

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**

**LARISSA VARESCHI RÉCIO**

**PROPOSTA DE ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA FLEXÍVEL E INTEGRADO À  
LEGISLAÇÃO: UMA ANÁLISE DE DADOS OFICIAIS EM PONTOS DE  
CAPTAÇÃO DE ÁGUA**

**CAMPO MOURÃO**

**2021**

**LARISSA VARESCHI RÉCIO**

**PROPOSTA DE ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA FLEXÍVEL E INTEGRADO À  
LEGISLAÇÃO: UMA ANÁLISE DE DADOS OFICIAIS EM PONTOS DE  
CAPTAÇÃO DE ÁGUA**

**Proposed Flexible Water Quality Index Integrated to the Legislation: an  
Analysis of Official Data on Water Restraint Points**

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador(a): Prof. Dr. Elton Celton de Oliveira.

Coorientador: Prof. Dr. Eudes José Arantes.

**CAMPO MOURÃO**

**2021**



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos.

Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



LARISSA VARESCHI RECIO

**PROPOSTA DE ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA FLEXÍVEL E INTEGRADO À LEGISLAÇÃO: UMA ANÁLISE DE DADOS OFICIAIS EM PONTOS DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestra Em Gestão E Regulação De Recursos Hídricos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Instrumentos Da Política De Recursos Hídricos.

Data de aprovação: 21 de Dezembro de 2021

Prof Elton Celton De Oliveira, - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Andre Pellegrini, - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Eudes Jose Arantes, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Jefferson De Queiroz Crispim, Doutorado - Universidade Estadual do Paraná (Unespar)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 21/12/2021.

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente, agradeço a Deus pelo dom da vida. Por ter me dado força e sabedoria para trilhar essa caminhada desafiadora.

Gratidão ao meu orientador Prof. Dr. Elton Celton de Oliveira, maior incentivador deste trabalho. Sem seu suporte, conhecimento e paciência certamente não teríamos resultados tão satisfatórios. Agradeço também meu coorientador Prof. Dr. Eudes José Arantes pela disponibilidade e ajuda durante esse período de estudo.

Aos professores Dr. André Pellegrini e Dr. Jefferson de Queiroz Crispim, que aceitaram o convite para compor a minha banca e agregaram a este trabalho suas observações e sugestões.

Agradeço em especial minha família e meu namorado por todo a motivação e amor dedicado a mim. Vocês são a luz da minha vida, razão do meu viver.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 pelo apoio na realização deste trabalho.

Ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPENº.2717/2015, e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná–UTFPR pelo suporte recebido.

Enfim, a todos os que de alguma forma contribuíram para a realização desta pesquisa, minha enorme gratidão.

## RESUMO

O desenvolvimento agroindustrial e a urbanização associados à crescentes índices de desmatamento tem afetado o volume e a qualidade das águas superficiais, por isso a gestão dos recursos hídricos é de suma importância para sua preservação. Neste cenário, métodos e ferramentas de análise e monitoramento devem ser adotados com o intuito de estimar a situação ambiental dos corpos hídricos a partir da interpretação de dados de qualidade da água. No Brasil, o método usado e aceito para essa avaliação é o Índice de Qualidade da Água - IQA, que resulta de um produtório ponderado de nove parâmetros fixos. Todavia, a avaliação obtida pelo IQA apresenta limitações que precisam ser consideradas. Assim, o objetivo geral deste estudo foi propor um novo índice de qualidade da água que considere a inclusão e exclusão de variáveis, seja integrado à legislação vigente e inclua uma resolução gráfica de fácil interpretação. Desse modo, se propôs o Índice de Desconformidade da Qualidade da Água - IDQA, o qual foi adaptado do Índice Integrado de Biomarcadores de Resposta - IBR, e aplicado em uma base de dados oficiais existente. Foram selecionadas cinco Estações de Tratamento de Água (ETAs) no estado do Paraná e obtidos os nove parâmetros do IQA durante o período de 2018 a 2019, incluindo os da ETA - Campo Mourão (ETA-CM). Os valores referência foram definidos com base na Resolução CONAMA nº 357/2005 para classes 1 e 2. Os resultados obtidos para o IDQA foram comparados aos IQA<sub>CETESB</sub> e IQA<sub>NSF</sub>. Afim de demonstrar a flexibilidade do IDQA, o novo índice também foi calculado a partir da base de dados do trabalho realizado por Ghisi et al. (2017), intitulado "*Multivariate and integrative approach to analyze multiple biomarkers in ecotoxicology: A field study in Neotropical region*", no qual foram analisadas variáveis não convencionais para inferir sobre a qualidade da água, tais como alumínio, cobre e zinco, nos pontos ETA-CM e ETE-CM do Rio do Campo, tendo como valores referência a CONAMA nº 357/2005. Ainda, uma segunda análise complementada por dados biológicos foi realizada, utilizando os dados da Reserva Biológica das Perobas (REBio) como referência. De modo geral, os IDQAs evidenciaram desconformidades para as cinco ETAs com altos níveis de *Escherichia coli* seguido de fósforo total e, por vezes, de turbidez, classificando os locais como alterados ou em alerta, enquanto que os IQAs de aceitável a bom. A partir da segunda base de dados, o IDQA mostrou elevada desconformidade no Rio do Campo, classificando os pontos como poluídos ou críticos. Todos os metais estiveram acima do permitido na legislação e os indicadores biológicos demonstraram risco toxicológico. O novo índice se mostrou uma ferramenta promissora, flexível, ajustada a legislação, que não omite variáveis em desacordo e considera questões regionais.

**Palavras-chave:** recursos hídricos; gestão e regulação; estações de tratamento; legislação.

## ABSTRACT

Agro-industrial development and urbanization associated with growing deforestation rates have affected the volume and quality of surface water, which is why the management of water resources is of paramount importance for its preservation. In this scenario, analysis and monitoring methods and tools must be adopted in order to estimate the environmental situation of water bodies from the interpretation of water quality data. In Brazil, the method used and accepted for this assessment is the Water Quality Index - IQA, which results from a weighted product of nine fixed parameters. However, the assessment obtained by the IQA has limitations that need to be considered. Thus, the general objective of this study was to propose a new water quality index that considers the inclusion and exclusion of variables, is integrated with current legislation and includes a graphic resolution that is easy to interpret. Thus, the Water Quality Non-Conformity Index - IDQA was proposed, which was adapted from the Integrated Response Biomarkers Index - IBR, and applied to an existing official database. Five Water Treatment Plants (ETAs) in the state of Paraná were selected and the nine IQA parameters were obtained during the period 2018 to 2019, including those of the ETA - Campo Mourão (ETA-CM). The reference values were defined based on CONAMA Resolution nº 357/2005 for classes 1 and 2. The results obtained for the IDQA were compared to the IQACETESB and IQANSF. In order to demonstrate the flexibility of the IDQA, the new index was also located from the database of the work carried out by Ghisi et al. (2017), entitled "Multivariate and integrative approach to analyzing multiple biomarkers in ecotoxicology: A field study in the Neotropical region", in which non-conventional variables were analyzed to infer about water quality, such as aluminum, copper and zinc, at points ETA-CM and ETE-CM of Rio do Campo, with reference to CONAMA nº 357/2005. Still, a second analysis complemented by biological data was carried out, using data from the Perobas Biological Reserve (REBio) as a reference. In general, the IQAs show non-compliance with five ETAs with high levels of *Escherichia coli* followed by total phosphorus and sometimes turbidity, classifying the sites as altered or alert, while the IQAs from acceptable to good. From the second database, the IDQA highlighted non-compliance in Rio do Campo, classifying the points as polluted or qualified. All metals were above what is allowed in the legislation and the biological indicators showed toxicological risk. The new index proves to be a promising, flexible tool, adjusted to legislation, which does not omit variables in disagreement and regional issues.

**Keywords:** water resources; management and regulation; treatment stations; legislation.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1 – Localização das Estações de Tratamento de Água no Estado do Paraná .....</b>	<b>31</b>
<b>Figura 2 – Localização dos pontos de amostragem de dados físico-químicos e biológicos das águas do Rio do Campo (Upstream = ETA; Downstream = ETE) e da Reserva Biológica das Perobas (REBio), região centro noroeste do estado do Paraná .....</b>	<b>35</b>
<b>Gráfico 1 – Gráfico radar do IDQA para os anos de 2018 e 2019 da ETA Maringá .....</b>	<b>39</b>
<b>Gráfico 2 – Gráfico radar do IDQA para os anos de 2018 e 2019 da ETA Campo Mourão .....</b>	<b>42</b>
<b>Gráfico 3 – Gráfico radar do IDQA para os anos de 2018 e 2019 da ETA Londrina.....</b>	<b>44</b>
<b>Gráfico 4 – Gráfico radar do IDQA para os anos de 2018 e 2019 da ETA Ibiporã .....</b>	<b>47</b>
<b>Gráfico 5 – Gráfico radar do IDQA para os anos de 2018 e 2019 da ETA Assaí</b>	<b>49</b>
<b>Gráfico 6 – Síntese dos gráficos radares do IDQA das cinco ETAs para os anos de 2018 e 2019. A: ETA Maringá; B: ETA Campo Mourão; C: ETA Londrina; D: ETA Ibiporã; E: ETA Assaí.....</b>	<b>51</b>
<b>Gráfico 7 – Gráfico radar do IDQA para os pontos ETA e ETE do Rio do Campo no ano de 2011 .....</b>	<b>53</b>
<b>Gráfico 8 – Gráfico radar do IDQA para os pontos ETA e ETE do Rio do Campo no ano de 2011 .....</b>	<b>56</b>
<b>Quadro 1 – Classificação do Índice de Qualidade da Água segundo a CETESB .....</b>	<b>21</b>
<b>Quadro 2 – Classificação do Índice de Qualidade da Água segundo a NSF .....</b>	<b>22</b>
<b>Quadro 3 – Escala de Desconformidade do IDQA.....</b>	<b>30</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Variáveis e pesos fixados para as variáveis do Índice de Qualidade da Água .....	21
Tabela 2 – Coordenadas geográficas e classificação das Estações de Tratamento de Água.....	33
Tabela 3 – Limites estabelecidos na legislação vigente .....	33
Tabela 4 – Média de dados abióticos e bióticos obtidos nos pontos do Rio do Campo (ETA-CM e ETE-CM) e no Córrego Concórdia na Reserva Biológica das Perobas (REBio) no ano de 2011 .....	37
Tabela 5 – Valor de “A” para cada um dos nove parâmetros obtidos na Estação de Tratamento de Água de Maringá para os anos de 2018 e 2019.....	38
Tabela 6 – Comparação de resultados entre o IDQA e o IQA para a Estação de Tratamento de Água de Maringá.....	40
Tabela 7 – Valor de “A” para cada um dos nove parâmetros obtidos na Estação de Tratamento de Água de Campo Mourão para os anos de 2018 e 2019 .....	41
Tabela 8 – Comparação de resultados entre o IDQA e o IQA para a Estação de Tratamento de Água de Campo Mourão.....	43
Tabela 9 – Valor de “A” para cada um dos nove parâmetros obtidos na Estação de Tratamento de Água de Londrina para os anos de 2018 e 2019 .....	44
Tabela 10 – Comparação de resultados entre o IDQA e o IQA para a Estação de Tratamento de Água de Londrina .....	45
Tabela 11 – Valor de “A” para cada um dos nove parâmetros obtidos na Estação de Tratamento de Água de Ibiporã para os anos de 2018 e 2019.....	46
Tabela 12 – Comparação de resultados entre o IDQA e o IQA para a Estação de Tratamento de Água de Ibiporã.....	48
Tabela 13 – Valor de “A” para cada um dos nove parâmetros obtidos na Estação de Tratamento de Água de Assaí para os anos de 2018 e 2019 .....	48
Tabela 14 – Comparação de resultados entre o IDQA e o IQA para a Estação de Tratamento de Água de Assaí .....	50
Tabela 15 – Valor de “A” para cada um dos oito parâmetros obtidos nos pontos próximos à ETA e ETE do Rio do Campo no ano de 2011.....	52



<b>Tabela 16 – Valor de “A” para cada um dos parâmetros abióticos e biológicos registrados nos pontos próximos a ETA e ETE do Rio do Campo no ano de 2011 .....</b>	<b>55</b>
---	-----------

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>11</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>13</b>
<b>2.1 Geral</b> .....	<b>13</b>
<b>2.2 Específicos</b> .....	<b>13</b>
<b>3 JUSTIFICATIVA</b> .....	<b>14</b>
<b>4 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>15</b>
<b>4.1 Bacias Hidrográficas e Gestão de Recursos Hídricos no Brasil</b> .....	<b>15</b>
<b>4.2 Legislação Brasileira de Águas Superficiais</b> .....	<b>17</b>
<b>4.3 Índice de Qualidade da Água no Brasil</b> .....	<b>19</b>
<b>4.4 Limitações e Dificuldades dos Índices de Qualidade da Água</b> .....	<b>22</b>
<b>4.5 Índice Integrado de Resposta de Biomarcadores</b> .....	<b>26</b>
<b>5 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>29</b>
<b>5.1 Proposta de Índice de Desconformidade de Qualidade da Água (IDQA)</b> .....	<b>29</b>
<b>5.2 Aplicação do Índice em Bases de Dados</b> .....	<b>31</b>
5.2.1 Comparação do IQA ao IDQA .....	31
5.2.2 Utilização do IDQA com Parâmetros Diversos .....	34
5.2.2.1 <u>Parâmetros Abióticos</u> .....	36
5.2.2.2 <u>Inclusão de Parâmetros Bióticos</u> .....	36
<b>6 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>38</b>
<b>6.1 Comparação do IQA ao IDQA</b> .....	<b>38</b>
6.1.1 Estação de Tratamento de Água de Maringá .....	38
6.1.2 Estação de Tratamento de Água de Campo Mourão .....	41
6.1.3 Estação de Tratamento de Água de Londrina .....	43
6.1.4 Estação de Tratamento de Água de Ibiporã .....	46
6.1.5 Estação de Tratamento de Água de Assaí .....	48
<b>6.2 Utilização do IDQA com Parâmetros Diversos</b> .....	<b>52</b>
6.2.1 Parâmetros Abióticos .....	52
6.2.2 Inclusão de Parâmetros Bióticos .....	55
<b>7 PRODUTO</b> .....	<b>59</b>
<b>8 CONCLUSÃO</b> .....	<b>60</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>61</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda de água para fins de abastecimento e uso agrícola e industrial, bem como a progressiva perda da potabilidade dos recursos hídricos disponíveis (RAMOS et al., 2019), tem gerado uma preocupação com a mensuração da qualidade da água em nível mundial. Com isso, a aplicação de métodos de análise e monitoramento integrado dos corpos hídricos é também uma progressiva necessidade e demanda da sociedade global (RODRIGUES; CASTRO, 2008).

Atualmente, existe uma grande variedade de protocolos de análise e monitoramento da qualidade da água, sendo alguns baseados exclusivamente em parâmetros físico-químicos (NOGUEIRA et al., 2015), outros em parâmetros biológicos (BUSS; BAPTISTA, 2008) e, por vezes, há esforços que visam concatenar as respostas de múltiplos indicadores (ARAÚJO; ANDRADE, 2020). Neste contexto, o uso de índices é uma tentativa prevista na maioria dos programas de monitoramento e de qualidade de água para acompanhar e sumarizar as informações de dados físicos, químicos e/ou biológicos, com vistas à verificação da situação dos recursos hídricos ao longo da bacia hidrográfica ou do tempo (TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

O Índice de Qualidade da Água – IQA foi desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* – NSF em 1970 nos Estados Unidos a fim de interpretar os dados de qualidade da água considerando um produtório ponderado de nove parâmetros fixos que podem afetar as propriedades organolépticas, equilíbrio ecológico e os riscos sanitários de contaminantes patogênicos. A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, propôs uma adaptação no cálculo do IQA<sub>NSF</sub> para determinar um índice de qualidade da água no Brasil (IQA<sub>CETESB</sub>), o qual é amplamente difundido e aceito pela comunidade científica e órgãos reguladores no país (PRADO; LULLO, 2007).

O Plano Estadual de Recursos Hídricos do Paraná – PLERH/PR, por exemplo, utiliza-se do IQA<sub>CETESB</sub> para estimar a situação de qualidade da água nos rios do Estado. Contudo, apesar deste índice de qualidade da água ser utilizado por outros estados e pela Agência Nacional das Águas – ANA, a avaliação obtida pelo mesmo apresenta limitações, uma vez que não considera parâmetros, tais como substâncias tóxicas, protozoários e outros patógenos e produtos químicos que alteram as propriedades organolépticas da água (ANA, 2020).

É importante ressaltar que os produtos químicos agropecuários, somados aos produtos industriais e resíduos de mineração formam a base da entrada de agrotóxicos, metais pesados, poluentes orgânicos persistentes (POPs) e outros contaminantes que, em determinadas concentrações, causam o aumento da mortalidade e desenvolvimento de doenças agressivas em humanos (ALENCAR et al., 2020) e processos de mudanças no funcionamento de comunidades biológicas, que pode ter desdobramentos ecossistêmicos graves (LOPES; ALBUQUERQUE, 2018). Embora estes parâmetros afetem a qualidade da água e o seu uso pela população, dificilmente são monitorados e considerados na avaliação da qualidade da água país afora (RODRIGUES; CASTRO, 2008).

Ademais, há outros problemas relatados na literatura sobre o índice de qualidade da água utilizado no Brasil, os quais estão associados à falta de flexibilidade na seleção dos parâmetros (inserção e exclusão) (SILVA; JARDIM, 2006), a incompatibilidade parcial com a legislação vigente, a redundância de parâmetros, a ocultação de variáveis problema na classificação da qualidade da água e pelo fato de desconsiderar características específicas dos corpos hídricos. Assim, observa-se uma premente necessidade de evolução do IQA no Brasil e no mundo, visando atender as demandas atuais de desenvolvimento e, por isso, novos métodos passaram a ser estudados (MAIA, 2014). É necessária a criação de um índice simples, de fácil interpretação, flexível, que possibilite a inserção e exclusão de parâmetros, que integre as respostas à legislação e não mascare variáveis em desconformidade.

Assim, o objetivo do presente estudo é propor um índice de qualidade da água que esteja alinhado a essas necessidades atuais.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Geral**

O objetivo geral deste estudo é propor um índice de qualidade da água que considere a inclusão e exclusão de variáveis, seja integrado à legislação vigente e inclua uma resolução gráfica de fácil compreensão.

### **2.2 Específicos**

Os objetivos específicos deste estudo são:

- Adaptar o índice integrado de resposta de biomarcadores (IBR) para a finalidade de indicar a qualidade da água;
- Empregar uma visão flexível e integrada à legislação ao processo de adaptação do novo índice;
- Implementar uma resolução gráfica ao novo índice que simplifiquem e sumariem os resultados, mas evitando a ocultação de desconformidade;
- Testar o novo índice em uma base de dados oficiais, comparando os resultados com o índice de qualidade da água usualmente aplicado no Brasil;
- Experimentar a aplicação do novo índice em uma base de dados contendo parâmetros abióticos e bióticos que usualmente não são contemplados na avaliação da qualidade da água.

### 3 JUSTIFICATIVA

A água é um recurso limitado e essencial à sadia qualidade de vida da população, porém se utilizada de forma inadequada, sem o devido controle de resíduos e demais contaminantes, gera a deterioração dos corpos hídricos e, conseqüentemente, das bacias hidrográficas. Deste modo, determinar, analisar e monitorar a qualidade da água é necessário para sua manutenção e uso adequado em diversos fins, conforme classificação prevista na Resolução CONAMA nº 357/2005.

Os órgãos ambientais brasileiros são responsáveis pelo diagnóstico e monitoramento dos recursos hídricos, visando à regulamentação do uso da água e o cumprimento dos limites estabelecidos para a bacia. Para tal, no Brasil, faz-se o uso do Índice de Qualidade da Água – IQA<sub>CETESB</sub>, o qual é obtido por meio de um cálculo composto por oito parâmetros físico-químicos e um bacteriológico, que não permite alterações das variáveis ou ausência de dados.

Um dos problemas observados no IQA utilizado no Brasil é o fato dele sintetizar inúmeras variáveis ambientais, complexas, em um único valor que reflete um estado de qualidade da água. Por não revelar as variações de cada parâmetro, acaba por camuflar os que estejam acima ou abaixo dos valores exigidos na legislação. Além disso, o IQA não pondera a classificação dos corpos d'água estabelecidos na legislação, já que o uso proposto da água está diretamente relacionado à sua qualidade (SILVA; JARDIM, 2006). Por fim, desconsidera ainda poluentes tóxicos, patógenos ou características específicas dos corpos hídricos.

Considerando a necessidade em se avaliar o atual sistema de monitoramento de qualidade das águas nas Bacias Hidrográficas brasileiras, é fundamental a elaboração de um índice simples, flexível e integrado, que leve em consideração ilimitados parâmetros e que permita avaliar cada um deles individualmente, a fim de se encontrar variáveis em desconformidade, ou seja, acima ou abaixo dos valores limitados na legislação.

Portanto, propor um novo índice de qualidade da água e testá-lo em dados oficiais, comparando os resultados com o IQA vigente, é de grande valia para determinar a real situação das águas superficiais e futuramente inspirar novos estudos que se utilizem de variáveis e parâmetros específicos para as diferentes regiões.

## 4 REVISÃO DE LITERATURA

### 4.1 Bacias Hidrográficas e Gestão de Recursos Hídricos no Brasil

A bacia hidrográfica é um ente sistêmico onde se realizam os balanços de entrada pluviais e saída de água através do exutório, permitindo que sejam delineadas bacias e sub-bacias, cuja interconexão se dá pelos sistemas hídricos (PORTO; PORTO, 2008). Assim, a bacia hidrográfica é palco unitário de interação das águas com os meios físico, biológico, social, econômico e cultural (YASSUDA, 1993). Por isso, existem fortes relações entre os usos da terra, bem como a configuração espacial dos usos do solo, e a qualidade das águas superficiais de uma bacia hidrográfica (HONDA; DURIGAN, 2017).

Com o desenvolvimento urbano, industrial e do setor agropecuário, a quantidade de recursos hídricos foi cada vez mais afetada, até o ponto em que o crescimento ultrapassou a disponibilidade de água (FAGUNDES et al., 2020). Esse avanço, associado à ocupação desordenada das bacias hidrográficas provoca uma série de alterações de natureza física, química e biológica nos ecossistemas aquáticos (SANTOS et al., 2017) e, por isso, a gestão dos recursos hídricos é de suma importância.

Segundo Freitas (2000), o processo de gestão dos recursos hídricos no Brasil teve início em 1904 com a criação das comissões de “Açudes e Irrigação”, “Estudos e Obras Contra os Efeitos das Secas” e “Perfuração de Poços”. Porém, somente em 1933 é que se iniciou a administração das águas públicas com a criação da Diretoria de Águas, no Ministério da Agricultura (DUARTE, 1999).

A partir da promulgação da Constituição Federal do Brasil em 1988, novas leis foram regulamentadas sobre a proteção dos elementos naturais brasileiros (BRASIL, 1988), cabendo ao poder público a responsabilidade sobre às águas. Porto e Porto (2008) ressaltam que tal encargo incide sobre os corpos hídricos e não sobre a bacia hidrográfica, por essa se constituir em território e, portanto, estar sujeita a outros diplomas legais. Assim, para a gestão da bacia hidrográfica, exige-se, de fato, o exercício do princípio federativo, de atribuições e competências dos três entes federativos, União, Estados e municípios, visando à gestão compartilhada do bem de uso comum, a água (PORTO; PORTO, 2008).

A edição da Medida Provisória nº 2.813/95, que estabeleceu a Secretaria de Recursos Hídricos, no Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, culminou na sanção da Lei das Águas nº 9.433, de 06 de janeiro de 1997, marco regulatório que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH.

A PNRH é fruto de um longo processo de avaliação de experiências de gestão de recursos hídricos e de formulação de propostas para a melhoria deste gerenciamento no país (TUCCI et al., 2001). Neste documento, as bacias hidrográficas foram consideradas unidades territoriais para implementação da PNRH e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos - SINGREH, cabendo aos Comitês de Bacias Hidrográficas a sua gestão e arbitragem de eventuais conflitos envolvendo os usos da água de um determinado rio (BRASIL, 1997).

Cinco instrumentos constituem a PNRH e orientam a gestão da água no Brasil: a) os planos de recursos hídricos; b) o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água; c) a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; d) a cobrança pelo uso de recursos hídricos; e) o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Segundo Tucci (2008), o país evoluiu no processo de gestão de recursos hídricos ao implantar a Lei nº 9.433/97, principalmente pela criação dos instrumentos outorga, cobrança e enquadramento, estabelecendo metas de qualidade da água e restrições para as cidades quanto à contaminação dos rios.

O atual modelo brasileiro de gestão dos recursos hídricos se ancora em três pilares principais: integração, descentralização e participação. De acordo Spinola et al. (2016), a integração é percebida verticalmente pela articulação entre União, Estado e Município e de forma horizontal pela gestão coordenada dos recursos hídricos, solo e meio ambiente, expressamente determinada pela Lei das Águas, bem como na articulação dos diversos setores da sociedade. Esta junção deve se refletir da composição dos comitês de bacia, que atuam localmente como unidades básicas de gestão e são compostos por membros representantes do governo, dos usuários e da sociedade (SPINOLA et al., 2016).

Essa estrutura é o que legitima o sistema e dá forças para sua sustentação, contudo, para que o mesmo evolua, torna-se necessário o processo participativo de discussão e de integração entre os membros do comitê (PORTO; PORTO, 2008).



O comitê e agências são gestores de bacias hidrográficas de grande porte, com área de drenagem acima de 1.000 km<sup>2</sup>, enquanto que os municípios são responsáveis pela gestão hídrica de bacias pequenas ou sub-bacias (TUCCI, 2008). No entanto, são nas bacias de pequeno porte, geralmente inferior a 100 km<sup>2</sup>, que a utilização dos recursos hídricos é mais intensa, com grandes variabilidades locais e usos como abastecimento de água, irrigação, controle ambiental de despejos e conservação hídrica (TUCCI et al., 2001).

Dessa forma, a coleta de dados e o monitoramento da qualidade e quantidade das águas mesmo nas pequenas bacias é extremamente necessário. Tucci et al. (2001) afirma que a falta de informações hidrometeorológicas e de qualidade aumenta a incerteza nas decisões, acarretando resultados negativos no uso e aproveitamento dos recursos hídricos. Ou seja, o custo associado à falta das informações é geralmente superior ao custo da obtenção de uma base de dados e de sua análise final em um projeto.

#### **4.2 Legislação Brasileira de Águas Superficiais**

O uso, aproveitamento e monitoramento dos recursos hídricos no Brasil está em constante evolução jurídica e há diversos marcos regulatórios que precisam ser conhecidos para a compreensão da atual situação do gerenciamento das águas no país.

O Código de Águas é um dos marcos legais referentes ao uso da água no Brasil. Estabelecido pelo Decreto Federal nº 24.643, de 10 de julho de 1934, o documento assegurava o uso gratuito das águas públicas para necessidades primárias, até mesmo nascente, de acordo com os regulamentos administrativos. Criado pela necessidade de se adotar uma legislação adequada ao país, que permitisse ao poder público controlar e incentivar o aproveitamento industrial das águas (BRASIL, 1934).

A Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, tratou sobre a qualidade da água no Brasil ao estabelecer a Política Nacional do Meio Ambiente – PNMA, que tem o objetivo de preservar, melhorar e recuperar a qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar condições de desenvolvimento socioeconômico aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana (BRASIL, 1981).

A Constituição da República Federativa do Brasil, em 1988, determinou como bens dos Estados as águas superficiais ou subterrâneas, fluentes, emergentes e em depósito, com ressalva as decorrentes de obras da União. Assim, compete privativamente à União legislar sobre águas (BRASIL, 1988).

Além disso, passa a ser de competência da União: a) explorar o aproveitamento energético dos cursos de água, em articulação com os estados onde se situam os potenciais corpos d'água, de forma direta ou mediante autorização, concessão ou permissão; b) viabilizar os serviços de transporte aquático entre portos brasileiros e fronteiras nacionais, ou que transponham os limites de Estado ou Território; c) definir critérios de outorga de direitos de uso das águas (TUCCI et al., 2001).

O principal marco legal referente à gestão e monitoramento da água no Brasil foi a Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Um dos objetivos da PNRH é assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos. Para tal, criou-se a Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento (CONAMA, 2005).

Os usos da água são condicionados pela sua qualidade, portanto águas com maior qualidade permitem usos mais exigentes, como o abastecimento e a balneabilidade, enquanto águas com pior qualidade permitem usos menos exigentes, como dessecação de animais e rejeitos. Com base na Resolução CONAMA nº 357/2005, os corpos hídricos são classificados conforme conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros, e enquadrados de acordo com parâmetros pré-estabelecidos, que os classificam em ordem decrescente de qualidade em: classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4 (CONAMA, 2005).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, apenas a classe 4 não tem suas águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, as demais podem ser designadas mediante desinfecção ou tratamento simples, convencional ou avançado, dependendo das condições de qualidade da água. Devido a facilidade e custos de tratamento, preferencialmente opta-se por utilizar as águas enquadradas nas classes 1 e 2.

Os parâmetros de qualidade de água selecionados para a determinar o enquadramento dos corpos hídricos devem ser monitorados periodicamente. Caso haja suspeita de não conformidades, presença de contaminantes e possíveis interações entre substâncias, passíveis de causar danos aos seres vivos, fica a cargo do Poder Público investigar tais resultados a partir de ensaios ecotoxicológicos, toxicológicos ou outros métodos cientificamente reconhecidos (CONAMA, 2005).

A fim de garantir o controle e a vigilância da qualidade da água para o consumo humano, o Ministério da Saúde publicou a Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. É previsto que em casos de desconformidades com o padrão de potabilidade da água um responsável técnico deve ampliar o número mínimo de amostras coletadas, aumentar a frequência de amostragem e, principalmente, realizar análises laboratoriais de parâmetros adicionais. O Anexo XX desta portaria, recentemente foi alterado pela Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021, que dispõe sobre os procedimentos de amostragem, controle e análises, bem como determina que nos pontos de captação da água parâmetros adicionais sejam analisados.

### **4.3 Índice de Qualidade da Água no Brasil**

O uso de índices de qualidade da água é uma tentativa prevista por todo programa de monitoramento de águas superficiais de acompanhar, através de informações resumidas, a possível deterioração dos recursos hídricos ao longo da bacia hidrográfica ou ao longo do tempo (TOLEDO; NICONELLA, 2006). O índice gera uma indicação relativa da qualidade da água, possibilitando a comparação espaço-temporal de pontos distribuídos num mesmo rio ou entre distintas coleções hídricas.

O Índice de Qualidade da Água – IQA foi desenvolvido inicialmente pela *National Sanitation Foundation* (NSF), em 1970, na cidade de *Ann Arbor, Michigan* – EUA. Através de um questionário realizado com diversos profissionais de distintas especialidades, definiu-se os parâmetros mais significativos e seu peso relativo na composição do índice final de acordo com sua importância (DUARTE, 1999; von SPERLING, 2007).

Com o intuito de gerar informação básica de qualidade de água para o público em geral, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB passou a usar o IQA a partir de 1975 (CETESB, 2019). No Brasil algumas adaptações foram feitas com base no  $IQA_{NSF}$  como a substituição do parâmetro nitrato pelo indicador de nitrogênio total e a alteração dos valores de pesos relativos das variáveis (von SPERLING, 2007).

Posteriormente, outros estados brasileiros também adotaram este índice para avaliar a qualidade da água. Atualmente, o  $IQA_{CETESB}$  é o principal índice de qualidade de água utilizado no país (ANA, 2021), inclusive adotado no Paraná pela Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR (MOREIRA et al., 2017).

O IQA é obtido por meio de um cálculo composto por oito variáveis físico-químicas e uma biológica. Para tal, são considerados parâmetros que podem afetar as propriedades organolépticas, causarem riscos sanitários por contaminantes patogênicos e desequilíbrio ecológico (ANA, 2021). Os parâmetros usados no cálculo do IQA são: temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), coliformes termotolerantes (CT), sólidos dissolvidos totais (SDT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e turbidez. Vale ressaltar que a maioria destes indicadores se referem a contaminação por lançamento de esgotos domésticos e/ou eutrofização (ANA, 2021).

A Tabela 1 apresenta os parâmetros de  $IQA_{CETESB}$  e  $IQA_{NSF}$  e os pesos relativos de cada variável.

Tabela 1 – Variáveis e pesos fixados para as variáveis do Índice de Qualidade da Água

Variáveis	Unidade	Peso IQA <sub>CETESB</sub> (Wi)	Peso IQA <sub>NSF</sub> (Wi)
DBO	mg/L O <sub>2</sub>	0,10	0,11
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100mL	0,15	0,16
P. Total	mg/L P	0,10	0,10
N. Total / Nitratos	mg/L N	0,10	0,10
O. Dissolvido	mg/L O <sub>2</sub>	0,17	0,17
pH	Unidade pH	0,12	0,11
Temperatura	°C	0,10	0,10
Turbidez	N.T.U	0,08	0,08
Resíduos Totais	mg/L	0,08	0,07

Fonte: von SPERLING (2007, p. 588)

O cálculo do IQA, tanto na versão original do NSF, como na versão adaptada da CETESB, consiste em um produtório dos valores individuais de cada parâmetro, elevados aos respectivos pesos (von SPERLING, 2007). O valor resultante deste método possibilita classificar a qualidade da água em péssima, ruim, razoável, boa ou ótima, ou a partir das cores de referência (Quadro 1 e Quadro 2).

Quadro 1 – Classificação do Índice de Qualidade da Água segundo a CETESB

Classificação	Cor	Faixas de IQA
Ótima	Azul	$90 < \text{IQA} \leq 100$
Boa	Verde	$70 < \text{IQA} \leq 90$
Aceitável	Amarela	$50 < \text{IQA} \leq 70$
Ruim	Vermelha	$25 < \text{IQA} \leq 50$
Péssima	Preta	$0 < \text{IQA} \leq 25$

Fonte: von SPERLING (2007, p. 588)

**Quadro 2 – Classificação do Índice de Qualidade da Água segundo a NSF**

<b>Nível</b>	<b>Cor</b>	<b>Faixas de IQA</b>
<b>Excelente</b>	Azul	$90 < IQA \leq 100$
<b>Bom</b>	Verde	$70 < IQA \leq 90$
<b>Médio</b>	Amarela	$50 < IQA \leq 70$
<b>Ruim</b>	Laranja	$25 < IQA \leq 50$
<b>Muito Ruim</b>	Vermelha	$0 < IQA \leq 25$

Fonte: von SPERLING (2007, p. 588)

O estabelecimento das cores de referência permite a inserção mais simples dos resultados de monitoramento de qualidade de água nos mapas hidrográficos. Por meio delas visualiza-se o nível de qualidade do curso d'água entre duas estações, conferindo maior perceptividade às ações de monitoramento (MAIA, 2014).

O IQA fundamenta-se em certas variáveis de maior relevância e possibilita que a população tenha uma ideia geral quanto aos possíveis problemas existentes com a água de determinada região do país (MAIA, 2014). Contudo, o resultado obtido através do índice apresenta algumas limitações, que serão expostas a seguir.

#### **4.4 Limitações e Dificuldades dos Índices de Qualidade da Água**

Conforme relatado anteriormente, o IQA adotado pelo Brasil trabalha com parâmetros fixos e relacionados à contaminação orgânica por esgoto, excesso de materiais alóctones e erosão, não contemplando outras variáveis importantes como: produtos fitossanitários, metais pesados, poluentes orgânicos persistentes, substâncias que afetam as propriedades organolépticas da água, número de células de cianobactérias e o potencial de formação de trihalometanos das águas de um manancial (CETESB, 2019).

Outros poluentes não incluídos no cálculo e que devem ser levados em consideração são os agrotóxicos em geral e os derivados de petróleo (DUARTE, 1999). Como afirma Carvalho e Stapelfeldt (2004), determinar outros parâmetros, além dos estabelecidos pelo IQA, é muito importante na análise da qualidade dos corpos hídricos, pois estes podem indicar um grau de poluição e periculosidade não observado pelo cálculo do índice.

Outra limitação dos índices é que seu cálculo fica comprometido no caso de um dos nove parâmetros não possa ser determinado, visto que sua equação é um produtório e a ausência de qualquer uma das variáveis zera a função (SILVEIRA, 2018). Portanto, viabilizar uma ferramenta que possibilite a inclusão e exclusão de variáveis é fundamental para uma melhor gestão dos recursos hídricos.

Considerando o fato que a qualidade da água é uma função direta do uso proposto, sintetizar uma realidade complexa em um único valor, onde inúmeras variáveis ambientais têm influência é mais uma das dificuldades na elaboração de um índice (SILVA; JARDIM, 2006). Silveira (2018) ressalta que os índices de qualidade da água são formulados baseados em dados de uma campanha específica, não considerando variações pontuais e características locais, o que passa menor confiabilidade ao índice aplicado.

O IQA resulta do processo de agregar inúmeras variáveis ambientais em um único número, o que pode produzir a atenuação do impacto negativo ou positivo de uma das variáveis frente ao comportamento das outras (SILVA; JARDIM, 2006). Logo, uma avaliação resumida não substitui uma análise detalhada da qualidade das águas de uma bacia hidrográfica.

Ainda, o IQA considera apenas o uso da água para o abastecimento público (CETESB, 2019) e fornece um resumo dos dados, não informações completas sobre a qualidade da água. Além disso, a formulação do índice proporciona a sobreposição de alguns parâmetros que fornecem informações semelhantes, tais como OD e DBO, turbidez e sólidos totais, e, em muitos casos, coliformes termotolerantes e DBO (MAIA, 2014). Portanto, uma definição clara dos objetivos que se desejam alcançar com este índice de qualidade se faz necessária (SILVA; JARDIM, 2006) para que se obtenha um demonstrativo real do corpo hídrico.

Outra desvantagem é o fato do IQA não ser universalmente aplicável devido às diferentes condições ambientais entre as bacias hidrográficas existentes. O índice limita-se a mensurar apenas os parâmetros que o constituem nas estações de monitoramento do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos – SNIRH (MAIA, 2014).

Brito et al. (2018) apontam em seu estudo dois problemas no atual sistema de avaliação da qualidade da água: (I) falta de um programa de monitoramento que avalie o atual risco de exposição vivenciada pela biota e pelas populações humanas ao longo do recurso hídrico por meio de parâmetros diferentes dos estabelecidos na legislação brasileira; (II) o país não considera o uso de outros parâmetros biológicos para investigar a qualidade da água.

Neste sentido, a Resolução Conama nº 357/2005 define que possíveis substâncias ou interações com contaminantes, passíveis de causar danos aos seres vivos, devem ser investigadas por meio de ensaios ecotoxicológicos, toxicológicos, ou outros métodos cientificamente reconhecidos. Pesquisadores tem proposto o uso de microcrustáceos (BALEM, 2018), macroinvertebrados (CHAGAS et al.; RAMOS et al., 2019) e peixes (MARQUES et al., 2016; GHISI et al., 2017) para avaliar a qualidade das águas e os riscos toxicológicos.

Em especial, peixes tem recebido destaque nos estudos científicos devida a sua proximidade de respostas com outros grupos de vertebrados (PARIS-PALACIOS et al., 2000; KASPER, 2019). A partir de biomarcadores de sanidade, que medem o nível de disfunção fisiológica observada na exposição a um ou mais agentes estressores, se tem estudado os efeitos subletais produzidos em ambientes contaminados (SILVA, 2020), os quais podem comprometer a viabilidade das populações em longo prazo e representarem um risco à saúde dos seres humanos.

Órgãos como o fígado, cérebro e músculos tem sido os principais alvos dos estudos com biomarcadores em peixes, uma vez que são essenciais ao metabolismo, comportamento e mobilidade desses organismos. Neles se tem obtido informações sobre danos ao DNA, índice de lesões e atividade de enzimas essenciais ao impulso nervoso, como a acetilcolinesterase (AChE), cujos resultados podem indicar problemas severos na saúde dos animais e, conseqüentemente, indicar problemas de contaminação por poluentes que são difíceis de se quantificar quimicamente (ROSA, 2017; SILVA, 2020). Todavia o atual índice usado na gestão dos recursos hídricos não contempla esses dados.



Todas estas informações anteriormente relatadas fizeram com que cientistas e estatísticos critiquem e até mesmo rejeitem a metodologia do IQA, o que afeta a credibilidade do índice como ferramenta de gestão. Por isso, existem inúmeros outros índices de qualidade de água utilizáveis que visam o aperfeiçoamento deste método de avaliação, tais como: *Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index – CCMEWQI*, *British Columbia Water Quality Index – BCWQI* e *Oregon Water Quality Index – OWQI* (MAIA, 2014).

Recentemente, Cicilinski e Virgens Filho (2020) realizaram um estudo com o objetivo de desenvolver e avaliar o uso de um novo IQA, que vinculou as informações dos parâmetros que a compõem e a praticidade de cálculo à legislação vigente no Brasil a partir de estações de monitoramento de água em períodos sazonais. Os autores compararam três métodos de cálculos: *National Sanitation Foundation (WQINSF)*, *Bascaran (WQIb)* e *Bascaran – Conama (WQIc)*, novo índice proposto.

O WQIc foi adaptado com base no cálculo do WQIb, a diferença é que seus parâmetros se fundamentaram na Resolução Conama n° 357/2005. Por meio da comparação dos diferentes métodos, os autores verificaram que os resultados obtidos com o cálculo do novo índice proposto apresentaram maior coerência com o cenário brasileiro. É neste contexto que o presente estudo se apoia, buscando propor uma ferramenta de análise e interpretação mais vantajosa e alinhada à legislação vigente, além de flexível, que permita a exclusão e inclusão de parâmetros ou até mesmo que determine seus próprios valores de controle.

#### 4.5 Índice Integrado de Resposta de Biomarcadores

O Índice Integrado de Resposta de Biomarcadores (IBR) é um método de avaliação direcionada a experimentos laboratoriais com organismos bioindicadores, podendo ser utilizado como indicador de estresse ambiental e ferramenta útil para cientistas e gestores na avaliação de riscos ecológicos (BELIAEFF; BURGEOT, 2002). Este índice foi proposto por Beliaeff e Burgeot (2002) e modificado posteriormente por Sanchez et al. (2013) para atender a novas perspectivas. Originalmente, o índice integra a resposta de parâmetros bioquímicos em organismos teste aos diferentes tratamentos a que são submetidos em laboratório em condições controladas. Logo, o uso do IBR está, a princípio, associado exclusivamente a ensaios agudos ou crônicos de organismos em laboratório.

A matemática do IBR é bastante simples e parte do pressuposto que os exemplares do grupo controle, mesmo em condições ideais, apresentaram uma taxa basal de efeitos nos seus biomarcadores bioquímicos (parâmetros de sanidade), os quais precisam ser contabilizados e descontados dos biomarcadores dos grupos tratados, a fim de ponderar os reais efeitos dos contaminantes (SANCHEZ et al., 2013). O somatório dos efeitos observados para cada um dos biomarcadores, entre os grupos tratados e o controle, formará o resultado final do índice.

Beliaeff e Burgeot (2002) ainda optaram pelo uso do gráfico de radar, também conhecido como gráfico de aranha ou estrela, para interpretação do IBR. Por ser um diagrama que contempla dados multivariáveis na forma de um gráfico bidimensional, o gráfico radar permite a integração visual de um conjunto de respostas de três ou mais variáveis quantitativas em eixos que partem do mesmo ponto (BELIAEFF; BURGEOT, 2002). Esta abordagem representa diferenças entre locais e até mesmo entre pesquisas para comparação com as condições de exposição.

O IBR é uma ferramenta útil em muitos estudos, indicando o desvio dos parâmetros de grupos tratados em relação ao grupo controle (SOBJAK et al., 2017; VIEIRA et al., 2016). Severo (2017) usou em seu trabalho o cálculo do IBR como forma de auxiliar na interpretação dos resultados da investigação do potencial de uso de *Rhamdia quelen* exposto *in situ* como organismo bioindicador de ambientes contaminados. A partir disso, o autor concluiu que o IBR foi bastante proveitoso, uma vez que o cálculo transforma todos os efeitos dos biomarcadores em um valor único, mas com o benefício de conseguir observá-los no gráfico radar de forma independente.

O IBR e os gráficos de radar são pertinentes aos gestores e tomadores de decisão por ser um meio compacto de representar os dados (BELIAEFF; BURGEOT, 2002) e integrar as respostas (SANCHEZ et al., 2013). Assim, é viável propor que este método, além de ser aplicado para o monitoramento dos parâmetros de sanidade dos organismos, também possa ser testado para o uso de outras variáveis que não sejam os biomarcadores, como para mensurar a qualidade da água.

Neste sentido, esse estudo busca realizar uma adaptação do IBR para um novo índice de avaliação da qualidade da água, que foi batizado de Índice de Desconformidade da Água (IDQA), cuja metodologia será tratada ao longo dessa dissertação. Partiu-se do pressuposto que os parâmetros físico-químicos e biológicos utilizados, usualmente ou não, para mensurar a qualidade da água poderiam também ser empregados como variáveis nos cálculos do índice.

Deste modo, verificou-se que os valores referência (grupo controle) para os diversos parâmetros de qualidade da água do IDQA poderiam ser aqueles obtidos a partir da Resolução CONAMA nº 357/2005, considerando a classe do rio. Ainda, partiu-se do pressuposto que valores referência também poderiam ser coletados diretamente em áreas controle dos rios, como as nascentes, visando confrontar os valores obtidos em outros trechos do corpo hídrico, uma vez que características específicas podem resultar em valores atípicos e não previstos na legislação brasileira vigente.

Da mesma forma, considerou-se que àqueles valores de parâmetros de qualidade da água obtidos em diferentes trechos de rios e épocas do ano, coletados diretamente *in loco* com protocolos e equipamentos adequados, ou obtidos indiretamente a partir das séries históricas de dados das estações de coleta, mantidas e disponibilizadas na rede pelos órgãos reguladores, poderiam ser considerados como equivalente aos grupos tratados (tratamentos).

A vantagem dessa proposta do IDQA está na sua flexibilidade, na ampla base de informações para determinar a qualidade da água, na sua forte integração com a legislação vigente e nos recursos gráficos associados, que auxiliam a interpretação segura das variáveis que, de fato se encontram em desconformidade. A partir dele, é possível calcular tanto os nove parâmetros contemplados no IQA, como também outras variáveis menos usuais em estudos de qualidade da água, tais como agrotóxicos, metais pesados (cobre, cromo, níquel, magnésio, mercúrio, chumbo, entre outros), poluentes orgânicos persistentes, fármacos e indicadores biológicos diversos. Ademais, não é necessária a padronização dos parâmetros entre os pontos de coleta, possibilitando o cálculo do índice mesmo na falta de dados, fato ocorrente nos bancos de dados vigente no Brasil.

## 5 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1 Proposta de Índice de Desconformidade de Qualidade da Água (IDQA)

Os cálculos iniciais do IDQA seguiram exatamente o mesmo modelo adaptado de Sanchez et al. (2013), o qual está descrito a seguir:

1. Estabelecer “Y<sub>i</sub>” a partir da razão entre a média dos valores de cada parâmetro individual “X<sub>i</sub>” e a média dos valores de referência “X<sub>0</sub>”, logaritmando-os para reduzir as variâncias (Equação 1);
2. Calcular a média geral (u) e o desvio-padrão (s) de “Y<sub>i</sub>” previamente e depois normalizar “Y<sub>i</sub>” para se obter “Z<sub>i</sub>” a partir da Equação 2;
3. A diferença entre “Z<sub>i</sub>” e “Z<sub>0</sub>” (X<sub>0</sub>) será utilizada para definir o índice de desvio do parâmetro (A) (Equação 3). O parâmetro “A”, portanto, indicará o desvio de cada variável em relação ao seu respectivo controle.

$$Y_i = \text{Log} (X_i/X_0) \quad (\text{Equação 1})$$

$$Z_i = (Y_i - u)/s \quad (\text{Equação 2})$$

$$A = Z_i - Z_0 \quad (\text{Equação 3})$$

No caso do IBR, a fórmula original prevê um último cálculo que envolve o somatório de “A” de todos os parâmetros analisados no estudo, os quais no conjunto fornecem um resultado final de dano. Contudo, no IDQA fez-se uma adaptação para evitar que valores negativos e, em geral, em consonância com a legislação neutralizassem os efeitos positivos e, portanto, em desconformidade. Para tal, adotou-se por uma análise qualitativa de “A”, parâmetro a parâmetro, de modo a verificar o número de parâmetros em desconformidade. Este número representa o IDQA e o seu progressivo incremento indica piora na qualidade.

O IDQA também pode ser representado em porcentagem, somando o número de parâmetros em desconformidade dividido pelo número total de parâmetros analisados. O valor resultante indica o quanto a qualidade da água está em desconformidade com relação aos padrões exigidos na legislação.

No entanto, é preciso destacar que nem sempre o “A” negativo indica conformidade, visto que existem parâmetros na legislação com intervalos de tolerância, tal como o pH. Da mesma forma, os parâmetros “A” positivos também poderão não se encontrar em desconformidade, no caso de haver limites mínimos e máximos (Ex: oxigênio dissolvido).

Para facilitar a visualização e interpretação do IDQA propõe-se que os valores de “A” dos diferentes parâmetros sejam utilizados para a confecção de gráficos do tipo radar em planilhas do Excel, bem como a utilização de uma escala de desconformidade associada (Quadro 3).

**Quadro 3 – Escala de Desconformidade do IDQA**

<b>IDQA</b>	<b>Desconformidade</b>	<b>Faixa</b>	<b>Situação</b>
0	Nula		Adequado
1 a 2	Baixa		Alterado
3 a 5	Moderada		Em alerta
6 a 8	Alta		Poluído
≥ 9	Muito alta		Crítico

**Fonte: Autoria própria (2021)**

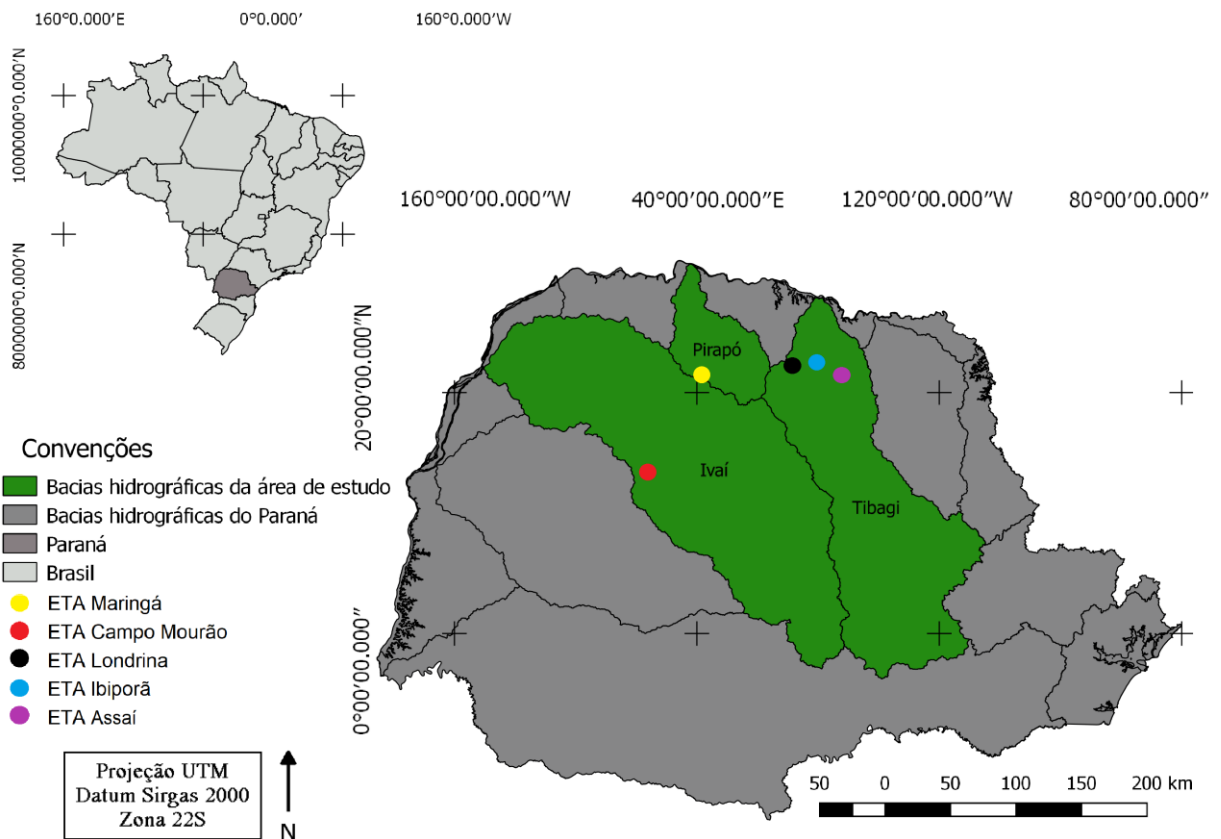
## 5.2 Aplicação do Índice em Bases de Dados

### 5.2.1 Comparação do IQA ao IDQA

Para a aplicação do IDQA foram coletados dados de monitoramento de qualidade da água, para o período de 2018 e 2019, a partir do relatório de análise laboratorial do Sistema de Informações Hidrológicas no *site* do Instituto das Águas do Paraná, cujas estações são codificadas pela Agência Nacional de Águas – ANA.

A fim de se empregar o IDQA, buscou-se por estações de coleta em locais mais exigentes com a qualidade da água, com menos lacunas de informação e mais variáveis de análise. Desta forma, foram selecionadas somente Estações de Tratamento de Água (ETAs), com destino ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado ou convencional, na Região Norte do Estado do Paraná, são elas: ETA Maringá (64541000), ETA Campo Mourão (64671950), ETA Londrina (64504591), ETA Ibiporã (64507100) e ETA Assaí (64504100) (Figura 1).

**Figura 1 – Localização das Estações de Tratamento de Água no Estado do Paraná**



Fonte: Autoria própria (2021)

Outras estações, ETA Apucarana (64529000), ETA Nova Esperança (64544000) e ETA Bela Vista do Paraíso (64515900), não foram escolhidas devido à ausência de registro nos pontos durante o período analisado neste estudo.

A ETA Maringá encontra-se em uma altitude de 400m no Rio Pirapó, um dos principais cursos d'água da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI, pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Pirapó. A estação possui uma área de drenagem de 1.240km<sup>2</sup> que, de acordo com a Portaria SUREHMA nº 004/91, neste trecho, enquadra o Rio Pirapó na classe 2.

Com uma área de drenagem de 79km<sup>2</sup>, a ETA Campo Mourão está instalada na altitude de 620m no Rio do Campo, na Bacia Hidrográfica do Rio Ivaí. O Rio do Campo enquadra-se como classe 2, segundo a portaria da Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente - SUREHMA nº019/1992.

As estações de Londrina, Ibiporã e Assaí pertencem à Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi. De acordo com a SUREHMA nº 03, de 21 de março de 1991, todos os rios da bacia enquadram-se na classe 2, exceto o Rio Jataizinho, manancial de abastecimento público do município de Assaí, enquadrado na classe 1.

A ETA Londrina, localiza-se a uma altitude de 485m no Rio Cafezal e possui uma área de drenagem de 134km<sup>2</sup>. Em operação desde 1959, a estação abastece cerca de 30% da população londrinense (SANEPAR, 2021).

Devido a utilização da água para irrigação de horticulturas e produtos de viveiro, a ETA Ibiporã possui um uso restritivo dos recursos hídricos. A estação encontra-se no Rio Jacutinga, na altitude de 395m e área de drenagem de 178km<sup>2</sup>.

A ETA Assaí possui uma área de drenagem de apenas 29,6km<sup>2</sup>, com uma altitude de 520m. Localizada no Rio Jataizinho, tem como atividade mais significativa da área de seu entorno a agricultura.

A Tabela 2 descreve a localização e características de cada estação analisada neste estudo.



Tabela 2 – Coordenadas geográficas e classificação das Estações de Tratamento de Água

Estação de Tratamento de Água	Coordenadas Geográficas			Bacia Hidrográfica	Rio	Classe
	Latitude	Longitude	Altitude			
ETA Maringá	23°19'36"S	51°50'46"O	400m	Rio Pirapó	Rio Pirapó	2
ETA Campo Mourão	24° 3'59"S	52°25'8"O	620m	Rio Ivaí	Rio do Campo	2
ETA Londrina	23°18'13"S	51°13'27"O	485m	Rio Tibagi	Rio Cafezal	2
ETA Ibiporã	23°16'18"S	51° 3'7"O	395m	Rio Tibagi	Rio Jacutinga	2
ETA Assaí	23°23'0"S	50°50'20"O	520m	Rio Tibagi	Rio Jataizinho	1

Fonte: Sistema de Informações Hidrológicas (2021)

Para definir os valores referência, o cálculo do IDQA baseou-se nos limites de nove parâmetros estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 para água doce de Classe 1 e Classe 2, conforme enquadramento dos corpos hídricos das estações analisadas (Tabela 3).

Tabela 3 – Limites estabelecidos na legislação vigente

Parâmetros	Unidade	Classe 1	Classe 2
DBO	mg/L O <sub>2</sub>	≤3,00	≤5,00
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100mL	<200	<1000
P. Total	mg/L P	≤0,025	≤0,050
N. Total	mg/L N	≤2,18	≤2,18
O. Dissolvido	mg/L O <sub>2</sub>	≥6,00	≥5,00
pH	Unidade pH	6 a 9	6 a 9
Temperatura	°C	≤37,0	≤37,0
Turbidez	N.T.U	≤40	≤100
Resíduos Totais	mg/L	≤500,00	≤500,00

Fonte: Resolução CONAMA nº357/2005

Neste estudo foram utilizadas as mesmas variáveis do cálculo do IQA. O intuito foi contrapor os resultados obtidos com o IDQA com a classificação do IQA, tanto da CETESB, quanto da *National Sanitation Foundation* (NSF).

Os valores do IQA<sub>CETESB</sub> e do IQA<sub>NSF</sub> foram determinados pelo produtório ponderado da qualidade de água correspondentes às nove variáveis que compõem os índices. A Equação 4 representa a fórmula utilizada:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (\text{Equação 4})$$

Onde:

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

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

**wi:** peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade;

**i:** número do parâmetro, variando de 1 a 9;

**n:** número de parâmetros que compõem o IQA, ou seja, 9.

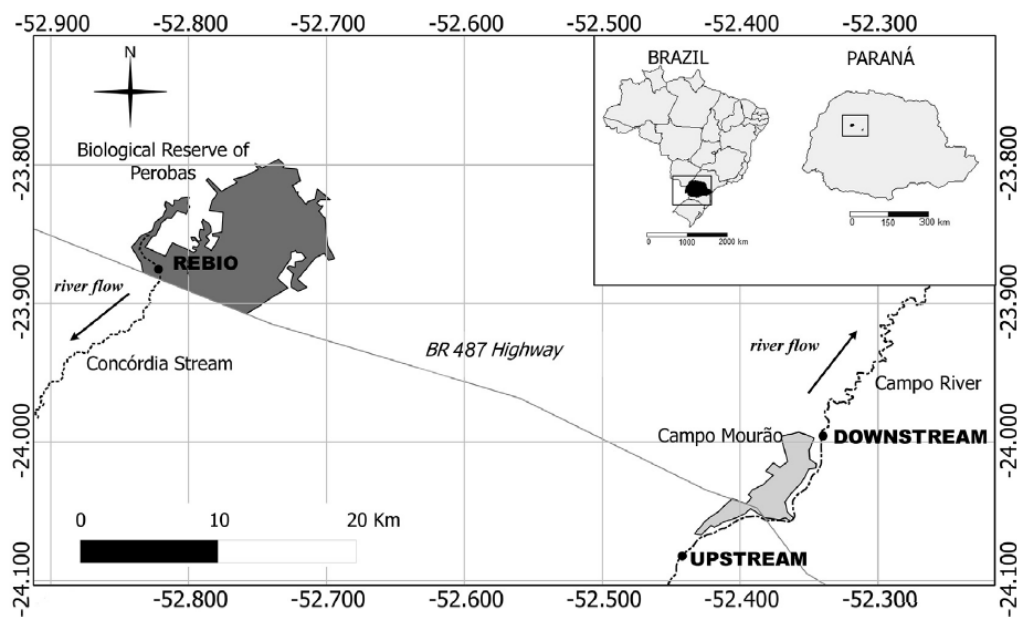
Mediante este cálculo, foi possível classificar a qualidade da água a partir do resultado do IQA<sub>CETESB</sub> e IQA<sub>NSF</sub> de acordo com sua faixa de valor e cor representativa, visando confrontá-la ao IDQA.

### 5.2.2 Utilização do IDQA com Parâmetros Diversos

Utilizando a base de dados do trabalho realizado por Ghisi et al. (2017), intitulado “*Multivariate and integrative approach to analyze multiple biomarkers in ecotoxicology: A field study in Neotropical region*”, foi possível analisar o IDQA a partir de parâmetros diversos, incluindo variáveis não contempladas nos cálculos do IQA atual.

Ghisi et al. (2017) realizaram seu estudo na região centro-noroeste do estado Paraná, nos municípios de Campo Mourão e Tuneiras do Oeste, contemplando dois pontos amostrais no Rio do Campo e mais um ponto no Córrego Concórdia na Reserva Biológica das Perobas (REBio). No Rio do Campo, os autores coletaram informações de parâmetros físico-químicos e biológicos em duas áreas: 1- ETA: próximo à estação de captação da água para abastecimento público; 2- ETE: imediatamente após a liberação de efluentes da estação de tratamento de esgoto do município. É importante ressaltar que o ponto ETA está na mesma localização da Estação de Coleta de Informações da Água descrita na Tabela 2 para o Rio do Campo. O ponto REBio representou um local referência para o estudo e se obteve as mesmas informações coletadas para o Rio do Campo (Figura 2).

**Figura 2 – Localização dos pontos de amostragem de dados físico-químicos e biológicos das águas do Rio do Campo (Upstream = ETA; Downstream = ETE) e da Reserva Biológica das Perobas (REBio), região centro noroeste do estado do Paraná**



Fonte: Ghisi et al. (2017, p. 1210)

### 5.2.2.1 Parâmetros Abióticos

Os autores obtiveram dados de concentração de oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, pH da água, DQO, teores de fósforo, nitrogênio, alumínio, cobre e zinco. As coletas foram feitas nos dias 15 de junho (inverno) e 02 de dezembro de 2011 (verão), sendo os parâmetros físico químicos da água obtidos por meio de uma sonda multiparamétrica (Hanna, modelo: HI9828) e pela amostragem de água para aferição em laboratório, segundo procedimentos padronizados descritos pelo *Standard Methods* (APHA; AWW; WEF, 2005). Os dados destes dois pontos no Rio do Campo foram utilizados para viabilizar os cálculos do IDQA.

Os valores referência foram definidos de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 para água doce de Classe 2, conforme enquadramento do Rio do Campo. Como os limites dos parâmetros DQO e condutividade elétrica não são estabelecidos na legislação, os mesmos não foram utilizados no cálculo do IDQA. Para os demais dados aplicou-se o mesmo protocolo de cálculos e interpretação anteriormente descritos.

### 5.2.2.2 Inclusão de Parâmetros Bióticos

Ghisi et al. (2017) também obtiveram informações de biomarcadores em uma espécie de peixe bioindicadora. Para a análise, mediante autorização da Instituição Federal Brasileira (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - licença ICMBio nº 25129-1), aproximadamente 20 animais da espécie *Astyanax aff. paranae* foram coletas nos pontos REBio, ETA e ETE, no mesmo período das coletas de dados abióticos. Os organismos foram transportados vivos para o laboratório, com água do próprio local e aeração, sendo em seguida anestesiados com 20% de benzocaína e sacrificados com sobredosagem do anestésico. Posteriormente, foram removidos o fígado, cérebro e músculo para análises dos biomarcadores. Todos os procedimentos neste estudo foram realizados de acordo com o guia Canadian Council on Animal Care – CCAC (2003), que dá as diretrizes e políticas para o cuidado e uso de animais experimentais.

A Tabela 4 representa os valores médios dos dados abióticos e bióticos obtidos pelos autores.

**Tabela 4 – Média de dados abióticos e bióticos obtidos nos pontos do Rio do Campo (ETA-CM e ETE-CM) e no Córrego Concórdia na Reserva Biológica das Perobas (REBio) no ano de 2011**

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidades</b>	<b>REBio – 11</b>	<b>ETA CM – 11</b>	<b>ETE CM – 11</b>
<b>DQO</b>	mg/L O <sub>2</sub>	6,7195	7,4350	9,2935
<b>Cond. Elétrica</b>	µS/cm a 25 °C	27,0	30,0	64,0
<b>P. Total</b>	mg/L P	0,47870	0,05050	0,03615
<b>N. Total</b>	mg/L N	0,105	0,030	0,030
<b>O. Dissolvido</b>	mg/L O <sub>2</sub>	7,215	6,760	6,885
<b>Temperatura</b>	°C	20,070	17,505	18,460
<b>pH</b>	Unidade pH	6,740	6,865	7,355
<b>Alumínio</b>	mg/L Al	0,8575	0,9650	0,8040
<b>Cobre</b>	mg/L Pb	1,050	4,600	4,600
<b>Zinco</b>	mg/L Zn	2,575	3,950	4,250
<b>Danos ao DNA</b>	%	69,9167	116,1739	144,3000
<b>Lesões no fígado</b>	-	1,9167	119,3913	5,2000
<b>AChE-cérebro</b>	µmol/min/mg de proteína	119,1806	114,5034	98,4438
<b>AChE-músculo</b>	µmol/min/mg de proteína	183,9770	142,7497	115,7497

Fonte: Ghisi et al. (2017, p. 1211-1213)

Foram aferidos os seguintes biomarcadores: 1) danos ao DNA: através da técnica do ensaio cometa com tecido hepático (fígado) avaliou-se a taxa de quebra do material genético; 2) lesões do fígado: a partir da histologia de rotina confeccionou-se lâminas de tecido hepático que após analisadas microscopicamente geraram um índice de lesões (patologias); 3) Atividade da enzima AChE no cérebro e músculo: através de amostras destes tecidos, aplicou-se o protocolo de ELLMANN et al. (1961) e quantificou-se a atividade, que é fundamental na propagação do impulso nervoso e no comportamento da espécie.

Nesta análise, tanto os parâmetros abióticos quanto os biológicos foram usados no cálculo do IDQA, sem exceção. Os dados levantados na REBio foram considerados valores referência nos cálculos, visto que possui menor ação antrópica e deve apresentar valores que representam a bacia hidrográfica em questão.

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 Comparação do IQA ao IDQA

#### 6.1.1 Estação de Tratamento de Água de Maringá

Os valores de “A” foram calculados para cada parâmetro coletado na ETA Maringá durante o período estudado, baseando-se na classe 2. O somatório das variáveis em desconformidade gerou o IDQA (Tabela 5).

**Tabela 5 – Valor de “A” para cada um dos nove parâmetros obtidos na Estação de Tratamento de Água de Maringá para os anos de 2018 e 2019**

	ETA MGA – 18	ETA MGA – 19
<b>DBO</b>	-0,397940	-0,337242
<b><i>Escherichia coli</i></b>	0,580545	0,867762
<b>P. Total</b>	0,281791	0,485011
<b>N. Total</b>	-0,192328	-0,000997
<b>OD*</b>	0,259116*	0,188366*
<b>pH**</b>	0,024622**	0,123171**
<b>Temperatura</b>	-0,202090	-0,290020
<b>Turbidez</b>	-0,062148	0,022222
<b>Resíduos Totais</b>	-0,485895	-0,393619
<b>IDQA</b>	2	3

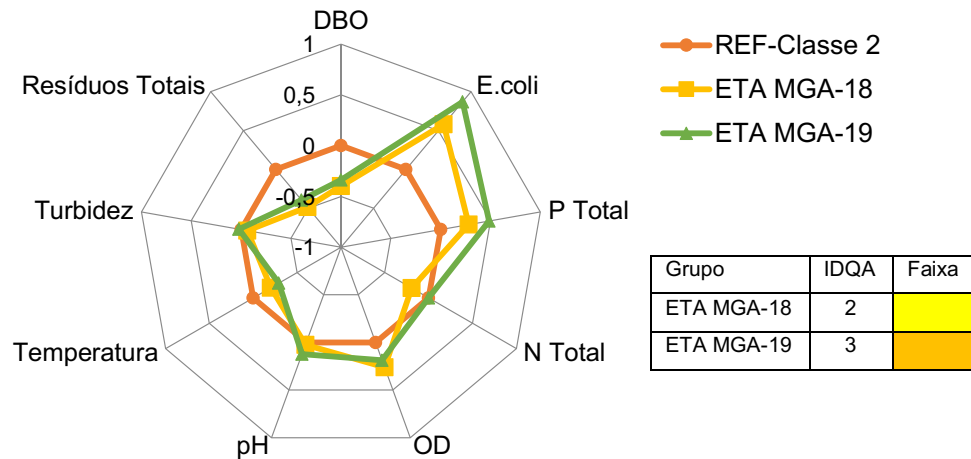
\*OD: tem limite mínimo e não máximo; \*\*pH: apresenta uma faixa entre 6,0 e 9,0 e valores extremos irregulares. Ambos parâmetros são exceções na interpretação do IDQA

**Fonte: Autoria própria (2021)**

Observa-se que os parâmetros *Escherichia coli* e fósforo total apresentaram desconformidade nos anos de 2018 e 2019. Outro parâmetro que estava acima do permitido foi a turbidez para o ano de 2019.

No gráfico de radar é possível observar o comportamento de cada parâmetro individual para a ETA Maringá, bem como o nível de discrepâncias e a classificação em faixas de cores, que coloca 2018 como alterado e 2019 em alerta, sinalizando a piora da qualidade da água de um ano para outro (Gráfico 1).

**Gráfico 1 – Gráfico radar do IDQA para os anos de 2018 e 2019 da ETA Maringá**



**Fonte: Autoria própria (2021)**

É visível no gráfico que o parâmetro com maior discrepância foi a *Escherichia coli* e o fósforo total, em ambos os anos, seguido pela turbidez apenas em 2019. Segundo o IDQA, a ETA Maringá não está em conformidade com a legislação vigente em nenhum dos anos analisados, sendo que em 2019 o número de desconformidades aumentou, bem como sua intensidade. O fato de ser possível determinar qual é a variável problema é fundamental para a gestão dos recursos hídricos, pois permite que seja tomada uma ação mitigadora com foco no parâmetro alterado.

Tanto a *Escherichia coli* quanto o fósforo total são oriundos, principalmente, de descargas de efluentes domésticos e/ou agropecuários. Segundo Frias et al. (2020), a qualidade microbiológica das águas superficiais são indicadores das atividades humanas com potencial de risco aos recursos hídricos e à saúde pública.

A falta de uma cobertura ampla da rede de tratamento de esgoto para a população acarreta no lançamento clandestino de esgoto doméstico ou no uso de sumidouros que podem contaminar o solo e os rios (RODRIGUES, 2019). Em Maringá, esse problema não é observado na área urbana, visto que o município tem 100% de coleta de esgoto (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2017). Por outro lado, a contaminação por efluentes de criação animal ou mesmo escoamento superficial de biofertilizantes agropecuários, utilizados na adubação dos sistemas produtivos, são problemas observados nesta região, que apresenta uma forte vocação econômica para a agricultura e pecuária (GROCHOSKI NETO, 2018), sendo assim um potencial causador do aumento nos níveis de coliformes e fósforo total.

A turbidez aumentada no ano de 2019 representa uma maior quantidade de sólidos em suspensão, importante parâmetro para medir a eficiência de uma ETA, uma vez que os microrganismos podem estar envolvidos nessas partículas, além das mesmas reterem substâncias tóxicas (CETESB, 2020). Ainda, quando a turbidez está acima dos limites estipulados na lei, o processo de desinfecção/esterilização por tratamento com radiação U.V. se torna insatisfatório (SIQUEIRA et al., 2012).

Nesse sentido e visando mitigar o problema, o comitê da bacia do Rio Pirapó e Paranapanema pode rever ou reavaliar o plano de ocupação da bacia do Pirapó, considerando um zoneamento que observe a preservação da vegetação ciliar e o uso racional de agroquímicos, como alternativas viáveis ao ajuste dos indicadores à classe 2 do rio.

O  $IQA_{CETESB}$  por sua vez, também retrata essa piora no ano de 2019, contudo mantém a classificação da água de boa a aceitável, mesmo com parâmetros fora dos limites aceitáveis pela legislação. A partir do  $IQA_{NSF}$  notou-se que a ETA Maringá foi classificada com qualidade média em ambos os anos, conforme mostra a Tabela 6, no comparativo entre o IDQA e o IQA.

**Tabela 6 – Comparação de resultados entre o IDQA e o IQA para a Estação de Tratamento de Água de Maringá**

	IDQA	IQA	
		CETESB	NSF
<b>ETA MGA – 18</b>	22,22%	Boa	Média
<b>ETA MGA – 19</b>	33,33%	Aceitável	Média

**Fonte: Autoria própria (2021)**



Assim, se observa nitidamente que apenas com a classificação do IQA não é possível determinar as variáveis em desacordo com a legislação, dificultando a gestão dos recursos hídricos. Assim como Silveira (2018) constatou em seu estudo, comparando um novo índice ao IQA<sub>NSF</sub>, o IDQA apresentou uma classificação da qualidade da água mais criteriosa, sendo possível observar as oscilações de cada parâmetro, mesmo que sutis, o que facilita a tomada de ações mitigadoras no local e o trabalho dos comitês gestores.

### 6.1.2 Estação de Tratamento de Água de Campo Mourão

Os valores de “A” foram calculados para cada parâmetro coletado na ETA Campo Mourão durante os anos de 2018 e 2019, baseando-se na classe 2. O somatório das variáveis em desconformidade gerou o IDQA (Tabela 7).

**Tabela 7 – Valor de “A” para cada um dos nove parâmetros obtidos na Estação de Tratamento de Água de Campo Mourão para os anos de 2018 e 2019**

	<b>ETA CM – 18</b>	<b>ETA CM – 19</b>
<b>DBO</b>	-0,397940	-0,351640
<b><i>Escherichia coli</i></b>	0,293731	0,273580
<b>P. Total</b>	0,041393	0,058805
<b>N. Total</b>	-0,489242	-0,547820
<b>OD*</b>	0,230704*	0,207500*
<b>pH**</b>	0,094782**	0,059595**
<b>Temperatura</b>	-0,215376	-0,301617
<b>Turbidez</b>	-0,318759	-0,593460
<b>Resíduos Totais</b>	-0,858028	-0,882729
<b>IDQA</b>	<b>2</b>	<b>2</b>

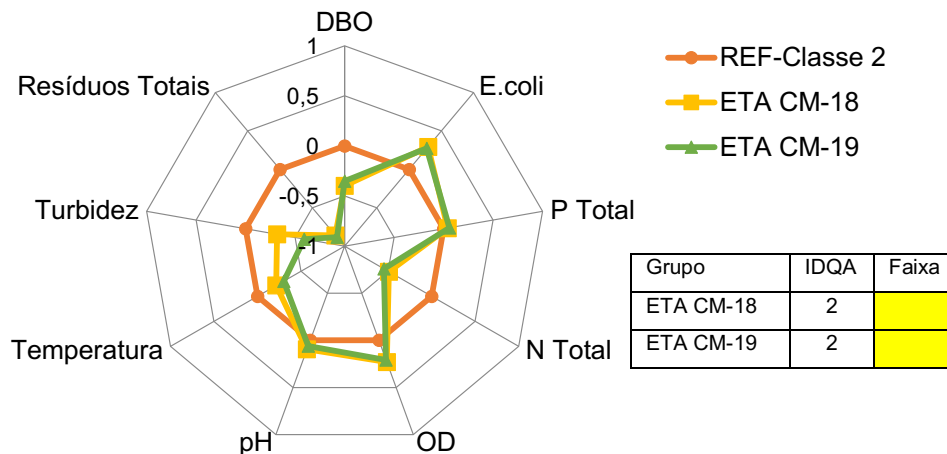
\*OD: tem limite mínimo e não máximo; \*\*pH: apresenta uma faixa entre 6,0 e 9,0 e valores extremos irregulares. Ambos parâmetros são exceções na interpretação do IDQA

**Fonte: Autoria própria (2021)**

Percebe-se que os parâmetros *Escherichia coli* e fósforo total, como na estação anterior, apresentaram desconformidade para os anos de 2018 e 2019.

No gráfico de radar observa-se o comportamento de cada parâmetro individual para a ETA Campo Mourão, assim como o nível das discrepâncias e a classificação em faixas de cores, que apresenta ambos os anos como alterados, sinalizando que não houve melhoria na conformidade de parâmetros (Gráfico 2).

**Gráfico 2 – Gráfico radar do IDQA para os anos de 2018 e 2019 da ETA Campo Mourão**



**Fonte: Autoria própria (2021)**

Nota-se que os parâmetros que estavam acima do permitido foram *Escherichia coli* e fósforo total. Observa-se que ambos os anos apresentaram valores semelhantes de qualidade da água para a ETA Campo Mourão, com exceção da turbidez que foi ligeiramente superior em 2018. Segundo o IDQA, a ETA Campo Mourão não está em conformidade com a legislação vigente em nenhum dos anos analisados.

Como mencionado, a *Escherichia coli* está associada à presença de compostos orgânicos e contaminantes fecais no sistema. Isso demonstra a necessidade de um maior investimento e controle para identificar os ativos e passivos ambientais, principalmente por atividade antrópica, responsáveis pela alteração da qualidade da água na rede hídrica (SIQUEIRA et al., 2012).

O IQA<sub>CETESB</sub>, por sua vez, classifica a qualidade da água em 2018 e 2019 como boa, mesmo com parâmetros fora dos limites aceitáveis pela legislação. A partir do IQA<sub>NSF</sub> verifica-se que a ETA Campo Mourão foi classificada com qualidade média, conforme mostra a Tabela 8, no comparativo entre o IDQA e o IQA.

**Tabela 8 – Comparação de resultados entre o IDQA e o IQA para a Estação de Tratamento de Água de Campo Mourão**

	IDQA	IQA	
		CETESB	NSF
<b>ETA CM – 18</b>	22,22%	Boa	Média
<b>ETA CM – 19</b>	22,22%	Boa	Média

**Fonte: Autoria própria (2021)**

Por meio do comparativo entre o IDQA e o IQA desta estação, novamente verificou-se a distorção causada pelo IQA ao sintetizar nove variáveis em um único valor. Dessa forma, considerando-se o gráfico de radar gerado a partir do cálculo do IDQA, pode-se novamente frisar a transparência de informações que o novo índice proporciona ao sistema de gestão dos recursos hídricos.

### 6.1.3 Estação de Tratamento de Água de Londrina

Foram calculados os valores de “A” para cada parâmetro coletado na ETA Londrina durante os anos de 2018 e 2019, baseando-se na classe 2. O somatório das variáveis em desconformidade gerou o IDQA (Tabela 9).

É possível verificar que os parâmetros *Escherichia coli*, fósforo total e nitrogênio total estavam acima do permitido apenas em 2018. Já o ano de 2019 não apresentou nenhuma desconformidade, sendo que todos os parâmetros estavam de acordo com a legislação.

O gráfico de radar demonstra o comportamento de cada parâmetro individual para a ETA Londrina, assim como o nível das discrepâncias e classificação em faixas de cores, que coloca 2018 em alerta e 2019 como adequado, sinalizando a melhora da qualidade da água de um ano para o outro (Gráfico 3).

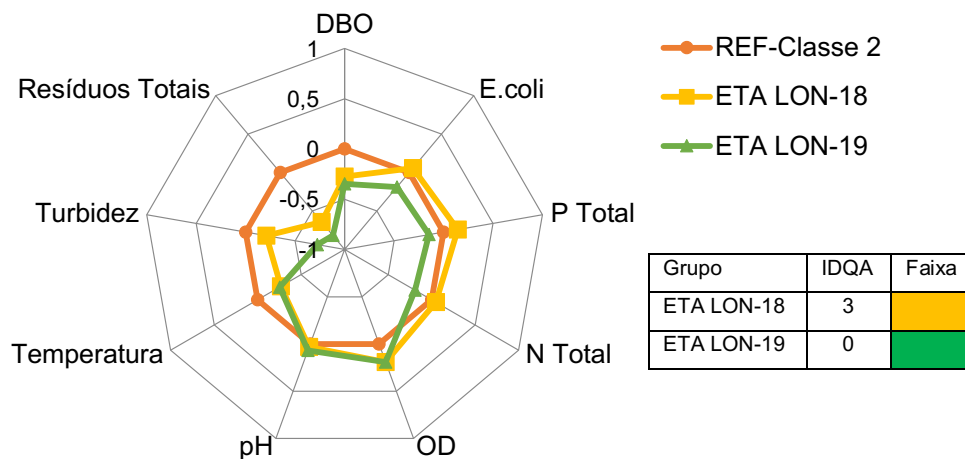
**Tabela 9 – Valor de “A” para cada um dos nove parâmetros obtidos na Estação de Tratamento de Água de Londrina para os anos de 2018 e 2019**

	ETA LON – 18	ETA LON – 19
<b>DBO</b>	-0,273001	-0,346787
<b><i>Escherichia coli</i></b>	0,058173	-0,188760
<b>P. Total</b>	0,144055	-0,148742
<b>N. Total</b>	0,047745	-0,192328
<b>OD*</b>	0,191637*	0,192707*
<b>pH**</b>	0,032529**	0,068495**
<b>Temperatura</b>	-0,267172	-0,251184
<b>Turbidez</b>	-0,207608	-0,721246
<b>Resíduos Totais</b>	-0,640797	-0,816730
<b>IDQA</b>	3	0

\*OD: tem limite mínimo e não máximo; \*\*pH: apresenta uma faixa entre 6,0 e 9,0 e valores extremos irregulares. Ambos parâmetros são exceções na interpretação do IDQA

**Fonte: Autoria própria (2021)**

**Gráfico 3 – Gráfico radar do IDQA para os anos de 2018 e 2019 da ETA Londrina**



**Fonte: Autoria própria (2021)**

Observa-se que os parâmetros *Escherichia coli*, nitrogênio e fósforo total não estavam muito alterados em 2018, porém acima do limite máximo estabelecido na lei. No ano de 2019, todos os parâmetros encontravam-se dentro dos padrões permitidos, ou seja, não apresentou nenhuma desconformidade. O aumento observado nos parâmetros em 2018 pode ter sido ocasionado por um evento chuvoso intenso na amostragem do dia 17/01/2018, quando a vazão aumentou cerca de 5 vezes, bem como o registro dos parâmetros foram consistentemente mais elevados (Coliformes termotolerantes: 2.800 NMP/100ml; N total: 3,9 mg/L e P total: 0,140 mg/L).

Há uma relação entre a chuva e os parâmetros: *Escherichia coli*, fósforo total e turbidez. A chuva em maiores concentrações ocasiona um aumento do escoamento superficial e processo de erosão do solo, assim carreando matéria orgânica e sedimentos para os rios. O nível de turbidez em 2018 é um indicativo de que a lixiviação do solo contribui para o aporte de cargas poluidoras difusas ao rio (CETESB, 2020).

Apesar da estação de captação mostrar conformidade com a legislação no ano de 2019, é importante que os gestores monitorem periodicamente as águas superficiais da região. Devido a região de Londrina ser marcada pela urbanização e agricultura, é necessário o acompanhamento e identificação de possíveis fontes de poluição a fim de mitigar problemas futuros.

A partir do IDQA, a ETA Londrina está em conformidade com a legislação vigente apenas em 2019. Já o IQA<sub>CETESB</sub>, não retrata essa melhora de 2018 para 2019 e mantém a classificação da água como boa. Com base no IQA<sub>NSF</sub> verifica-se que a ETA Londrina foi classificada com qualidade média em 2018 e boa em 2019, conforme mostra a Tabela 10, no comparativo entre o IDQA e o IQA.

**Tabela 10 – Comparação de resultados entre o IDQA e o IQA para a Estação de Tratamento de Água de Londrina**

	IDQA	IQA	
		CETESB	NSF
<b>ETA LON – 18</b>	33,33%	Boa	Média
<b>ETA LON – 19</b>	0%	Boa	Boa

**Fonte: Autoria própria (2021)**

Observa-se a partir da comparação entre os índices que, diferente do IQA<sub>CETESB</sub> e do IQA<sub>NSF</sub>, o IDQA tem maior precisão e sensibilidade a qualquer alteração nos padrões de qualidade da água, características importantes para um indicador ambiental (SILVEIRA, 2018).

#### 6.1.4 Estação de Tratamento de Água de Ibiporã

Foram calculados os valores de “A” para cada parâmetro coletado na ETA Ibiporã durante o período estudado, baseando-se na classe 2. O somatório das variáveis em desconformidade gerou o IDQA (Tabela 11).

**Tabela 11 – Valor de “A” para cada um dos nove parâmetros obtidos na Estação de Tratamento de Água de Ibiporã para os anos de 2018 e 2019**

	ETA IBI – 18	ETA IBI – 19
<b>DBO</b>	-0,207608	-0,301030
<b><i>Escherichia coli</i></b>	1,155741	0,197969
<b>P. Total</b>	0,427053	-0,094204
<b>N. Total</b>	-0,009398	-0,083184
<b>OD*</b>	0,182415*	0,201943*
<b>pH**</b>	0,050079**	0,060698**
<b>Temperatura</b>	-0,252931	-0,206474
<b>Turbidez</b>	0,126023	-0,568636
<b>Resíduos Totais</b>	-0,550779	-0,721246
<b>IDQA</b>	3	1

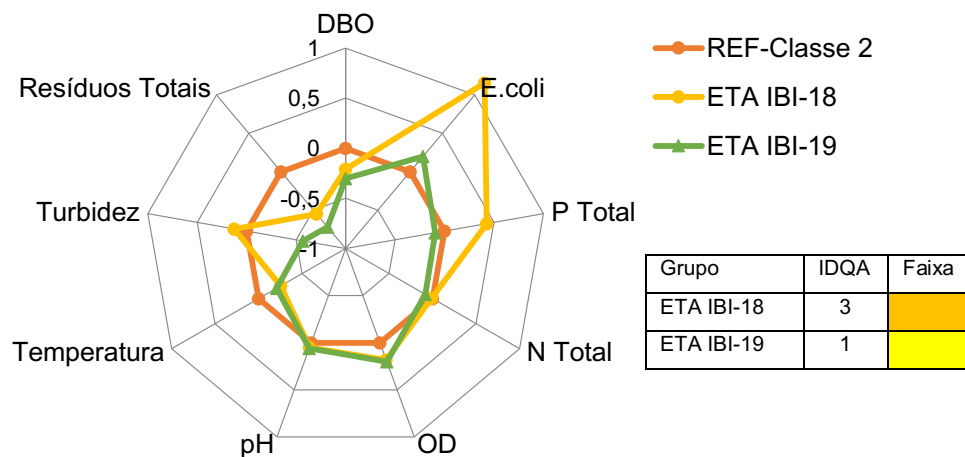
\*OD: tem limite mínimo e não máximo; \*\*pH: apresenta uma faixa entre 6,0 e 9,0 e valores extremos irregulares. Ambos parâmetros são exceções na interpretação do IDQA

**Fonte: Autoria própria (2021)**

Verifica-se que os parâmetros *Escherichia coli*, fósforo total e turbidez estavam em desconformidade em 2018. No ano de 2019 apenas *Escherichia coli* estava acima do permitido.

O gráfico de radar apresenta o comportamento de cada parâmetro individual para a ETA Ibiporã, bem como o nível das discrepâncias e a classificação em faixas de cores, que coloca 2018 em alerta e 2019 como alterado, sinalizando uma melhora na qualidade da água de um ano para o outro (Gráfico 4).

**Gráfico 4 – Gráfico radar do IDQA para os anos de 2018 e 2019 da ETA Ibiporã**



**Fonte: Autoria própria (2021)**

Assim como observado na ETA Londrina, essa divergência entre os anos pode estar associada tanto a poluição difusa como a precipitação. No ano de 2018, uma coleta foi realizada após um período chuvoso onde a vazão do rio estava 20% acima do seu nível médio. Assim como em Londrina, a chuva pode ter causado o escoamento superficial, carreamento de fezes de animais e transporte de sedimentos, fatores que alteram a qualidade microbiológica da água (FRIAS et al., 2020).

Com base no IDQA, a ETA Ibiporã não está em conformidade com a legislação vigente em nenhum dos anos analisados, no entanto apresenta uma melhora percentual de desconformidade de 2018 para 2019. Tanto o  $IQA_{CETESB}$ , como o  $IQA_{NSF}$  não retratam recuperação de um ano para outro, como é o caso do IDQA. O  $IQA_{CETESB}$  manteve a classificação de 2018 e 2019 como boa e o  $IQA_{NSF}$  classificou a qualidade da água de ambos os anos como média. A Tabela 12 mostra o comparativo entre o IDQA e o IQA desta estação.

**Tabela 12 – Comparação de resultados entre o IDQA e o IQA para a Estação de Tratamento de Água de Ibiporã**

	IDQA	IQA	
		CETESB	NSF
<b>ETA IBI – 18</b>	33,33%	Boa	Média
<b>ETA IBI – 19</b>	11,11%	Boa	Média

Fonte: Autoria própria (2021)

Neste comparativo é evidente o quanto o IDQA é sensível às alterações das variáveis, enquanto o mascara a real situação da qualidade da água.

#### 6.1.5 Estação de Tratamento de Água de Assaí

Os valores de “A” foram calculados para cada parâmetro coletado na ETA Assaí durante os anos de 2018 e 2019, baseando-se na classe 1. O somatório das variáveis em desconformidade gerou o IDQA (Tabela 13).

**Tabela 13 – Valor de “A” para cada um dos nove parâmetros obtidos na Estação de Tratamento de Água de Assaí para os anos de 2018 e 2019**

	ETA ASS – 18	ETA ASS – 19
<b>DBO</b>	0,000000	-0,079181
<b><i>Escherichia coli</i></b>	0,592917	0,943865
<b>P. Total</b>	0,463395	0,521138
<b>N. Total</b>	-0,337011	-0,294113
<b>OD*</b>	0,138654*	0,129797*
<b>pH**</b>	0,052224**	0,046300**
<b>Temperatura</b>	-0,245982	-0,245982
<b>Turbidez</b>	-0,101458	-0,445965
<b>Resíduos Totais</b>	-0,604382	-0,0729321
<b>IDQA</b>	2	2

\*OD: tem limite mínimo e não máximo; \*\*pH: apresenta uma faixa entre 6,0 e 9,0 e valores extremos irregulares. Ambos parâmetros são exceções na interpretação do IDQA

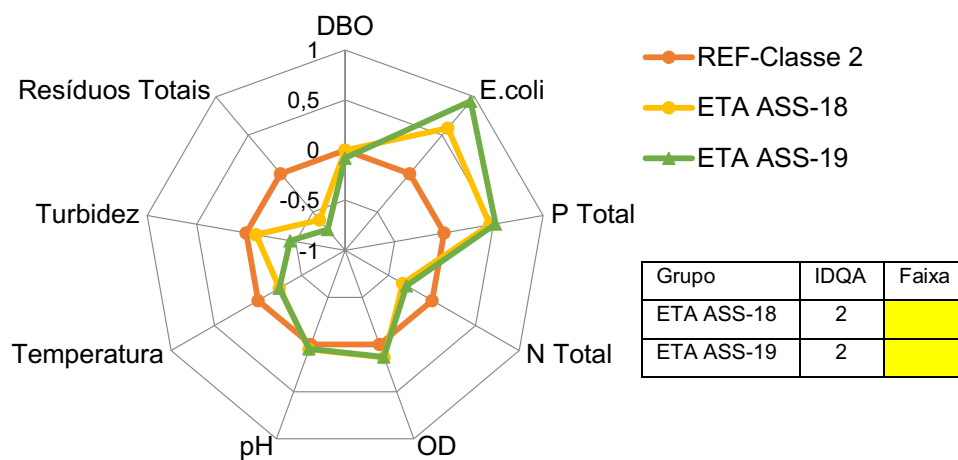
Fonte: Autoria própria (2021)



Vê-se que os parâmetros *Escherichia coli* e fósforo total apresentaram desconformidade tanto em 2018, quanto em 2019.

No gráfico de radar é possível notar o comportamento de cada parâmetro individual para a ETA Assaí, bem como o nível das discrepâncias e a classificação em faixas de cores, que representa 2018 e 2019 como alterados, demonstrando que a desconformidade de parâmetros permaneceu a mesma durante o período estudado (Gráfico 5).

**Gráfico 5 – Gráfico radar do IDQA para os anos de 2018 e 2019 da ETA Assaí**



**Fonte: Autoria própria (2021)**

Como ocorrido nas outras estações, é perceptível os altos valores de *Escherichia coli* e fósforo total na ETA Assaí em 2018 e 2019. Com base no IDQA, a estação não está em conformidade com a legislação vigente em nenhum dos anos estudados. Assim como observado por Siqueira et al. (2012) e mencionado anteriormente, esses parâmetros indicam focos de contaminação e poluição por efluentes orgânicos, em especial de origem doméstica, sendo necessária uma atenção maior para o saneamento básico regional.

O IQA<sub>CETESB</sub>, classifica a qualidade da água na estação como boa, em ambos os anos. Já o IQA<sub>NSF</sub> retrata uma piora de um ano para o outro e classifica a qualidade da água na ETA Assaí como boa em 2018 e média em 2019, conforme mostra a Tabela 14, no comparativo entre o IDQA e o IQA.

**Tabela 14 – Comparação de resultados entre o IDQA e o IQA para a Estação de Tratamento de Água de Assaí**

	IDQA	IQA	
		CETESB	NSF
<b>ETA ASS – 18</b>	22,22%	Boa	Boa
<b>ETA ASS – 19</b>	22,22%	Boa	Média

**Fonte: Autoria própria (2021)**

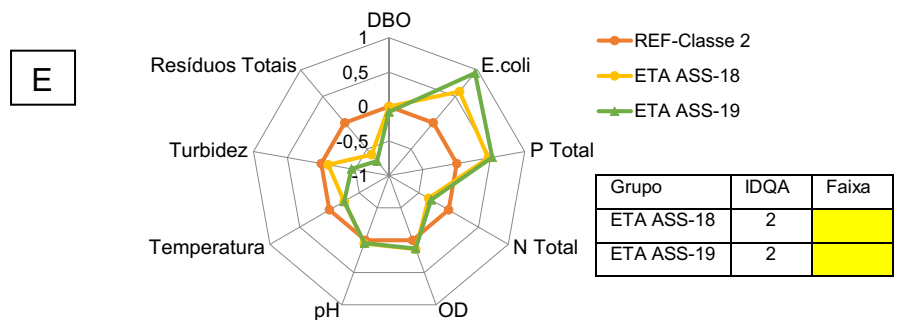
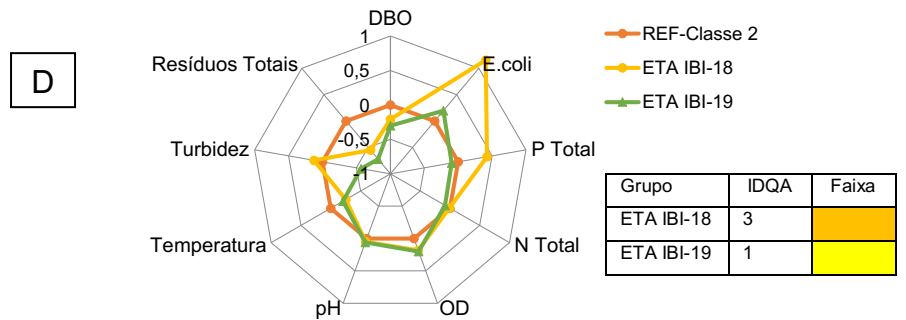
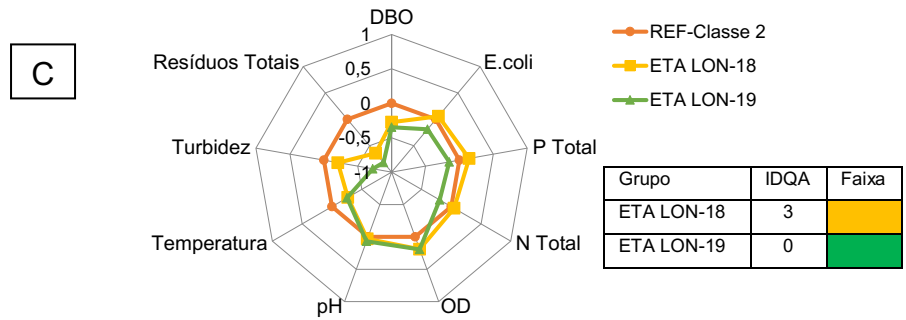
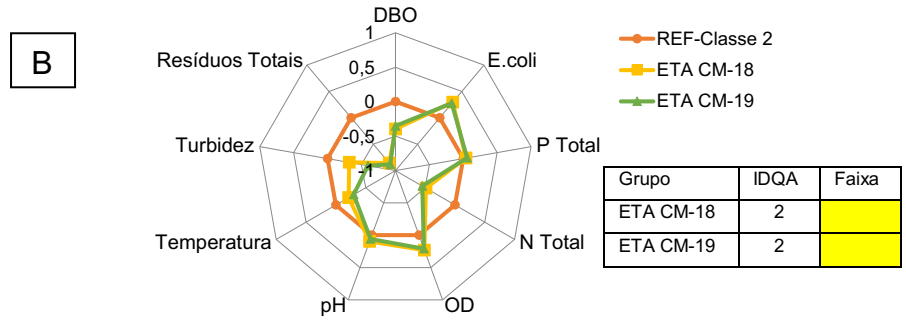
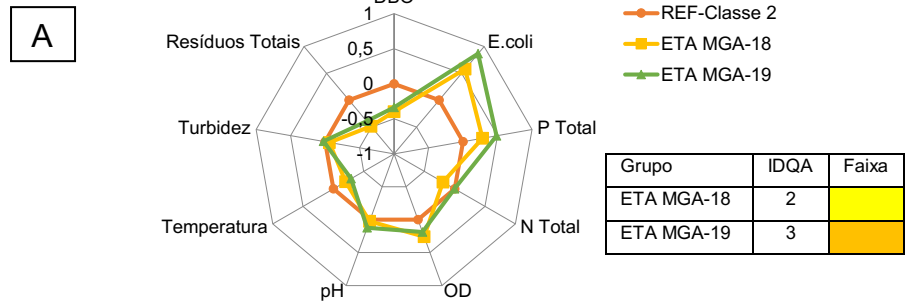
Nesta comparação entre os índices pode-se perceber que o  $IQA_{NSF}$  tem maior sensibilidade às alterações das variáveis que o  $IQA_{CETESB}$ , porém o IDQA ainda apresenta uma classificação mais precisa das desconformidades dos parâmetros.

É possível afirmar que existe uma correlação entre os métodos, podendo o IQA ser substituído pelo IDQA. O novo índice proposto apresenta um potencial de detecção maior, o que irá auxiliar no monitoramento e gestão dos recursos hídricos, além de priorizar investimentos para a melhoria na qualidade das águas (SILVEIRA, 2018).

A sumarização dos resultados em todos os pontos de captação de água (Estações de Tratamento de Água), contemplados neste estudo, permite evidenciar que há parâmetros na água em desconformidade com a legislação em todos os casos, sendo os coliformes termotolerantes (*E. coli*), fósforo total e turbidez os principais indicadores de anormalidades, o que indica uma situação predominantemente alterada ou em alerta (Gráfico 6).

**Gráfico 6 – Síntese dos gráficos radares do IDQA das cinco ETAs para os anos de 2018 e 2019.**

**A: ETA Maringá; B: ETA Campo Mourão; C: ETA Londrina; D: ETA Ibiporã; E: ETA Assaí**



**Fonte: Autoria própria (2021)**

## 6.2 Utilização do IDQA com Parâmetros Diversos

### 6.2.1 Parâmetros Abióticos

Para se determinar o IDQA a partir dos dados obtidos por Ghisi et al. (2017), foram calculados os valores de “A” para os parâmetros: fósforo total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, temperatura, pH, alumínio, cobre e zinco. O controle baseou-se no enquadramento do Rio do Campo na classe 2. O somatório das variáveis em desconformidade gerou o IDQA (Tabela 15).

**Tabela 15 – Valor de “A” para cada um dos oito parâmetros obtidos nos pontos próximos à ETA e ETE do Rio do Campo no ano de 2011**

	<b>ETA CM – 11</b>	<b>ETE CM – 11</b>
<b>P. Total</b>	0,004321	-0,140862
<b>N. Total</b>	-1,861335	-1,861335
<b>OD*</b>	0,130977*	0,138934*
<b>Temperatura</b>	-0,325040	-0,301970
<b>pH**</b>	0,058489**	0,088431**
<b>Alumínio</b>	0,9845273	0,9052560
<b>Cobre</b>	2,7085153	2,7085153
<b>Zinco</b>	1,3413246	1,3731164
<b>IDQA</b>	<b>4</b>	<b>3</b>

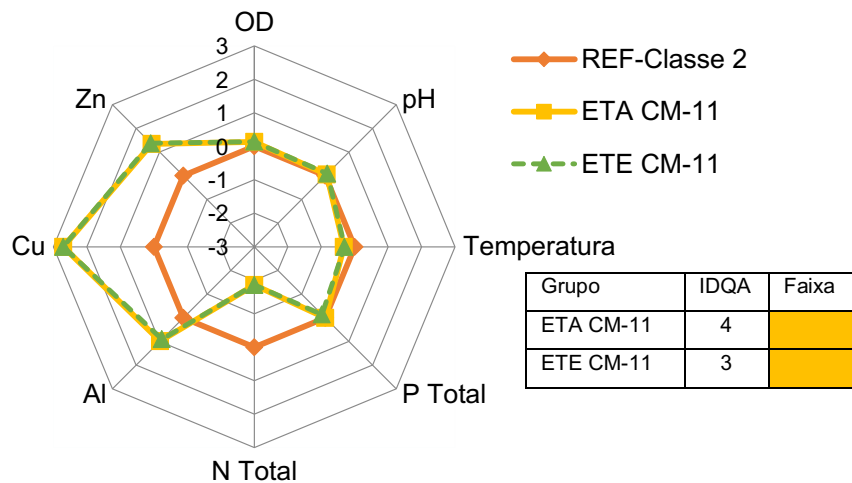
\*\*OD: tem limite mínimo e não máximo; \*\*pH: apresenta uma faixa entre 6,0 e 9,0 e valores extremos irregulares. Ambos parâmetros são exceções na interpretação do IDQA

**Fonte: Autoria própria (2021)**

É notório que os parâmetros alumínio, cobre e zinco apresentaram alta desconformidade, tanto a montante, quanto a jusante no Rio do Campo. Ainda, na ETA percebe-se que o valor de fósforo total também não estava em conformidade com os limites da resolução, tal como observado nos anos de 2018 e 2019. No gráfico de radar é possível observar o comportamento de cada parâmetro individual nos pontos analisados no percurso do rio, bem como o nível das discrepâncias e a classificação em faixas de cores.

Os pontos ETA e ETE apresentaram desconformidade moderada e encontram-se em situação de alerta na faixa laranja (Gráfico 7) e, portanto, mais grave do que a condição verificada com os nove parâmetros que comumente são utilizados no monitoramento das águas, conforme já apresentado.

**Gráfico 7 – Gráfico radar do IDQA para os pontos ETA e ETE do Rio do Campo no ano de 2011**



**Fonte: Autoria própria (2021)**

O gráfico demonstra que em ambos os pontos amostrais houve altos teores dos metais alumínio, cobre e zinco no Rio do Campo. A presença desses parâmetros em concentrações elevadas pode causar um desequilíbrio na vida aquática, pelo fato desses elementos não possuírem caráter de biodegradabilidade (SAMPAIO, 2003) e dificultarem o processo de tratamento da água de consumo humano. Os metais são, em geral, moléculas bioacumuláveis nos organismos aquáticos e que podem ser transferidos para níveis tróficos superiores através do processo de biomagnificação (SANTANA; CAVALCANTE, 2016). Este cenário pode representar um risco ambiental latente para os processos ecológicos, bem como para a saúde humana, visto que há evidências robustas que correlacionam metais a desordens genéticas, teratológicas e doenças degenerativas (REZENDE, 2018).

O alumínio é um metal abundante na natureza, mas que produz efeitos neurotóxicos em pessoas e, em longo prazo, pode causar desde uma encefalopatia até distúrbios neurológicos mais severos, como o mal de Alzheimer (FREITAS, et al., 2001; NAIME et al., 2009). O zinco, por exemplo, é um microelemento abundante na natureza e necessário ao equilíbrio da vida aquática. Contudo, quando seus níveis de concentração estão altos, este metal provoca mudanças adversas na morfologia e fisiologia de peixes e outros organismos aquáticos (SAMPAIO, 2003).

Zinco e cobre são metais letais aos ecossistemas aquáticos devido à capacidade que possuem de formação de compostos estáveis e permanentes na cadeia alimentar (COSTA et al., 2020). Os valores obtidos de cobre podem também indicar um risco à saúde do homem e da fauna do Rio do Campo, uma vez que há evidências que este metal seja nocivo em elevadas concentrações, podendo causar mal-estar generalizado, lesões no fígado e efeito tóxico à vida aquática (SAMPAIO, 2003). Além da dureza, os níveis de temperatura, oxigênio dissolvido e pH podem influenciar a toxicidade do cobre (REZENDE, 2018).

As fontes de entrada destes metais podem ser diversas, sendo o entorno da área de estudo ocupado principalmente pela agricultura, seguida pela urbanização e indústrias, que reconhecidamente são atividades que impactam diretamente na qualidade da água do recurso hídrico. Além da ação antrópica, a concentração desses metais em corpos d'água é fortemente influenciada pela litologia da região, pela lixiviação natural dos sistemas fluviais, pelo tamanho e forma das bacias de drenagem e pelas condições climáticas (CRISPIM et al., 2019), o que pode explicar ao menos parte dos níveis apresentados de metais nos pontos da ETA e da ETE.

Com base no IDQA gerado para a ETA e para a ETE, verifica-se que nenhum dos pontos está em conformidade com a legislação vigente e representam, respectivamente, 50% e 37,50% de desconformidade. Vale destacar a importância da incorporação de outros elementos que são mais diretamente associados às atividades potencialmente poluidoras, visando uma classificação mais realista da qualidade dos corpos d'água, com vistas a um melhor gerenciamento das ocupações no entorno.

### 6.2.2 Inclusão de Parâmetros Bióticos

Para se determinar o IDQA a partir das informações levantadas por Ghisi et al. (2017), foram calculados os valores de “A” para dez parâmetros físico-químicos e quatro biológicos. Os valores referência basearam-se nos dados obtidos nas amostragens no ponto REBio. O somatório das variáveis em desconformidade gerou o IDQA (Tabela 16).

**Tabela 16 – Valor de “A” para cada um dos parâmetros abióticos e biológicos registrados nos pontos próximos a ETA e ETE do Rio do Campo no ano de 2011**

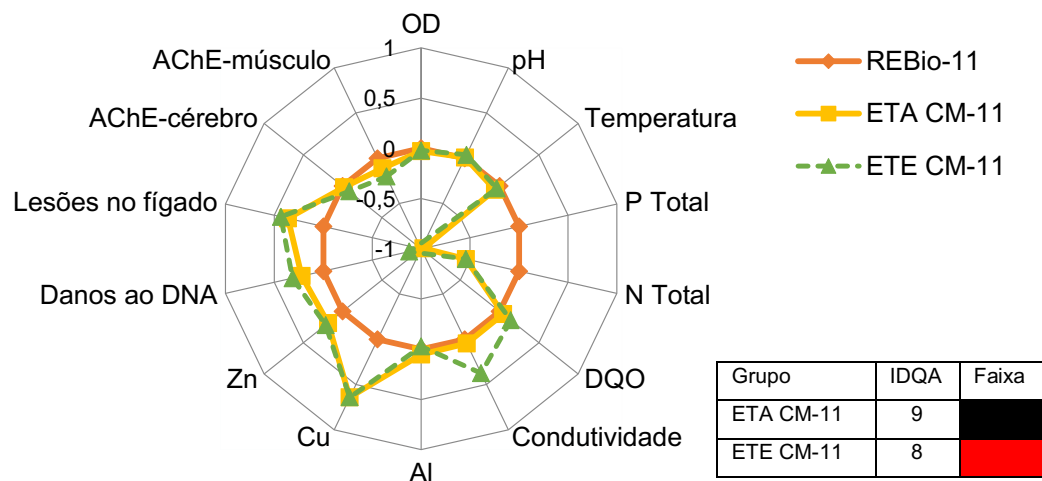
	<b>ETA CM – 11</b>	<b>ETE CM – 11</b>
<b>P. Total</b>	-0,976772	-1,121955
<b>N. Total</b>	-0,544068	-0,544068
<b>OD*</b>	-0,028290*	-0,020332*
<b>Temperatura</b>	-0,059385	-0,036316
<b>pH**</b>	0,007981**	0,037923**
<b>DQO</b>	0,140842	0,043944
<b>Condutividade</b>	0,043944	0,374816
<b>Alumínio</b>	0,051293	-0,027978
<b>Cobre</b>	0,641569	0,641569
<b>Zinco</b>	0,185820	0,217612
<b>Danos ao DNA</b>	0,220528	0,314685
<b>Lesões no fígado</b>	0,360039	0,433449
<b>AChE-cérebro<sup>+</sup></b>	-0,017387 <sup>+</sup>	-0,083017 <sup>+</sup>
<b>AChE-músculo<sup>+</sup></b>	-0,109771 <sup>+</sup>	-0,201244 <sup>+</sup>
<b>IDQA</b>	<b>9</b>	<b>8</b>

\*\*OD: tem limite mínimo e não máximo; \*\*pH: apresenta uma faixa entre 6,0 e 9,0 e valores extremos irregulares; <sup>+</sup>AChE: a atividade enzimática pode sofrer tanto indução como inibição. Esses parâmetros são exceções na interpretação do IDQA

**Fonte: Autoria própria (2021)**

Observa-se que as variáveis que estavam em desconformidade em ambos os pontos foram: DQO, condutividade, cobre, zinco, danos ao DNA, lesões no fígado e inibição da AChE no cérebro e no músculo. O alumínio também não se encontrava em conformidade com os limites da resolução na ETA. No gráfico de radar é possível observar o comportamento de cada parâmetro individual nos pontos analisados no percurso do rio, bem como o nível das discrepâncias e a classificação em faixas de cores. O ponto ETA apresentou desconformidade muito alta e situação crítica de contaminação, enquanto que o ponto ETE teve desconformidade alta e situação de poluído na faixa vermelha (Gráfico 8).

**Gráfico 8 – Gráfico radar do IDQA para os pontos ETA e ETE do Rio do Campo no ano de 2011**



Fonte: Autoria própria (2021)

O gráfico demonstra os altos teores dos metais cobre e zinco no Rio do Campo tanto na ETA quanto na ETE. Ainda, as variáveis DQO, condutividade, danos ao DNA, lesões no fígado, AChE-cérebro e AChE-músculo também extrapolaram os valores de referência estipulados pela REBio. Com base no IDQA gerado para a ETA e para a ETE, verifica-se que nenhum dos pontos está em conformidade com os dados de referência da REBio e que a desconformidade do total de parâmetros analisados na ETA e na ETE representam, respectivamente, 64,29% e 57,14% das variáveis. Os pontos se enquadram na situação de poluído ou crítico.



Comparando este gráfico com o anterior, que analisa apenas parâmetros abióticos tendo como valores referenciais a Resolução Conama nº 357/2005, observa-se que agregar informações regionalizadas ao cálculo para determinar a qualidade da água e realizar seu monitoramento torna o índice mais consistente com a realidade local.

É interessante ressaltar que esses mesmos valores de alumínio, cobre e zinco foram analisados considerando a legislação. Comparando os resultados obtidos observa-se que os níveis de alumínio na bacia estão naturalmente acima dos permitidos na Resolução Conama nº357/2005.

Além disso, em se tratando da qualidade da água, nota-se que os parâmetros que geralmente são empregados no cálculo do IQA têm um enfoque voltado ao consumo humano, estabelecendo valores que determinam os níveis de potabilidade do meio, mas não se preocupa, necessariamente, com a manutenção da biota aquática (VIEIRA e SHIBATTA, 2007).

A maior taxa de danos ao DNA observada na espécie bioindicadora em ambos os pontos, comprova o efeito genotóxico das substâncias presentes na água, evidenciando a presença de contaminantes no Rio do Campo. Todavia, não se pode atribuir os danos encontrados a apenas um contaminante, como por exemplo um dos metais em desconformidade. Os resultados de genotoxicidade servem de alerta para potenciais danos à biodiversidade e à saúde humana (MARQUES et al., 2016). De acordo com Piancini et al. (2018), a exposição aguda de compostos comumente usados na agricultura, tais como agrotóxicos e fertilizantes, podem causar danos ao material genético (VERMA e SRIVASTAVA, 2018), seja sua pela interação direta de subprodutos, ou como consequência secundária do estresse oxidativo, implicando risco a saúde animal.

As elevadas taxas de lesões no fígado do bioindicador demonstram a incidência de patologias mais crônicas nos organismos, o que sugere um contato mais prolongado com substâncias químicas em ambos os pontos, sendo mais severo na ETE, assim como foi com os danos ao DNA. Esses resultados conjuntos indicam que o fígado está metabolizando “agentes estressores” em ambas as áreas de estudo (PEIXOTO, 2020), de modo a acionar o sistema de detoxificação celular, o que provavelmente gera um estresse oxidativo e culmina nas lesões (SILVA, 2020). Além de servir como alerta, justifica a importância de estudos toxicológicos e seus efeitos sobre o órgão vital da espécie bioindicadora (SAVASSI, 2019).

A AChE é a enzima responsável pela hidrólise do neurotransmissor acetilcolina (BARBOSA et al., 2020), e assim como em outros estudos de biomonitoramento com espécies de peixes, observou-se a inibição da atividade das AChEs cerebral e muscular (VIEIRA et al., 2016; 2017; OLIVEIRA, 2018), indicando um acúmulo do neurotransmissor no espaço sináptico, o que pode acarretar uma síndrome colinérgica que manifesta sintomas de psicose, agitação, confusão mental, convulsões e coma (CUNHA et al., 2020), tornando-os mais suscetíveis à predação, doenças e ao meio. Esse efeito neurotóxico é tipicamente resultado de intoxicações por inseticidas organofosforados (SANTOS, 2019), amplamente utilizados na agricultura. Essas informações são de grande valia a gestão dos recursos hídricos a avaliação periódica de indicadores biológicos e sua introdução no cálculo da qualidade água.

Vale ressaltar que pelo fato de apenas três metais terem sido analisados no estudo não anula a possível presença de outros compostos tóxicos a biota e que possam corroborar para a alteração dos parâmetros no Rio do Campo.

Comparando os dois pontos, observou-se que a ETE apresenta valores mais alterados do que a ETA, porém esta última com maior número de desconformidades. Ainda assim, os resultados evidenciam que os bioindicadores foram expostos aos contaminantes em ambos os pontos analisados no ano de 2011, causando a inibição das enzimas de biotransformação e, provavelmente estresse oxidativo, o que resulta em danos teciduais e genotóxicos (OLIVEIRA, 2018) e traz risco aos seres vivos locais, estando em situação irregular segundo a legislação vigente.

## 7 PRODUTO

O produto do presente trabalho refere-se ao desenvolvimento de um novo índice de qualidade da água, batizado como IDQA, a fim de possibilitar uma análise completa das informações relevantes para a avaliação da situação dos recursos hídricos superficiais de uma bacia hidrográfica.

Espera-se que o produto seja útil na gestão dos recursos hídricos no Brasil. A partir de uma análise categórica dos parâmetros físicos, químicos e biológicos de cada região e uma classificação sucinta da situação dos corpos d'água monitorados. Ainda, esta proposta busca incentivar novos índices de monitoramento, a fim de apurar novos resultados, incrementar o banco de dados brasileiro e solucionar outras problemáticas do sistema de gestão.

O produto esperado terá impacto sobre o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGREH, podendo ser utilizado na avaliação de desempenho de medidas de controle para fontes pontuais e até mesmo difusas dentro de uma bacia hidrográfica.

## 8 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos, é possível afirmar que o índice de qualidade da água proposto neste estudo atende aos quesitos de inclusão e exclusão de variáveis, é integrado à legislação vigente e inclui uma resolução gráfica de fácil compreensão.

Por meio do cálculo do IDQA, observou-se que os parâmetros *Escherichia coli* e fósforo total estavam em desconformidade em todas as estações durante o período analisado, com exceção da ETA Londrina no ano de 2019 que estava 100% em conformidade com a legislação. Em alguns casos, as variáveis turbidez e nitrogênio total também extrapolaram os valores máximos permitidos.

A comparação do IDQA ao IQA evidenciou o quanto o atual índice é primitivo em relação a transparência de informações. O novo índice proposto além de ser facilmente calculado, é sensível as alterações de concentração dos parâmetros, permitindo uma análise gráfica das variáveis levantadas, sem mascarar os parâmetros que se encontram fora dos limites estabelecidos na lei e deixando perceptível estas variações individuais.

Ainda, o IDQA possui um cálculo flexível e adapta-se aos parâmetros disponíveis. O novo índice pode contemplar metais pesados e indicadores biológicos, variáveis importantes, inclusive contempladas da Resolução Conama nº 357/2005. Além disso, o índice permite selecionar os valores referenciais para cada variável usada no cálculo de acordo com as especificidades regionais, não se limitando aos padrões estipulados na legislação e sendo mais consistente a realidade local.

O IDQA é uma ferramenta relevante na apuração do alcance de metas de enquadramento determinadas pelos órgãos gestores. Ademais, outros índices que são usados atualmente podem ser substituídos pelo IDQA, visto sua adaptabilidade a distintos parâmetros, a falta de dados e até mesmo a diferentes padrões de qualidade da água.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Indicadores de Qualidade:** índice de Qualidade das Águas. Brasília: Portal da Qualidade das Águas: 2020. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-idade-aguas.aspx>. Acesso: em 20 set. 2021.
- ALENCAR, N. M.; COSTA, M. C. B.; HOLANDA, O. Q.; OLIVEIRA, V. A.; MARTINS, M. S. V. S.; ALENCAR, J. V. R.; SANTOS, N. M. A saúde ambiental e a sua influência na qualidade de vida: uma revisão integrativa. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 6, p. 33093-33105, 2020.
- ARAÚJO, D. L.; ANDRADE, R. F. Qualidade Físico-Química e Microbiológica da Água Utilizada em Bebedouros de Instituições de Ensino no Brasil: Revisão Sistemática da Literatura. **Brazilian Journal of Health Review**, v. 3, n. 4, p. 7301-7324, 2020.
- BALEM, A. **Avaliação da qualidade da água do Rio Lajeado Ipiranga através de testes toxicológicos e índice de qualidade da água.** 2018. Monografia (Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária), Universidade Federal da Fronteira do Sul, Erechim, 2018.
- BARBOSA, R. S.; SOUZA, J. P.; ALMEIDA, D. J.; SANTOS, J. B.; PAIVA, W. S.; PORTO, M. J. As possíveis consequências da exposição a agrotóxicos: uma revisão sistemática. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 11, e45191110219, 2020.
- BELIAEFF, B; BURGEOT, T. Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 21, n. 6, p. 1316-1322, 2002.
- BRASIL. Decreto n. 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código das Águas. **Diário Oficial da União**, 27 de jul. de 1934, Brasília, DF, 1934.
- BRASIL. **Lei 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**, 02 de set. de 1981, Brasília, DF, 1981.
- BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. **Diário Oficial da União**, 05 de out. de 1988, Brasília, DF, 1988.
- BRASIL. Lei n. 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 N. 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, 09 de mar. de 1997, Brasília, DF, 1997.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março 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**, 18 de mar. de 2005. Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria de Consolidação Nº 2, de 28 de Setembro de 2017**. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 de set. 2017, seção 1, ed. 183, p. 68.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **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**, Brasília, DF, 07 de mai. de 2021, seção 1, ed. 85, p. 127.

BRITO, I. A.; GARCIA, J. R. E.; SALAROLI, A. B.; FIGUEIRA, R. C. L.; MARTINS, C. C.; NETO, A. C.; RIBEIRO, C. A. O. Embryo toxicity assay in the fish species *Rhamdia quelen* (Teleostei, Heptaridae) to assess water quality in the Upper Iguazu basin (Parana, Brazil). **Chemosphere**, v. 208, p. 207-218, 2018.

BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, p. 339-345, 2008.

CARVALHO, F. C.; STAPELFELDT, F. Qualidade das águas do Ribeirão Ubá – MG. **Revista Escola de Minas**, v. 57, n. 3, p. 165 – 172, 2004.

CHAGAS, F. B.; RUTKOSKI, C. F.; BIENIEK, G. B.; VARGAS, G. D. L. P.; HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. Utilização da estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos como indicador de qualidade da água em rios no sul do Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, p. 416-425, 2017.

CICILINSKI, A. D.; VIRGENS FILHO, J. S. A new water quality index elaborated under the brazilian legislation perspective. **International Journal of River Basin Management**, p. 1-12, 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2020.

COSTA, A.; LIMA, A. E. S.; SOTO, F. R. M. Reciclagem biológica do fósforo a partir do efluente suíno originário da biodigestão anaeróbia: uma revisão. **Archivos de zootecnia**, v. 69, n. 268, p. 486-492, 2020.

CRISPIM, J. Q.; KREUTZ, C.; CIBOTO, D. E.; RIBEIRO, E. M.; SOUZA, T. L.; SANCHES, E. A. R.; ROCHA, J. A. Avaliação da qualidade da água em rios da bacia hidrográfica rio do campo, município de Campo Mourão–PR. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 2, n. 3, p. 1046-1052, 2019.

CUNHA, F.; ICARO, F.; GERVINI, V.; SAVALL, A.; FIDÉLIS, E.; COMIS NETO, A.; VITOR, O.; PINTON, S. Ação da (3z) -5-chloro -3-(hidroximino) indolin-2-one sobre a toxicidade do malation em ratos. *IN: SALÃO INTERNACIONAL DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO*, 12, 2020. **Anais [...]** Bagé-RS: SIEPE, 2020.

DUARTE, M. A. C. **Utilização dos índices do estado trófico (IET) e de qualidade da água (IQA) na caracterização limnológica e sanitária das lagoas de Bonfim, Extremóz e Jiqui-RN**. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharias) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1999.

FAGUNDES, O. S.; OLIVEIRA, L. C. A.; YAMASHITA, O. M.; SILVA, I. V.; CARVALHO, M. A. C.; RODRIGUES, D. V. The water crisis and its implications in Brazilian agribusiness: A bibliographic review. **Scientific Electronic Archives**, v. 13, n. 1, p. 42-50, 2020.

FREITAS, A. J. **Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e legais**. 1ª Ed. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 2000.

FREITAS, M. B.; BRILHANTE, O. M.; ALMEIDA, L. M. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 17, p. 651-660, 2001.

FRIAS, D. F. R.; PINHEIRO, R. S. B.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; BUOSI, A. L. B. Variação espaço-temporal da concentração de *Escherichia coli* em águas superficiais e a saúde pública. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 8, n. 60, p. 77-86, 2020.

GHISI, N. C.; OLIVEIRA, E. C.; GUILOSKI, I. C.; LIMA, S. B.; ASSIS, H. C. S.; LONGHI, S. J.; PRIOLI, A. J. Multivariate and integrative approach to analyze multiple biomarkers in ecotoxicology: A field study in Neotropical region. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 1208-1218, 2017.

GROCHOSKI NETO, J. **Diagnóstico do município de Maringá-Paraná, à luz de indicadores de sustentabilidade**. 2018. Dissertação (Mestrado em Agroecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2018.

HONDA, E. A.; DURIGAN, G. A restauração de ecossistemas e a produção de água. **Hoehnea**, v. 44, p. 315-327, 2017.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do Saneamento**: Instituto Trata Brasil 2017. São Paulo: GO Associados, 2017.

KASPER, N. **Respostas histopatológicas e genotóxicas em peixes de água doce expostos a ambientes antropizados**. 2019. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira do Sul, Cerro Largo, 2019.

LOPES, C. V. A.; ALBUQUERQUE, G. S. C. de. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. **Saúde em debate**, v. 42, p. 518-534, 2018.

MAIA, K. P. **Otimização do índice de qualidade da água por meio de análise estatística multivariada**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2014.

MARQUES, A; REGO, A; GUILHERME, S; GAIVAO, I; SANTOS, M. A; PACHECO, M. Evidences of DNA and chromosomal damage induced by the mancozeb-based fungicide Mancozan (R) in fish (*Anguilla anguilla* L.). **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 133, p. 52 -58, 2016.

MEDEIROS, S. R. M. D.; CARVALHO, R. G. D.; SOUZA, L. D.; BARBOSA, A. H. D. S. Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Portalegre, RN, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, p. 711-730, 2016.

MOREIRA, A. C. P.; NEUFFER, D.; VALE, P. A. J.; AVARENGA, E. C.; SCHEER, M. B. I. Aplicação de Índices de Qualidade da Água – IQA para Monitoramento dos Mananciais de Abastecimento Público da Região Metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. *In*: CONGRESSO ABES-FENASAN, nº 29, 2017. **Anais [...]** Curitiba: ABES-FENASAN, 2017.

NAIME, R. H.; CARVALHO, S.; NASCIMENTO, C. A. Avaliação da Qualidade da Água Utilizada nas Agroindústrias Familiares do Vale dos Sinos. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 2, n. 1, p. 105-119, 2009.

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

SUPERINTENDÊNCIA DOS RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE (SUREHMA). **Portaria SUREHMA nº 003, de 21 de março de 1991**. Dispõe sobre o enquadramento dos cursos d'água da bacia do rio Tibagi. Curitiba, 1991.

SUPERINTENDÊNCIA DOS RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE (SUREHMA). **Portaria SUREHMA nº 004, de 21 de março de 1991**. Dispõe sobre o enquadramento dos cursos d'água da bacia do rio Pirapó. Curitiba, 1991.

SUPERINTENDÊNCIA DOS RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE (SUREHMA). **Portaria SUREHMA nº 019, de 12 de maio de 1992**. Dispõe sobre o enquadramento dos cursos d'água da bacia do rio Ivaí. Curitiba, 1991.



PARIS-PALACIOS, S.; BIAGIANTI-RISBOURG, S.; VERNET, G. Biochemical and (ultra) structural hepatic perturbations of *Brachydanio rerio* (Teleostei, Cyprinidae) exposed to two sublethal concentrations of copper sulfate. **Aquatic Toxicology**, v. 50, n. 1-2, p. 109-124, 2000.

PEIXOTO, L. S. V. **Efeitos de Micropoluentes em Fígado de Peixes Coletados em Riachos de Bacias que Drenam para o Reservatório da Itaipu Binacional (Brasil e Paraguai)**. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical, Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2020.

PIANCINI, L. D. S.; GUILOSKI, I. C.; DE ASSIS, H. S.; CESTARI, M. Mesotrione herbicide promotes biochemical changes and DNA damage in two fish species. **Toxicology reports**, v. 2, p. 1157-1163, 2015.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

PRADO, R. B.; LULLO, L. B. Aplicação e Mapeamento de Índice de Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio São Domingos–RJ. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, 2007. **Anais [...]** São Paulo: ABRHidro, 2007.

RAMOS, C. I.; ROSINI, E. F.; VARGAS, R. R.; AZEVEDO, F. D. A. MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO BIOINDICADORES DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA POPUCA-BOTINHAS, GUARULHOS (SP). **Revista Geociências-UNG-Ser**, v. 17, n. 1, p. 29-34, 2019.

REZENDE, C. O. **Avaliação ambiental do Córrego Brejo Alegre, em Araguari (MG), utilizando *Allium cepa* e *Astyanax altiparanae* como sistemas-teste**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018.

RODRIGUES, A. P. **Avaliação da Qualidade da Água do Arroio Tapera - RS Utilizando o IQA – Índice de Qualidade da Água**. 2019. Monografia (Especialização em Gestão e Sustentabilidade Ambiental). Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Soledade, 2019.

RODRIGUES, A. S. L.; CASTRO, P. T. A. Protocolos de avaliação rápida: instrumentos complementares no monitoramento dos recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 161-170, 2008.

ROSA, J. G. S. **Exposição a agroquímicos altera o funcionamento do eixo hipotálamo-hipófise-interrenal em zebrafish**. 2017. Tese (Doutorado em Farmacologia) – Programa de Pós-Graduação em Farmacologia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2017.

OLIVEIRA, F. G. **Biomonitoramento do rio Perequê, Porto Belo-SC, utilizando a espécie de peixe *Geophagus brasiliensis***. 2018. Tese (Doutorado em

Biodiversidade) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

SAMPAIO, A. C. S. **Metais pesados na água e sedimentos dos rios da Bacia do Alto Paraguai**. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2003.

SANCHEZ, W.; BURGEOT, T.; PORCHER, J. A novel “Integrated Biomarker Response” calculation based on reference deviation concept. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 5, p. 2721–2725, 2013.

SANTANA, L. M. B. M.; CAVALCANTE, R. M. Transformações metabólicas de agrotóxicos em peixes: uma revisão. **Orbital: The Electronic Journal of Chemistry**, v. 8, n. 4, p. 257-268, 2016.

SANTOS, I. J. A.; SILVA, J. A. G.; SILVA, J.; MENDES, T. R. M.; SOUZA, D. O.; SILVA, G. S. Levantamento dos impactos ambientais e medidas mitigadoras para a recuperação de áreas degradadas do rio Estiva. **Caderno de Graduação-Ciências Exatas e Tecnológicas-UNIT-ALAGOAS**, v. 4, n. 2, p. 111-111, 2017.

SANTOS, S. B. **Toxicidade aguda do pesticida clorpirifós de formulação comercial em tambaqui (*Colossoma macropomum*, Cuvier, 1818)**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Programa de Pós-Graduação em Biociências, Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, 2019.

SAVASSI, L. A. **Efeitos da contaminação por metais pesados e biomarcadores de impacto ambiental em peixes da bacia do rio São Francisco, MG**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Celular, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual 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. Governo do Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, SP, 23 de nov. de 1977.

SEVERO, E. S. **Análise de biomarcadores em jundiás (*Rhamdia quelen*) expostos *in situ* como uma ferramenta de avaliação ambiental**. 2017. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade) – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2017.

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

SILVA, K. P. **Uso de biomarcadores para avaliação dos efeitos agudos da exposição de herbicida comercial em peixe neotropical, *Piaractus Brachypomus***. 2020. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) – Programa de Pós-Graduação em Sanidade Animal e Saúde Pública nos Trópicos, Universidade Federal do Tocantins, Araguaína, 2020.

SILVEIRA, L. G. **Estudo comparativo da utilização do IQA-NSF e IQA-CCME para análise da qualidade da água no Estado do Rio De Janeiro**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Programa Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

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

SPINOLA, C. A.; VITORIA, F.; CERQUEIRA, L. A Lei das Águas e o São Francisco: os limites da gestão descentralizada dos recursos hídricos no Brasil. **RDE-Revista de Desenvolvimento Econômico**, v. 18, n. 33, 2016.

SOBJAK, T. M.; ROMÃO, S.; NASCIMENTO, C. Z.; SANTOS, A. F. P.; VOGEL, L.; GUIMARÃES, A. T. B. Assessment of the oxidative and neurotoxic effects of glyphosate pesticide on the larvae of *Rhamdia quelen* fish. **Chemosphere**, v. 182, p. 267-275, 2017.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002.

TUCCI, C. E. M., HESPANHOL, I., CORDEIRO NETTO, O. M. **Gestão da água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001. 156p.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas: Desenvolvimento urbano. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008.

VERMA, S.; SRIVASTAVA, A. Cyto-genotoxic consequences of carbendazim treatment monitored by cytogenetical analysis using *Allium* root tip bioassay. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, n. 4, p. 1-10, 2018.

VIEIRA, C. E. D.; COSTA, P. G.; LUNARDELLI, B.; OLIVEIRA, L. F.; CABRERA, L. C.; RISSO, W. E.; PRIMEL, E. G.; MELETTI, P. C.; FILMANN, G.; MARTINEZ, C. B. R. Multiple biomarker responses in *Prochilodus lineatus* subjected to short-term *in situ* exposure to streams from agricultural areas in Southern Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 44–56, 2016.

VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, p. 57-65, 2007.

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. v. 7, 588 p.

YASSUDA, E. R. Gestão de recursos hídricos: fundamentos e aspectos institucionais. **Revista de Administração Pública**, v.27, n.2, p.5-18, 1993.