concentrations in soils, sediments, and rivers. **Elementa**, [S. l.], v. 6, 2018. DOI: 10.1525/elementa.274.

GHARIBNEZHAD, F.; MUJICA, L. E.; RODELLAR, J. Applying robust variant of Principal Component Analysis as a damage detector in the presence of outliers. **Mechanical Systems and Signal Processing**, [S. l.], v. 50–51, p. 467–479, 2015. DOI: 10.1016/j.ymsp.2014.05.032. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ymsp.2014.05.032>. Acesso em: 10 jan. 2020.

GIBSON, G. *et al.* **Nutrient criteria technical guidance manual: lakes and reservoirs.** Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, USEPA, 2000. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-10/documents/nutrient-criteria-manual-lakes-reservoirs.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2020.

GIDLOW, D. A. Lead toxicity. **Occupational Medicine**, [S. l.], v. 54, n. 2, p. 76–81, 2004. DOI: 10.1093/occmed/kqh019.

GILBERT, R. O. **Statistical methods for environmental pollution monitoring.** [S. l.] : John Wiley & Sons, 1987, 321 p.

GOMES, A. I. *et al.* Optimization of river water quality surveys by multivariate analysis of physicochemical, bacteriological and ecotoxicological data. **Water Resources Management**, [S. l.], v. 28, n. 5, p. 1345–1361, 2014. DOI: 10.1007/s11269-014-0547-9.

GOMES, J. L. ; BARBIERI, J. C. Gerenciamento de recursos hídricos no Brasil e no Estado de São Paulo: um novo modelo de política pública. **Cadernos EBAPE.BR**, [S. l.], v. 2, n. 3, p. 01–21, 2004. DOI: 10.1590/s1679-39512004000300002.

GONINO, G. *et al.* A fish-based index of biotic integrity for neotropical rainforest sandy soil streams - Southern Brazil. **Water (Switzerland)**, [S. l.], v. 12, n. 4, p. 12–15, 2020. DOI: 10.3390/W12041215.

GONZÁLEZ-DE ZAYAS, R. *et al.* Biogeochemical responses of a highly polluted tropical coastal lagoon after the passage of a strong hurricane (Hurricane Irma). **Journal of Water and Climate Change**, [S. l.], v. 13, n. 2, p. 1089–1105, 2022. DOI: 10.2166/wcc.2021.178.

GRASSI, M. T.; SHI, B.; ALLEN, H. E. Partition of copper between dissolved and particulate phases using aluminum oxide as an aquatic model phase: effects of pH, solids and organic matter. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, [S. l.], v. 11, n. 5, p. 516–524, 2000. DOI: 10.1590/S0103-50532000000500014.

GUIGUES, N.; DESENFANT, M.; HANCE, E. Combining multivariate statistics and analysis of variance to redesign a water quality monitoring network. **Environmental Sciences: Processes and Impacts**, [S. l.], v. 15, n. 9, p. 1692–1705, 2013. DOI: 10.1039/c3em00168g.

GUNKEL, G. *et al.* Sugar cane industry as a source of water pollution - Case study on the situation in Ipojuca river, Pernambuco, Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, [S. l.], v. 180, n. 1–4, p. 261–269, 2007. DOI: 10.1007/s11270-006-9268-x.

GUO, D. *et al.* Key factors affecting temporal variability in stream water quality. **Water Resources Research**, [S. l.], v. 55, n. 1, p. 112–129, 2019. DOI: 10.1029/2018WR023370.

HAINING, R.. **Spatial Sampling.** In: WRIGHT, J. D. B. T. International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences (Second Edition) (org.). Oxford: Elsevier, 2015. p. 185–190. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-097086-8.72065-4>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780080970868720654>. Acesso em: 22 nov. 2019.

HAIR, J. J. F. *et al.* **Análise multivariada de dados**. 6ª ed. Tradução: Adonai Schlup Sant'Anna. Porto Alegre: Bookman, 2009.

HÄRDLE, W. K.; SIMAR, L. **Applied multivariate statistical analysis**. 4.ed. [S.l.]: Springer, Berlin, Heidelberg, 2015, 580 p. DOI: 10.1007/978-3-662-45171-7.

HARMANCIOGLU N. B.; SINGH V. P.; ALPASLAN M. N. **Needs for environmental data management**. In: Harmancioglu N.B., Singh V.P., Alpaslan M.N. (eds.) *Environmental Data Management*. [S.l.]: Springer Science & Business v. 27, 1998.

HAYAKAWA, A. *et al.* Influence of surface geology on phosphorus export in coastal forested headwater catchments in Akita, Japan. **Soil Science and Plant Nutrition**, [S. l.], v. 67, n. 3, p. 332–346, 2021. DOI: 10.1080/00380768.2021.1890987. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00380768.2021.1890987>. Acesso em: 01 fev. 2022.

HAWKINS, C. P.; OLSON, J. R.; HILL, R. A. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. **Journal of the North American Benthological Society**, [S. l.], v. 29, n. 1, p. 312–343, 2010. DOI: 10.1899/09-092.1.

HE, J. *et al.* Abiotic influences on dissolved oxygen in a riverine environment. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 37, n. 11, p. 1804–1814, 2011. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2011.06.022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.022>. Acesso em: 03 set. 2021.

HELMER, R. Water quality monitoring: national and international approaches. In: Hydrological, chemical and biological processes of transformation and transport of contaminants in aquatic environments. **Proc. symposium**, 1993, Rostov-on-Don, Rússia, n. 219, p. 3–17, 1994.

HERING, D. *et al.* The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 408, n. 19, p. 4007–4019, 2010. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.05.031. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>. Acesso em: 12 fev. 2020.

HOLGERSSON, M. The limited value of cophenetic correlation as a clustering criterion. **Pattern Recognition**, [S. l.], v. 10, n. 4, p. 287–295, 1978.

HORNUNG, M. *et al.* **The role of geology and soils in controlling surface water acidity in Wales**. In: EDWARDS, R. W.; GEE, A. S.; STONER, J. H. (org.). Dordrecht: Springer Netherlands, p.55-66, 1990. DOI: 10.1007/978-94-009-1894-8\_5. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-94-009-1894-8\\_5](https://doi.org/10.1007/978-94-009-1894-8_5). Acesso em 25 nov. 2021.

HSIEH, P. Y.; SHIU, H. Y.; CHIUEH, P. T. Reconstructing nutrient criteria for source water areas using reference conditions. **Sustainable Environment Research**, [S. l.], v. 26, n. 5, p. 243–248, 2016. DOI: 10.1016/j.serj.2016.05.002. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.serj.2016.05.002>. Acesso em: 21 jul. 2021.

HUGHES, R. M.; LARSEN, D. P.; OMERNIK, J. M. Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. **Environmental Management**, [S. l.], v. 10, n. 5, p. 629–635, 1986. DOI: 10.1007/BF01866767.

HUO, S. *et al.* Establishing water quality reference conditions for nutrients, chlorophyll a and Secchi depth for 7 typical lakes in arid and semiarid ecoregion, China. **Environmental Earth Sciences**, [S. l.], v. 73, n. 8, p. 4739–4748, 2015. DOI: 10.1007/s12665-014-3760-1.

HUO, S. *et al.* Determining reference conditions for TN, TP, SD and Chl-a in eastern plain ecoregion lakes, China. **Journal of Environmental Sciences (China)**, [S. l.], v. 25, n. 5, p. 1001–1006, 2013. DOI: 10.1016/S1001-0742(12)60135-1. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60135-1](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60135-1). Acesso em: 10 fev. 2020.

HUO, S. *et al.* Development of methods for establishing nutrient criteria in lakes and reservoirs: A review. **Journal of Environmental Sciences (China)**, [S. l.], v. 67, n. Beidou Xi, p. 54–66, 2018. DOI: 10.1016/j.jes.2017.07.013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2017.07.013>. Acesso em: 13 fev. 2020.

IGLESIAS, J. E. *et al.* A family of principal component analyses for dealing with outliers. *In*: Ayache N., Ourselin S., Maeder A. (eds) Medical Image Computing and Computer-Assisted Intervention – MICCAI 2007. MICCAI 2007. **Lecture Notes in Computer Science**, Springer, Berlin, Heidelberg, v. 4792, p. 178 – 185, 2007. DOI:10.1007/978-3-540-75759-7\_22.

IGWE, P. U. *et al.* A Review of Environmental Effects of Surface Water Pollution. **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, [S. l.], v. 4, p. 237340, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Base contínua 1:250.000-BC250**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2015, 32 p. Disponível em: [http://downloads.ibge.gov.br/downloads\\_geociencias.htm](http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm). Acesso em: 17 set. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cadastro Central de Empresas**. *In*: Cidades@. [S. l.], [2020]. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/pesquisa/19/29765?indicador=59927&tipo=ranking>. Acesso em: 20 set. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Mapeamento de Recursos Naturais do Brasil: Escala 1:250.000**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2018. b. 8 p. Disponível em: [http://geoftp.ibge.gov.br/informacoes\\_ambientais/vegetacao/vetores/escala\\_250\\_mil/DOCUMENTACAO\\_TECNICA\\_MRN.pdf](http://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/vegetacao/vetores/escala_250_mil/DOCUMENTACAO_TECNICA_MRN.pdf). Acesso em: 17 set. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Monitoramento da Cobertura e Uso da Terra do Brasil 2014-2016**. Rio de Janeiro, 2018. a. 29 p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101625.pdf>. Acesso em: 17 set. 2019.

IQBAL, M. S.; AHMAD, M. N.; HOFSTRA, N. The relationship between hydro-climatic variables and *E. coli* concentrations in surface and drinking water of the Kabul River Basin in Pakistan. **AIMS Environmental Science**, [S. l.], v. 4, n. 5, p. 690–708, 2017. DOI: 10.3934/environsci.2017.5.690.

ISMAIEL, I. A. *et al.* Establishment of background water quality conditions in the Great Zab River catchment: influence of geogenic and anthropogenic controls on developing a baseline for water quality assessment and resource management. **Environmental Earth Sciences**, [S. l.], v. 77, n. 2, p. 1–12, 2018. DOI: 10.1007/s12665-017-7. Acesso em: 26 mar. 2020.

JEON, D. J. *et al.* Temporal stability of *E. coli* and Enterococci concentrations in a Pennsylvania creek. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 27, n. 4, p. 4021–4031, 2020. DOI: 10.1007/s11356-019-07030-9.

JIANG, J. *et al.* A comprehensive review on the design and optimization of surface water quality monitoring networks. **Environmental Modelling and Software**, [S. l.], v. 132, n. January, p. 104792, 2020. DOI: 10.1016/j.envsoft.2020.104792. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104792>. Acesso em: 22 fev. 2021.

JIMÉNEZ-VALENCIA, J. *et al.* Assessing the ecological condition of streams in a southeastern Brazilian basin using a probabilistic monitoring design. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 186, n. 8, p. 4685–4695, 2014. DOI: 10.1007/s10661-014-3730-9.

JOLLIFE, I. T.; CADIMA, J. Principal component analysis: A review and recent developments. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, [S. l.], v. 374, n. 2065, 2016. DOI: 10.1098/rsta.2015.0202.

JUN, Y. C. *et al.* A multimetric benthic macroinvertebrate index for the assessment of stream biotic integrity in Korea. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [S. l.], v. 9, n. 10, p. 3599–3628, 2012. DOI: 10.3390/ijerph9103599.

KABORÉ, I. *et al.* Developing reference criteria for the ecological status of West African rivers. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 190, n. 1, 2018. DOI: 10.1007/s10661-017-6360-1.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, [S. l.], v. 23, n. 3, p. 187–200, 1958. DOI: 10.1007/BF02289233.

KAISER, H. F. The application of electronic computers to factor analysis. **Educational and Psychological Measurement**, [S. l.], v. 20, n. 1, p. 141–151, 1960. DOI: 10.1177/001316446002000116. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/001316446002000116>. Acesso em: 12 ago. 2020.

KAUFMAN, L.; ROUSSEEUW, P. J. **Finding groups in data: an introduction to cluster analysis**. Hoboken, New Jersey : John Wiley & Sons, 2005, 342 p.

KHALIL, B. *et al.* A statistical approach for the rationalization of water quality indicators in surface water quality monitoring networks. **Journal of Hydrology**, [S. l.], v. 386, n. 1–4, p. 173–185, 2010. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2010.03.019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.03.019>. Acesso em: 10 jun. 2020.

KHALIL, B. *et al.* Statistical assessment of the surface water quality monitoring network in Saskatchewan. **Water, Air, and Soil Pollution**, [S. l.], v. 225, n. 10, 2014. DOI: 10.1007/s11270-014-2128-1.

KHATRI, N.; TYAGI, S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. **Frontiers in Life Science**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 23–39, 2015. DOI: 10.1080/21553769.2014.933716. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716>.

KOSNICKI, E. *et al.* Defining the reference condition for Wadeable streams in the Sand Hills subdivision of the Southeastern Plains ecoregion, USA. **Environmental Management**, [S. l.], v. 54, n. 3, p. 494–504, 2014. DOI: 10.1007/s00267-014-0320-0.

KOSTIĆ-VUKOVIĆ, J. *et al.* Temporal variation of biomarkers in common bream *Abramis brama* (L., 1758) exposed to untreated municipal wastewater in the Danube River in Belgrade, Serbia. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 193, n. 8, 2021. DOI: 10.1007/s10661-021-09232-6. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09232-6>. Acesso em: 09 mar. 2022.

KOTTEK, M. *et al.* World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, [S. l.], v. 15, n. 3, p. 259–263, 2006. DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0130.

KOVÁCS, J. *et al.* Spatial optimization of monitoring networks on the examples of a river, a Lake-Wetland system and a Sub-Surface water system. **Water Resources Management**, [S. l.], v. 29, n. 14, p. 5275–5294, 2015. DOI: 10.1007/s11269-015-1117-5. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-015-1117-5>. Acesso em: 15 ago. 2020.

KOWALSKI, A.; SIEPAK, M.; BOSZKE, L. Mercury contamination of surface and ground waters of Poznań, Poland. **Polish Journal of Environmental Studies**, [S. l.], v. 16, n. 1, p. 67–74, 2007.

KRONKA, F. J. N. *et al.* Monitoramento da vegetação natural e do reflorestamento no Estado de São Paulo. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 16-21 abr. 2005, Goiânia, GO. **Anais[...]**, n. 1967, p. 1569–1576, 2005.

KUHLMANN, M. L. *et al.* Effects of human activities on rivers located in protected areas of the Atlantic Forest. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [S. l.], v. 26, n. 1, p. 60–72, 2014. DOI: 10.1590/s2179-975x2014000100008.

KUMAR, R. N.; SOLANKI, R.; KUMAR, N. J. I. An assessment of seasonal variation and water quality index of Sabarmati river and Kharicut canal at Ahmedabad, Gujarat. **Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry**, [S. l.], v. 10, n. 8, p. 2771–2782, 2011.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** Tese (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004, 238 p. DOI:10.11606/T.41.2004.tde-20032006-075813.

- LAZARIDOU, M. *et al.* Harmonization of the assessment method for classifying the ecological quality status of very large Greek rivers. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, [S. l.], v. 2018-January, n. 419, 2018. DOI: 10.1051/kmae/2018038.
- LEE, S.; LEE, D. K. What is the proper way to apply the multiple comparison test? **Korean Journal of Anesthesiology**, [S. l.], v. 71, n. 5, p. 353–360, 2018. DOI: 10.4097/kja.d.18.00242.
- LEHNER, B.; VERDIN, K.; JARVIS, A. **HydroSHEDS technical documentation, version 1.0**. [S. l.], 2006. 27 p. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/5210660.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2019.
- LEI, C.; WAGNER, P. D.; FOHRER, N. Effects of land cover, topography, and soil on stream water quality at multiple spatial and seasonal scales in a German lowland catchment. **Ecological Indicators**, [S. l.], v. 120, p. 106940, 2021. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106940. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106940>. Acesso em 02 fev. 2022.
- LEMES, M. J. L.; FIGUEIREDO FILHO, P. M.; PIRES, M. A. F. Influência da mineralogia dos sedimentos das bacias hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu e Pardo na composição química das águas de abastecimento público. **Química Nova**, v. 26, n. 1, p. 13-20, 2003. DOI:10.1590/S0100-40422003000100004. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422003000100004>. Acesso em: 10 set. 2021.
- LEWIS, W. M. Yield of nitrogen from minimally disturbed watersheds of the United States. **Biogeochemistry**, [S. l.], v. 57–58, p. 375–385, 2002. DOI: 10.1023/A:1015709128245.
- LI, X. *et al.* A cluster validity evaluation method for dynamically determining the near-optimal number of clusters. **Soft Computing**, [S. l.], v. 24, n. 12, p. 9227–9241, 2020. DOI: 10.1007/s00500-019-04449-7. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00500-019-04449-7>. Acesso em: 20 dez. 2020.
- LIEBETRAU, A. M. Water quality sampling: some statistical considerations. **Water Resources Research**, [S. l.], v. 15, n. 6, p. 1717–1725, 1979. DOI: 10.1029/WR015i006p01717.
- LIMPERT, E.; STAHEL, W. A.; ABBT, M. Log-normal distributions across the sciences: keys and clues: on the charms of statistics, and how mechanical models resembling gambling machines offer a link to a handy way to characterize log-normal distributions, which can provide deeper insight into variability and probability—normal or log-normal: that is the question. **BioScience**, [S. l.], v. 51, n. 5, p. 341–352, 2001. DOI: 10.1641/0006-3568(2001)051[0341:LNDATS]2.0.CO;2. Disponível em: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0341:LNDATS\]2.0.CO](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0341:LNDATS]2.0.CO). Acesso em: 04 fev. 2022.
- LIU, S. *et al.* A Bayesian approach to understanding the key factors influencing temporal variability in stream water quality - A case study in the Great Barrier Reef catchments. **Hydrology and Earth System Sciences**, [S. l.], v. 25, n. 5, p. 2663–2683, 2021. DOI: 10.5194/hess-25-2663-2021.

- LIU, Y. *et al.* Understanding of internal clustering validation measures. **Proceedings - IEEE International Conference on Data Mining, ICDM**, [S. l.], p. 911–916, 2010. DOI: 10.1109/ICDM.2010.35.
- LIU, Y. *et al.* Optimization of sampling frequency for routine river water quality monitoring. **Science China Chemistry**, [S. l.], v. 57, n. 5, p. 772–778, 2014. DOI: 10.1007/s11426-013-4968-8.
- LIU, Z. J. *et al.* Effects of land cover and geology on stream chemistry in watersheds of Chesapeake Bay. **Journal of the American Water Resources Association**, [S. l.], v. 36, n. 6, p. 1349–1365, 2000. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2000.tb05731.x.
- LIYANAGE, C. P.; MARASINGHE, A.; YAMADA, K. Comparison of Optimized Selection Methods of Sampling Sites Network for Water Quality Monitoring in a River. **International Journal of Affective Engineering**, [S. l.], v. 15, n. 2, p. 195–204, 2016. DOI: 10.5057/ijae.ijae-d-15-00043.
- LIYANAGE, C. P.; YAMADA, K. Impact of population growth on the water quality of natural water bodies. **Sustainability (Switzerland)**, [S. l.], v. 9, n. 8, 2017. DOI: 10.3390/su9081405.
- LLETÍ, R. *et al.* Selecting variables for k-means cluster analysis by using a genetic algorithm that optimises the silhouettes. **Analytica Chimica Acta**, [S. l.], v. 515, n. 1, p. 87–100, 2004. DOI: 10.1016/j.aca.2003.12.020.
- LOEWENSTEIN, Y. *et al.* Efficient algorithms for accurate hierarchical clustering of huge datasets: Tackling the entire protein space. **Bioinformatics**, [S. l.], v. 24, n. 13, p. 41–49, 2008. DOI: 10.1093/bioinformatics/btn174.
- LÓPEZ-DELGADO, E. O.; WINEMILLER, K. O.; VILLA-NAVARRO, F.A. metacommunity theories explain spatial variation in fish assemblage structure in a pristine tropical river? **Freshwater Biology**, [S. l.], v. 64, n. 2, p. 367–379, 2019. DOI: 10.1111/fw.13229.
- LOUIS, Y. *et al.* Kinetic and equilibrium studies of copper-dissolved organic matter complexation in water column of the stratified Krka River estuary (Croatia). **Marine Chemistry**, [S. l.], v. 114, n. 3–4, p. 110–119, 2009. DOI: 10.1016/j.marchem.2009.04.006.
- LUZ, G.. **O oceano atlântico e a precipitação no estado de São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Climatologia). São Paulo: Universidade de São Paulo, 2010, 180 p.
- MA, T. *et al.* Pollution exacerbates China's water scarcity and its regional inequality. **Nature Communications**, [S. l.], v. 11, n. 1, p. 1–9, 2020. DOI: 10.1038/s41467-020-14532-5. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-020-14532-5>. Acesso em: 16 fev. 2021.
- MACHADO, C. S. *et al.* Health risks of environmental exposure to metals and herbicides in the Pardo River, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 24, n. 25, p. 20160–20172, 2017. DOI: 10.1007/s11356-017-9461-z.

MAHJOURI, N.; KERACHIAN, R. Revising river water quality monitoring networks using discrete entropy theory: The Jajrood River experience. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 175, n. 1–4, p. 291–302, 2011. DOI: 10.1007/s10661-010-1512-6.

MAILLARD, P.; SANTOS, N. A. P. A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed - Brazil. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 86, n. 1, p. 158–170, 2008. DOI: 10.1016/j.jenvman.2006.12.009.

MANLEY, T.; MANLEY, P.; MIHUC, T. **Lake Champlain: Partnerships and Research in the New Millennium**. [S. l.]: Springer Science & Business Media, 2004. DOI: 10.1007/978-1-4757-4080-6.

MANZANO, B. C. *et al.* Evaluation of the genotoxicity of waters impacted by domestic and industrial effluents of a highly industrialized region of São Paulo State, Brazil, by the comet assay in HTC cells. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 22, n. 2, p. 1399–1407, 2015. DOI: 10.1007/s11356-014-3476-5.

MARTINELLI, L. A. *et al.* Water Use in Sugar and Ethanol Industry in the State of São Paulo (Southeast Brazil). **Journal of Sustainable Bioenergy Systems**, [S. l.], v. 03, n. 02, p. 135–142, 2013. DOI: 10.4236/jsbs.2013.32019.

MAURICE-BOURGOIN, L. *et al.* Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 260, n. 1–3, p. 73–86, 2000. DOI: 10.1016/S0048-9697(00)00542-8.

MAVUKKANDY, M. O.; KARMAKAR, S.; HARIKUMAR, P. S. Assessment and rationalization of water quality monitoring network: A multivariate statistical approach to the Kabbini River (India). **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 21, n. 17, p. 10045–10066, 2014. DOI: 10.1007/s11356-014-3000-y.

MCDOWELL, R. W. *et al.* Establishment of reference or baseline conditions of chemical indicators in New Zealand streams and rivers relative to present conditions. **Marine and Freshwater Research**, [S. l.], v. 64, n. 5, p. 387–400, 2013. DOI: 10.1071/MF12153.

MCNICHOLS, R. J.; DAVIS, C. B. Statistical issues and problems in ground water detection monitoring at hazardous waste facilities. **Groundwater Monitoring & Remediation**, [S. l.], v. 8, n. 4, p. 135–150, 1988.

MEI, K. *et al.* Optimizing water quality monitoring networks using continuous longitudinal monitoring data: A case study of Wen-Rui Tang River, Wenzhou, China. **Journal of Environmental Monitoring**, [S. l.], v. 13, n. 10, p. 2755–2762, 2011. DOI: 10.1039/c1em10352k.

MELLO, K. *et al.* Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, [S. l.], v. 93, n. December 2017, p. 1293–1301, 2018. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.06.030. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.030>. Acesso em: 25 abr. 2020.

MEYBECK, M. Global analysis of river systems: from earth system controls to anthropocene syndromes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [S. l.], v. 358, n. 1440, p. 1935–1955, 2003. DOI: 10.1098/rstb.2003.1379.

MEYBECK, M.; HELMER, R. The quality of rivers : from pristine stage to global pollution. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology (Global and Planetary Change Section) Elsevier Science Publishers B.V.**, [S. l.], v. 75, p. 283–309, 1989.

MIDAGLIA, C. V. L. **Proposta de implantação do índice de abrangência espacial de monitoramento-IAEM por meio da análise da evolução da rede de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo**. Tese de Doutorado, São Paulo: Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo, 2011, 230 p.

MILLER, S. *et al.* A large-scale, multiagency approach to defining a reference network for Pacific northwest streams. **Environmental Management**, [S. l.], v. 58, n. 6, p. 1091–1104, 2016. DOI: 10.1007/s00267-016-0739-6.

MILLIGAN, G. W.; COOPER, M. C. An examination of procedures for determining the number of clusters in a data set. **Psychometrika**, [S. l.], v. 50, n. 2, p. 159–179, 1985. DOI: 10.1007/BF02294245.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. 1.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 297 p.

MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE (MMA). **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação**. [S. l.] [2019]. *In*: Áreas Protegidas. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>. Acesso em: 13 jul. 2019.

MONTECINOS, M. *et al.* Partitioning of copper at the confluences of Andean rivers. **Chemosphere**, [S. l.], v. 259, p. 1–11, 2020. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127318.

MORAES, R.P.; FIGUEIREDO, B.R.; LAFON, J. M. Pb-Isotopic tracing of metal-pollution sources in the. **Terra**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 26–33, 2004.

MORI, G. B. *et al.* Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. **Annales de Limnologie**, [S. l.], v. 51, n. 1, p. 11–21, 2015. DOI: 10.1051/limn/2014029.

MUIRHEAD, R. W.; MEENKEN, E. D. Variability of *Escherichia coli* concentrations in rivers during base-flow conditions in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, [S. l.], v. 47, p. 967–973, 2018. DOI: 10.2134/jeq2017.11.0458.

MUXIKA, I.; BORJA, A.; BALD, J. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 55, n. 1–6, p. 16–29, 2007. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.05.025.

NACHAR, N. The Mann - Whitney U : A test for assessing whether two independent samples come from the same distribution. **Tutorials in Quantitative Methods for Psychology**, [S. l.], v. 4, n. 1, p. 13–20, 2008. DOI: 10.20982/tqmp.04.1.p013.

NADDEO, V. *et al.* Land use policy river water quality assessment : implementation of non-parametric tests for sampling frequency optimization. **Land Use Policy**, [S. l.], v. 30, n. 1, p. 197–205, 2013. DOI: 10.1016/j.landusepol.2012.03.013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.03.013>. Acesso em: 12 ago. 2021.

NADDEO, V. *et al.* Optimization of sampling frequency for river water quality assessment according to Italian implementation of the EU Water Framework Directive. **Environmental science & policy**, [S. l.], v. 10, p. 243–249, 2007. DOI: 10.1016/j.envsci.2006.12.003.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. **Hidrologia estatística**. Belo Horizonte : CPRM, 2007, 552 p.

NAMRATHA, M.; PRAJWALA, T. R. A. comprehensive overview of clustering algorithms in pattern recognition. **IOR Journal of Computer Engineering**, [S. l.], v. 4, n. 6, p. 23–30, 2012.

NEL, J. L. *et al.* Progress and challenges in freshwater conservation planning. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, [S. l.], v. 19, n. 4, p. 474–485, 2009.

NGUYEN, T. H. *et al.* The selection of design methods for river water quality monitoring networks: a review. **Environmental Earth Sciences**, [S. l.], v. 78, n. 3, p. 1–17, 2019. DOI: 10.1007/s12665-019-8110-x. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-019-8110-x>. Acesso em: 04 abr. 2021.

NICKERSON, R. S. Null hypothesis significance testing: A review of an old and continuing controversy. **Psychological Methods**, [S. l.], v. 5, n. 2, p. 241–301, 2000. DOI: 10.1037/1082-989X.5.2.241.

NING, S. K.; CHANG, N. B. Optimal expansion of water quality monitoring network by fuzzy optimization approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 91, n. 1–3, p. 145–170, 2004. DOI: 10.1023/B:EMAS.0000009233.98215.1f.

NIU, J. *et al.* A comparative study on application of data mining technique in human shape clustering: Principal component analysis vs. factor analysis. **Proceedings of the 2010 5th IEEE Conference on Industrial Electronics and Applications, ICIEA 2010**, [S. l.], p. 2014–2018, 2010. DOI: 10.1109/ICIEA.2010.5515577.

NIXON, S.; GRATH, J.; BØGESTRAND, J. EUROWATERNET. The European Environment Agency's Monitoring and Information Network for Inland Water Resources. Technical Guidelines for implementation. **Technical Report N° 7**. Copenhagen, Dinamarca: European Environment Agency, 1998. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/TECH07>. Acesso em: 10 nov. 2021.

NONATO, E. A. *et al.* Tratamento estatístico dos parâmetros da qualidade das águas da bacia do alto curso do rio das velhas. **Química Nova**, [S. l.], v. 30, n. 4, p. 797–804, 2007. DOI: 10.1590/s0100-40422007000400008.

NOORI, R. *et al.* Multivariate statistical analysis of surface water quality based on correlations and variations in the data set. **Desalination**, [S. l.], v. 260, n. 1–3, p. 129–136, 2010. DOI: 10.1016/j.desal.2010.04.053. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.04.053>. Acesso em: 12 jul. 2020.

NOR, S. M. C. M *et al.* Statistical Modeling of RPCA-FCM in Spatiotemporal Rainfall Patterns Recognition. **Atmosphere**, [S. l.], v. 13, n. 1, p. 1–21, 2022. DOI: 10.3390/atmos13010145.

OGWUELEKA, T. C. Use of multivariate statistical techniques for the evaluation of temporal and spatial variations in water quality of the Kaduna River , Nigeria. **Environ Monit Assess**, [S. l.], v. 187, n. 3, p. 1-17, p. 2015. DOI: 10.1007/s10661-015-4354-4.

OGWUELEKA, T. C.; CHRISTOPHER, I. E. Hydrochemical interfaces and spatial assessment of Usuma River water quality in North-Central Nigeria. **Scientific African**, [S. l.], v. 8, 2020. DOI: 10.1016/j.sciaf.2020.e00371.

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**, [S. l.], v. 46, n. 9, p. 3110–3122, 2012. DOI: 10.1016/j.watres.2012.03.028. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.028>. Acesso em: 03 jun. 2020.

OMARJEE, A. *et al.* pH variability in catchment flows to estuaries – A South African perspective. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S. l.], v. 262, n. April, p. 107605, 2021. DOI: 10.1016/j.ecss.2021.107605. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107605>. Acesso em 09 set. 2021.

OMERNIK, J. M. *et al.* Ecoregions of Wisconsin. **Transactions of the Wisconsin Academy of Sciences, Arts and Letters**, [S. l.], v. 88, p. 77–103, 2000.

OUYANG, Y. Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis. **Water Research**, [S. l.], v. 39, n. 12, p. 2621–2635, 2005. DOI: 10.1016/j.watres.2005.04.024.

OZKAYA, G.; ERCAN, I. Examining multiple comparison procedures according to error rate, power type and false discovery rate. **Journal of Modern Applied Statistical Methods**, [S. l.], v. 11, n. 2, p. 348–360, 2012. DOI: 10.22237/jmasm/1351742760.

PAKHIRA, M. K. Finding number of clusters before finding clusters. **Procedia Technology**, [S. l.], v. 4, p. 27–37, 2012. DOI: 10.1016/j.protcy.2012.05.004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.protcy.2012.05.004>. Acesso em: 19 set. 2019.

PARDO, I. *et al.* The European reference condition concept: A scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 420, p. 33–42, 2012. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.01.026. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.01.026>. Acesso em: 17 jan. 2020.

PARK, S. Y. *et al.* Design of a water quality monitoring network in a large river system using the genetic algorithm. **Ecological Modelling**, [S. l.], v. 199, n. 3 SPEC. ISS., p. 289–297, 2006. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.06.002.

PAULSEN, S. G. *et al.* **Rivers and Streams: Upgrading Monitoring of the Nation's Freshwater Resources - Meeting the Spirit of the Clean Water Act**. In: PECK, David V (org.). Rijeka: IntechOpen, 2020. Chapter 7. DOI: 10.5772/intechopen.92823. Disponível em: <https://doi.org/10.5772/intechopen.92823>. Acesso em: 18 fev. 2022.

PEDDE, S. *et al.* Modeling sources of nutrients in rivers draining into the Bay of Bengal—a scenario analysis. **Regional Environmental Change**, [S. l.], v. 17, n. 8, p. 2495–2506, 2017. DOI: 10.1007/s10113-017-1176-7.

PELLERIN, B. A. *et al.* Emerging tools for continuous nutrient monitoring networks: sensors advancing science and water resources protection. **Journal of the American Water Resources Association**, [S. l.], v. 52, n. 4, p. 993–1008, 2016. DOI: 10.1111/1752-1688.12386.

PEÑA-GUZMÁN, C. A.; SOTO, L.; DIAZ, A. A proposal for redesigning the water quality network of the Tunjuelo River in Bogotá, Colombia through a spatio-temporal analysis. **Resources**, [S. l.], v. 8, n. 2, 2019. DOI: 10.3390/resources8020064.

PERINA, F.C.; DE SOUZA ABESSA, D.M. Contamination and toxicity in a subtropical estuarine protected area influenced by former mining activities. **Ocean and Coastal Research**, [S. l.], v. 68, p. 1–29, 2020. DOI: 10.1590/S2675-28242020068313.

PERNET, C. Null hypothesis significance testing: a short tutorial. **F1000Research**, [S. l.], v. 3, n. 0, 25 ago. 2015, 25 p. DOI: 10.12688/f1000research.6963.3.

PETROVIC, S. A Comparison Between the Silhouette Index and the Davies-Bouldin Index in Labelling IDS Clusters. In: 11th Nordic Workshop on Secure IT-systems. **Proceedings [...]**. [S. l.], p. 53–64, 2006. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download;jsessionid=95DE3EF9258886617200E7B2D3968E75?doi=10.1.1.102.4114&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em: 20 out. 2019.

PINTO, C. C. **Importância da Avaliação de Dados de Concentração e de Carga de Poluentes em Bacias Hidrográficas: Exemplo da Bacia do Rio Verde**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2016, 189 p.

PITAKWINAI, P.; KHANITCHAIDECHA, W.; NAKARUK, A. Spatial and seasonal variation in surface water quality of Nan river, Thailand. **NUEJ**, [S. l.], v. 14, p. 1–10, 2019.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avancados**, [S. l.], v. 22, n. 63, p. 43–60, 2008. DOI: 10.1590/s0103-40142008000200004.

POST, C. J. *et al.* Monitoring spatial and temporal variation of dissolved oxygen and water temperature in the Savannah River using a sensor network. **Environ Monit Assess**. [S. l.], v. 190, n. 5, p. 1-14, 2018. DOI: 10.1007/s10661-018-6646-y.

POLAZ, C. N. M.; FERREIRA, F. C.; PETRERE JÚNIOR, M. The protected areas system in Brazil as a baseline condition for wetlands management and fish conservancy: The example of the Pantanal National Park. **Neotropical Ichthyology**, [S. l.], v. 15, n. 3, p. 1–13, 2017. DOI: 10.1590/1982-0224-20170041.

PYNEGAR, E. L. *et al.* The effectiveness of Payments for Ecosystem Services at delivering improvements in water quality: Lessons for experiments at the landscape scale. **PeerJ**, [S. l.], v. 2018, n. 10, p. 1–29, 2018. DOI: 10.7717/peerj.5753.

QUILBÉ, R. *et al.* Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beauvillage River (Québec, Canada). **Journal of Hydrology**, [S. l.], v. 326, n. 1–4, p. 295–310, 2006. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2005.11.008.

RADER, K. J. *et al.* The fate of copper added to surface water: field, laboratory, and modeling studies. **Environmental Toxicology and Chemistry**, [S. l.], v. 38, n. 7, p. 1386–1399, 2019. DOI: 10.1002/etc.4440.

RAFATI RAHIMZADEH, M. *et al.* Cadmium toxicity and treatment: An update. **Caspian Journal of Internal Medicine**, [S. l.], v. 8, n. 3, p. 135–145, 2017. DOI: 10.22088/cjim.8.3.135.

RAFTER, J.; ABELL, M.; BRASELTON, J. Multiple Comparison Methods for Means. **Siam Review - SIAM REV**, [S. l.], v. 44, p. 259-278, 2002. DOI: 10.1137/S0036144501357233.

RAM, A. R.; TERRY, J. P. Stream turbidity responses to storm events in a pristine rainforest watershed on the Coral Coast of southern Fiji. **International Journal of Sediment Research**, [S. l.], v. 31, n. 4, p. 279–290, 2016. DOI: 10.1016/j.ijsrc.2016.07.002. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijsrc.2016.07.002>. Acesso em: 25 nov. 2021.

RAM, M. D.; RAVI, P. Evaluation of heavy metal concentration in surface water bodies around mining areas at Kolayat , district Bikaner Northwestern Rajasthan. **World J. Cur. Sci. Res.** [S. l.], v. 1, n.3, p. 206–212, 2021.

RASHID, I.; ROMSHOO, S. A. Impact of anthropogenic activities on water quality of Lidder River in Kashmir Himalayas. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 185, n. 6, p. 4705–4719, 2013. DOI: 10.1007/s10661-012-2898-0.

RISKIN, M. L.; LEE, C. J. USGS National Water Quality Monitoring Network. **Fact Sheet 2021-3019**. Reston, VA, 2021. DOI: 10.3133/fs20213019. Disponível em: <http://pubs.er.usgs.gov/publication/fs20213019>. Acesso em: 31 out. 2021.

ROBERTSON, D. M.; SAAD, D. A.; HEISEY, D. M. A regional classification scheme for estimating reference water quality in streams using land-use-adjusted spatial regression-tree analysis. **Environmental Management**, [S. l.], v. 37, n. 2, p. 209–229, 2006. DOI: 10.1007/s00267-005-0022-8.

RODRIGUES, V. *et al.* Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil). **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 622–623, p. 1553–1561, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.028. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.028>. Acesso em: 12 nov. 2020.

ROUSSEEUW, P. J. Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. **Journal of Computational and Applied Mathematics**, [S. l.], v. 20, n. C, p. 53–65, 1987. DOI: 10.1016/0377-0427(87)90125-7.

RUGUE JUNIOR, A. C. *et al.* Relatório Executivo. Otimização da frequência da rede básica de monitoramento da qualidade das águas superficiais doces no estado de São Paulo. **Relatório Executivo**. São Paulo, SP: CETESB, 2020, 15p. Disponível em: [https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wp-content/uploads/sites/12/2020/03/Relat%C3%B3rio-Executivo\\_Vers%C3%A3o-Final\\_v2.pdf](https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wp-content/uploads/sites/12/2020/03/Relat%C3%B3rio-Executivo_Vers%C3%A3o-Final_v2.pdf). Acesso em: 08 out. 2021.

SAHA, P.; PAUL, B. Assessment of heavy metal toxicity related with human health risk in the surface water of an industrialized area by a novel technique. **Human and Ecological Risk Assessment**, [S. l.], v. 25, n. 4, p. 966–987, 2019. DOI: 10.1080/10807039.2018.1458595. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1458595>. Acesso em: 7 fev. 2020.

SAHOO, P. K. *et al.* High resolution hydrogeochemical survey and estimation of baseline concentrations of trace elements in surface water of the Itacaiúnas River Basin, southeastern Amazonia: Implication for environmental studies. **Journal of Geochemical Exploration**, [S. l.], v. 205, n. November 2018, p. 106321, 2019. DOI: 10.1016/j.gexplo.2019.06.003. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.06.003>. Acesso em: 1 dez. 2021.

SÁNCHEZ-MONTOYA, M. M. *et al.* Establishing physico-chemical reference conditions in Mediterranean streams according to the European Water Framework Directive. **Water Research**, [S. l.], v. 46, n. 7, p. 2257–2269, 2012. DOI: 10.1016/j.watres.2012.01.042.

SANDERS, T. G. Chapter 13. Water Quality Monitoring Networks. *In*: STEPHENSON, David B. T. **Developments in Water Science (org.)**. **Water and Wastewater System Analysis**. [S. l.]: Elsevier, 1988. v. 34, p. 204–216. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-5648\(08\)70464-7](https://doi.org/10.1016/S0167-5648(08)70464-7). Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167564808704647>. Acesso em: 09 jul. 2020.

SANTANA, C. S. *et al.* Assessment of water resources pollution associated with mining activity in a semi-arid region. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 273, n. June, 2020. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111148.

SANTOS, A. C. A.; CAIOLA, N. Environmental typology of rivers from the Brazilian semiarid as a first step for the application of the index of biotic integrity: The case of the Chapada Diamantina. **River Research and Applications**, [S. l.], v. 36, n. 7, p. 1151–1159, 2020. DOI: 10.1002/rra.3613.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5.ed. revisada e ampliada. Brasília, DF: Embrapa, 2018, 356 p.

SANTOS, R. O. *et al.* Principal component analysis and factor analysis: Differences and similarities in nutritional epidemiology application. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, [S. l.], v. 22, p. 1–14, 2019. DOI: 10.1590/1980-549720190041.

SÃO PAULO. Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, p.4, São Paulo, SP, 09 set. 1976. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1976/decreto-8468-08.09.1976.html>. Acesso em: 19 abr. 2022.

SÃO PAULO. Lei nº 118, de 29 de junho de 1973. Autoriza a constituição de uma sociedade por ações, sob a denominação de CETESB - Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Controle de Poluição das Águas, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, p.3, São Paulo, SP, 30 jun. 1973. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1973/original-lei-118-29.06.1973.html>. Acesso em: 10 nov. 2021.

SÃO PAULO. Lei nº 16.337, de 14 de dezembro de 2016. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, p.1, São Paulo, SP, 15 dez. 2016. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2016/lei-16337-14.12.2016.html>. Acesso em: 10 nov. 2021.

SÃO PAULO. Lei nº 9.034, de dezembro de 1994. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH, a ser implantado no período 1994 e 1995, em conformidade com a Lei n. 7.663, de 30/12/91, que instituiu normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, p.3, São Paulo, SP, 28 dez. 1994. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1994/original-lei-9034-27.12.1994.html>. Acesso em: 10 nov. 2021.

SARAÇLI, S.; DOĞAN, N.; DOĞAN, I. Comparison of hierarchical cluster analysis methods by cophenetic correlation. **Journal of Inequalities and Applications**, [S. l.], v. 2013, p. 1–8, 2013. DOI: 10.1186/1029-242X-2013-203.

SARAN, L. M. *et al.* Land use impact on potentially toxic metals concentration on surface water and resistant microorganisms in watersheds. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S. l.], v. 166, n. September, p. 366–374, 2018. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.09.093. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.093>. Acesso em: 19 nov. 2021.

SARSTEDT, M.; MOOI, E. **Regression analysis. In a concise guide to market research: The process, data, and methods using IBM SPSS Statistics**. 3.ed. [S. l.]: Springer -Verlag GmbH Germany, 2019. DOI: 10.1007/978-3-662-56707-4. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-662-56707-4>.

SAWANT, P.; BILLOR, N.; SHIN, H. Functional outlier detection with robust functional principal component analysis. **Computational Statistics**, [S. l.], v. 27, n. 1, p. 83–102, 2012. DOI: 10.1007/s00180-011-0239-3.

SCANNAPIECO, D. *et al.* River water quality assessment: A comparison of binary and fuzzy logic-based approaches. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 47, p. 132–140, 2012. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.06.015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.015>. Acesso em: 04 fev.2022.

SCHILLING, K. E. *et al.* Temporal variations of *Escherichia coli* concentrations in a large Midwestern river. **Journal of Hydrology**, [S. l.], v. 365, n. 1–2, p. 79–85, 2009. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2008.11.029. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.11.029>. Acesso em: 31 ago. 2021.

SCHINDLER, D. W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, [S. l.], v. 279, n. 1746, p. 4322–4333, 2012. DOI: 10.1098/rspb.2012.1032.

SCHULZ, U. H.; MARTINS-JUNIOR, H. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [S. l.], v. 61, n. 4, p. 615–622, 2001. DOI: 10.1590/s1519-69842001000400010.

SHESKIN, D. J. **Handbook of Parametric and Nonparametric Statistical Procedures**. 3. ed. [S. l.]: Chapman and Hall/CRC, 2003, 1193 p. DOI: 10.1201/9781420036268.

SERNEELS, S.; VERDONCK, T. Principal component analysis for data containing outliers and missing elements. **Computational Statistics and Data Analysis**, [S. l.], v. 52, n. 3, p. 1712–1727, 2008. DOI: 10.1016/j.csda.2007.05.024.

SHAO, S. *et al.* Spatial variability-based sample size allocation for stratified sampling. **Catena**, [S. l.], v. 206, n. May, p. 105509, 2021. DOI: 10.1016/j.catena.2021.105509. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105509>. Acesso em: 01 fev. 2022.

SHEHANE, S. D. *et al.* The influence of rainfall on the incidence of microbial faecal indicators and the dominant sources of faecal pollution in a Florida river. **Journal of Applied Microbiology**, [S. l.], v. 98, n. 5, p. 1127–1136, 2005. DOI: 10.1111/j.1365-2672.2005.02554.x.

SHI, W.; ZENG, W. Application of k-means clustering to environmental risk zoning of the chemical industrial area. **Frontiers of Environmental Science and Engineering**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 117–127, 2014. DOI: 10.1007/s11783-013-0581-5.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 373, n. 1, p. 334–343, 2007. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.10.048.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling and Software**, [S. l.], v. 22, n. 4, p. 464–475, 2007. DOI: 10.1016/j.envsoft.2006.02.001.

SIDAK, Z. Rectangular confidence regions for the means of multivariate normal distributions. **Journal of the American Statistical Association**, [S. l.], v. 62, n. 318, p. 626–633, 1967. DOI: 10.2307/2283989. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2283989>. Acesso em: 6 mai. 2020.

SIDOU, L. F.; BORGES, E. M. Teaching principal component analysis using a free and open source software program and exercises applying PCA to real-world examples. **Journal of Chemical Education**, [S. l.], v. 97, n. 6, p. 1666–1676, 2020. DOI: 10.1021/acs.jchemed.9b00924.

SILVA, S. V. S. *et al.* The impact of water pollution on fish species in southeast region of Goiás, Brazil. **Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues**, [S. l.], v. 79, n. 1, p. 8–16, 2016. DOI: 10.1080/15287394.2015.1099484. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/15287394.2015.1099484>. Acesso em: 25 fev. 2020.

SILVA, M. R. C. Estudo de sedimentos da bacia hidrográfica do Moji-Guaçu, com ênfase na determinação de metais. Dissertação de Mestrado, São Carlos: Instituto de Química de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2002, 113 p.

SIMEDO, M. B. L. *et al.* Effect of watershed land use on water quality: A case study in córrego da olaria basin, são paulo state, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [S. l.], v. 78, n. 4, p. 625–635, 2018. DOI: 10.1590/1519-6984.168423.

SINGH, Y. *et al.* Assessment of water quality condition and spatiotemporal patterns in selected wetlands of Punjab, India. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 29, n. 2, p. 2493–2509, 2022. DOI: 10.1007/s11356-021-15590-y.

SIQUEIRA, G. M. *et al.* Zoneamento de parâmetros climáticos no estado de São Paulo (Brasil) utilizando técnicas de geoestatística. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S. l.], v. 03, p. 612–629, 2012.

SMITH, R. A.; ALEXANDER, R. B.; SCHWARZ, G. E. Natural background concentrations of nutrients in streams and rivers of the conterminous United States. **Environmental Science and Technology**, [S. l.], v. 37, n. 14, p. 3039–3047, 2003. DOI: 10.1021/es020663b.

SOBALLE, D. M.; FISCHER J. R. Long term resource monitoring program procedures: Water quality monitoring. **Technical Report LTRMP 2004-T002-1 (Ref. 95-P002-5)**. La Crosse, Wisconsin: U.S. Geological Survey, Upper Midwest Environmental Sciences Center, 2004, 73 p.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. The comparison of dendrograms by objective methods. **TAXON**, [S. l.], v. 11, n. 2, p. 33–40, 1962. DOI: 10.2307/1217208. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1217208>. Acesso em: 15 ago. 2019.

SOKOLOV, D. *et al.* Choosing the optimal frequency of water quality monitoring on tributaries of a lowland reservoir. **Limnology and Freshwater Biology**, [S. l.], v. 2020, n. 4, p. 697–698, 2020. DOI: 10.31951/2658-3518-2020-a-4-697.

SOLANO-RIVERA, V. *et al.* Exploring extreme rainfall impacts on flow and turbidity dynamics in a steep, pristine and tropical volcanic catchment. **Catena**, [S. l.], v. 182, n. October 2018, p. 104118, 2019. DOI: 10.1016/j.catena.2019.104118. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104118>. Acesso em: 25 nov. 2021.

SPAROVEK, G. *et al.* Brazilian agriculture and environmental legislation: Status and future challenges. **Environmental Science and Technology**, [S. l.], v. 44, n. 16, p. 6046–6053, 2010. DOI: 10.1021/es1007824.

STEVENS, J. P. **Applied Multivariate Statistics for the Social Sciences**. 5.ed. New York: Routledge, 2009, 664 p. DOI:10.4324/9780203843130.

STODDARD, J. L. *et al.* Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. **Ecological Applications**, [S. l.], v. 16, n. 4, p. 1267–1276, 2006. DOI: 10.1890/1051-0761(2006)016[1267:SEFTEC]2.0.CO;2.

STRAHLER, A. N. Dynamic basis of geomorphology. **GSA Bulletin**, [S. l.], v. 63, n. 9, p. 923–938, 1952. DOI: 10.1130/0016-7606(1952)63[923:DBOG]2.0.CO;2.

STREAM SOLUTE WORKSHOP. Concepts and Methods for Assessing Solute Dynamics in Stream Ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, [S. l.], v. 9, n. 2, p. 95–119, 1990. DOI: 10.2307/1467445.

STROBL, R. O. *et al.* A water quality monitoring network design methodology for the selection of critical sampling points: Part I. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 112, n. 1–3, p. 137–158, 2006. DOI: 10.1007/s10661-006-0774-5.

STROBL, R. O.; ROBILLARD, P. D. Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: A review. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 87, n. 4, p. 639–648, 2008. DOI: 10.1016/j.jenvman.2007.03.001.

STRUYF, A.; HUBERT, M.; ROUSSEEUW, P. J. Clustering in an object-oriented environment. **Journal of Statistical Software**, [S. l.], v. 1, p. 1–30, 1996. DOI: 10.18637/jss.v001.i04.

TAKA, M. *et al.* The direct and indirect effects of watershed land use and soil type on stream water metal concentrations. **Water Resources Research**, [S. l.], v. 52, n. 10, p. 7711–7725, 2016. DOI: 10.1002/2016WR019226. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2016WR019226>. Acesso em: 8 set. 2020.

TANOS, P. *et al.* Optimization of the monitoring network on the River Tisza (Central Europe, Hungary) using combined cluster and discriminant analysis, taking seasonality into account. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 187, n. 9, 2015. DOI: 10.1007/s10661-015-4777-y.

TASSONE, A. *et al.* Modification of the EPA method 1631E for the quantification of total mercury in natural waters. **MethodsX**, [S. l.], v. 7, n. May, p. 100987, 2020. DOI: 10.1016/j.mex.2020.100987. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100987>. Acesso em: 01 mar. 2022.

TAVAKOL, M. *et al.* Developing an environmental water quality monitoring program for Haraz River in Northern Iran. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 189, n. 8, 2017. DOI: 10.1007/s10661-017-6125-x.

TAVARES, D. S. *et al.* Reliable quantification of mercury in natural waters using surface modified magnetite nanoparticles. **Chemosphere**, [S. l.], v. 220, p. 565–573, 2019. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.149.

TELICI, I. T. *et al.* Optimal water quality monitoring network design for river systems. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 90, n. 10, p. 2987–2998, 2009. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.04.011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.011>. Acesso em: 10 jul. 2020.

TEN CATEN, A. *et al.* Multivariate analysis applied to reduce the number of predictors in digital soil mapping. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [S. l.], v. 46, n. 5, p. 553–561, 2011. DOI: 10.1590/S0100-204X2011000500014.

THINSUNGNOEN, T. *et al.* The clustering validity with Silhouette and sum of squared errors. *In: Proceedings of the 3rd International Conference on Industrial Application Engineering 2015*, [S. l.], p. 44–51, 2015. DOI: 10.12792/iciae2015.012.

THOMAS, S. M. *et al.* Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. **Biogeochemistry**, [S. l.], v. 68, n. 2, p. 135–151, 2004. DOI: 10.1023/B:BIOG.0000025734.66083.b7.

TIBSHIRANI, R.; WALTHER, G.; HASTIE, T. Estimating the number of clusters in a data set via the gap statistic. **Journal of the Royal Statistical Society. Series B: Statistical Methodology**, [S. l.], v. 63, n. 2, p. 411–423, 2001. DOI: 10.1111/1467-9868.00293.

TROMBONI, F.; DODDS, W. K. Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: Thresholds and Riparian Zones. **Environmental Management**, [S. l.], v. 60, n. 1, p. 30–40, 2017. DOI: 10.1007/s00267-017-0858-8. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-017-0858-8>. Acesso em: 1 dez. 2021.

TROMBONI, F. *et al.* Changing land use and population density are degrading water quality in the lower mekong basin. **Water (Switzerland)**, [S. l.], v. 13, n. 14, p. 1–16, 2021. DOI: 10.3390/w13141948.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); WORLD HEALTH ORGANIZATION (WMO). **Water quality monitoring : a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programs**. BARTRAM J.; BALANCE R. (eds). London : CRC Press, 1996, 383 p. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/41851>. Acesso em: 21 ago. 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance Document, EPA/841/B-98/007**. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Office of Science and Technology, Office of Water, 1998. 199 p. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-03/documents/lake-reservoir-tech-guidance-doc-1998.pdf>. Acesso em 31 ago. 2021.

VAREKAR, V.; RAMEEZ, H.; NANEKAR, A. **Rationalization of Water Quality Parameters for Krishna River Basin Using Multivariate Statistical Techniques and Water Quality Index**. Climate Impacts on Water Resources in India: Environment and Health. In: PANDEY, Ashish; MISHRA, S. K.; KANSAL, M. L.; SINGH, R. D.; SINGH, V. P. (org.). Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 35–43. DOI: 10.1007/978-3-030-51427-3\_4. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-030-51427-3\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-030-51427-3_4). Acesso em: 27 jan. 2022.

VERDIN, K. L.; VERDIN, J. P. A topological system for delineation and codification of the Earth's river basins. **Journal of Hydrology**, [S. l.], v. 218, n. 1–2, p. 1–12, 1999. DOI: 10.1016/S0022-1694(99)00011-6.

VICKERS, A. J. Parametric versus non-parametric statistics in the analysis of randomized trials with non-normally distributed data. **BMC Medical Research Methodology**, [S. l.], v. 5, p. 1–12, 2005. DOI: 10.1186/1471-2288-5-35.

VILMIN, L. *et al.* Estimation of the water quality of a large urbanized river as defined by the European WFD : what is the optimal sampling frequency ? **Environ Sci Pollut Res**, [S. l.], v. 25, p. 23485–23501, 2018. DOI: 10.1007/s11356-016-7109-z.

VOULVOULIS, N.; ARPON, K. D.; GIAKOUMIS, T. The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 575, p. 358–366, 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.228. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.228>. Acesso em: 15 mai. 2020.

WANG, H. *et al.* The study on optimal design of river monitoring network using modified approaching degree model: a case study of the Liaohe River, Northeast China. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], 2020. DOI: 10.1007/s11356-020-10178-4.

WANG, J.; HAINING, R.; CAO, Z. Sample surveying to estimate the mean of a heterogeneous surface: Reducing the error variance through zoning. **International Journal of Geographical Information Science**, [S. l.], v. 24, n. 4, p. 523–543, 2010. DOI: 10.1080/13658810902873512.

WANG, S. *et al.* Total mercury and monomethylmercury in water, sediments, and hydrophytes from the rivers, estuary, and bay along the Bohai Sea coast, northeastern China. **Applied Geochemistry**, [S. l.], v. 24, n. 9, p. 1702–1711, 2009. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2009.04.037. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.04.037>. Acesso em: 16 mar. 2022.

WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (WFD). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Working Group 2.7: Monitoring under the Water Framework Directive. **Guidance document n.7**. Final version 23 January 2003, Luxemburgo: European Communities, 2003.

WHITLEY, E.; BALL, J. Statistics review 3: hypothesis testing and P values. **Critical care**, London, England, v. 6, n. 3, p. 222–225, 2002. DOI: 10.1186/cc1493. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/12133182>. Acesso em: 14 nov. 2019.

WILKERSON, M.; OLSON, M. R. Misconceptions about sample size, statistical significance, and treatment effect. **The Journal of Psychology**, [S. l.], v. 131, n. 6, p. 627–631, 1997. DOI: 10.1080/00223989709603844. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00223989709603844>. Acesso em: 10 mar. 2020.

WILLIAMS, M. *et al.* Development and evaluation of a spatially-explicit index of Chesapeake Bay health. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 59, n. 1–3, p. 14–25, 2009. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2008.11.018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.11.018>. Acesso em 10 abr. 2020.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION (WMO). Planning of water quality monitoring systems. **Technical report series N° 3**. Geneva, Switzerland: WMO, 2013. 118 p. Disponível em: [http://www.wmo.int/pages/prog/hwrrp/publications/Technical\\_report\\_series/TR-No3water\\_quality\\_monitoring\\_systems.pdf](http://www.wmo.int/pages/prog/hwrrp/publications/Technical_report_series/TR-No3water_quality_monitoring_systems.pdf). Acesso em: 20 out. 2019.

WOHL, E. The significance of small streams. **Frontiers of Earth Science**, [S. l.], v. 11, n. 3, p. 447–456, 2017. DOI: 10.1007/s11707-017-0647-y.

WOODWARD, G. *et al.* Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. **Science (New York, N.Y.)**, United States, v. 336, n. 6087, p. 1438–1440, 2012. DOI: 10.1126/science.1219534.

WORRALL, F.; HOWDEN, N. J. K.; BURT, T. P. Time series analysis of the world's longest fluvial nitrate record: evidence for changing states of catchment saturation. **Hydrological Processes**, [S. l.], v. 29, n. 3, p. 434–444, 2015.

WRIGHT, W. G. *et al.* **Distribution of pH Values and Dissolved Trace-Metal Concentrations in Streams Integrated Investigations of Environmental Effects of Historical Mining in the Animas River Watershed, San Juan County, Colorado**. In: Chapter 10: Integrated Investigations of Environmental Effects of Historical Mining in the Animas River Watershed, San Juan County, Colorado, [S. l.]: U.S. Department of the Interior and U.S. Geological Survey, v. 1651, p. 497–541, 2007. Disponível em: [https://pubs.usgs.gov/pp/1651/downloads/Vol1\\_combinedChapters/vol1\\_chapE10.pdf](https://pubs.usgs.gov/pp/1651/downloads/Vol1_combinedChapters/vol1_chapE10.pdf). Acesso em: 24 fev. 2020.

YI, S. *et al.* Joint sparse principal component analysis. **Pattern Recognition**, [S. l.], v. 61, p. 524–536, 2017. DOI: 10.1016/j.patcog.2016.08.025. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.patcog.2016.08.025>. Acesso em: 22 out. 2021.

YONG, A. G. ; PEARCE, S. C. A beginner's guide to factor analysis: focusing on exploratory factor analysis. **Tutorials in Quantitative Methods for Psychology**, [S. l.], v. 9, n. 2, p.79-94, 2013. DOI: 10.20982/tqmp.09.2.p079.

YUDINA, E. *et al.* Optimization of water quality monitoring networks using metaheuristic approaches: Moscow region use case. **Water (Switzerland)**, [S. l.], v. 13, n. 7, p. 1–14, 2021. DOI: 10.3390/w13070888.

ZAPF, F.; WALLEK, T. Comparison of data selection methods for modeling chemical processes with artificial neural networks. **Applied Soft Computing**, [S. l.], v. 113, p. 107938, 2021. DOI: 10.1016/j.asoc.2021.107938. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.asoc.2021.107938>. Acesso em 01 fev. 2022.

ZATTA, P. *et al.* The role of metals in neurodegenerative processes: aluminum, manganese, and zinc. **Brain research bulletin**, United States, v. 62, n. 1, p. 15–28, 2003. DOI: 10.1016/s0361-9230(03)00182-5.

ZHANG, H. *et al.* Fractionation, distribution and transport of mercury in rivers and tributaries around Wanshan Hg mining district, Guizhou province, southwestern China: Part 1 - Total mercury. **Applied Geochemistry**, [S. l.], v. 25, n. 5, p. 633–641, 2010. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2010.01.006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2010.01.006>. Acesso em: 16 mar. 2022.

ZHANG, L. *et al.* Response of non-point source pollutant loads to climate change in the Shitoukoumen reservoir catchment. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 184, n. 1, p. 581–594, 2012. DOI: 10.1007/s10661-011-2353-7.

ZHANG, X. *et al.* Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and Kowloon, Hong Kong. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 173, n. 1–4, p. 17–27, 2011. DOI: 10.1007/s10661-010-1366-y.

ZHAO, R. *et al.* A multivariate analysis of the spatial variations of water quality during high-flow period in the Chaobai River (Beijing, China) restored by reclaimed water. **Water Supply**, [S. l.], v. 21, n. 6, p. 3168–3179, 2021. DOI: 10.2166/ws.2021.088.

ZHAO, Y. *et al.* Assessment of water quality evolution in the Pearl River Estuary (South Guangzhou) from 2008 to 2017. **Water**, v. 12, n. 1, p. 59, 2020. DOI: 10.3390/w12010059.

ZHI, W. *et al.* From hydrometeorology to river water quality: Can a deep learning model predict dissolved oxygen at the continental scale? **Environmental Science and Technology**, [S. l.], v. 55, n. 4, p. 2357–2368, 2021. DOI: 10.1021/acs.est.0c06783.

ZHOU, F.; LIU, Y.; GUO, H. Application of multivariate statistical methods to water quality assessment of the watercourses in Northwestern New Territories, Hong Kong. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 132, n. 1–3, p. 1–13, 2007. DOI: 10.1007/s10661-006-9497-x.

ZHOU, S.; XU, Z.; LIU, F. Method for determining the optimal number of clusters based on agglomerative hierarchical clustering. **IEEE Transactions on Neural Networks and Learning Systems**, [S. l.], v. 28, n. 12, p. 3007–3017, 2017. DOI: 10.1109/TNNLS.2016.2608001.

ZUCCO, E. *et al.* Metodologia para estimativa das concentrações em cursos de água para vazões de referência: uma ferramenta de suporte e apoio ao sistema de gestão de bacias hidrográficas. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, [S. l.], v. 9, n. 1, p. 25–37, 2012. DOI: 10.21168/rega.v9n1.p25-37.

ZWICK, R.; MARASCUILO, L. A. Selection of pairwise multiple comparison procedures for parametric and nonparametric analysis of variance models. **Psychological Bulletin**, [S. l.], v. 95, n. 1, p. 148–155, 1984. DOI: 10.1037/0033-2909.95.1.148.

## APÊNDICE A - Metodologia para traçado e cálculo das áreas de drenagem dos pontos de monitoramento da rede de qualidade da água

O traçado automático de bacias hidrográficas nos software ArcGIS 10.3<sup>®</sup> tem como dado de entrada um modelo digital de elevação (MDE) e envolve as etapas de preenchimento de depressões do MDE (*fill sinks*); definição da direção de fluxo (*flow direction*); definição do fluxo acumulado (*flow accumulation*) e delimitação de bacias (*watershed*). Maiores detalhes sobre tais etapas podem ser consultados em Gopinath, Swetha e Ashitha (2014).

O MDE de entrada do presente estudo foi gerado pelo SAR (radar de abertura sintética) durante a missão SRTM – Shuttle Radar Topography Mission realizada por uma parceria entre a agência espacial alemã, a agência espacial italiana e a NASA no ano de 2000, com resolução de 1 arc-segundos (aproximadamente 30 m) (LEHNER; VERDIN; JARVIS, 2006). O modelo foi obtido no sistema Earth Explorer do Serviço Geológico dos Estados Unidos em 01/08/2019.

Em função das diferenças nas bases cartográficas, identificaram-se incompatibilidades do posicionamento dos pontos de monitoramento em relação à rede de drenagem gerada a partir do MDE. Portanto, houve a necessidade de deslocamento manual para que o cálculo da área de drenagem pudesse ser realizado.

A saída da ferramenta *watershed* foi em sistema de coordenadas geográficas, no entanto, para o cálculo da área de drenagem pela ferramenta *Calculate Geometry*, a camada deve estar em sistema de coordenadas projetadas, levando a necessidade de projeção com a ferramenta *Project* do ArcGIS 10.3<sup>®</sup>. O sistema de coordenadas projetadas escolhido foi a cônica Albers de Igual Área para a América do Sul, que apresenta como vantagens manter a relação entre áreas e não necessitar união de zonas como no sistema de coordenadas UTM (SNYDER, 1982; REIMANN *et al.*, 2008).

## REFERÊNCIAS<sup>14</sup>

GOPINATH, G.; SWETHA, T. V.; ASHITHA, M. K. Automated extraction of watershed boundary and drainage network from SRTM and comparison with Survey of India toposheet. **Arabian Journal of Geosciences**, [S. l.], v. 7, n. 7, p. 2625–2632, 2014. DOI: 10.1007/s12517-013-0919-0.

LEHNER, B.; VERDIN, K.; JARVIS, A. **HydroSHEDS technical documentation, version 1.0**. [S. l.], 2006. 27 p. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/5210660.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2019.

---

<sup>14</sup> De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6023.

SNYDER, J. P. Map projections used by the US Geological Survey. **Geological Survey Bulletin 1532**. 2 ed. Washington, DC: United States Government Printing Office, 1982. DOI: 10.3133/b1532. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/bul/1532/report.pdf>. Acesso em: 12 out.2020.

REIMANN, C. *et al.* **Statistical Data Analysis Explained: applied environmental statistics with R**. Chichester, UK: John Wiley & Sons Ltd, 2008, 341 p. DOI: 10.1002/9780470987605.

**APÊNDICE B - Resultados para os coeficientes de correlação cofenética obtidos na análise de agrupamento para as unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHIs) estudadas**

Tabela 42 - Coeficientes de correlação cofenética para os diferentes métodos de ligação associados à distância euclidiana quadrada nas UGRHIs estudadas

UGRHI	Distância	Métodos de Ligação				
		Simple	Completa	Média	Centroide	Ward
01	Euclidiana quadrada	0,751	0,633	0,773	0,771	0,632
03	Euclidiana quadrada	0,893	0,816	0,817	Inadequada	Inadequada
06	Euclidiana quadrada	0,342	0,728	0,652	Inadequada	Inadequada
09	Euclidiana quadrada	0,872	0,767	0,829	Inadequada	Inadequada
11	Euclidiana quadrada	0,636	0,671	0,798	Inadequada	Inadequada
14	Euclidiana quadrada	0,805	0,828	0,833	Inadequada	Inadequada
15	Euclidiana quadrada	0,748	0,682	0,790	Inadequada	Inadequada

**APÊNDICE C - Resultados obtidos em todas as unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHs) para o índice Silhouette Geral (variável em função da mudança do número de grupos) e para os índices Silhouette individuais.**

Figura 48 - Índice Silhouette Geral em função do número de grupos de pontos de monitoramento formados na análise de agrupamento para a UGRHI 01. A linha tracejada indica o valor de 0,71, utilizado como critério para identificação de forte estrutura dos agrupamentos

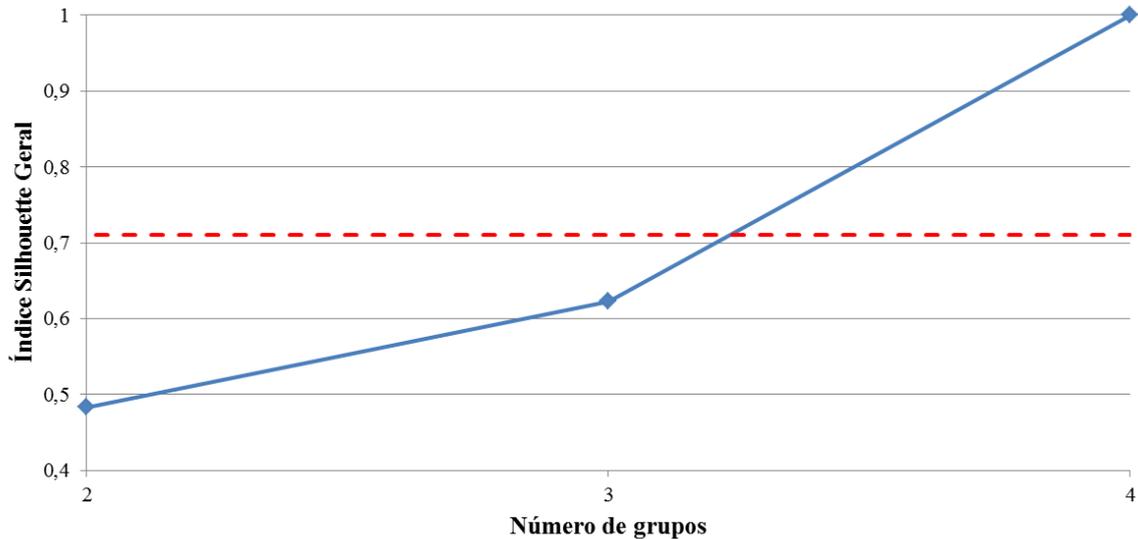


Figura 49 - Resultado dos índices Silhouette individuais para cada ponto de monitoramento, considerando a solução de quatro grupos na análise de agrupamento para a UGRHI 01

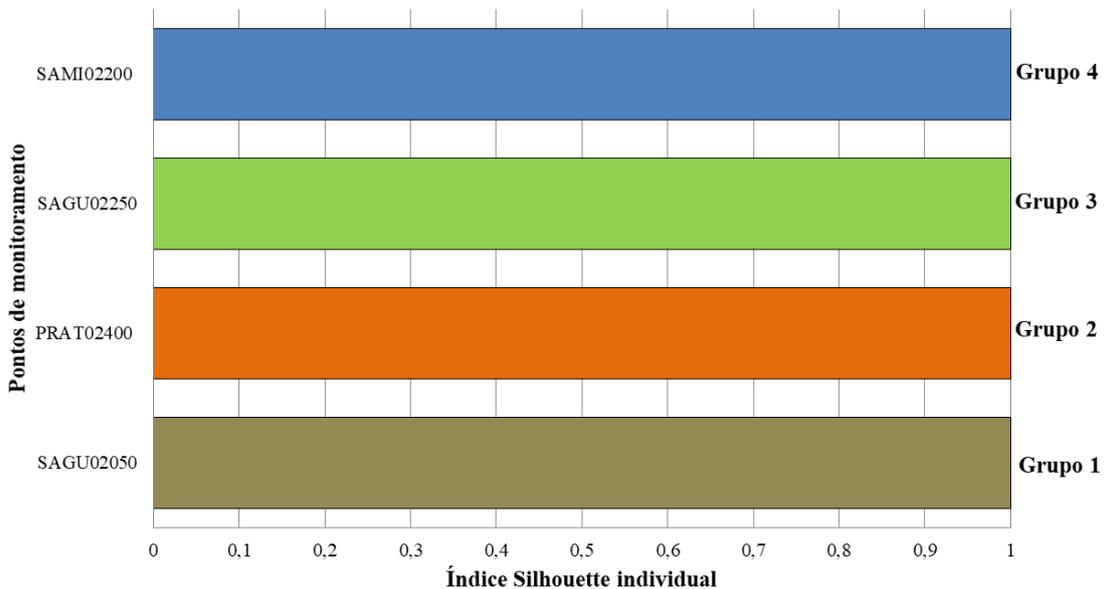


Figura 50 - Índice Silhouette Geral em função do número de grupos de pontos de monitoramento formados na análise de agrupamento para a UGRHI 03. A linha tracejada indica o valor de 0,71, utilizado como critério para identificação de forte estrutura dos agrupamentos

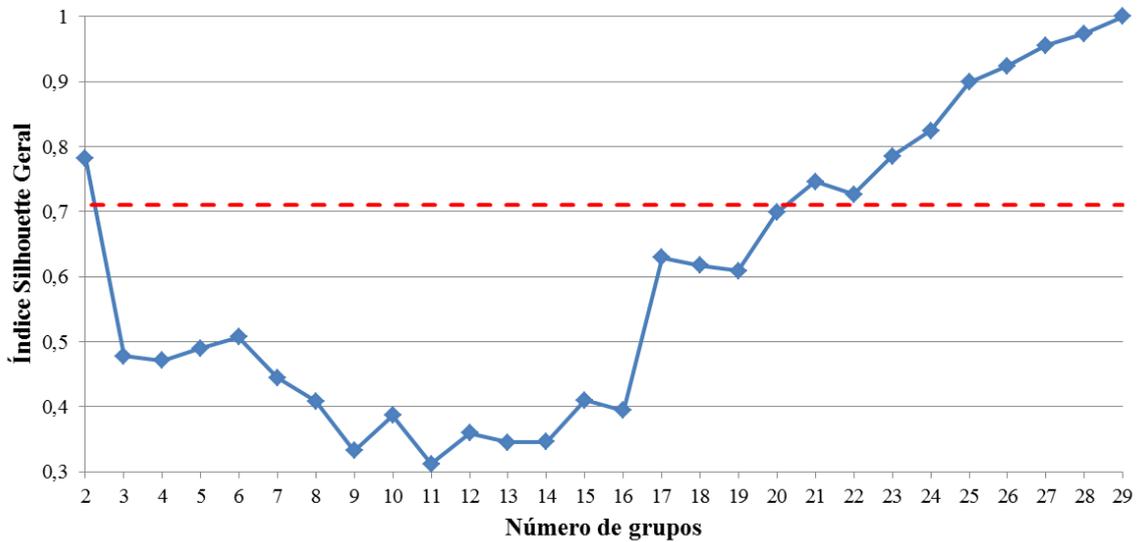


Figura 51 - Resultado dos índices Silhouette individuais para cada ponto de monitoramento, considerando a solução de 25 grupos na análise de agrupamento para a UGRHI 03

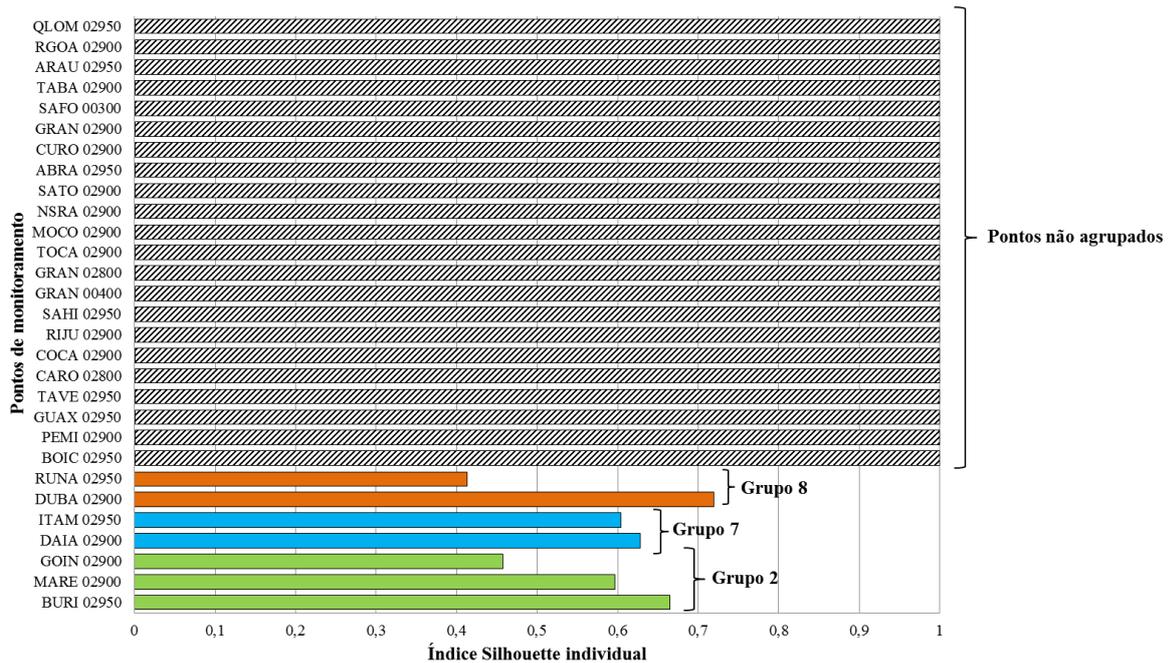


Figura 52 - Índice Silhouette Geral em função do número de grupos de pontos de monitoramento formados na análise de agrupamento para a UGRHI 06. A linha tracejada indica o valor de 0,71, utilizado como critério para identificação de forte estrutura dos agrupamentos

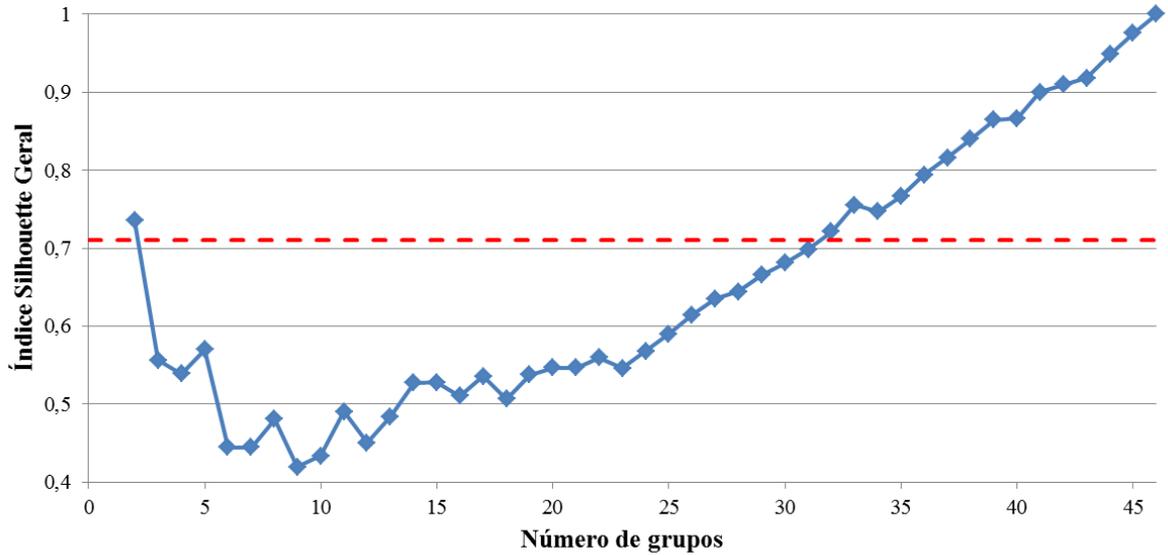


Figura 53 - Resultado dos índices Silhouette individuais para cada ponto de monitoramento, considerando a solução de 40 grupos na análise de agrupamento para a UGRHI 06

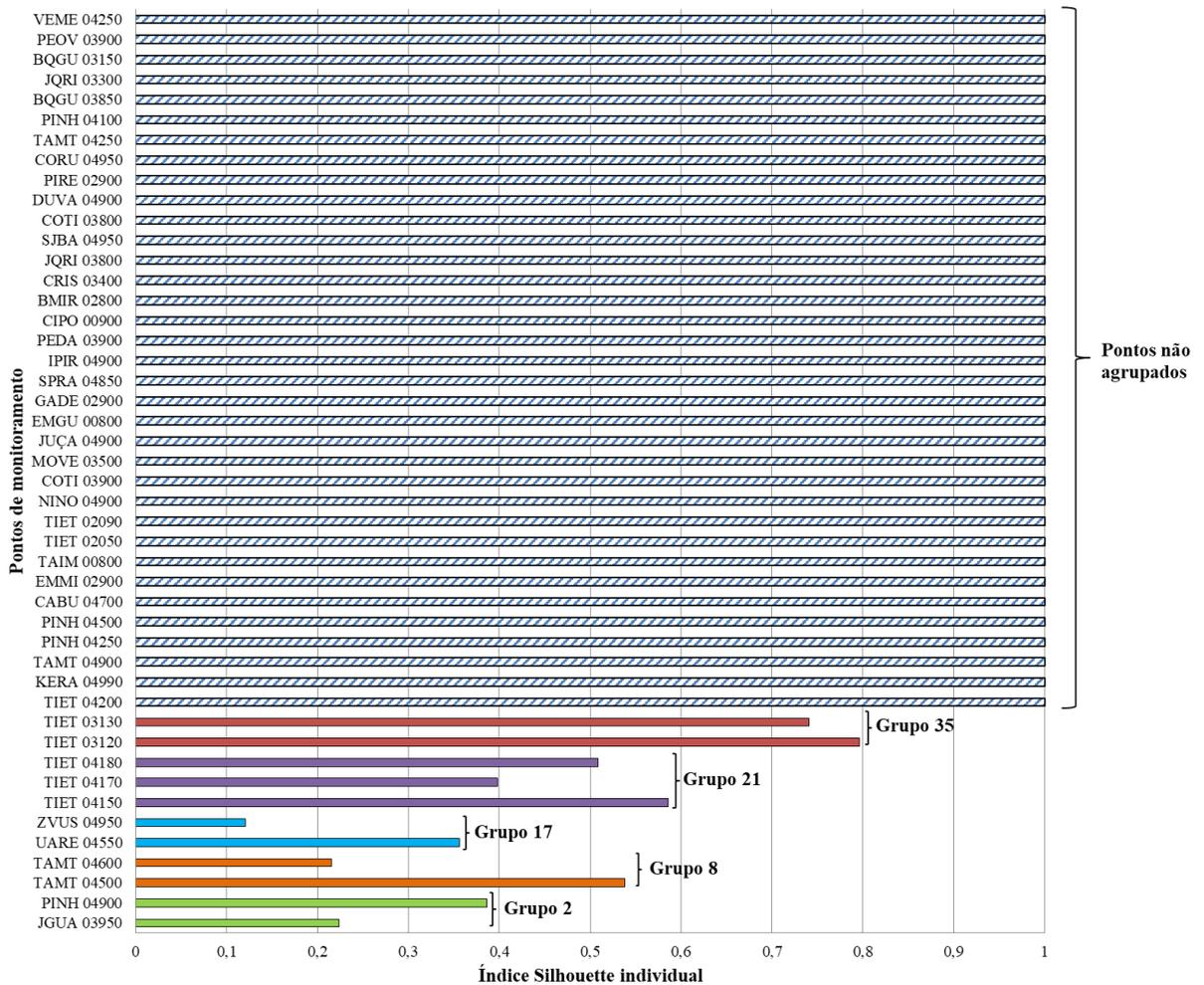


Figura 54 - Índice Silhouette Geral em função do número de grupos de pontos de monitoramento formados na análise de agrupamento para a UGRHI 09. A linha tracejada indica o valor de 0,71, utilizado como critério para identificação de forte estrutura dos agrupamentos

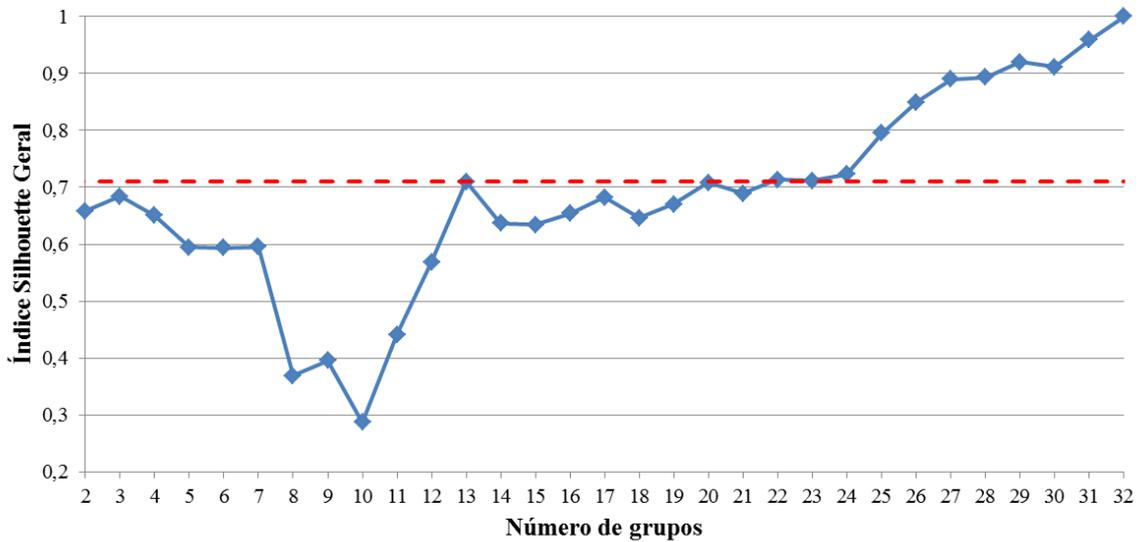


Figura 55 - Resultado dos índices Silhouette individuais para cada ponto de monitoramento, considerando a solução de 13 grupos na análise de agrupamento para a UGRHI 09.

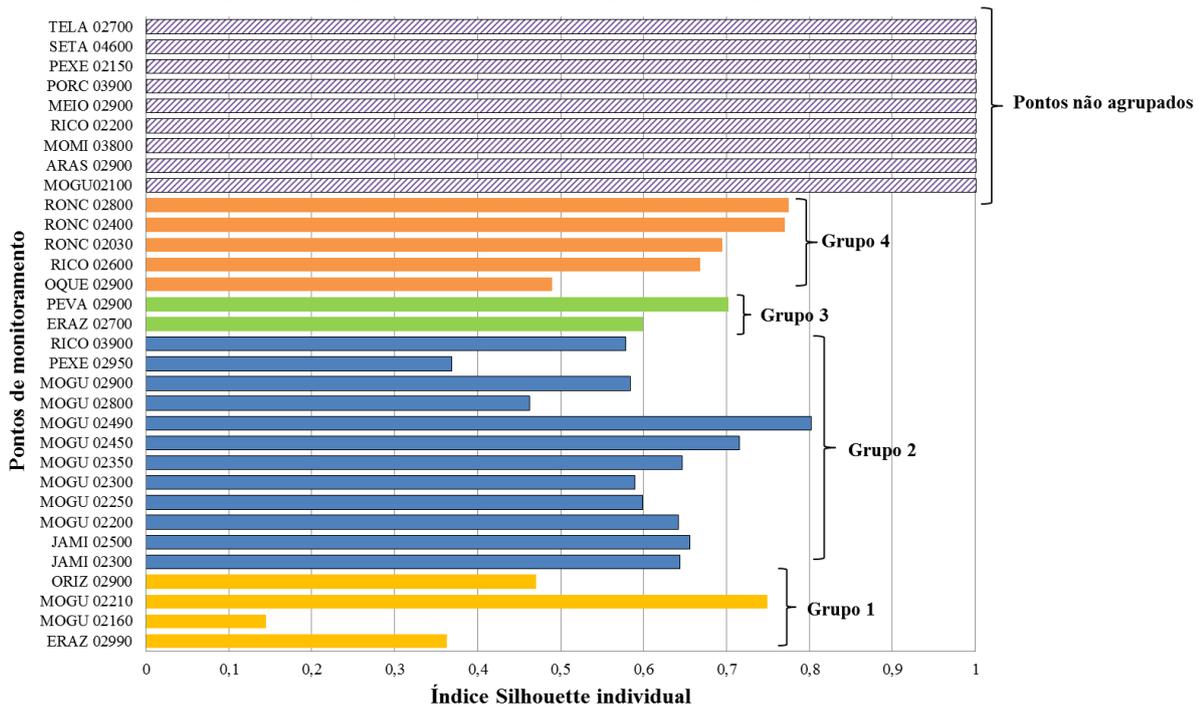


Figura 56 - Índice Silhouette Geral em função do número de grupos de pontos de monitoramento formados na análise de agrupamento para a UGRHI 11. A linha tracejada indica o valor de 0,71, utilizado como critério para identificação de forte estrutura dos agrupamentos

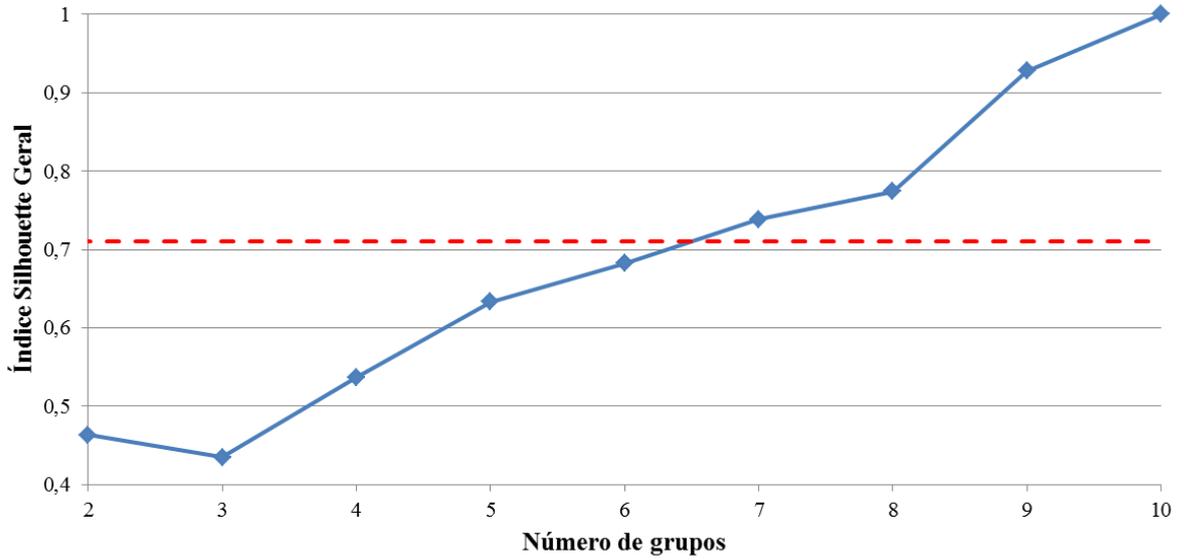


Figura 57 - Resultado dos índices Silhouette individuais para cada ponto de monitoramento, considerando a solução de oito grupos na análise de agrupamento para a UGRHI 11

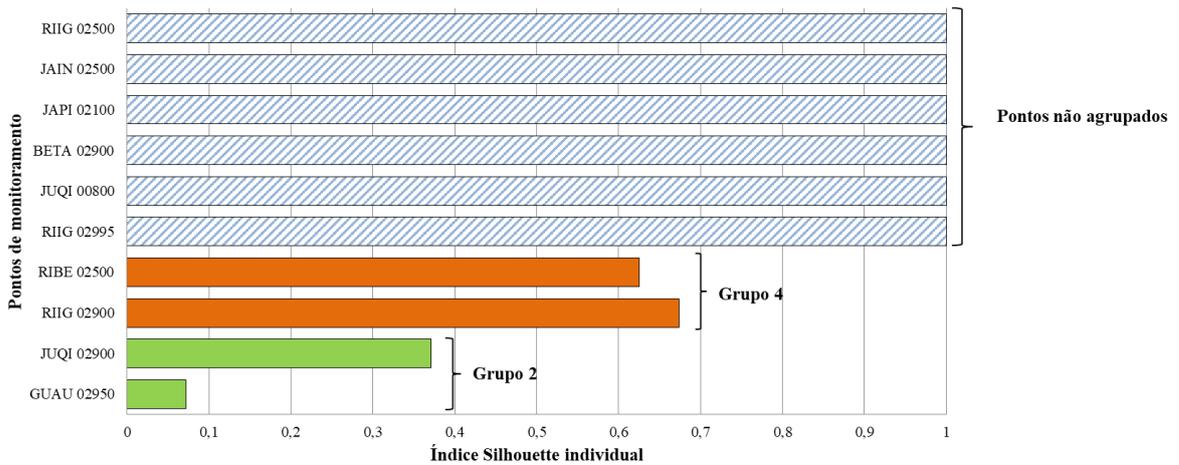


Figura 58 - Índice Silhouette Geral em função do número de grupos de pontos de monitoramento formados na análise de agrupamento para a UGRHI 14. A linha tracejada indica o valor de 0,71, utilizado como critério para identificação de forte estrutura dos agrupamentos

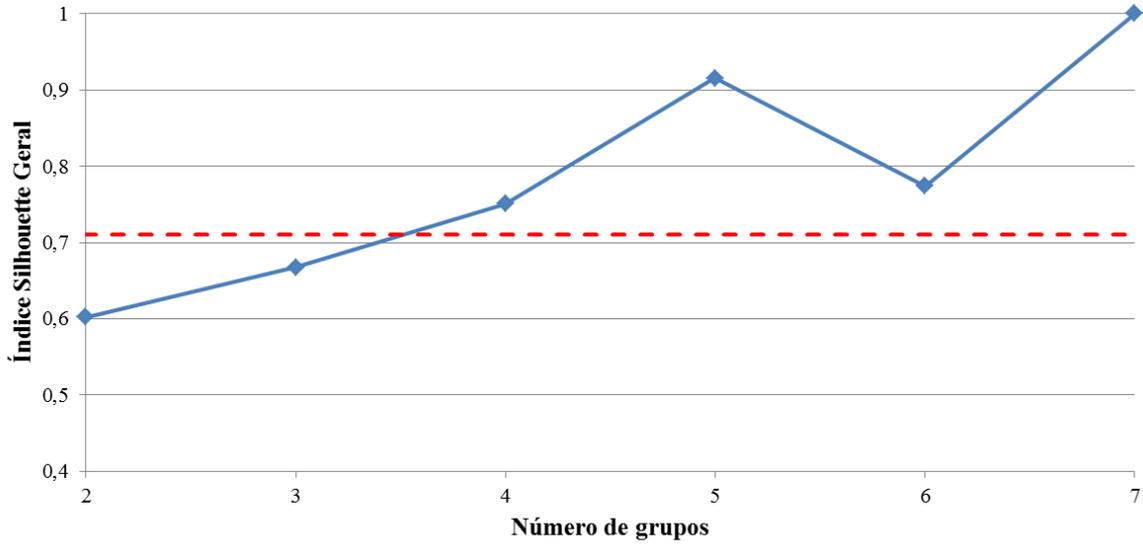


Figura 59 - Resultado dos índices Silhouette individuais para cada ponto de monitoramento, considerando a solução de cinco grupos na análise de agrupamento para a UGRHI 14

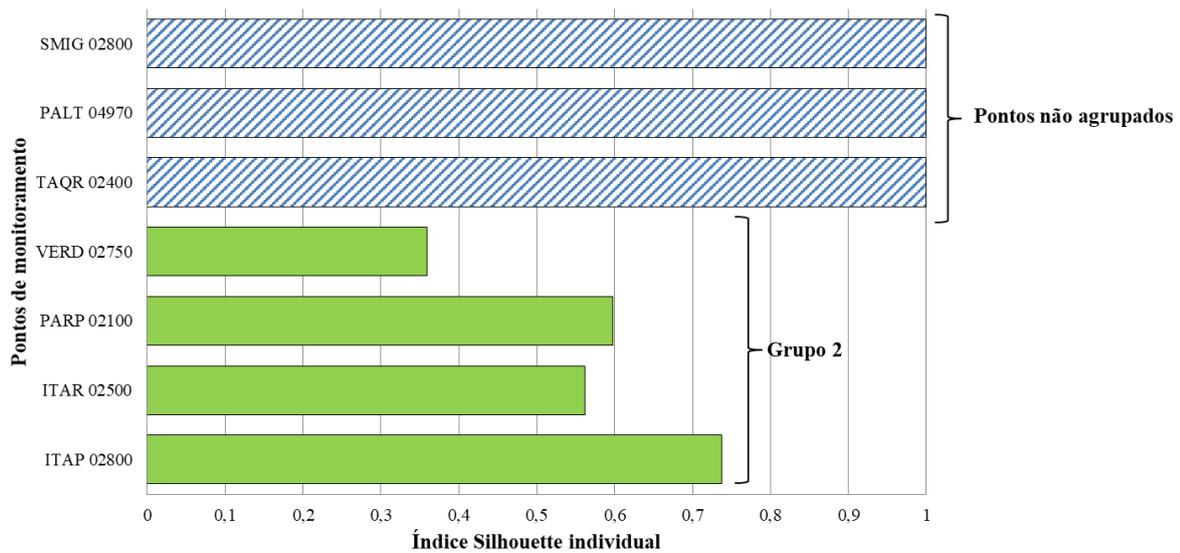


Figura 60 - Índice Silhouette Geral em função do número de grupos de pontos de monitoramento formados na análise de agrupamento para a UGRHI 15. A linha tracejada indica o valor de 0,71, utilizado como critério para identificação de forte estrutura dos agrupamentos

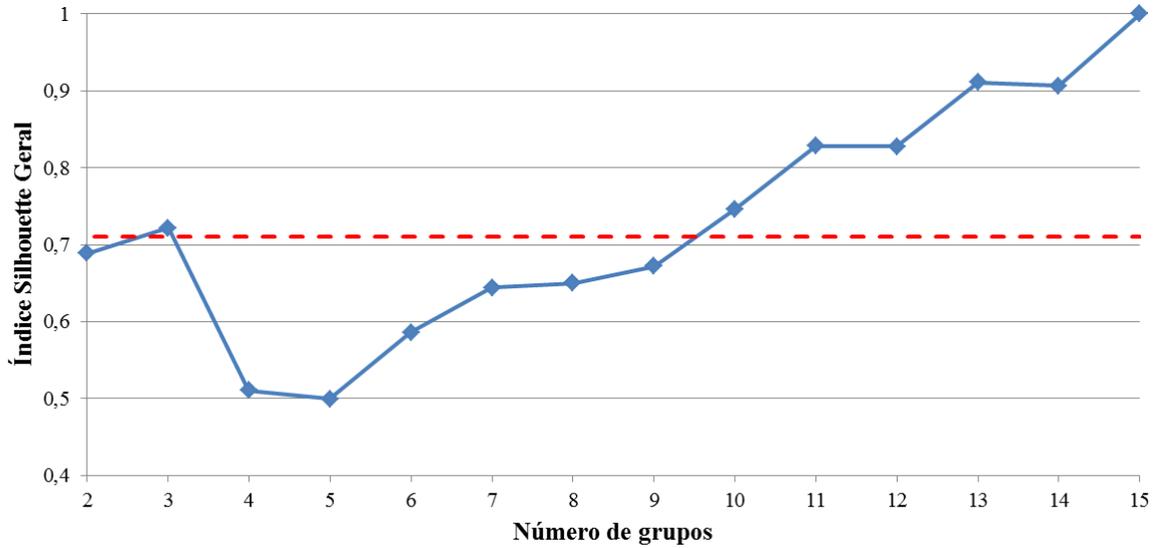
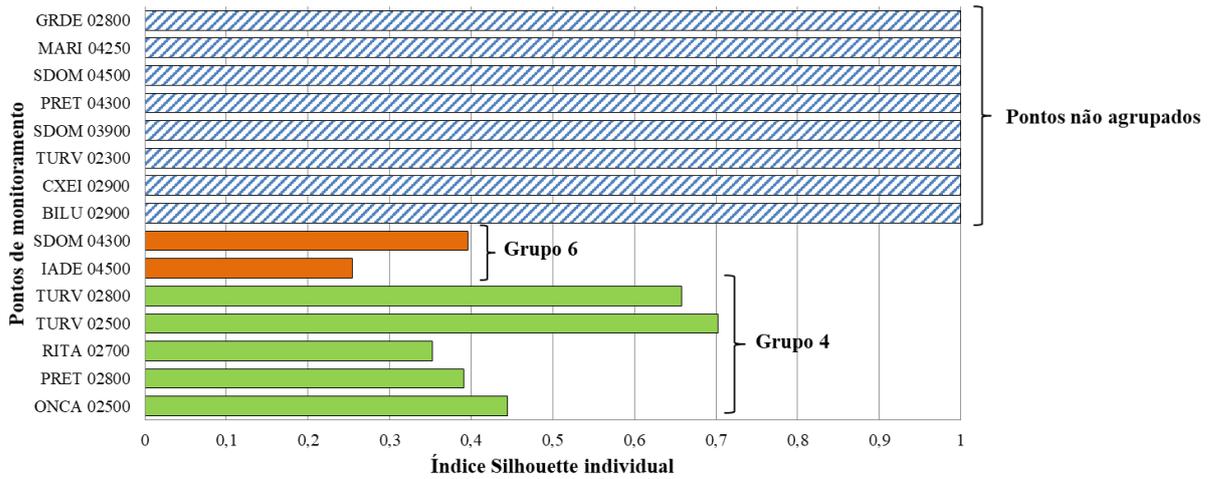


Figura 61 - Resultado dos índices Silhouette individuais para cada ponto de monitoramento, considerando a solução de 10 grupos na análise de agrupamento para a UGRHI 15



**APÊNDICE D – Resultados obtidos em todas as unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHs) para a identificação de estratos para os objetivos de análise de tendência e estabelecimento de condições de referência.**

Figura 62 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo de análise de tendência na UGRHI 01. Os números no interior dos estratos são apenas identificadores

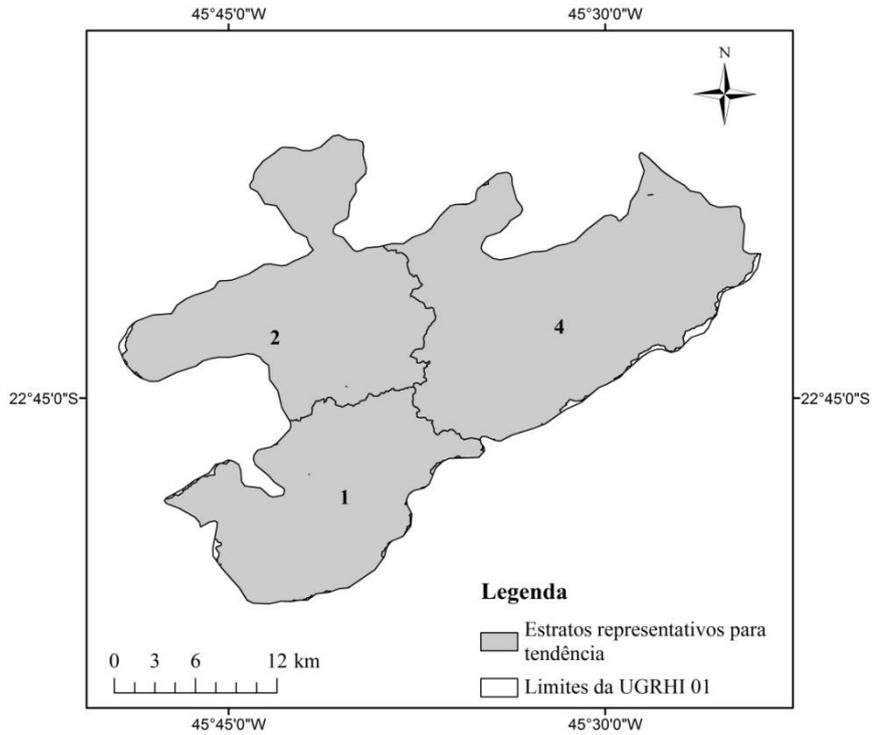


Figura 63 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo estabelecimento de condições de referência na UGRHI 01. O número no interior do estrato é apenas um identificador

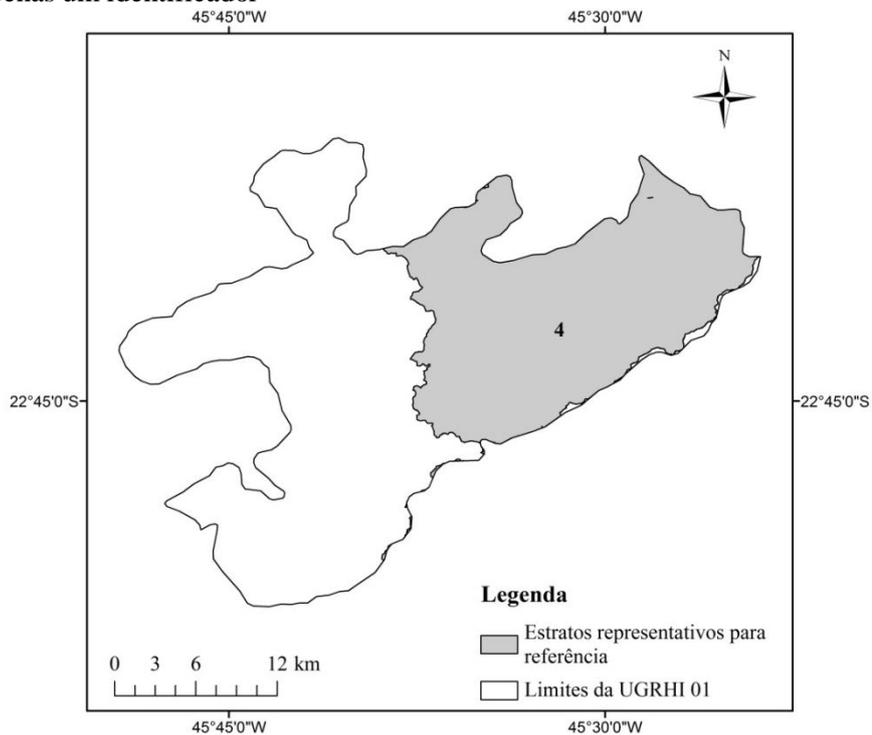


Figura 64 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo de análise de tendência na UGRHI 03. Os números no interior dos estratos são apenas identificadores

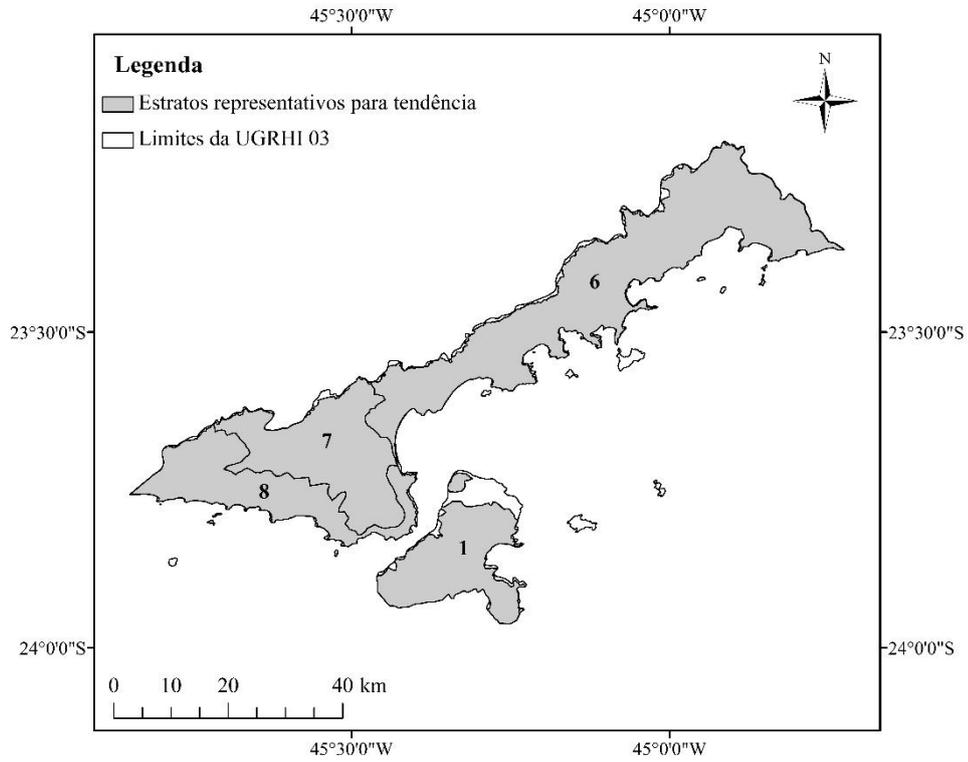


Figura 65 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo estabelecimento de condições de referência na UGRHI 03. Os números no interior dos estratos são apenas identificadores

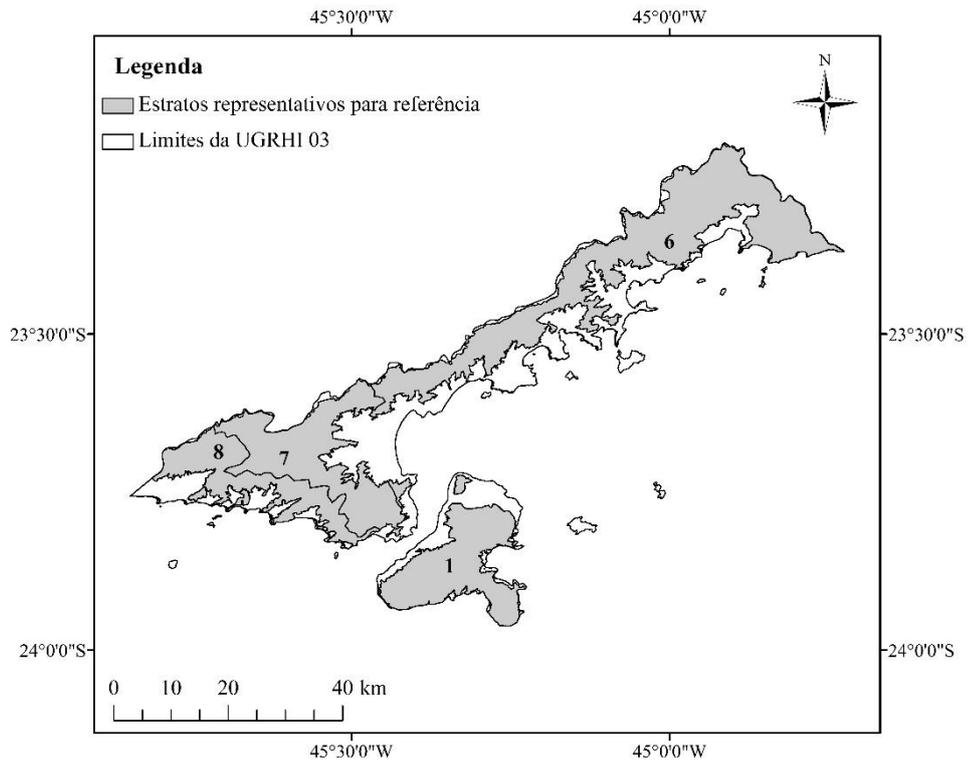


Figura 66 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo de análise de tendência na UGRHI 06. Os números no interior dos estratos são apenas identificadores

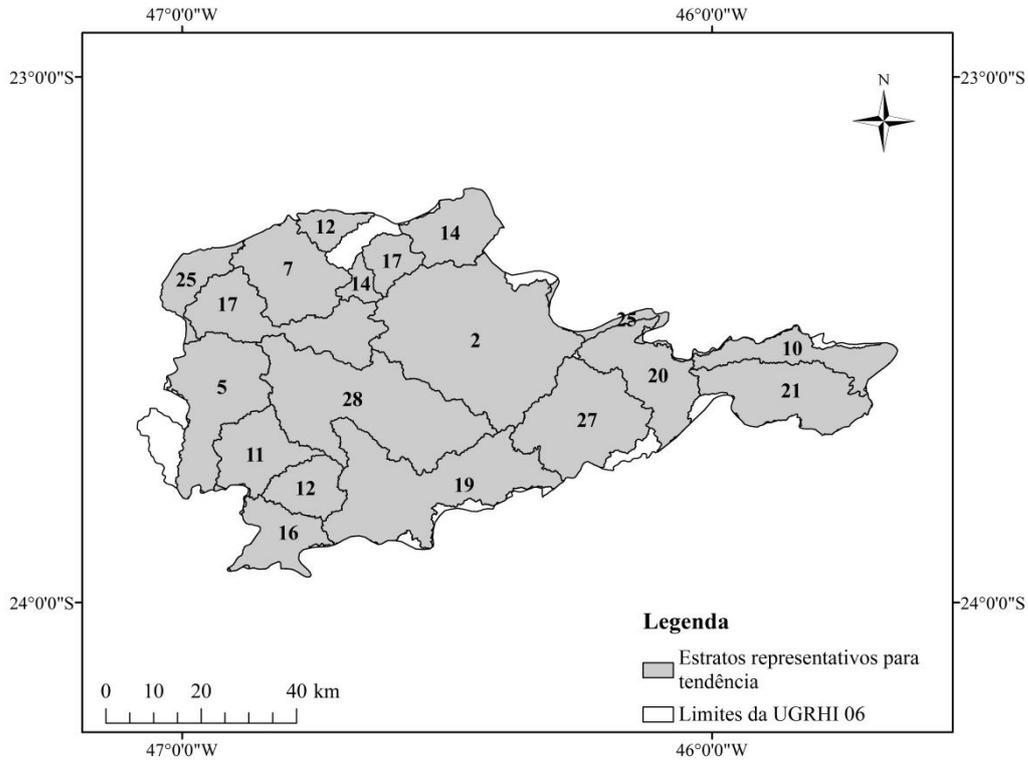


Figura 67 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo estabelecimento de condições de referência na UGRHI 06. Os números no interior dos estratos são apenas identificadores

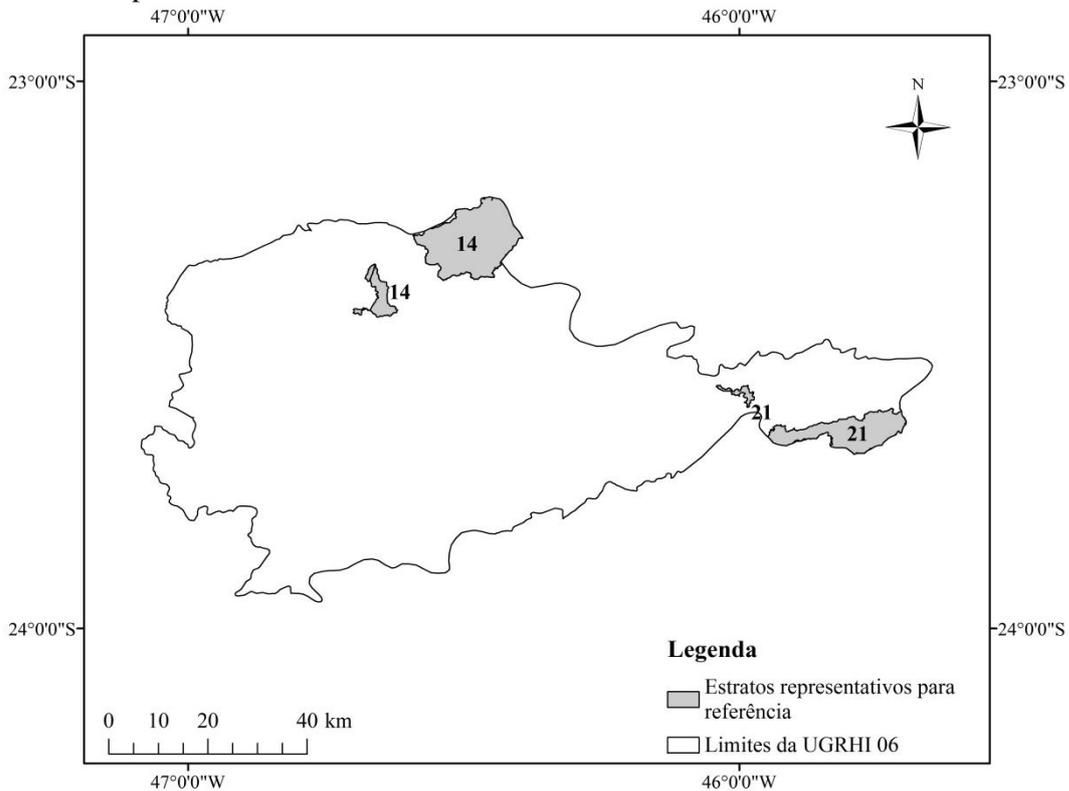


Figura 68 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo de análise de tendência na UGRHI 09. Os números no interior dos estratos são apenas identificadores

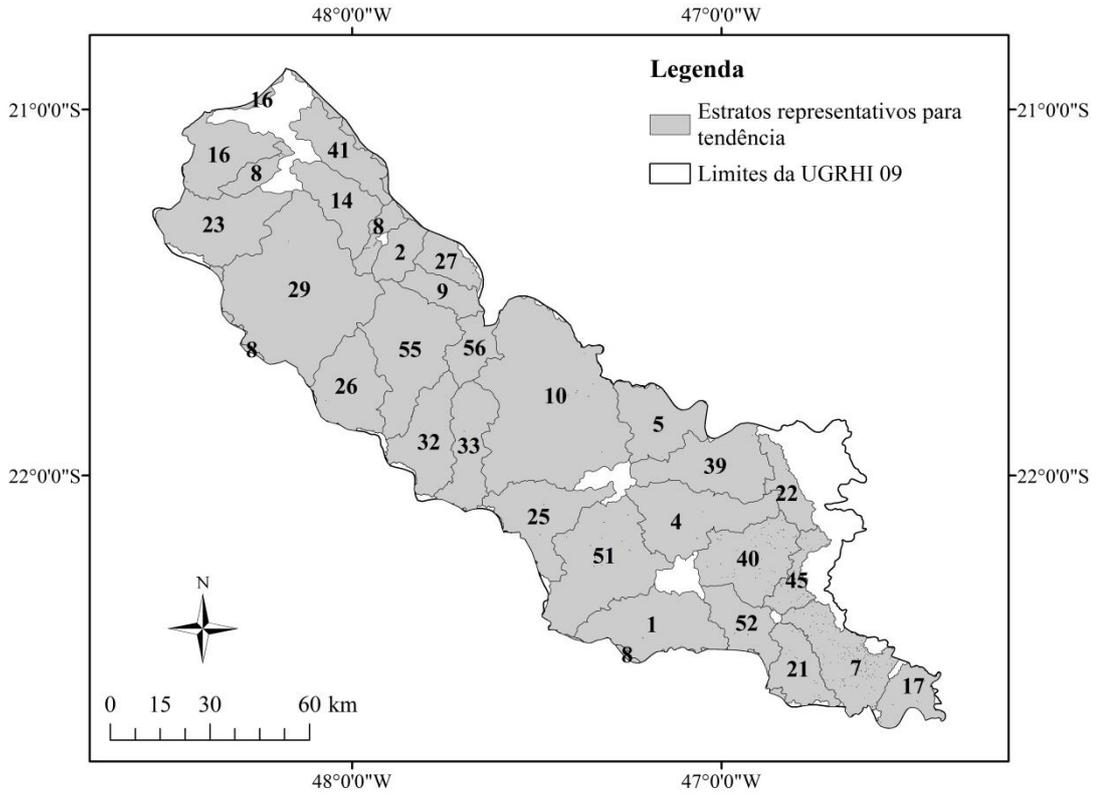


Figura 69 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo de análise de tendência na UGRHI 11. Os números no interior dos estratos são apenas identificadores

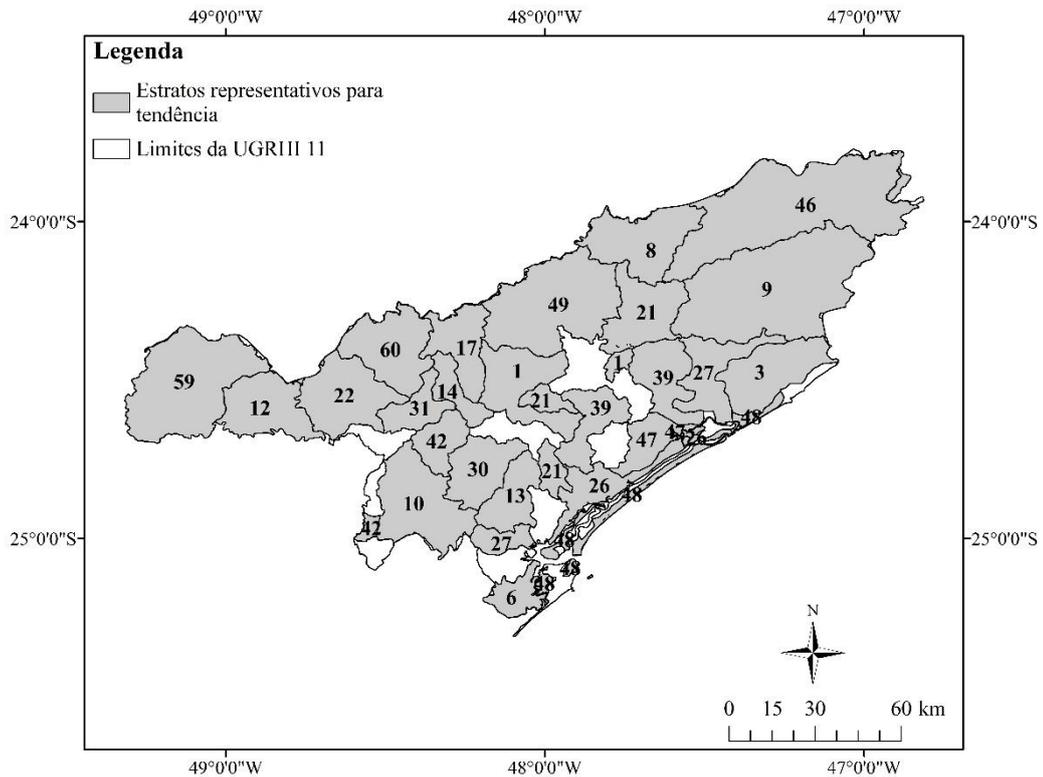


Figura 70 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo estabelecimento de condições de referência na UGRHI 11. Os números no interior dos estratos são apenas identificadores

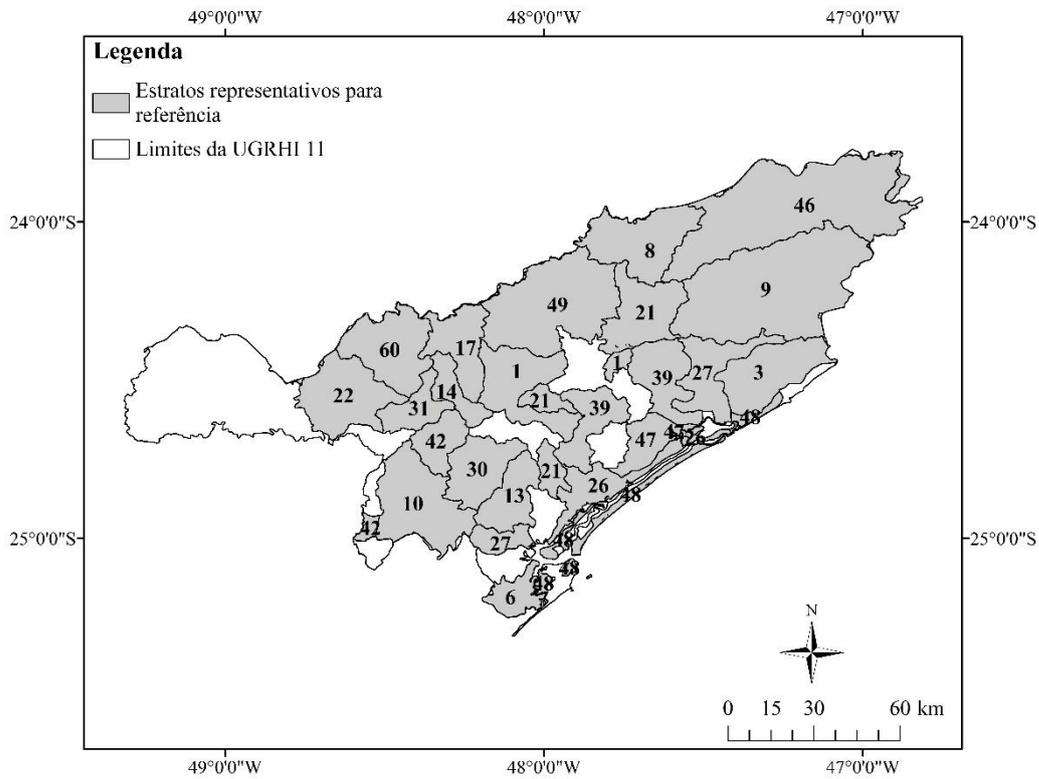


Figura 71 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo de análise de tendência na UGRHI 14. Os números no interior dos estratos são apenas identificadores

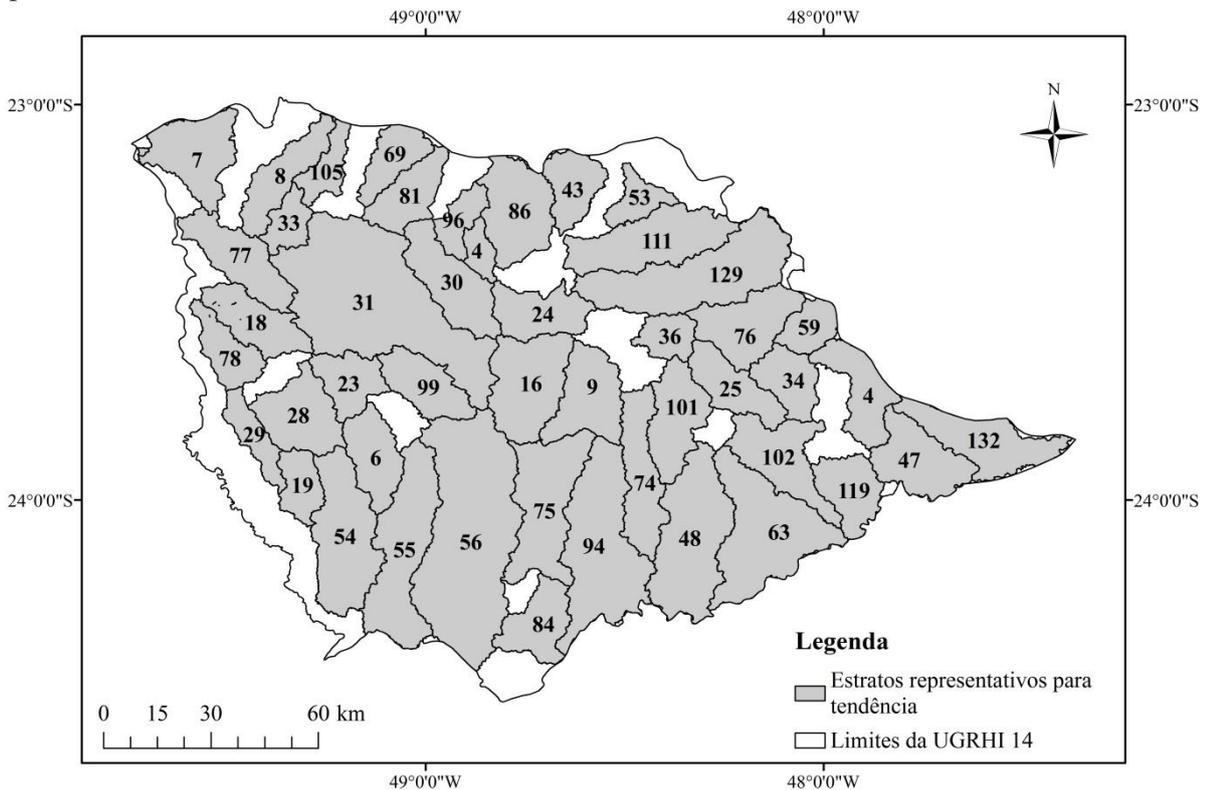
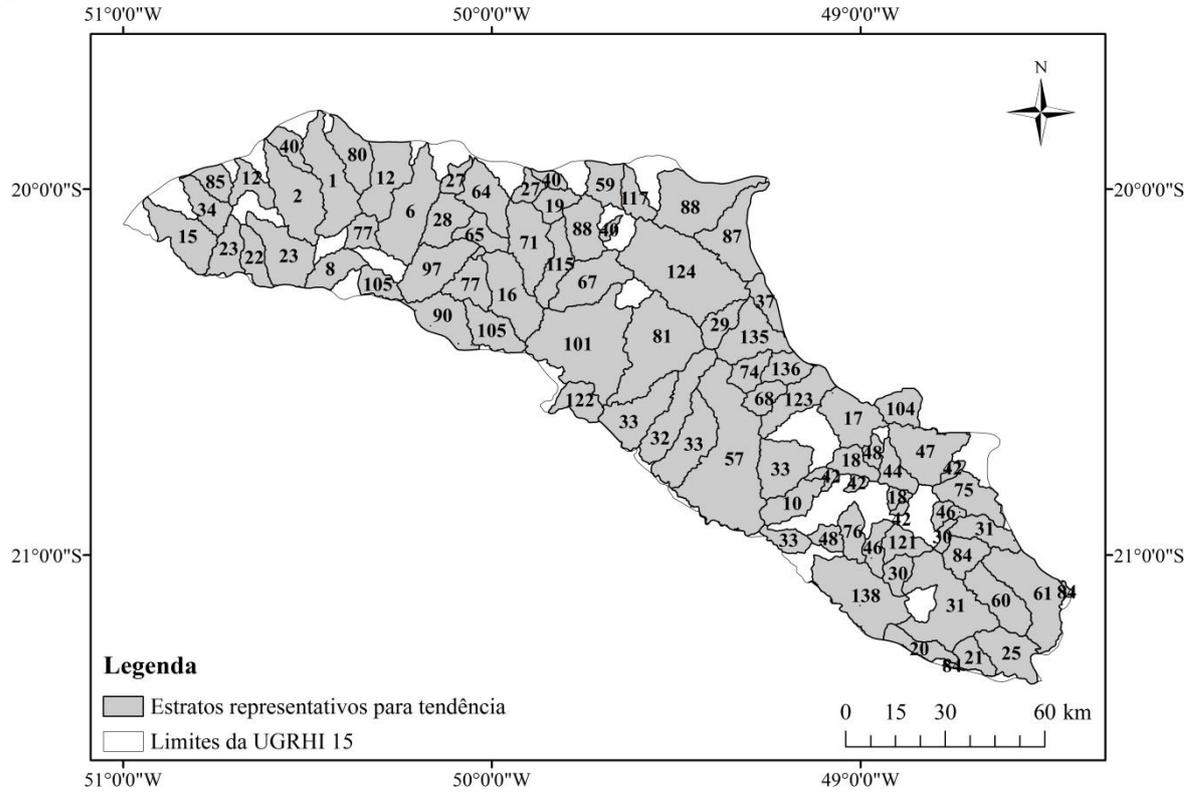


Figura 72 - Distribuição espacial dos estratos de interesse para o monitoramento da qualidade da água visando ao objetivo de análise de tendência na UGRHI 15. Os números no interior dos estratos são apenas identificadores



## APÊNDICE E - Visão geral dos pontos de monitoramento pré-existentis mantidos na rede em cada unidade de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI)

Tabela 43 - Pontos de monitoramento pré-existentis mantidos em cada unidade de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI), com respectivos grupos da análise de agrupamento e objetivos de monitoramento atendidos (análise de tendência, estabelecimento de condições de referência, controle e representatividade de curso de água). Também para cada ponto de monitoramento, estão apresentados os estratos representados para análise de tendência (EAT) e para o estabelecimento de condições de referência (EER). Os números indicados para os estratos representam apenas identificadores e o “x” indica atendimento ao objetivo de monitoramento pelo ponto (continua)

UGRHI	Ponto de monitoramento	Grupo (análise de agrupamento)	Análise de tendência	Estabelecimento de condições de referência	Controle	Representatividade de curso de água	EAT	EER
01	PRAT02400	2	x		x		1	
01	SAGU02050	1		Apenas estrato <sup>a</sup>		x	4	4
01	SAGU02250	3		Apenas estrato <sup>a</sup>	x	x	4	4
01	SAMI02200	4				x	2	
03	ABRA02950	18	x					
03	ARAU02950	23	x				6	
03	BOIC02950	1	x				8	
03	BURIO2950	2	x				8	
03	CARO02800	6	x		x		7	
03	COCA02900	9	x				6	
03	CURO02900	19	x				6	
03	GRAN00400	12	x	x	x		6	
03	GRAN02800	13	x		x		6	
03	GRAN02900	20	x				6	
03	GUAX02950	4	x		x		6	
03	ITAM02950	7	x				6	
03	MOCO02900	15		x		x	6	

<sup>a</sup> Apenas estrato: pontos de monitoramento que representaram estratos para estabelecimento de condições de referência, mas não foram classificados com o objetivo de referência na etapa de definição de objetivos, pois não apresentaram IQA igual ou maior a 70 em pelo menos 80% das coletas.

Tabela 43 - Pontos de monitoramento pré-existentis mantidos em cada unidade de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI), com respectivos grupos da análise de agrupamento e objetivos de monitoramento atendidos (análise de tendência, estabelecimento de condições de referência, controle e representatividade de curso de água). Também para cada ponto de monitoramento, estão apresentados os estratos representados para análise de tendência (EAT) e para o estabelecimento de condições de referência (EER). Os números indicados para os estratos representam apenas identificadores e o “x” indica atendimento ao objetivo de monitoramento pelo ponto (continuação)

UGRHI	Ponto de monitoramento	Grupo (análise de agrupamento)	Análise de tendência	Estabelecimento de condições de referência	Controle	Representatividade de curso de água	EAT	EER
03	NSRA02900	16	x					
03	PEMI02900	3	x				6	
03	QLOM02950	25	x					
03	RGOA02900	24	x				6	
03	RIJU02900	10	x				7	
03	RUNA02950	8	x	Apenas estrato <sup>a</sup>			8	8
03	SAFO00300	21	x	x	x		8	
03	SAHI02950	11	x				8	
03	SATO02900	17	x				6	
03	TABA02900	22	x				6	
03	TAVE02950	5	x				6	
03	TOCA02900	14	x	x			1	
06	BMIR02800	25	x		x		20	
06	BQGU03150	38	x				2	
06	BQGU03850	36				x	2	
06	CABU04700	7	x				2	
06	CIPO00900	24	x				16	
06	CORU04950	32				x	28	
06	COTI 03800	29	x				5	
06	COTI03900	14	x		x		5	
06	CRIS03400	26	x		x		7	

<sup>a</sup> Apenas estrato: pontos de monitoramento que representaram estratos para estabelecimento de condições de referência, mas não foram classificados com o objetivo de referência na etapa de definição de objetivos, pois não apresentaram IQA igual ou maior a 70 em pelo menos 80% das coletas.

Tabela 43 - Pontos de monitoramento pré-existent mantidos em cada unidade de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI), com respectivos grupos da análise de agrupamento e objetivos de monitoramento atendidos (análise de tendência, estabelecimento de condições de referência, controle e representatividade de curso de água). Também para cada ponto de monitoramento, estão apresentados os estratos representados para análise de tendência (EAT) e para o estabelecimento de condições de referência (EER). Os números indicados para os estratos representam apenas identificadores e o “x” indica atendimento ao objetivo de monitoramento pelo ponto (continuação)

UGRHI	Ponto de monitoramento	Grupo (análise de agrupamento)	Análise de tendência	Estabelecimento de condições de referência	Controle	Representatividade de curso de água	EAT	EER
06	DUVA04900	30	x				2	
06	EMGU00800	18	x				16	
06	EMMI02900	9	x				11	
06	GADE02900	19	x				19	
06	IPIR04900	22				x	28	
06	JQRI03300	37				x		
06	JQRI03800	27	x		x		7	
06	JUCA04900	16				x	28	
06	KERA04990	3	x				2	
06	MOVE03500	15	x		x		5	
06	NINO04900	13	x				28	
06	PEDA03900	23	x				5	
06	PEOV03900	39				x	2	
06	PINH04100	34	x		x		19	
06	PINH04250	5	x				19	
06	PINH04500	6	x				19	
06	PINH04900	2	x				28	
06	PIRE02900	31	x				19	
06	SJBA04950	28				x	5	
06	SPRA04850	20				x	28	
06	TAIA02900				x	x	27	

<sup>a</sup> Apenas estrato: pontos de monitoramento que representaram estratos para estabelecimento de condições de referência, mas não foram classificados com o objetivo de referência na etapa de definição de objetivos, pois não apresentaram IQA igual ou maior a 70 em pelo menos 80% das coletas.

Tabela 43 - Pontos de monitoramento pré-existent mantidos em cada unidade de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI), com respectivos grupos da análise de agrupamento e objetivos de monitoramento atendidos (análise de tendência, estabelecimento de condições de referência, controle e representatividade de curso de água). Também para cada ponto de monitoramento, estão apresentados os estratos representados para análise de tendência (EAT) e para o estabelecimento de condições de referência (EER). Os números indicados para os estratos representam apenas identificadores e o “x” indica atendimento ao objetivo de monitoramento pelo ponto (continuação)

UGRHI	Ponto de monitoramento	Grupo (análise de agrupamento)	Análise de tendência	Estabelecimento de condições de referência	Controle	Representatividade de curso de água	EAT	EER
06	TAIM00800	10	x				27	
06	TAMT04250	33				x	28	
06	TAMT04600	8				x	28	
06	TAMT04900	4	x				28	
06	TIET02050	11	x	Apenas estrato <sup>a</sup>	x		21	21
06	TIET02090	12	x		x		20	
06	TIET03120	35	x		x		2	
06	TIET04180	21	x				28	
06	TIET04200	1	x				17	
06	UARE04550	17				x	28	
06	VEME04250	40				x	17	
09	ARAS02900	6	x		x		51	
09	ENHA02900				x	x	21	
09	ERAZ02990	1	x				1	
09	JAMI02500	2	x				39	
09	MEIO02900	9	x				51	
09	MOGU02100	5	x		x			
09	MOGU02160	1	x		x		52	
09	MOGU02300	2	x		x		10	
09	MOGU02450	2	x		x		10	

<sup>a</sup> Apenas estrato: pontos de monitoramento que representaram estratos para estabelecimento de condições de referência, mas não foram classificados com o objetivo de referência na etapa de definição de objetivos, pois não apresentaram IQA igual ou maior a 70 em pelo menos 80% das coletas.

Tabela 43 - Pontos de monitoramento pré-existent mantidos em cada unidade de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI), com respectivos grupos da análise de agrupamento e objetivos de monitoramento atendidos (análise de tendência, estabelecimento de condições de referência, controle e representatividade de curso de água). Também para cada ponto de monitoramento, estão apresentados os estratos representados para análise de tendência (EAT) e para o estabelecimento de condições de referência (EER). Os números indicados para os estratos representam apenas identificadores e o “x” indica atendimento ao objetivo de monitoramento pelo ponto (continuação)

UGRHI	Ponto de monitoramento	Grupo (análise de agrupamento)	Análise de tendência	Estabelecimento de condições de referência	Controle	Representatividade de curso de água	EAT	EER
09	MOMI03800	7	x				52	
09	OQUE02900	4	x				25	
09	ORIZ02900	1	x				40	
09	PEVA02900	3	x				4	
09	PEXE02150	11	x				17	
09	PORC03900	10	x				45	
09	RICO02200	8			x	x	23	
09	RICO02600	4			x	x	23	
09	RONC02030	4			x	x	9	
09	RONC02400	4		x		x	2	
09	RONC02800	4				x	14	
09	SETA04600	12			x	x	41	
09	TELA02700	13	x		x		10	
11	BETA02900	5	x	Apenas estrato <sup>a</sup>			22	22
11	JAIN02500	7		Apenas estrato <sup>a</sup>	x	x	30	30
11	JAPI02100	6	x					
11	JUQI00800	3	x	Apenas estrato <sup>a</sup>			46	46
11	JUQI02900	2	x	Apenas estrato <sup>a</sup>			21	21
11	PACU02600			Apenas estrato <sup>a</sup>		x	39	39
11	RIBE02500	4	x				12	
11	RIBE02900			Apenas estrato <sup>a</sup>	x	x	26	26

<sup>a</sup> Apenas estrato: pontos de monitoramento que representaram estratos para estabelecimento de condições de referência, mas não foram classificados com o objetivo de referência na etapa de definição de objetivos, pois não apresentaram IQA igual ou maior a 70 em pelo menos 80% das coletas.

Tabela 43 - Pontos de monitoramento pré-existent mantidos em cada unidade de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI), com respectivos grupos da análise de agrupamento e objetivos de monitoramento atendidos (análise de tendência, estabelecimento de condições de referência, controle e representatividade de curso de água). Também para cada ponto de monitoramento, estão apresentados os estratos representados para análise de tendência (EAT) e para o estabelecimento de condições de referência (EER). Os números indicados para os estratos representam apenas identificadores e o “x” indica atendimento ao objetivo de monitoramento pelo ponto (continuação)

UGRHI	Ponto de monitoramento	Grupo (análise de agrupamento)	Análise de tendência	Estabelecimento de condições de referência	Controle	Representatividade de curso de água	EAT	EER
11	RIIG02500	8	x					
11	RIIG02900	4	x					
11	RIIG02995	1	x	Apenas estrato <sup>a</sup>			48	48
14	APIA02600			x		x	75	
14	GREI02750					x	129	
14	ITAP02800	2	x				36	
14	ITAR02500	2	x		x			
14	PALT04970	3	x				59	
14	PARP02100	2	x					
14	SMIG02800	4	x					
14	TAQR02400	1	x				56	
14	TURR02800					x	102	
14	VERD02750	2				x	78	
15	BILU02900	1	x				57	
15	CXEI02550					x	47	
15	CXEI02900	2	x				17	
15	GRDE02500		x	x	x			
15	GRDE02800	10		x	x	x	80	
15	MARI04250	9				x	77	
15	OLHO02690					x	44	

<sup>a</sup> Apenas estrato: pontos de monitoramento que representaram estratos para estabelecimento de condições de referência, mas não foram classificados com o objetivo de referência na etapa de definição de objetivos, pois não apresentaram IQA igual ou maior a 70 em pelo menos 80% das coletas.

Tabela 43 - Pontos de monitoramento pré-existent mantidos em cada unidade de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI), com respectivos grupos da análise de agrupamento e objetivos de monitoramento atendidos (análise de tendência, estabelecimento de condições de referência, controle e representatividade de curso de água). Também para cada ponto de monitoramento, estão apresentados os estratos representados para análise de tendência (EAT) e para o estabelecimento de condições de referência (EER). Os números indicados para os estratos representam apenas identificadores e o “x” indica atendimento ao objetivo de monitoramento pelo ponto (conclusão)

UGRHI	Ponto de monitoramento	Grupo (análise de agrupamento)	Análise de tendência	Estabelecimento de condições de referência	Controle	Representatividade de curso de água	EAT	EER
15	ONCA02500	4	x				31	
15	PRET04300	7	x				57	
15	RITA02700	4				x	1	
15	SDOM03900	5	x					
15	SDOM04300	6			x	x	138	
15	SDOM04500	8	x				138	
15	TURV02300	3				x	84	
15	TURV02800	4	x				136	

<sup>a</sup> Apenas estrato: pontos de monitoramento que representaram estratos para estabelecimento de condições de referência, mas não foram classificados com o objetivo de referência na etapa de definição de objetivos, pois não apresentaram IQA igual ou maior a 70 em pelo menos 80% das coletas.