

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
FACULDADE DE ENGENHARIAS, ARQUITETURA E URBANISMO E GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA PARA BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS

LUIZ GUILHERME MAIOLINO LACERDA DE BARROS

Campo Grande, MS

2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL

FACULDADE DE ENGENHARIAS, ARQUITETURA E URBANISMO E GEOGRAFIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA PARA BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS

LUIZ GUILHERME MAIOLINO LACERDA DE BARROS

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, na área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Carlos Nobuyoshi Ide

Dra. Dirce Martins de Oliveira

**Universidade Federal de Mato Grosso do Sul–
UFMS**

**Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso
do Sul- IMASUL**

ORIENTADORA: Prof^ª. Dr^ª. Keila Roberta Ferreira de Oliveira

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Campo Grande, MS

2022

Barros, Luiz Guilherme Maiolino Lacerda
Índice de qualidade da água para bacias hidrográficas urbanas – Campo Grande, 2022.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2022.
Orientadora: Prof.^a Dr.^a Keila Roberta Ferreira de Oliveira

DEDICATÓRIA

*Dedico este trabalho a meus pais
Carla Maiolino e Sergio Lacerda*

AGRADECIMENTO

À Prof.^a Dr.^a Keila Roberta Ferreira de Oliveira pela orientação, pelo apoio, pelas dúvidas tiradas com muita boa vontade e pelas sugestões sempre bem-vindas e principalmente pelo carinho e amizade.

Ao Prof. Dr. Fábio Veríssimo Gonçalves pela coorientação no trabalho.

Ao Prof. Dr. Carlos Nobuyoshi Ide por todas as conversas de aprendizado, incentivo e ensinamentos.

A Prof.^a Dr.^a Dirce Martins de Oliveira por ter aceitado o convite de participar da banca.

Ao Prof. Me. Ariel Gomes Ortiz por todos os ensinamentos estatísticos e as reuniões para aconselhamento do trabalho.

Ao meu grande amigo Marcelo Campos pelo incentivo, ensinamento e principalmente amizade.

Ao Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) pelo suporte às análises e em especial aos técnicos e amigos, Marcelo, Nathalia e Simone.

À SEMADUR por disponibilizar todos os dados secundários do Programa Córrego Limpo utilizados no trabalho e por manter este monitoramento constante ao longo dos anos.

Aos colegas de pós-graduação Amanda França; Fabio Rocca; e Cíntia Santos pelo companheirismo e ajuda em laboratório e coletas de campo.

Aos meus colegas de graduação Karen Midori e Rafael Ken por tantos ensinamentos e ajudas nesta longa jornada

Aos meus pais Carla Maiolino e Sergio Lacerda e meu irmão Athos Juliano por serem minha base, por terem me dado todos os ensinamentos que me auxiliaram em toda minha caminhada.

A minha noiva Ester Benetti por me apoiar todos os dias e me acompanhar ao longo de toda essa jornada.

A todos os meus amigos por toda a parceria e companheirismo.

A todos que de maneira direta ou indiretamente contribuíram para execução desse trabalho

Sumário

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	2
2.1. Objetivos gerais	2
2.2. Objetivos específicos	2
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
3.1. Índices de qualidade de água	3
3.1.1. Índices de qualidade de água de bacias urbanas.....	4
3.2. Criação de um índice de qualidade de água.....	4
3.2.1. Seleção de parâmetro.....	4
3.2.2. Geração de subíndices	5
3.2.3. Definição dos pesos	7
3.2.4. Metodologia de agregação.....	8
3.3. Parâmetros de interesse para córregos urbanos	8
3.3.1. Amônia	8
3.3.2. Coliformes Termotolerantes	9
3.3.3. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	10
3.3.4. Fósforo Total	10
3.3.5. Nitrato.....	11
3.3.6. Oxigênio Dissolvido (OD).....	11
3.3.7. pH	12
3.3.8. Surfactante	12
3.3.9. Turbidez.....	12
4. MATERIAL E MÉTODOS	14
4.1. Área de estudo.....	14
4.2. Banco de Dados	16
4.3. Desenvolvimento do índice.....	17
4.3.1. Definição dos parâmetros	17
4.3.2. Normalização.....	18
4.3.3. Definição dos pesos	19
4.3.4. Agregação dos subíndices	20
4.3.5. Classificação da qualidade.....	21
4.3.6. Coletas de campo e análises laboratoriais	22
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	23
5.1. Análise do banco de dados.....	23

5.2.	Resultado estatístico para a seleção de parâmetros.....	29
5.3.	Curvas de normalização.....	31
5.4.	Pesos selecionados.....	33
5.5.	Resultados de campo.....	33
6.	CONCLUSÃO	37
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Rede de monitoramento da qualidade da água do Projeto Córrego Limpo.	15
Figura 2. Pontos de monitoramento.	16
Figura 3. Questionário a especialistas.	20
Figura 4. Condição da microbacia Prosa.	23
Figura 5. Condição da microbacia Segredo.	24
Figura 6. Condição da microbacia Anhanduí.	25
Figura 7. Nascente do rio Anhanduí.	26
Figura 8. Último ponto de monitoramento do rio Anhanduí.	26
Figura 9. Condição da microbacia do Imbirussú.	27
Figura 10. Coleta na nascente do córrego Imbirussú.	28
Figura 11. Porcentagem de extrapolação dos limites.	29
Figura 12. Gráficos de normalização.	32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Faixa de classificação do IQA_{CETESB}.	17
Tabela 2. Faixa de classificação do IQA_{BHU}.	21
Tabela 3. Métodos analíticos utilizados.	22
Tabela 4. Análise descritiva da qualidade do i-ésimo parâmetro.	30
Tabela 5. Parâmetros selecionados e limites utilizados para as curvas de normalização.	31
Tabela 6. Representação dos pesos selecionados para cada parâmetro.	33
Tabela 7. Resultados das análises de campo.	34
Tabela 8. Resultados IQA_{BHU}.	35
Tabela 9. Resultados IQA_{CETESB}.	35

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ACP	Análise de Componentes Principais
ANA	Agência Nacional de Águas
BCHL	Bacia Hidrográfica do Córrego Limoeiro
CECA	Conselho Estadual de Controle Ambiental
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FT	Fósforo Total
IAP	Índice de Qualidade da Água Bruta para Fins de Abastecimento
IMASUL	Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul
IQA	Índice de Qualidade de Água
IQA_{BHU}	Índice de Qualidade da Água de Bacias Hidrográficas Urbanas
IQA_{CETESB}	Índice de Qualidade da Água da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
IQA_H	Índice de Qualidade da Água de Horton
IQA_{IAP}	Índice de Qualidade de Água Bruta para fins de abastecimento urbano
IQA_{NSF}	Índice de Qualidade da Água da National Sanation Foundation
LAS	Sulfonatos de Alquilbenzeno Linear
LAQUA	Laboratório de Qualidade Ambiental
NSF	National Sanation Foundation
NMP	Número Mais Provável
NT	Nitrogênio Total
NTU	Unidade de Turbidez Nefelométrica
ORSANCO	Ohio River Valley Water Sanitation Comission
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
SEMADUR	Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano
SISGRAN	Sistema Municipal de Indicadores de Campo Grande
ST	Sólidos Totais

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Celsius
H	Hidrogênio
kg	Quilograma
km	Quilômetro
mg	Miligrama
mg. L-1	Miligramas por Litro
mm	Milímetro
N	Nitrogênio
P	Fósforo

RESUMO

Os corpos hídricos urbanos sofrem diversos riscos resultantes da urbanização acelerada. Buscando gerir essa expansão de forma sustentável, leis e planos de manejo são criados e, assim, a demanda por um monitoramento adequado das águas urbanas é crescente e deve ser constantemente aperfeiçoado, com a adoção de índices de qualidade regionalizados. Através da análise de uma série histórica de dados secundários notou-se que o índice de qualidade utilizado em córregos urbanos não possui uma boa sensibilidade para eventuais variações isoladas de parâmetros da qualidade, mesmo quando estes ultrapassam os limites da classe de enquadramento do corpo hídrico analisado. Assim, o presente trabalho teve como objetivo a idealização de um índice de qualidade da água que fosse sensível aos limites estabelecidos pelas legislações vigentes. O desenvolvimento do índice foi composto por quatro partes: seleção dos parâmetros; método de normalização; seleção dos pesos; e método de agregação. Os parâmetros nitrogênio total, sólidos totais e temperatura foram substituídos pelos parâmetros amônia, nitrato e surfactante. Além disso, novas curvas de normalização foram criadas e os pesos utilizados no produtório foram alterados. Por fim, foi desenvolvido um índice capaz de auxiliar na tomada de decisão pública no âmbito da qualidade de águas superficiais.

Palavras-chave: monitoramento, qualidade da água, limites de enquadramento, IQA_{BHU}.

ABSTRACT

Urban water bodies suffer several risks because of accelerated urbanization. In order to manage this expansion in a sustainable way, laws and management plans have been created and thus the demand for adequate monitoring of urban water is growing and should be constantly improved with the adoption of regionalized quality indexes. Through the analysis of a historical series of secondary data it was noted that the quality index used in urban streams does not have a good sensitivity to possible isolated variations of quality parameters even when these exceed the limits of the class of framework of the water body analyzed. Thus, the present work had as its objective the idealization of a water quality index that was sensitive to the limits established by the legislation in force. The development of the index was composed of four parts: selection of parameters; method of dimensioning; selection of weights; and aggregation method. The parameters total nitrogen, total solids and temperature were replaced by the parameter's ammonia, nitrate, and surfactant. In addition, new normalization curves were created, and the weights used in the non-equal geometric method were changed. Finally, a robust index was developed to assist in public decision-making regarding surface water quality.

Keywords: monitoring, water quality, framework limits, IQA_{BHU}.

1. INTRODUÇÃO

A água é o bem mais precioso da humanidade, próxima à qual todas as civilizações tentam se estabelecer ou criar alternativas para sua captação facilitada. Com isso, as cidades foram se desenvolvendo ao longo de córregos e rios trazendo diversos riscos para estes. Por consequência, o monitoramento da qualidade da água é de significativa importância para que o tratamento seja facilitado, além de preservar a longevidade do corpo hídrico.

Segundo Sutadian *et al.* (2018), diversos índices foram criados ao redor do mundo, porém nenhum Índice de Qualidade de Água (IQA) conseguiria abranger globalmente todas as necessidades, devido em grande parte, às especificidades de cada região. Em contrapartida, os índices específicos não permitem comparação direta entre diferentes regiões. Mesmo assim, cada região tendo seu próprio IQA faz com que o monitoramento seja bem preciso e direcionado às necessidades ambientais locais, fomentando tomadas de decisões e ações mais assertivas.

No Brasil, o mais utilizado é o Índice de Qualidade da Água da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (IQA_{CETESB}), uma adaptação do IQA desenvolvido pela *National Sanation Foundation* (NSF). Inicialmente, o IQA_{CETESB} tem como função, monitorar a qualidade da água de rios que fossem utilizados para o abastecimento humano, indicando qual grau de tratamento seria necessário para o consumo. Contudo, o Índice de Qualidade da Água Bruta para Fins de Abastecimento (IAP) foi criado como um aperfeiçoamento da análise de fontes hídricas para o abastecimento público (CETESB, 2020).

Todavia, pela sua fácil aplicação com resultados bem intuitivos para a população, este índice é amplamente utilizado em todo o Brasil para o monitoramento constante das águas superficiais (ANA, 2012). Porém, como indicado por Barros *et al.* (2021), o método utilizado das curvas de normalização não considera os limites das classes de uso dos rios, possibilitando classificações de qualidade boa, apesar de extrapolar limites das classes dos rios indicados pela legislação vigente.

Além disso, determinados parâmetros não possuem grande variação dos seus resultados, onde a maioria ou em alguns casos todos os valores do parâmetro possuem uma qualidade muito boa podendo acarretar o problema chamado de “eclipsamento” (DEVI, 2009).

Portanto, o trabalho teve como objetivo desenvolver um índice de qualidade da água mais adequado a limites de enquadramento que o IQA_{CETESB}, bem como propor novas metodologias de criação de índices e ferramentas de acompanhamento da classificação.

Eclipsamento: fenômeno que mascara o resultado da qualidade da água. Parâmetros muito bons que melhoram a mais do que deveriam a qualidade ou parâmetros muito ruins que pioram em excesso.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivos gerais

Desenvolver um índice de qualidade da água mais adequado a limites de enquadramento para cursos d'água urbanos, a fim de promover uma melhor representatividade frente a legislação vigente.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliação dos parâmetros que representam riscos ambientais em águas urbanas
- Proposta do índice de qualidade da água para bacias urbanas;
- Comparação entre o índice de qualidade da água proposto e o IQA_{CETESB};
- Proposta de nova ferramenta de acompanhamento da melhoria ou deterioração da classificação da qualidade das águas doces superficiais.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Índices de qualidade de água

Os índices de qualidade de água são mecanismos utilizados para se caracterizar a qualidade da água através de um número adimensional, que expressa a relação entre os valores de parâmetros selecionados (SUTADIAN *et al.*, 2016).

O primeiro índice de qualidade da água registrado é de 1965, proposto por Horton (1965), que define a qualidade da água para um rio e é comumente chamado de IQA_H . Esse desenvolveu o índice para a Ohio River Valley Water Sanitation Commission (ORSANCO) e a partir deste que índices começaram a serem vistos como ferramentas de avaliação da qualidade da água (MENEZES *et al.*, 2010).

Posteriormente, Brown *et al.* (1970) propuseram alterações no IQA_H modificando as formas de obtenções dos parâmetros selecionados e os pesos utilizados para a metodologia Delphi. Como o índice foi criado com subsídio da National Sanation Fundation (NSF), o índice ficou amplamente conhecido como IQA_{NSF} .

Alguns anos depois, Landwehr e Deininger (1976) sugeriram alterações no IQA_{NSF} a respeito do método de agregamento dos subíndices, onde anteriormente era na forma aditiva, passando a ser utilizado a forma multiplicativa, com intuito de diminuir o abrandamento em situações extremas (MENEZES, 2010).

No Brasil, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) adaptou o IQA_{NSF} para as condições do país. Utilizando a mesma metodologia de Brown *et al.* (1970), especialistas indicaram quais seriam os parâmetros ideais para a região, assim como os pesos a serem utilizados, criando assim o IQA_{CETESB} (CESTESB, 2020). Por sua fácil utilização e resultados intuitivamente claros, o IQA_{CETESB} é o índice mais utilizado em todo o Brasil (ANA, 2012).

No Mato Grosso do Sul, Ferreira (2005) realizou uma adequação do IQA_{CETESB} para o Rio Formoso, pois trabalhos anteriores demonstraram que o IQA_{CETESB} não possuía a sensibilidade necessária para a região. A conclusão da dissertação indicou que a alteração dos pesos utilizados já melhoraria a sensibilidade do índice.

Em Campo Grande, Dias (2005) aplicou seis índices de qualidade de água nos principais córregos do município para avaliar a qualidade da água. Segundo seus estudos, o Índice de Qualidade de Água Bruta para fins de abastecimento urbano (IQA_{IAP}) é o melhor índice para a

análise de fonte de abastecimento público. O IQA_{CETESB} apresenta limitações pois sua composição não contempla metais tóxicos e fenóis.

3.1.1. Índices de qualidade de água de bacias urbanas

Nos últimos anos alguns índices foram desenvolvidos com enfoque em bacias hidrográficas urbanas. Sutadian *et al.* (2018), apresentaram um índice para a Província de Java Ocidental utilizando os limites das legislações locais, além de legislações de regiões com características parecidas.

Cassillas-García *et al.* (2021) indicaram um índice para o rio Santiago-Guadalajara com enfoque na proteção da vida aquática a partir das legislações locais. Para isto, utilizaram do método estatístico Análise de Componentes Principais (ACP) para um banco de dados histórico para determinar os parâmetros e pesos utilizados.

No Brasil, há também a propositura de novos índices, muitos deles sendo a modificação do IQA_{CETESB}, já que este é o mais utilizado no Brasil. Rabelo *et al.* (2020) propuseram um índice para a Bacia Hidrográfica do Córrego Limoeiro (BHCL) com o auxílio de um banco de dados já existente. O desenvolvimento do índice se baseou na modificação do IQA_{CETESB} com a redução de parâmetros analisado e modificação dos pesos através do uso do método estatístico ACP.

Bega *et al.* (2022) sugeriram uma alteração do IQA_{CETESB} com a utilização da ACP, contudo, além do método estatístico, foi utilizado a análise do ciclo diário da qualidade da água. Assim, houve uma redução dos parâmetros a serem analisados que gera uma redução nos custos de monitoramentos periódicos.

3.2. Criação de um índice de qualidade de água

Como indicado por Sutadian *et al.* (2016), a principal metodologia para a criação de um índice de qualidade da água é composta por quatro etapas: seleção de parâmetros; gerações de subíndices; definição dos pesos; função de agregamento.

3.2.1. Seleção de parâmetro

A primeira etapa é selecionar quais parâmetros serão utilizados no índice. Os tipos de seleção podem ser divididos em três sistemas: sistemas fixos; sistemas abertos; e sistemas mistos.

Sistemas fixos: a maioria dos sistemas utilizados são os fixos, pois ajudam a comparar de forma mais prática a qualidade da água em diferentes regiões e corpos hídricos. Contudo, este sistema não permite a adição de novas variáveis que indicariam de forma mais precisas outros riscos de

regiões diferentes das quais o índice inicialmente foi planejado. Este sistema é utilizado por Horton (1965); Brown et al. (1970); Ferreira (2005); Sutadian et al. (2018); CETESB (2020); Rabelo et al. (2020); Cassillas-García et al. (2021); e Bega et al. (2022).

Sistemas abertos: estes sistemas são conhecidos por não terem um número fixos de parâmetros a serem utilizados. Alguns casos, como de Harkins (1974), não indicam quaisquer parâmetros para ser utilizado, muito menos a quantidade máxima de parâmetros. Assim, os resultados podem ser comparados entre regiões completamente diferentes.

Sistemas mistos: os sistemas mistos possuem alguns parâmetros chamados de básicos, que devem estar sempre no cálculo final, e alguns parâmetros adicionais, que podem ser utilizados caso a ponderação de algum desses parâmetros ultrapasse a de um parâmetro base. Caso ocorra, o valor final do índice é recalculado utilizando os parâmetros adicionais (SUTADIAN et al., 2016).

Para a definição de quais parâmetros utilizar no índice, existem duas principais maneiras: pesquisa a especialistas e método estatístico.

Pesquisa a especialistas: Comumente, a seleção inicial de parâmetros possui uma carga grande da avaliação subjetiva dos criadores do índice. Assim, para que diminua as incertezas e imprecisões que possam ocorrer, a opinião de especialistas da região se torna uma grande ferramenta. Para que estas opiniões sejam apuradas, a técnica mais utilizada é o método de Delphi. Este método consiste em obter as respostas dos peritos sem que estes saibam qual a composição do grupo para que se evite a troca de opiniões entre si, evitando-se algum tipo de tendência indesejada. Esta é a abordagem utilizada por Horton (1965); Brown et al. (1970); Sutadian et al. (2018); e CETESB (2020).

Método estatístico: os métodos estatísticos em sua maioria utilizam coeficientes de correlação como os de Pearson ou a Análise de Componente Principais (ACP). Por mais que sejam processos mais objetivos, ainda sim carregam em si uma subjetividade causada pelo banco de dados que foi fornecido para sua utilização. Esta é a abordagem utilizada por Rabelo et al. (2020); Cassillas-García et al. (2021); e Bega et al. (2022).

3.2.2. Geração de subíndices

Como um índice é composto por um conjunto de subíndices, a interação entre eles só pode ocorrer caso todos estejam em uma mesma unidade, normalmente a adimensional. Transformando todos os parâmetros em valores adimensionais, além das unidades se

uniformizarem, as gamas de valores também se tornam proporcionais (SUTADIAN et al., 2016).

De maneira geral, os valores reais analisados são transformados em números adimensionais por funções de subíndices. Normalmente, cada parâmetro possui sua própria função explícita representada por uma função implícita, porém todas possuem a mesma faixa de valores que frequentemente é utilizado de 0-100.

Para gerar as funções de subíndice existem três métodos muito utilizados: pesquisa a especialista; método estatístico; e utilização das legislações de qualidade de água.

Pesquisa a especialistas: de maneira parecida a seleção de parâmetros, a pesquisa a especialista para a definição das funções de subíndice é realizada normalmente com o método Delphi. Os peritos desenham quais curvas representam a variação da qualidade da água em diferentes medições. Então, uma curva que represente da melhor maneira todas as curvas propostas é traçada para que assim possa ser encontrada uma função linear ou não linear que descreva esta curva, sendo assim a função de subíndice. Esta metodologia é adotada por Brown et al. (1970) e CETESB (2020).

Método estatístico: esta abordagem se utiliza de ferramentas estatísticas, como média ou quatis, para encontrar funções que representem os subíndices. Para isso, é preciso um banco de dados para que estas ferramentas sejam aplicadas (UDDIN *et al.*, 2021).

Utilização das legislações: este método tem como objetivo criar funções de subíndice que sejam baseadas nas legislações vigentes e adequando-se aos usos desejados. A principal forma de transformar os valores em subíndice é utilizando a interpolação linear, que produzirá valores nas faixas de 0-100 ou 0-1. Assim, para a utilização da interpolação, os limites das classes superiores e inferiores serão respectivamente os máximos e mínimos. As equações 1 e 2 representam as funções para valores crescentes e decrescente respectivamente:

$$S_i = S_1 - [(S_1 - S_2) \left(\frac{X_1 - X_i}{X_1 - X_2} \right)] \quad (1)$$

$$S_i = S_1 - [(S_1 - S_2) \left(\frac{X_i - X_1}{X_2 - X_1} \right)] \quad (2)$$

onde S_i representa o valor do subíndice; S_1 e S_2 são os valores superiores e inferiores do subíndice que representa os limites das classes; x_1 e x_2 são os limites superiores e inferiores das classes; e x_i é o valor do parâmetro. A equação 1 é utilizada para parâmetros que diminuam seus níveis de qualidade à medida que os valores reais cresçam. Já a equação 2 é inversa,

portanto, à medida que os valores reais diminuem, a qualidade acompanha de forma proporcional. Esta metodologia é adotada por Sutadian et al. (2018).

3.2.3. Definição dos pesos

Geralmente os pesos são atribuídos com relação ao grau de importância de cada parâmetro para a sua influência no valor final do índice. Ele deve estar vinculado diretamente ao objetivo que o índice está proposto. Assim, casos os parâmetros tenham iguais importância, os pesos devem ser os mesmo para todos os parâmetros. Porém se tiveram algum tipo de influência diferente, seus pesos devem ser desiguais e representarem essa maior ou menor importância (SUTADIAN et al., 2016).

É preferível a utilização de pesos iguais quando se há dúvida quanto a subjetividade em detrimento da opinião de especialistas para se alcançar a convergência do objetivo. Portanto a opinião de especialistas normalmente é utilizada para pesos desiguais. Além disso, pesos diferentes geralmente levam a sensibilidade do índice final para os parâmetros mais ponderados, assim, variações em parâmetros menos ponderados são menos refletidas no valor final (SUTADIAN *et al.*, 2016).

Para os pesos desiguais, a maneira de retirar a subjetividade dos criadores do subíndice é utilizando métodos participativos. O método mais utilizado é a metodologia Delphi. Horton (1965) propôs pesos para parâmetros da seguinte maneira: um para quatro parâmetros (condutividade especial, cloretos, alcalinidade e extrato de clorofórmio de carbono), dois para um parâmetro (coliformes) e quatro para três parâmetros (DO, tratamento de esgotos e pH). Brown et al. (1970) aperfeiçoaram a definição de parâmetros desiguais com a metodologia Delphi.

Como já explicado anteriormente, a metodologia Delphi é realizada com um questionário a especialistas da área, que respondam de maneira individual. Para a definição dos pesos, o questionário geralmente utiliza valores entre 1 (mais significativo) e 5 (menos significativo), para que os especialistas indiquem quais os parâmetros mais relevantes. Com as respostas é realizada uma média aritmética ponderada, para então os parâmetros receberem pesos temporários iguais a razão entre a menor média e suas médias. Assim, o parâmetro mais significativo receberá um peso temporário igual a 1 e todos outros valores menores que 1. O peso definitivo será a razão entre o peso temporário e a soma de todos os pesos temporários. A soma de todos os pesos deve ser igual a 1.

Portanto, índices que possuem como objetivos indicar a qualidade da água para algum uso específico, como proteção da vida aquática, ou lançamento de efluentes específicos, geralmente utilizam pesos desiguais. Contudo, se o objetivo for representar a qualidade da água de maneira ampla, os pesos iguais são mais recomendados (SUTADIAN *et al.*, 2016).

3.2.4. Metodologia de agregação

A metodologia de agregação é a última etapa da formação de um índice de qualidade de água. Ela pode ser formada por fases únicas ou sequenciadas. Caso, seja adotada a fase sequenciada, os subíndices são agregados a novos subíndices, para que então sejam novamente agregados para a definição do valor final do índice. Os dois principais métodos de agregação são o aditivo (somatório) e o multiplicativo (produtório). A equação 3 representa o método aditivo com pesos iguais e a equação 4 representa o método aditivo para pesos diferentes:

$$IQA = \sum_{i=1}^n S_i \quad (3)$$

$$IQA = \sum_{i=1}^n S_i w_i \quad (4)$$

onde IQA é o resultado do índice; n é a quantidade de parâmetros utilizados; S_i é o i-ésimo subíndice; e w_i é o i-ésimo peso. Este método é utilizado por Brown *et al.* (1970), contudo como já dito anteriormente, Landwehr e Deininger (1976) propuseram a substituição deste método pelo multiplicativo, que passou a ser amplamente utilizado, pois minimiza o efeito do “eclipsamento” (SUTADIAN *et al.*, 2016).

O método multiplicativo com pesos iguais e pesos diferentes é indicado pelas equações 5 e 6 respectivamente:

$$IQA = \prod_{i=1}^n S_i^{\frac{1}{n}} \quad (5)$$

$$IQA = \prod_{i=1}^n S_i^{w_i} \quad (6)$$

onde os símbolos são iguais das equações anteriores e os pesos são iguais a 1. Este método é o utilizado por CETESB (2020) e Sutadian *et al.* (2018).

3.3. Parâmetros de interesse para córregos urbanos

3.3.1. Amônia

O ciclo do nitrogênio na água se dá por meio de bactérias que realizam o processo de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação consiste na sucessiva oxidação do gás amônia a forma de nitrito e posteriormente a nitrato, caso as condições aeróbias permitam (LIBÂNIO, 2010).

A amônia é naturalmente presente em baixas concentrações nos corpos hídricos quando suas moléculas se agregam ao substrato, sendo gerada pelo processo natural de desaminação de matéria orgânica.

Contudo, a amônia também pode se encontrar em águas naturais de maneiras antrópicas, devido a lançamentos clandestinos de efluentes domésticos, onde normalmente são compostos por nitrogênio orgânico (40%) e amônia (60%); lançamentos industriais; criatório de animais; e fertilizantes utilizados (LIBÂNIO, 2010; CETESB; 2020).

3.3.2. Coliformes Termotolerantes

As bactérias do grupo coliformes apresentam diversas características que explicam o extensivo emprego como indicadores microbiológicos de qualidade de água (LIBÂNIO, 2010). O termo ‘coliformes totais’ inclui ampla lista de bactérias ambientais e de origem fecal capazes de sobreviver no meio aquático, fermentar a lactose e produzir ácido ou aldeído em 24 horas à temperatura de 35 a 37 °C. Outro grupo de bactérias, denominadas termotolerantes por serem capazes de fermentar a lactose em temperatura elevada ($44,5 \pm 0,2$ °C) por um prazo de 24 horas, engloba predominantemente, aproximadamente 90%, o gênero *Escherichia coli* (*E. coli*), e em menor porção, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, os dois últimos passíveis de serem isolados em ambientes não poluídos como água, solo e plantas. *E. coli* diferencia-se dos demais coliformes termotolerantes pela capacidade de produzir a enzima (3-glucorinidase e, embora haja algumas evidências de poder se desenvolver em solos tropicais, apresenta-se em elevadas concentrações nas fezes humanas e de animais, constituindo-se em indicador de poluição fecal (LIBÂNIO, 2010).

Desta forma, a imprecisão do termo ‘coliformes fecais’ reporta-se às bactérias termotolerantes, incluindo os gêneros não necessariamente de origem fecal. Já o termo ‘coliformes totais’ congrega um grupo ainda mais amplo de bactérias aeróbias ou anaeróbias também capazes de fermentar a lactose em 24 a 48 horas à temperatura 35 a 37 °C (LIBÂNIO, 2010).

E. coli apresenta tempos variáveis de sobrevivência no ambiente e algumas formas são capazes de causar sérios problemas intestinais. Adicionalmente, exibe baixa ocorrência no solo e na vegetação, e comumente não se multiplica no ambiente aquático. Como consequência, consolida-se progressivamente no meio técnico a tendência do emprego do exame de *E. coli* no monitoramento da água bruta, objetivando avaliar a probabilidade da presença de protozoários e outros patógenos, e de coliformes totais para os efluentes das estações de tratamento, como

balizador da qualidade da água tratada e da própria eficiência da potabilização e de avaliar a integridade do sistema de distribuição (LIBÂNIO, 2010).

3.3.3. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$) representa a quantidade de oxigênio requerida para oxidar bioquimicamente a matéria orgânica biodegradável presente na água em um período de cinco dias a 20°C.

O teste de DBO é usado para determinar os requisitos relativos de oxigênio de águas residuais, efluentes e águas poluídas. Sua aplicação mais ampla é na medição de cargas de resíduos para estações de tratamento e na avaliação da eficiência de remoção de DBO das plantas. O teste da DBO mede o oxigênio molecular usado durante um período de incubação especificado para: degradar bioquimicamente o material orgânico; oxidar material inorgânico; medir a quantidade de oxigênio usada para oxidar a forma reduzida de nitrogênio (APHA, 2017).

De maneira geral a DBO tem pouca interferência na qualidade da água, contudo, caso o curso d'água não possua boa capacidade de reaeração e reoxigenação, o consumo demasiado causado por matéria orgânica, pode ocasionar a depleção do OD, podendo resultar na morte de organismos aeróbios (FERREIRA, 2005).

3.3.4. Fósforo Total

Por ser menos abundante que o nitrogênio, o fósforo - quase sempre na forma de fosfato derivado do ácido fosfórico - acaba por se constituir com muita frequência no principal fator limitante ao desenvolvimento de algas e plantas no meio aquático. Em termos mais generalistas, o fosfato apresenta-se nos corpos d'água na forma orgânica ou inorgânica e particulada ou dissolvida, com o fosfato total constituindo-se no somatório destas quatro frações (LIBÂNIO, 2010).

O fosfato normalmente é encontrado nos recursos hídricos em sua forma dissolvida, resultado do desgaste natural e solubilização de fosfatos minerais, erosão e transporte de solos, fertilização dos solos, transferência biológica, uso de compostos solúveis fosfatados na fabricação de detergentes e efluentes domésticos e industriais (STUMM; MORGAN, 1970).

A análise deste elemento torna-se importante para a qualidade da água, pois os níveis elevados de fósforo são uma das principais causas de eutrofização em ambientes lênticos e lóticos. De acordo com Pivelli e Kato (2005), fósforo é o elemento químico essencial para o crescimento de organismos, bem como pode ser o nutriente que limita a produção primária de um corpo hídrico.

3.3.5. Nitrato

Nitrato é a composição entre nitrogênio e oxigênio e é a última forma do ciclo de nitrificação. Caso haja a quantidade ideal de oxigênio na água para realizar a oxidação, o gás amônia se transforma em nitrito e posteriormente em nitrato. Já o processo da desnitrificação, é a redução do nitrato a nitrogênio gasoso. Assim, da mesma forma que nitrogênio orgânico e amoniacal podem representar poluições recentes, nitrito e nitrato indicam poluições mais remotas (LIBÂNIO, 2010).

Além disso, a forma de nitrato pode ser a causa da doença metahemoglobinemia, que dificulta o transporte de oxigênio na corrente sanguínea de bebês e pode levar a morte. Desta forma, as legislações vigentes utilizam como 10 mg/L N a concentração máxima de nitrato em águas para o consumo humano, pois nestas faixas de concentração, não há o desenvolvimento da metahemoglobinemia (PIVELLI; KATO, 2005).

Assim como o fósforo, o nitrato é elemento essencial na atividade biológica, que em excesso podem causar o efeito da eutrofização. Esse fenômeno favorece a proliferação exagerada de algas e plantas aquáticas provocando a diminuição da penetração da luz na água, causando alterações no meio ambiente subaquático.

3.3.6. Oxigênio Dissolvido (OD)

O Oxigênio Dissolvido é um dos principais parâmetros presentes na água para a manutenção da vida aquática, principalmente para os organismos aeróbios. Os níveis de OD em águas naturais e residuais dependem das atividades físicas, químicas e bioquímicas (FERREIRA, 2005). O conteúdo de oxigênio dos recursos hídricos varia com a temperatura, salinidade, turbulência, pressão atmosférica e atividade fotossintética de vegetais aquáticos. Segundo Chapman (1996), conforme aumenta a temperatura e a salinidade, diminui a solubilidade do oxigênio.

Os níveis de OD de um rio podem ser reduzidos quando há lançamento de efluentes ricos em carga orgânica, cuja decomposição biológica do material depende de altos níveis de oxigênio (Osibanjo *et al.*, 2011). Esta redução do OD, caso tenda a zero, a decomposição da matéria orgânica ocorre em meio anaeróbio, que pode gerar a emissão de subprodutos voláteis odoríferos, gerando desconforto à população e danos a flora (CETESB, 2020).

Usualmente refere-se à concentração de OD como percentual da concentração de saturação, pois os valores absolutos podem não necessariamente traduzir as condições do corpo d'água. A

concentração de OD à saturação é diretamente proporcional à pressão atmosférica e indiretamente proporcional à temperatura.

3.3.7. pH

O potencial hidrogeniônico (pH) consiste na concentração dos íons H^+ nas águas e representa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas do ambiente aquático (PIVELLI; KATO, 2005). As mudanças de pH podem ocorrer de forma natural (dissolução de rochas, fotossíntese) ou antropogênica (despejos domésticos e industriais) (NOGUEIRA *et al.*, 2015).

Por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas, o pH é um parâmetro importante em muitos estudos no campo do saneamento ambiental. A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, em determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais, tanto de acordo com a legislação federal, quanto pela legislação estadual (CETESB, 2020).

3.3.8. Surfactante

O termo surfactante representa os produtos químicos tensoativos. Eles são amplamente utilizados na indústria química por serem extremamente versáteis. Por serem compostos por molécula anfifílicas, estes compostos são absorvidos na interface ar-água, assim, são amplamente utilizados na fabricação de detergentes.

A abundância de detergentes em córregos e rios, devido ao lançamento de efluentes que geralmente são lançados de forma irregular, pode ser extremamente prejudicial tanto na ordem estética, quanto de ordem biológica. Altas cargas de detergentes em águas naturais pode gerar a formação de quantidades visíveis de espumas (PIVELLI; KATO, 2005).

Além disso, segundo Pivelli e Kato (2005), por serem ricos em fósforo a maioria dos detergentes comerciais, o risco de eutrofização é significativamente aumentado, além de exercerem efeitos tóxicos em zooplânctons, os principais predadores de algas nos sistemas aquáticos. Por serem considerados biodegradáveis, os sulfonatos de alquilbenzeno linear (LAS) são os mais utilizados na formulação de detergentes.

3.3.9. Turbidez

Segundo Pivelli e Kato (2005), a turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la devido à presença de sólidos em

suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral.

A alta turbidez pode prejudicar as comunidades biológicas aquáticas em função da diminuição da zona eufótica, reduzindo assim a fotossíntese da vegetação aquática enraizada submersa e algas, acarretando a diminuição destes vegetais e conseqüentemente a redução da produtividade dos peixes e outros organismos heterotróficos (FERREIRA, 2005).

Por mais que não seja usual a utilização de turbidez para a caracterização de lançamentos de efluentes de esgoto, este parâmetro pode indicar lançamentos indesejados (CETESB, 2020). Além disso, a água residuária tratada por processo anaeróbico apresenta turbidez mais elevada, devido ao arraste de sólidos provocado pela subida de bolhas de gases resultantes da fermentação. Contudo, efluentes de processos aeróbios também podem apresentar turbidez elevada, representando possíveis problemas no reator biológico (PIVELLI; KATO, 2005).

4. MATERIAL E MÉTODOS

Majoritariamente a cidade de Campo Grande está localizada na bacia do rio Anhanduí, onde a maior carga poluidora da cidade escoar para seus córregos, sendo o rio Anhanduí o principal tributário. Para a pesquisa, foram analisadas a microbacia do Anhanduí, suas nascentes, Segredo e Prosa, e a microbacia do Imbirussú, por estar localizada no distrito industrial.

4.1. Área de estudo

O município de Campo Grande- MS está localizado na divisa da Bacia Hidrográfica do Paraguai e da Bacia Hidrográfica do Paraná. Tendo uma área de 8092,95 km² e uma população de 786.797 mil habitantes, segundo o Perfil Socioeconômico (SEDESC, 2019). Quanto à divisão hidrográfica, a cidade está inserida dentro da bacia do rio Anhanduí, sendo dividida em onze microbacias denominadas: Anhanduí, Bandeira, Bálsamo, Coqueiro, Gameleira, Imbirussú, Lagoa, Lageado, Prosa, Ribeirão Botas e Segredo (SEMADUR, 2020).

Neste trabalho foram considerados alguns dados produzidos pelo Programa Córrego Limpo, da Prefeitura Municipal de Campo Grande. Este programa tem como objetivo principal monitorar as águas superficiais que cortam o perímetro urbano do município (SEMADUR, 2020), assim, diversos pontos de monitoramento foram distribuídos espacialmente ao longo dos trechos dos córregos, conforme a figura 1.

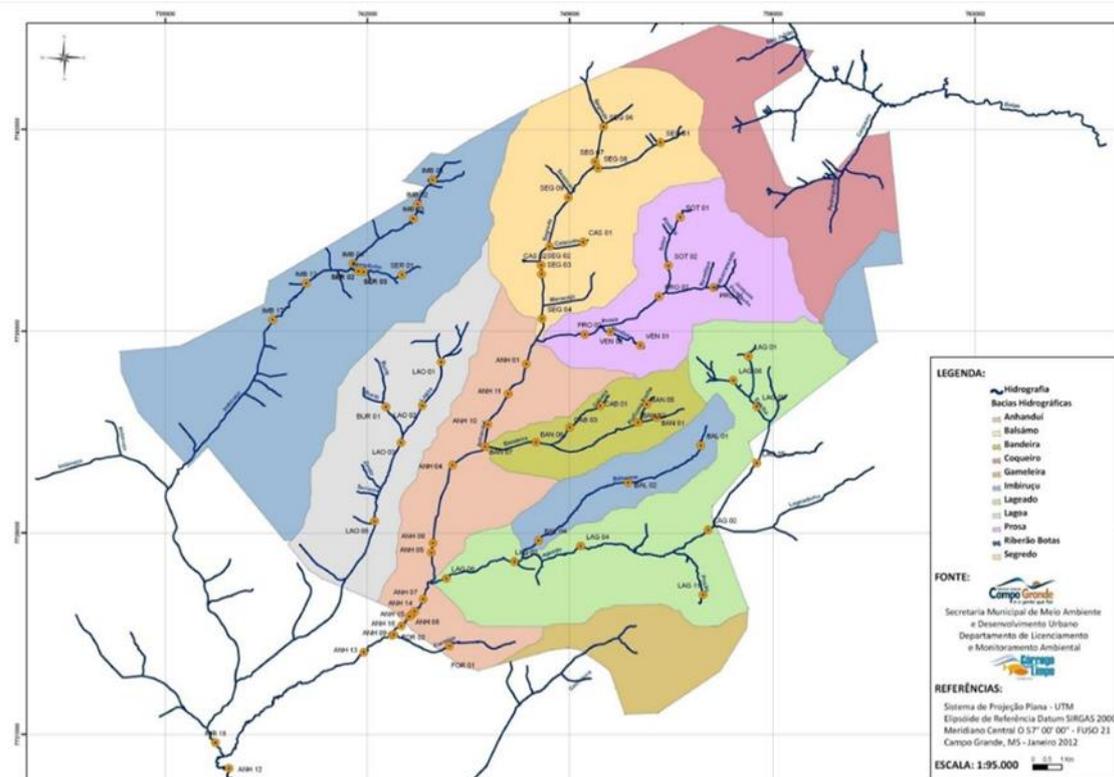


Figura 1. Rede de monitoramento da qualidade da água do Projeto Córrego Limpo.
Fonte: SEMADUR (2020).

Para o estudo, foram escolhidas apenas quatro microbacias: Anhanduí, Imbirusú, Prosa e Segredo, sendo representadas pelos pontos: ANH 01, ANH 08, ANH 12, IMB 01, IMB 16, PRO 01, PRO 03, SEG 01 e SEG 04 como mostrado na figura 2. Estas microbacias foram escolhidas por sua importância para a cidade, sendo o rio Anhanduí, principal corpo hídrico da bacia; córrego Prosa e Segredo sua nascente; e o córrego Imbirussú por atravessar o núcleo industrial da cidade.

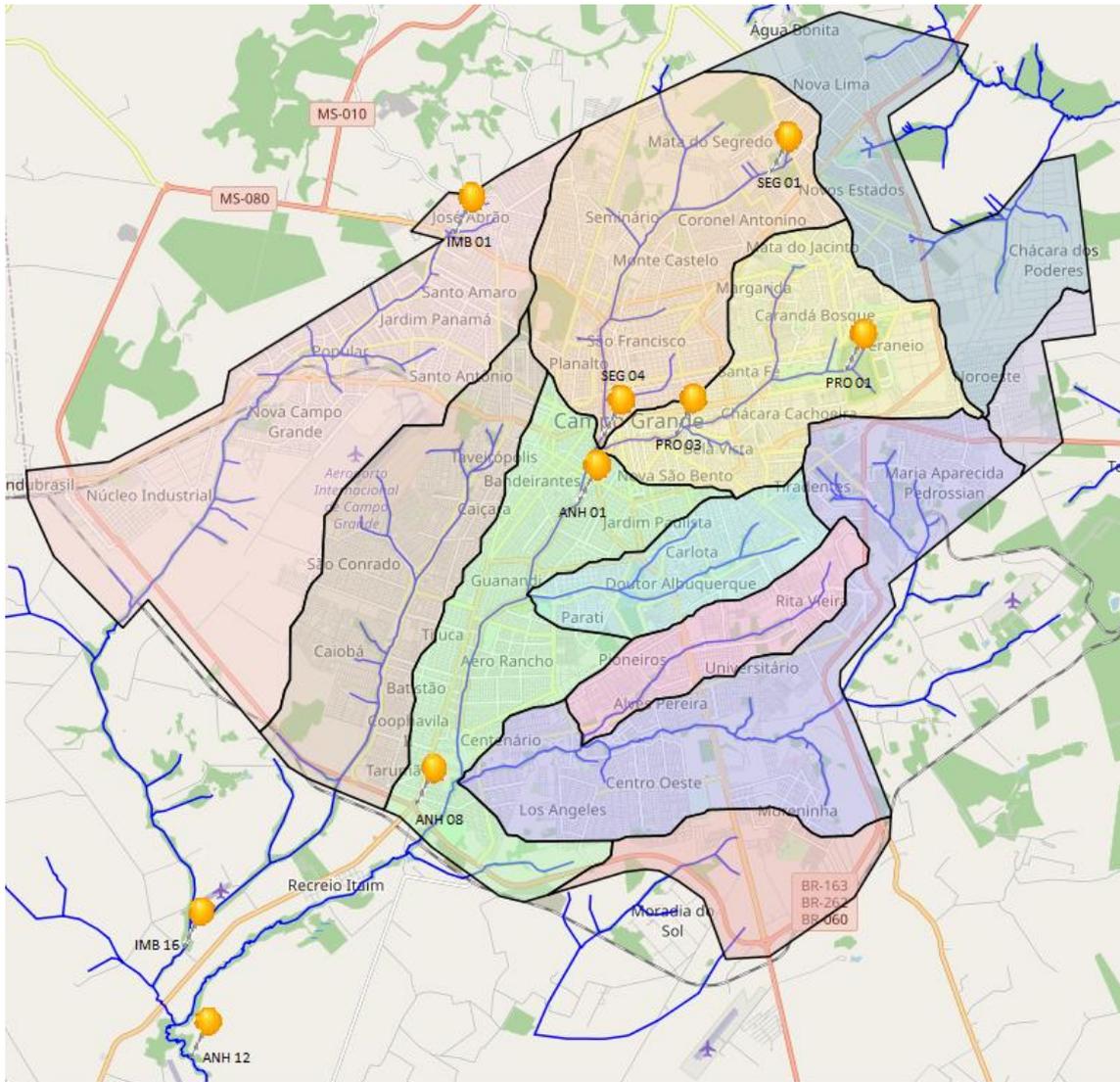


Figura 2. Pontos de monitoramento.

Fonte: SEMADUR (2020).

4.2. Banco de Dados

O Programa Córrego Limpo realiza um monitoramento constante em 81 pontos distribuídos no município de Campo Grande. As coletas são realizadas trimestralmente desde o ano de 2009 e os resultados são armazenados em um banco de dados da prefeitura.

Neste programa o Índice de qualidade da água (IQA_{CETESB}) é utilizado por sua praticidade e resultado intuitivo para os cidadãos. Ele é composto por nove parâmetros: pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$), Fósforo Total (FT), Nitrogênio Total (NT), Temperatura, Turbidez, Sólidos Totais (ST), Oxigênio Dissolvido (OD) e Coliformes Termotolerantes.

Segundo CETESB (2020), as faixas de classificação do IQA_{CETESB} seguem como mostrado na tabela 1.

Tabela 1. Faixa de classificação do IQA_{CETESB}.

CATEGORIA	PONDERAÇÃO
ÓTIMA	$79 < IQA \leq 100$
BOA	$51 < IQA \leq 79$
REGULAR	$36 < IQA \leq 51$
RUIM	$19 < IQA \leq 36$
PÉSSIMA	$IQA \leq 19$

Fonte: CETESB (2020).

Para o embasamento do desenvolvimento do índice a ser proposto, foram realizadas duas frentes de estudos: primeiramente a análise do banco de dados do Programa Córrego Limpo, para que obtivesse análise estatística que fundamentasse as escolhas dos parâmetros e, paralelamente, uma coleta de campo em todos os pontos selecionados, para que pudesse ser comparado o índice proposto com o índice já utilizado.

4.3. Desenvolvimento do índice

O Índice de qualidade da água teorizado neste trabalho tem por função auxiliar o monitoramento da qualidade da água de bacias hidrográficas urbanas a partir dos limites sugeridos pela legislação vigente, deliberação do Conselho Estadual de Controle Ambiental (CECA) n°36 (2012). Portanto, o índice foi nomeado como Índice de Qualidade da Água de Bacias Hidrográficas Urbanas (IQA_{BHU}).

O desenvolvimento do IQA_{BHU} foi conduzido seguindo as quatro etapas propostas por Sutadian *et al.* (2016); definição dos parâmetros; normalização; definição dos pesos; e agregação dos subíndices.

4.3.1. Definição dos parâmetros

Esta primeira etapa serve para definir os parâmetros a serem analisados com base no objetivo final do índice, assim, é possível guiar da melhor maneira quais os resultados pretendem-se encontrar.

Neste trabalho, a definição dos parâmetros teve como base o IQA_{CETESB}, composto pelos parâmetros: Coliformes Termotolerantes, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Fósforo Total (FT), Nitrogênio Total (NT), Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura, Turbidez, pH, Sólidos Totais, por ser o índice utilizado no monitoramento atual. Através do debate entre especialista e com apoio de testes estatísticos descritivos, definiu-se os parâmetros para que

suprissem as limitações do índice vigente, porém mantendo economicamente viável sua utilização. Assim, o índice terá igualmente nove parâmetros, porém com a substituição da temperatura, nitrogênio total e sólidos totais por nitrato, surfactante e amônia, cuja escolha está discutida na análise dos resultados do IQA_{CETESB} das microbacias no item 5.1.

4.3.2. Normalização

A normalização tem por objetivo transformar em uma escala comum todos os parâmetros utilizados no índice, pois como estes possuem as mais diversas unidades, não seria possível a interação para um resultado expresso em um único valor. Assim, a normalização torna adimensional todas as unidades, tornando possível a interação entre os parâmetros.

O método utilizado para a normalização foi a interpolação linear. Seguindo as equações propostas, onde a Equação 1 representa a normalização de parâmetros que tenham sua qualidade reduzida de forma crescente em relação ao aumento da quantidade do parâmetro e a Equação 2 demonstra a normalização de parâmetros que a qualidade é reduzida de forma decrescente em relação a diminuição da quantidade do parâmetro, que neste índice ocorre apenas com o parâmetro OD.

$$S_i = S_1 - [(S_1 - S_2) \left(\frac{X_i - X_1}{X_2 - X_1} \right)] \quad (1)$$

$$S_i = S_1 - [(S_1 - S_2) \left(\frac{X_1 - X_i}{X_1 - X_2} \right)] \quad (2)$$

Nas equações, S_i é o i -ésimo valor do subíndice, S_1 e S_2 são os valores de subíndice dos limites superiores e inferiores das respectivas classes, X_1 e X_2 são os limites superiores e inferiores dos limites de permissibilidade das respectivas classes e X_i é o valor da medição.

Os valores de subíndices estão em uma escala entre 100 e 5, onde 100 seria a representação da melhor qualidade alcançável e 5 o pior nível de qualidade. Não foi utilizado o número 0 para a representação da pior qualidade, pois como indicado por House (1989), não há uma qualidade zero para água, mas sim, uma qualidade muito baixa. Além disso, o método de agregação utilizado foi o do produtório, portanto, caso houvesse valores iguais a 0 o resultado final seria igual a zero.

A definição dos valores dos subíndices foi baseada nos limites de permissibilidade da legislação. Assim, cada classe possui um valor de subíndice respectivo, gerando os limites superiores e inferiores indicados por S_1 e S_2 . Tais limites foram encontrados na deliberação

CECA nº 36 que dispõe sobre os limites de qualidade da água para cada respectiva classe de qualificação do corpo hídricos.

Alguns dos parâmetros utilizados no IQA_{BHU} não possuem valores diferentes para cada classe da legislação, onde o limite pode ser igual para mais de uma classe de uso. Para os parâmetros nitrato e surfactantes, a deliberação indica apenas um valor para todas as classes, sendo 10 e 0,5 mg/L respectivamente. Independente disso, a interpolação linear foi aplicada apenas com os valores encontrados na legislação, para que a curvas não fossem desenvolvidas com metodologias diferentes.

4.3.3. Definição dos pesos

Os pesos utilizados nos índices indicam quais são os parâmetros de maior importância e os com menor significância. Portanto, para a definição é importante ter o objetivo bem definido para que se tenha uma maior precisão na relevância de cada parâmetro. Para a definição de cada peso, o método da média aritmética ponderada foi utilizado, através de uma metodologia adaptada de Brown *et al.* (1970).

Através da metodologia Delphi, uma pesquisa a especialistas foi realizada e cada parâmetro selecionado do índice deveria receber um peso entre “1” (mais significativo) e “9” (menos significativo). A pesquisa contou com a resposta de 47 especialistas na área de qualidade de água. Todos receberam um formulário individual com a indicação de qual peso deveria ser utilizado para cada parâmetro, como mostra a figura 3.

Considerando os riscos que um córrego urbano está exposto, quais parâmetros você considera mais importante para avaliar a qualidade da água destes córregos? O parâmetro com peso 1 será o considerado o mais importante e o peso 9 o de menor importância. Todos os parâmetros devem receber um peso e estes não podem ser repetidos em mais de um parâmetro. *

	Peso 1	Peso 2	Peso 3	Peso 4	Peso 5	Peso 6	Peso 7	Peso 8	Peso 9
pH	<input type="radio"/>								
Amônia	<input type="radio"/>								
Fósforo	<input type="radio"/>								
Surfact...	<input type="radio"/>								
E. Coli	<input type="radio"/>								
Nitrato	<input type="radio"/>								
Oxigêni...	<input type="radio"/>								
Demana...	<input type="radio"/>								
Turbidez	<input type="radio"/>								

Figura 3. Questionário a especialistas.

O valor médio do peso de cada parâmetro foi calculado e a menor média (representando assim o parâmetro mais significativo) foi usado como referência para ser dividida por todas as outras médias e assim todos receberem um “peso temporário”.

Para se chegar no peso final e se manter a ordem de significância foi feita a soma de todos os pesos temporários e dividido cada peso temporário pela soma. Assim, a soma de todos os pesos finais é igual a 1.

4.3.4. Agregação dos subíndices

O método escolhido para a agregação dos subíndices foi o método geométrico do produto. Este método é amplamente utilizado no mundo inteiro e possui uma característica de não ter uma perfeita substitutibilidade e compreensibilidade, assim, os valores mais altos não ofuscam os valores mais baixos de cada subíndice (SUTADIAN *et al.*, 2018).

A utilização deste método tem por objetivo a aceitação, e maior facilidade no uso, por ser o método já utilizado no monitoramento atual, através do IQA_{CETESB}. Além disso, com a utilização de pesos selecionados por especialistas locais, o IQA_{BHU} recebe maior credibilidade. Logo, a agregação dos subíndices é calculada através da Equação 1.

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

onde:

IQA_{BHU} : índice de qualidade da água de bacias hidrográficas urbanas;

q_i : qualidade do i-ésimo parâmetro, (interpolação linear);

W_i : peso correspondente ao i-ésimo parâmetro;

n : número de parâmetros

4.3.5. Classificação da qualidade

Com intuito de se obter maior aceitação e para que sua utilização tenha maior facilidade de adaptação, a classificação dos resultados do IQA_{BHU} se mantém igual a já utilizada no IQA_{CETESB}, com a única diferença de que o menor valor alcançável é 5. Assim, a tabela 2 demonstra como estas faixas são classificadas.

Tabela 2. Faixa de classificação do IQA_{BHU}.

CATEGORIA	PONDERAÇÃO
ÓTIMA ±	79 < IQA ≤ 100
BOA ±	51 < IQA ≤ 79
REGULAR ±	36 < IQA ≤ 51
RUIM ±	19 < IQA ≤ 36
PÉSSIMA ±	5 ≤ IQA ≤ 19

Outra mudança proposta é a inclusão de uma ferramenta de indicação de proximidade com as classificações superiores e inferiores. Esta ferramenta é a utilização de um sinal “+” ou “-”, onde o sinal “+” indica que o valor da qualidade está mais próximo da classificação superior e o símbolo “-” está mais próximo da classificação inferior.

4.3.6. Coletas de campo e análises laboratoriais

A fim de ter dados que pudessem aplicar o índice proposto e o índice utilizado no monitoramento para se observar suas diferenças, uma coleta de campo em todos os pontos selecionados foi realizada.

Os parâmetros físicos, constituintes orgânicos, constituintes inorgânicos, nutrientes e indicadores microbiológicos foram analisados no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul e estão dispostos na tabela 3.

Tabela 3. Métodos analíticos utilizados.

Parâmetros	Unidades	Técnica analítica
pH	-	Standard Methods – Método 4500-H+B
DBO _{5,20}	mg/L	Standard Methods – Método 5210 B
Fósforo Total	mg/L P	Standard Methods – Método 4500 P D
Nitrogênio Total	mg/L N	HACH – Método 10208
Temperatura	°C	Standard Methods – Método 2550 B
Turbidez	NTU	Standard Methods – Método 2130 B
Sólidos Totais	mg/L	Standard Methods – Método 2540 B
Oxigênio Dissolvido	mg/L O ₂	Standard Methods – Método 5220 C
Coliformes Totais	NMP/100mL	Standard Methods – Método 9223 B / Colilert
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100mL	Standard Methods – Método 9223 B / Colilert
Amônia	mg/L N-NH ₃	HACH – Método 8038
Surfactante	mg/L LAS	HACH – Método TNT874-BR

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Análise do banco de dados

Analisando-se os dados secundários do monitoramento, utilizando-se o IQA_{CETESB}, realizado nos anos de 2009 a 2020, é possível visualizar um panorama do comportamento da qualidade das microbacias em questão. Com quatro coletas por ano, o banco de dados possuiria 48 resultados, porém dois trimestres não puderam ser coletados, totalizando 46 coletas.

Para entender a condição da bacia, primeiro foi realizada a análise dos córregos Prosa e Segredo, por serem formadores do rio Anhanduí. Assim, a figura 4 e figura 5 apresentam a quantificação da classificação de todos os anos monitorados. A ordem dos pontos nas figuras segue a disposição nas microbacias. Portanto os pontos mais à esquerda estão mais próximos da nascente, enquanto os mais a direita está perto da foz.

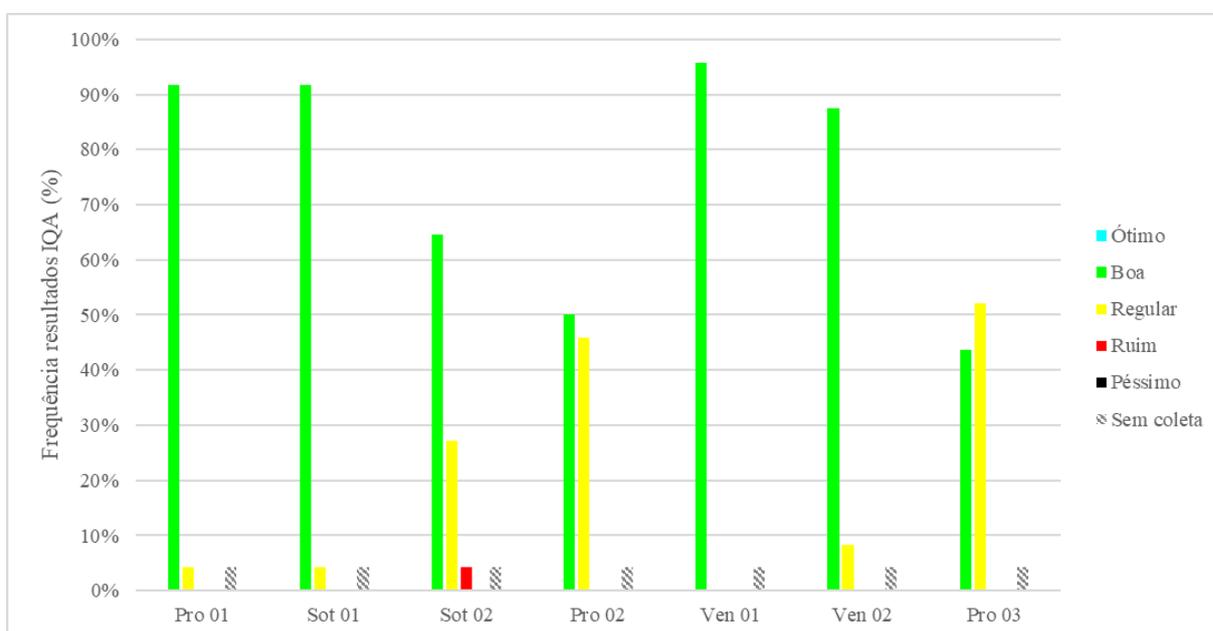


Figura 4. Condição da microbacia Prosa.

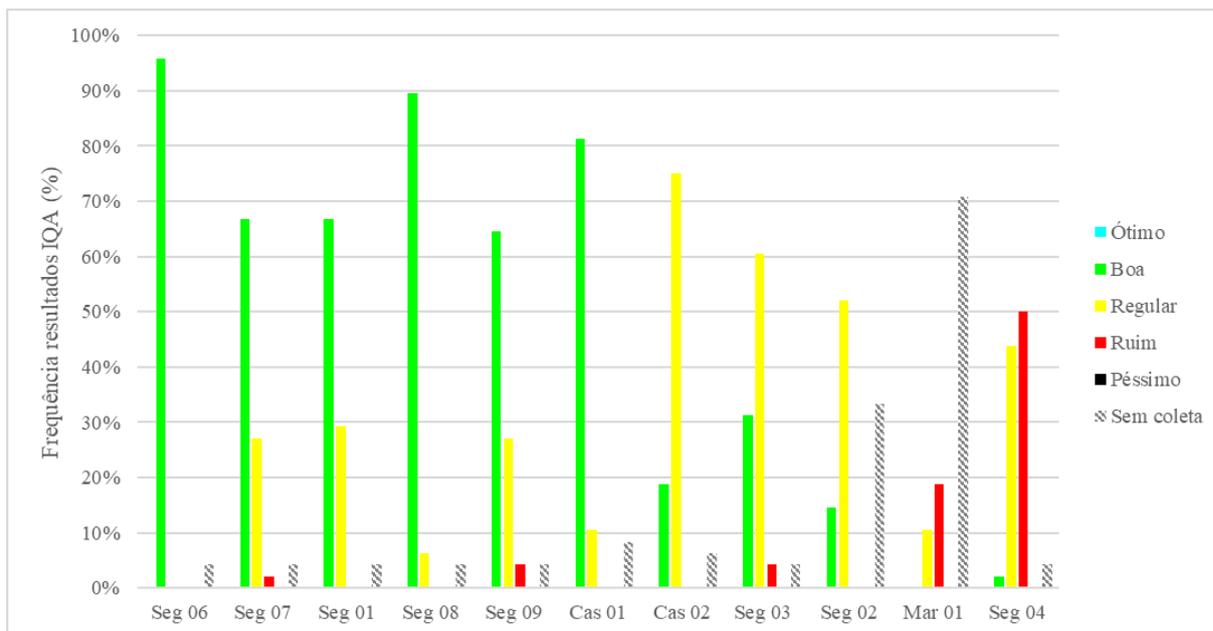


Figura 5. Condição da microbacia Segredo.

Considerando o período entre 2009 e 2020, foi possível notar que os pontos mais próximos a nascente possuíam uma qualidade melhor que os pontos próximos a foz, o que é esperado pois as nascentes costumam ter áreas de proteção maiores, portanto conservarem melhor sua qualidade. Em oposição, quanto mais próximo a foz, maior a exposição à degradação, podendo ser natural ou antrópica.

Outra consideração é a melhor condição da microbacia do Prosa em relação à do Segredo, podendo ser justificada pela localização, pois a microbacia do Prosa possui uma maior quantidade de áreas residenciais, e pouca parte de sua região é localizada na área central da cidade, como é o caso da microbacia do Segredo.

A figura 6 apresenta a condição da microbacia do Anhanduí, com o resultado histórico da classificação da qualidade da água, onde os pontos estão organizados da mesma forma que os apresentados anteriormente.

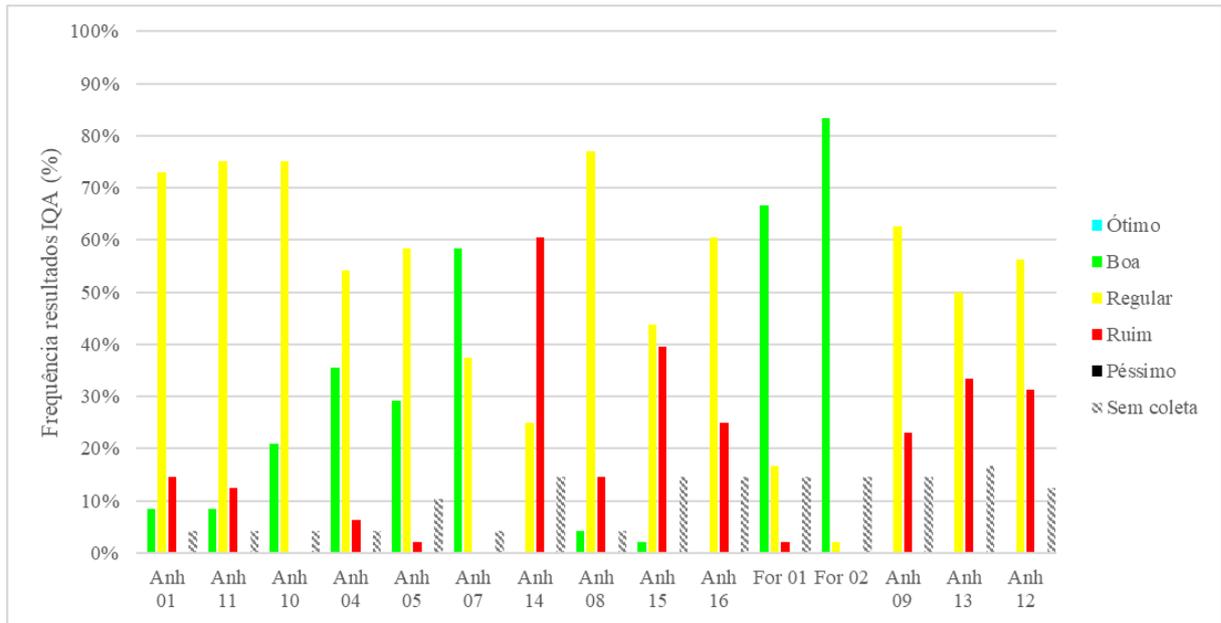


Figura 6. Condição da microbacia Anhanduí.

Diferente das condições anteriores, a microbacia do Anhanduí não possui uma qualidade melhor em sua nascente, porém, isto é justificado pelo fato do rio Anhanduí ser a junção do córrego Prosa e Segredo. Portanto, a qualidade na nascente do Anhanduí é dependente da qualidade e vazão na foz do Segredo e do Prosa. As figuras 7 e 8 mostram a nascente e o último ponto de monitoramento do rio Anhanduí que representam respectivamente os pontos ANH 01 e ANH 12.



Figura 7. Nascente do rio Anhanduí.



Figura 8. Último ponto de monitoramento do rio Anhanduí.

Em compensação, a qualidade no córrego melhora ao longo do seu trecho, com enfoque no ponto ANH 07, que possui uma drástica melhora na qualidade, que possivelmente é ocasionada pela influência do córrego Lageado que desagua entre os pontos ANH 04 e ANH 07, podendo ser por uma qualidade melhor ou apenas o aumento da vazão de água, diluindo assim qualquer poluição existente.

No ponto ANH 14 a qualidade diminui drasticamente, uma possível razão seria a influência da estação de tratamento de esgoto (ETE) da cidade, que lança seus efluentes tratados no manancial. Ao longo do resto do córrego, a qualidade volta a melhorar, possivelmente pela depuração da poluição ao longo do corpo hídrico.

Por fim, a figura 9 mostra a condição da microbacia do Imbirussú, que possui pontos com uma das melhores qualidades e os pontos com pior qualidade.

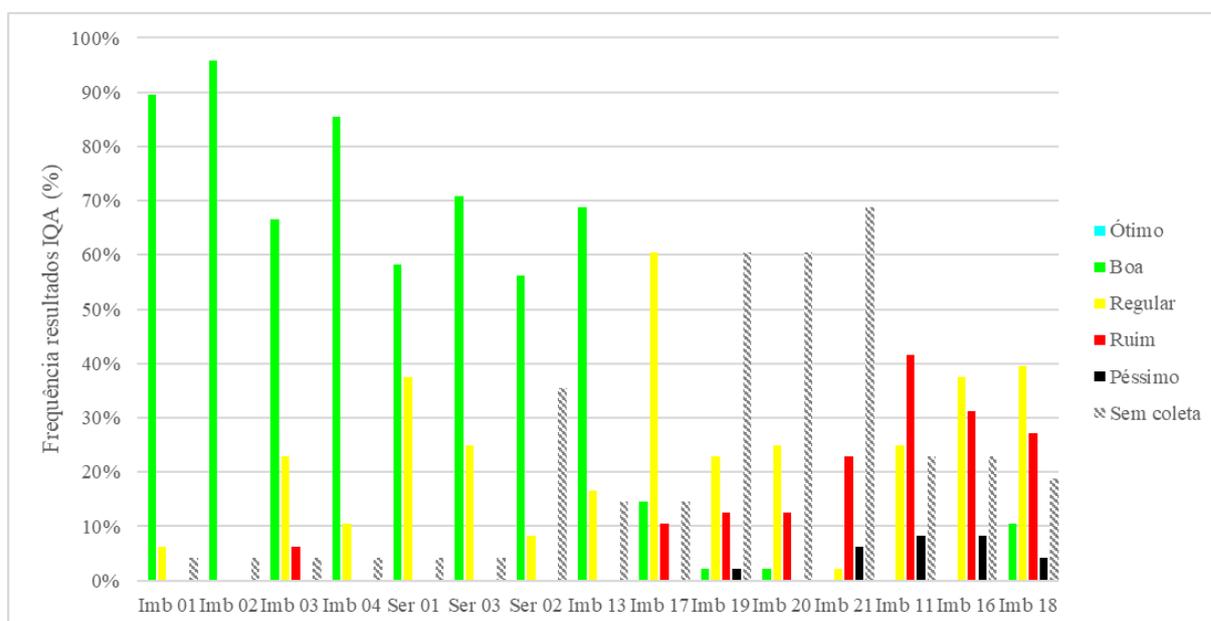


Figura 9. Condição da microbacia do Imbirussú.

Para a microbacia do Imbirussú, a diferença entre nascente e foz é bem destacada. Na região da nascente, a qualidade da água se mantém majoritariamente boa, com destaque para o ponto IMB 02 que todas as coletas obtiveram uma classificação BOA. Entre os pontos IMB 13 e IMB 17, a qualidade da água muda abruptamente, sendo uma possível explicação a região do núcleo industrial da cidade.

Os pontos IMB 17, IMB 19, IMB 20 e IMB 21 estão localizados dentro do bairro Núcleo Industrial, além disso, os quatro pontos estão localizados em zonas de interesse econômico segundo os mapas fornecidos pela SISGRAN. Esta região de maior atividade industrial pode ocasionar uma piora da qualidade, pois muitas das indústrias possuem lançamento de efluente

nos corpos hídricos. Isto é refletido no fato de todos os pontos após o início do núcleo industrial terem uma qualidade bem inferior, apresentando coletas com qualidade PÉSSIMA. A figura 10 demonstra como a nascente do córrego Imbirussú é uma área conservada.

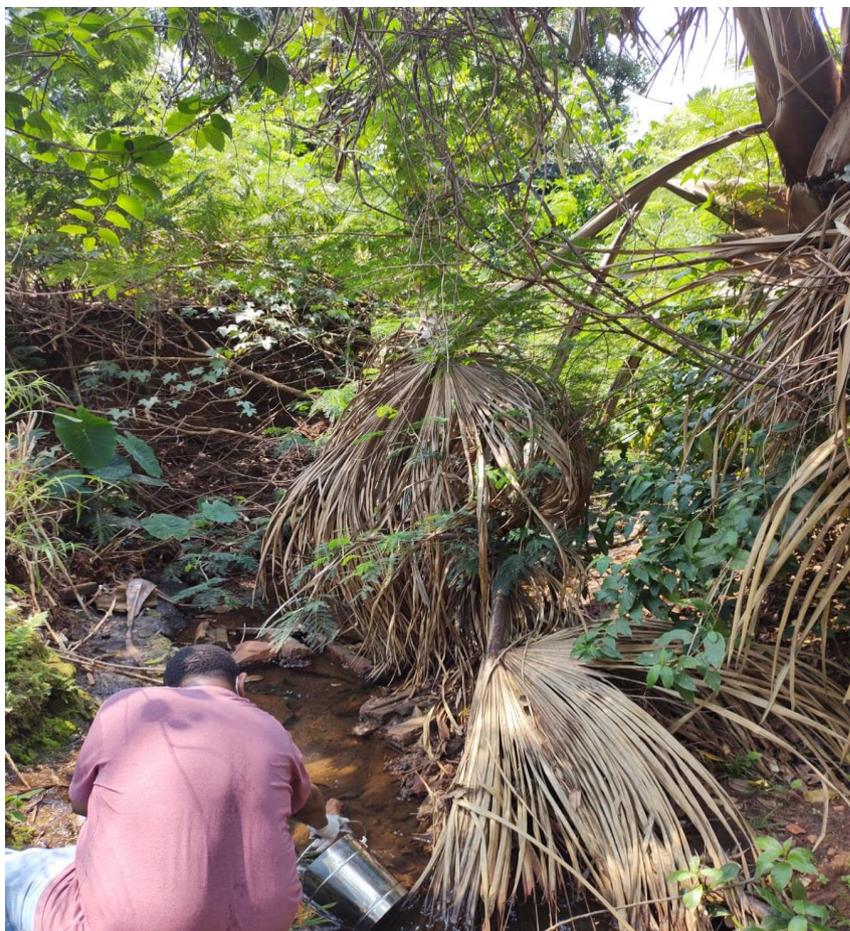


Figura 10. Coleta na nascente do córrego Imbirussú.

Apesar desta caracterização poder indicar uma qualidade boa para as microbacias a partir de uma visão superficial, em inúmeras coletas os limites das classes dos rios foram ultrapassados para seus respectivos enquadramentos, como indica a figura 11.

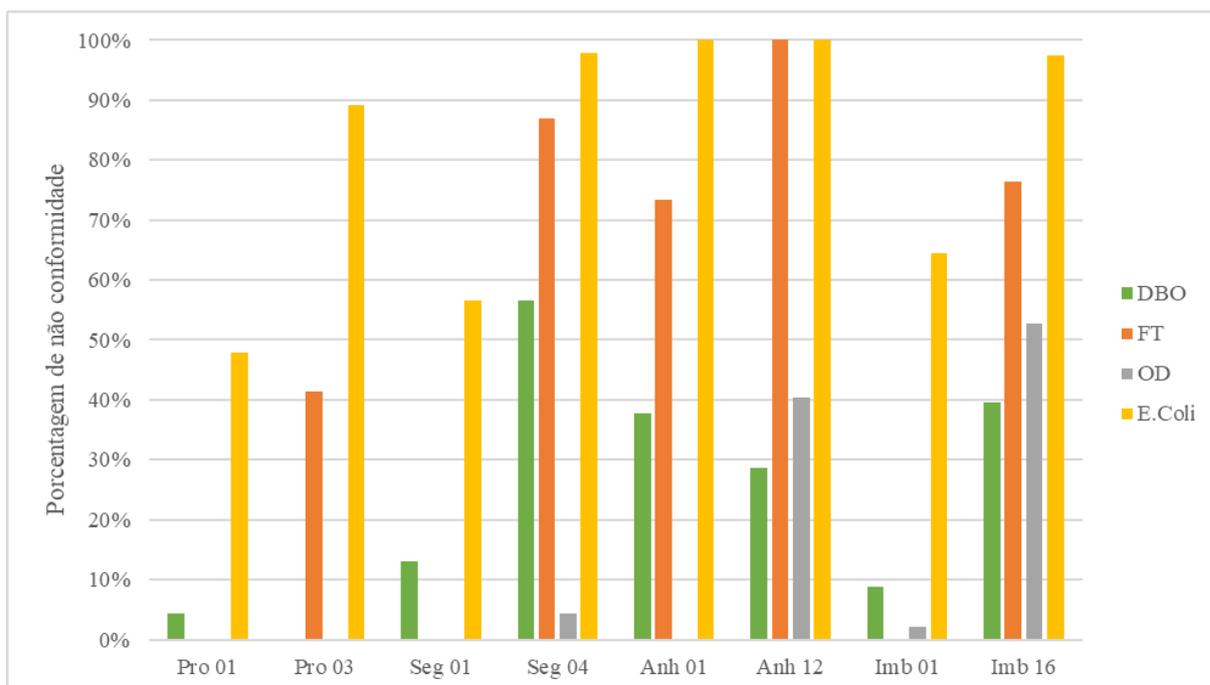


Figura 11. Porcentagem de extrapolação dos limites.

Como indica a figura 10, aproximadamente mais de 90% das coletas de *E. coli* ultrapassaram os limites nos pontos PRO 03, SEG 04, ANH 01, ANH 12, e IMB 16. Para o parâmetro FT, no ponto ANH 12 100% das análises ultrapassaram o limite, e nos pontos SEG 04, ANH 01 e IMB 16 mais de 70%.

Além disso, em mais de uma coleta no ponto PRO 03, os limites de FT e *E. coli* foram extrapolados e ainda assim a classificação da qualidade foi BOA. Outro exemplo da falta de sensibilidade do IQA_{CETESB} perante os limites de classes dos rios, é a coleta de abril de 2018 no ponto ANH 12, onde quatro parâmetros, DBO, *E. coli*, FT e OD, extrapolaram os limites, contudo a classificação final foi REGULAR. Entende-se que o IQA_{CETESB} não tem esse objetivo específico, mas considera-se uma análise relevante quando se trata de gestão de recursos hídricos de bacias urbanas, considerando a legislação nacional e estadual vigente, ponderada nas classes de uso e enquadramento dos corpos hídricos.

5.2. Resultado estatístico para a seleção de parâmetros

A tabela 4 apresenta a análise descritiva do banco de dados de todos os pontos selecionados para o trabalho, da qualidade do *i*-ésimo parâmetro que representa a normalização dos resultados de cada parâmetro do IQA.

Tabela 4. Análise descritiva da qualidade do i-ésimo parâmetro.

	N	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
pH	399	89,8	6,5	7,0	97,0
DBO	399	53,0	23,3	2,0	94
FT	399	59,4	25,1	7,0	99,0
NT	399	61,0	16,2	21,0	98,0
Temperatura	399	94,0	0,0	94,0	94,0
Turbidez	399	55,9	24,4	5,0	98,0
ST	399	75,8	12,2	14,0	86,0
OD	399	79,5	28,7	8,0	100
Coliformes	399	8,64	7,66	3,0	47,0

Analisando os valores máximos e mínimos do desvio padrão das médias, é possível notar que os parâmetros pH, temperatura e ST não possuiriam valores fora das classificações Ótima e Boa, assim, a retirada de parâmetros que possuem poucas variações é benéfica para que se diminua a possibilidade da ocorrência de “eclipsamento” (UDDIN *et al.*, 2021).

Contudo, o parâmetro pH é extremamente importante para o ecossistema aquático, podendo ocasionar efeitos diretos a fisiologia de diversas espécies (PIVELLI; KATO, 2005). Assim, através desta análise estatística, foi decidida a retirada dos parâmetros ST e temperatura.

O nitrogênio é um indicador de possíveis contaminações de fertilizantes usados na agricultura, adubos orgânicos, efluentes industriais, esgoto domésticos e material natural do solo (CHANDRA *et al.*, 2010; EFFENDI *et al.*, 2015; ELLIS; BUTLER, 2015).

No entanto, para o monitoramento de bacias urbanas saber o tempo de contaminação de alguma poluição difusa é algo desejável, assim, a utilização de amônia e nitrato se mostra mais eficiente, já que a amônia pode representar poluições mais recentes, enquanto o nitrato indica poluições mais remotas (COLETTI *et al.*, 2010; SPERLING, 1996).

Por fim, a importância da análise de surfactante se dá, pois este parâmetro pode indicar uma quantidade elevada de tensoativos na água causada pelo acúmulo de detergentes e derivados. Desde o início da década de 80 a maioria dos detergentes no Brasil passaram a ter por base os sulfonatos de alquilbenzeno linear (LAS), por serem considerados mais biodegradáveis. Portanto a análise de surfactantes é essencial para se manter o controle dos níveis de concentração de detergentes nos corpos hídricos, pois em excesso podem acelerar o processo de eutrofização (PIVELLI; KATO, 2005).

5.3. Curvas de normalização

A tabela 5 demonstra quais os parâmetros foram utilizados, suas unidades, os limites indicados pela legislação para cada parâmetro, e o valor resultante da normalização (S_i).

Tabela 5. Parâmetros selecionados e limites utilizados para as curvas de normalização.

Número	Parâmetro Selecionado	Unidade	Limite dos parâmetros		S_i Entre 100 e 5
			Mínimo	Máximo	
1	pH	-			
	Classe 1-3		>6	<9	$19 < S_i < 100$
	Classe 4		<6	>9	$5 < S_i < 19$
2	DBO	mg L ⁻¹			
	Classe 1		0	<3	$79 < S_i < 100$
	Classe 2		>3	<5	$51 < S_i < 79$
	Classe 3		>5	<10	$19 < S_i < 51$
3	FT	mg L ⁻¹ P			
	Classe 1-2		0	<0,1	$51 < S_i < 100$
	Classe 3		>0,1	<0,15	$19 < S_i < 51$
	Classe 4		>0,15		$5 < S_i < 19$
4	Nitrato	mg L ⁻¹ N			
	Classe 1-3		0	<10	$19 < S_i < 100$
	Classe 4		>10		$5 < S_i < 19$
5	Amônia*	mg L ⁻¹ N-NH ₃			
	pH < 7,5	Classe 1	0	<3,7	$79 < S_i < 100$
		Classe 2-3	>3,7	<13,3	$19 < S_i < 79$
		Classe 4	>13,3		$5 < S_i < 19$
	7,5 < pH < 8	Classe 1	0	<2	$79 < S_i < 100$
		Classe 2-3	>2	<5,6	$19 < S_i < 79$
		Classe 4	>5,6		$5 < S_i < 19$
	8 < pH < 8,5	Classe 1	0	<1	$79 < S_i < 100$
		Classe 2-3	>1	<2,2	$19 < S_i < 79$
		Classe 4	>2,2		$5 < S_i < 19$
	pH > 8,5	Classe 1	0	<0,5	$79 < S_i < 100$
		Classe 2-3	>0,5	<1	$19 < S_i < 79$
Classe 4		>1		$5 < S_i < 19$	
6	Surfactantes	mg L ⁻¹ LAS			
	Classe 1-3		0	<0,5	$19 < S_i < 100$
	Classe 4		>0,5		$5 < S_i < 19$
7	Turbidez	NTU			
	Classe 1		0	<40	$79 < S_i < 100$
	Classe 2-3		>40	<100	$19 < S_i < 79$
	Classe 4		>100		$5 < S_i < 19$
8	OD	mg L ⁻¹ O ₂			

Classe 1		>6	$S_i = 100$
Classe 2		<6	$79 < S_i < 100$
Classe 3		<5	$51 < S_i < 79$
Classe 4		<4	$19 < S_i < 51$
Classe 5		<2	$5 < S_i < 19$
9	<i>E. coli</i>	NMP/100mL	
Classe 1		0	$79 < S_i < 100$
Classe 2		>160	$51 < S_i < 79$
Classe 3		>800	$19 < S_i < 51$
Classe 4		>2000	$5 < S_i < 19$

Nota-se que os valores utilizados para os S_i são os mesmos valores das faixas de classificação. Assim, caso seja feita uma análise dos valores das ponderações, será possível observar como cada parâmetro se comporta em relação as faixas de classificação. Além disso, é importante destacar que valores que ultrapassam os limites da legislação possuem classificação PÉSSIMA, logo, parâmetros que obtenha uma ponderação abaixo de 19 indicam que seus valores ultrapassaram os limites legais.

Desse modo, utilizando os valores descritos na tabela 5, é possível gerar curvas de normalização para cada parâmetro constituinte do IQA_{BHU} , como indicado na figura 12.

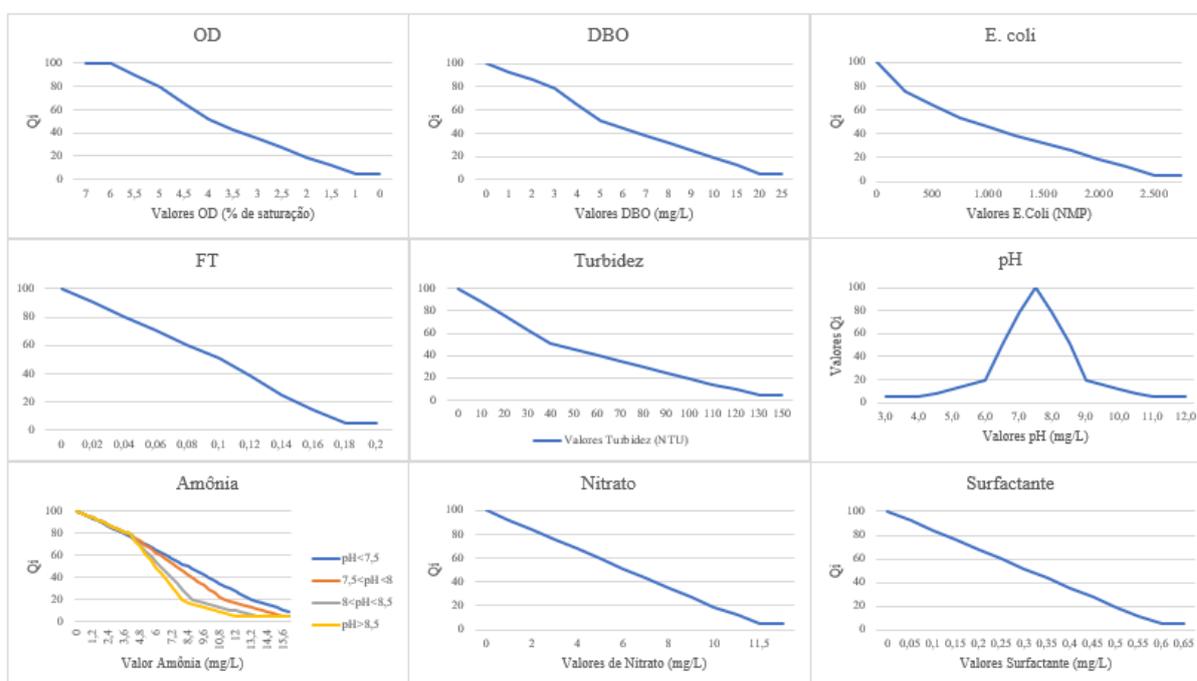


Figura 12. Gráficos de normalização.

Com as funções dos gráficos estando relacionadas diretamente com a legislação vigente, o IQA_{BHU} tem a capacidade de auxiliar no monitoramento da qualidade da água pela perspectiva do enquadramento dos corpos hídricos, assim, podendo indicar quais pontos necessitam análises e investigações para a contenção de fontes poluidoras.

5.4. Pesos selecionados

A metodologia Delphi foi utilizada para a definição de cada peso W_i . A tabela 6 indica os pesos finais para cada parâmetro.

Tabela 6. Representação dos pesos selecionados para cada parâmetro.

Parâmetros	Média ponderada dos pesos selecionados pela pesquisa	Pesos temporários	Pesos definitivos
OD	3,87	1,00	0,16
DBO	4,80	0,81	0,13
<i>E. coli</i>	5,15	0,75	0,12
Amônia	5,30	0,73	0,12
pH	6,08	0,64	0,10
FT	6,15	0,63	0,10
Surfactante	6,58	0,59	0,09
Nitrato	6,65	0,58	0,09
Turbidez	7,18	0,54	0,09
			$\Sigma=1$

Se comparados os pesos do IQA_{BHU} com os do IQA_{CETESB} as diferenças são mínimas, com destaque para os parâmetros DBO, que passou a ter um peso 0,13 que antes era de 0,1, e o parâmetro *E. coli*, que possuía um peso 0,15 e mudou para 0,12.

5.5. Resultados de campo

Os valores das análises realizadas foram dispostos na tabela 7.

Tabela 7. Resultados das análises de campo.

Parâmetros analisados	PRO	PRO	SEG	SEG	IMB	IMB	ANH	ANH	ANH
	01	03	01	04	01	16	01	08	12
pH	6,55	6,10	6,24	6,34	6,67	6,95	6,33	6,68	6,24
Turbidez (UNT)	37	8	4	8	12	59	12	40	12
Temperatura (°C)	24	26	24	26	24	25	24	26	25
OD (mg/L O ₂)	7,48	6,65	6,28	6,10	5,24	2,29	5,71	2,86	2,29
DBO _{5,20} (mg/L)	2,13	1,06	0,91	6,93	5,54	32,34	2,77	23,10	9,24
<i>E. coli</i> (NMP/100ml)	1,1.10 ³	1,2.10 ⁵	7,0.10 ²	6,9.10 ³	4,0.10 ⁴	1,9.10 ⁴	5,0.10 ⁵	1,1.10 ⁶	7,4.10 ⁴
FT (mg/L P)	0,34	0,62	0,39	4,50	0,47	9,30	0,76	9,15	6,45
NT (mg/L N)	2,8	7,3	8,5	11,3	3,9	36,0	24,0	50,0	25,0
ST (mg/L)	83	148	184	187	156	376	213	255	332
Nitrato (mg/L N)	0,2	4,6	5,4	4,3	2,5	1,5	5,9	3,3	2,6
Amônia (mg/L N-NH ₃)	0,5	0,2	0,1	2,5	0,2	18,6	0,7	18,7	7,8
Surfactante (mg/L LAS)	0,13	0,24	0,56	0,54	0,16	0,17	0,16	3,67	0,86

Como pode ser verificado na tabela 7, alguns pontos apresentam uma qualidade muito inferior com relação aos demais, IMB 16 e ANH 08. Estes pontos apresentaram valores de DBO, FT, NT e Amônia bem elevados, mantendo um nível de qualidade parecido com o apresentado na caracterização da bacia.

Outra observação a ser evidenciada é que inúmeros pontos extrapolam os limites imposto para a classificação dos rios pela CECA n° 36 (2012) para a classe de uso 2, referência para todos os córregos avaliados nesta pesquisa. No caso do FT, todos os pontos tiveram seus valores acima do limite de 0,15 mg/L. Para a *E. coli*, apenas PRO 01 e SEG 01, que são pontos de nascente, não extrapolaram o limite de 1600 NMP/100mL.

Assim, foi aplicado os dois índices em destaque, IQA_{CETESB} e IQA_{BHU}, para poder realizar uma comparação entre seus resultados. As faixas de classificação dos dois índices são iguais, dessa maneira, a comparação é possível, com a diferença sendo os valores das ponderações, por serem equações diferentes, e os pesos utilizados. Assim, os resultados são expostos na tabela 8 e tabela 9, onde suas cores indicam a classificação facilitando visualmente a análise realizada.

Tabela 8. Resultados IQA_{BHU}.

	pH	DBO	FT	Turbidez	OD	E. coli	Nitrato	Amônia	Surfactante	IQA BHU	
	0,1	0,13	0,1	0,09	0,16	0,12	0,09	0,12	0,09		
PRO01	53,80	85,06	5,00	54,68	100,00	42,68	98,04	96,69	75,30	56,53	BOA -
PRO03	25,40	92,58	5,00	90,20	100,00	5,00	54,92	98,65	53,35	39,55	REGULAR -
SEG01	34,36	93,60	5,00	95,10	100,00	55,38	48,44	99,32	16,43	48,72	REGULAR +
SEG04	40,76	38,65	5,00	90,20	100,00	5,00	57,86	83,11	16,99	32,87	RUIM +
IMB01	60,52	47,52	5,00	85,30	83,96	5,00	75,50	98,65	69,23	40,32	REGULAR -
IMB16	76,20	5,00	5,00	40,87	23,56	5,00	85,30	5,00	67,27	16,58	PÉSSIMA +
ANH01	40,12	80,60	5,00	85,30	93,95	5,00	45,24	95,27	69,23	40,13	REGULAR -
ANH08	61,08	5,00	5,00	51,00	32,70	5,00	67,66	5,00	5,00	13,51	PÉSSIMA +
ANH12	34,36	23,86	5,00	85,30	23,56	5,00	74,52	45,10	5,00	20,41	RUIM -

Tabela 9. Resultados IQA_{CETESB}.

	pH	DBO	FT	Turbidez	OD	E. coli	NT	ST	Temperatura	IQA CETESB	
	0,12	0,1	0,1	0,08	0,17	0,15	0,1	0,08	0,1		
PRO01	81,48	76,83	38,88	46,53	93,92	18,72	79,53	86,02	94,00	60,06	BOA
PRO03	64,94	87,71	26,95	81,23	87,05	3,00	56,67	80,38	94,00	43,06	REGULAR
SEG01	71,51	89,30	36,52	90,09	85,83	21,78	52,66	76,06	94,00	60,20	BOA
SEG04	74,99	43,60	5,00	81,23	85,04	9,44	45,88	75,65	94,00	39,78	REGULAR
IMB01	84,67	50,64	32,95	73,57	69,81	4,85	72,79	79,96	94,00	45,19	REGULAR
IMB16	90,68	2,00	5,00	32,58	20,86	6,26	19,11	49,38	94,00	18,22	PÉSSIMA
ANH01	74,66	71,03	22,16	73,57	76,45	3,00	28,48	72,01	94,00	37,75	REGULAR
ANH08	84,92	8,29	5,00	44,33	27,86	3,00	11,52	66,18	94,00	19,56	RUIM
ANH12	71,51	34,53	5,00	73,57	20,86	4,23	27,54	55,40	94,00	24,81	RUIM

Com exceção do ponto ANH 01, todas as qualidades do IQA_{BHU} foram menores que do IQA_{CETESB}, o que demonstra que há uma não-conformidade dos limites impostos pela legislação para as classes dos córregos da cidade.

Fazendo a comparação por parâmetro, todos os subíndices de pH tiveram valores menores no IQA_{BHU}, tendo valores com classificação RUIM devido ao fato de estarem próximos aos limites exigidos por lei. Para efeito de comparação, o valor de subíndice 25 só é alcançado no IQA_{CETESB} caso o valor de pH seja igual a 5 ou 9,6, valores que extrapolam os limites de 6 a 9 da legislação.

Para a DBO e *E. coli*, houve valores melhores e piores, demonstrando que o índice está representativo das variações dos parâmetros, não apenas piorando os valores. No caso da DBO, dois valores obtiveram classificação péssima no IQA_{BHU} indicando extrapolação dos limites. Já para a *E. coli*, sete dos nove pontos receberam o subíndice 5, indicando extrapolação de limites, contudo, nos pontos PRO 01 e SEG 01 apresentam subíndice significativamente maiores que os do IQA_{CETESB}.

Uma teoria possível, seja o fato de que as curvas de normalização do IQA_{CETESB} não são sensíveis ao município de Campo Grande, pois o menor valor encontrado no monitoramento

periódico feito pelo Programa Córrego Limpo, já citado anteriormente, é de 100 NMP/100mL que seria representado por uma ponderação 40. Contudo, se o município apresenta valores de *E. coli* mais elevados em todos os pontos de monitoramento, inclusive em nascentes, é possível que não seja apenas poluição antrópica, podendo existir alguma condição base da bacia. Assim, o IQA_{CETESB} poderia estar mascarando uma real qualidade dos córregos locais.

No caso do fósforo total, todas as ponderações receberam os mesmos valores no IQA_{BHU}, indicando valores que extrapolaram os limites. Contudo, observando-se os valores do IQA_{CETESB}, algumas ponderações receberam classificações REGULAR, ainda que os limites tivessem sido ultrapassados, como indicado anteriormente. Para os parâmetros turbidez e OD, todos os valores obtiveram ponderações melhores no IQA_{BHU} comparados ao IQA_{CETESB}.

Ainda assim, vale destacar que a retirada do parâmetro temperatura, presente no IQA_{CETESB}, pois como pode ser visto todas as suas ponderações receberam a nota 94, podendo ocasionar a “eclipsamento”. Este problema não ocorre com o IQA_{BHU}, pois como pode ser notado nenhum parâmetro obteve todos os pontos com uma mesma classificação para as suas ponderações.

Por fim, é possível observar a utilização da nova ferramenta “±”, que indica a proximidade com a classificação superior ou inferior. Devido ao fato de os resultados apresentados a população serem as classificações, com esta ferramenta é possível que a população tenha um acompanhamento mais aprofundado de saber se a qualidade está melhorando ou piorando, podendo assim acompanhar mais adequadamente e assim, caso necessário, cobrar dos órgãos competentes.

Assim, é possível notar que o IQA_{BHU} possui uma distribuição em seus valores de subíndice, não apenas deixando a qualidade reduzida ou restritiva. Portanto, o índice é mais adequado para o monitoramento constante, pois demonstra com maior precisão a qualidade do ponto de vista da legislação, sendo uma ferramenta de maior auxílio para as tomadas de decisões dos órgãos competentes e responsáveis pela manutenção e melhoria da qualidade das águas naturais da cidade.

Considerando-se que o enquadramento que rios e córregos recebem, devem ser metas a serem cumpridas, um índice que demonstra com maior precisão o comportamento da qualidade das águas com base nos limites legais vigentes é uma ferramenta de grande valia para os órgãos tomadores de decisões.

6. CONCLUSÃO

O Índice de Qualidade da Água para Bacias Hidrográficas Urbanas (IQA_{BHU}) foi criado. Este tinha como objetivo ser um índice robusto, que auxiliasse no monitoramento da qualidade da água e nas futuras tomadas de decisões por parte dos órgãos públicos responsáveis.

O IQA_{BHU} adicionou os parâmetros amônia, nitrato e surfactante que possuem limites de enquadramento para as classificações dos córregos, além de auxiliarem na indicação de possíveis contaminação por efluentes antrópicos clandestinos.

Desta forma, como todos os parâmetros possuem limites nas legislações vigentes e o IQA_{BHU} foi criado com a utilização destes limites, sua utilização consegue demonstrar de maneira mais eficiente a variação da qualidade da água em relação a conformidade do enquadramento.

Além disso, é esperado que novas discussões acerca dos limites de classificação dos rios urbanos da bacia sejam iniciadas, para que trabalhos futuros possam indicar mais precisamente quais os limites dos parâmetros são desejados para cada classificação, e assim, o monitoramento se torne ainda mais preciso, com a adequação do IQA_{BHU}.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd edition. Washington DC: American Public Health Association, 2017.

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

BARROS, L. G. M. L.; OLIVEIRA, K. R. F.; FRANÇA, A. S.; GONÇALVES, F. V.; IDE, C. N.; CAMPOS, M.; MATOS, N. S.; WALKER, I. C.; SILVA, T. R. Qualidade da água de bacias hidrográficas urbanas: córrego Sóter. In: FRANÇA, A. S.; GONÇALVES, F. V.; FOLMER, I (org.). Água, da nascente ao uso: uma avaliação dos processos no caminho hídrico. 1. Ed. Santa Maria, RS: Arco Editores, 2021. p. 36-51. Disponível em: <https://www.arcoeditores.com/livros-1>. Acesso em: 20 mai. 2022.

BEGA, J. M. M.; ALBERTIN, L. L.; OLIVEIRA, J. N. Development of water quality index as a tool for urban water resources management. **Environmental Science and Pollution Research** (2022). <https://doi-org.ez51.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11356-022-23513-8>.

BROWN, R. M.; MCCLELLAND, N. I.; DEININGER, R. A.; TOZER, R. G. A water quality index – do we dare?. *Water Sewage Works*, v. 117, n. 10, p. 339-343, 1970.

CASSILLAS-GARCÍA L.F.; de ANDA, J.; YEBRA-MONTES, C.; HARVEY SHEAR; DÍAZ-VAZQUEZ, D.; GRADILLA-HERNÁNDEZ, M. S. Development of a specific water quality index for the protection of aquatic life of a highly polluted urban river. **Ecological Indicators**, v. 129, p. 107899, 2021.

CHANDRA, R.; NISHADH, K. A.; AZEEZ, P. A. Monitoring water quality of Coimbatore wetlands, Tamil Nadu, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 169, n. 1–4, p. 671–676, 2010.

CHAPMAN, D. Water quality assessments: A guide to the use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. 2ª edição published on behalf UNESCO, WHO and UNEP by E&FN Spon, London, 1996.

COLETTI, C. *et al.* Water quality index using multivariate factorial analysis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 517–522, 2010.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2019. São Paulo- SP: CETESB, 2020.

DEVI, M. Water quality indexing for predicting variation of water quality over time. **University of Mauritius Research Journal**, v. 15, n. 1, p. 186–199, 2009.

DIAS, C. A. **Avaliação das águas superficiais dos corpos hídricos urbanos na cidade de**

Campo Grande-MS, utilizando índices de qualidade das águas. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande- MS, p.111. 2005.

EFFENDI, H.; ROMANTO; WARDIATNO, Y. Water Quality Status of Ciambulawung River, Banten Province, Based on Pollution Index and NSF-WQI. **Procedia Environmental Sciences**, v. 24, p. 228–237, 2015.

ELLIS, J. B.; BUTLER, D. Surface water sewer misconnections in England and Wales: Pollution sources and impacts. **Science of the Total Environment**, v. 526, p. 98–109, 2015.

FERREIRA, L. M. **Índice de qualidade de água para bacia do rio Formoso: uma proposta.** Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande- MS, p.146. 2005.

HORTON, R. K.; An index number system for rating water quality. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 37, n.3, p. 300-306, 1965.

HARKINS, R. D. An objective water quality index. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 46, n. 3, p. 588-591, 1974.

HOUSE, M. A. A water quality index for river management. **Water and Environmental Journal**, v. 3, p. 336-344, 1989.

Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul – IMASUL. DELIBERAÇÃO CECA/MS Nº 36, de 27 de junho de 2012. Campo Grande – MS: IMASUL, 2012.

LANDWEHR, J. M.; DEININGER, R. A. A Comparison of several water quality indices. **Journal of Water Pollution of Control Federation**, v. 48, n. 5, p. 954 – 958. 1976.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. 3ª edição, Campinas: Átomos, 2010.

MENEZES, J. M.; PRADO, R. B.; SILVA JÚNIOR, G. C.; SANTOS, R. T. Índices de qualidade de água: métodos e aplicabilidade. In: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; ANDRADE, A. G. de (Org.). Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. pt. 4, cap. 5, p. 325-352.

NOGUEIRA, F. F.; COSTA, I. A.; PEREIRA, A. P. 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. Goiânia- GO, UFG, 2015.

OSIBANJO, O.; DASO, A. P.; GBADEBO, A. M. The impact of industries on surface water quality of River Ona and River Alaro in Oluyole Industrial Estate, Ibadan, Nigeria. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 4, p. 696–702, 2011.

PIVELLI, R. P.; KATO, M. T. Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos. ABES: São Paulo. São Paulo- SP, Universidade de São Paulo – USP 2005.

RABELO, G. C.; NETO, J. B.; FREIRE, R. Análise dos dados de monitoramento de qualidade de água de uma bacia hidrográfica na proposta de um índice qualidade de água urbano (IQA_U). **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 13, n. 3, p. 806-821, 2020.

SEDESC - Secretaria Municipal de Desenvolvimento Econômico e da Ciência e tecnologia. Perfil Socioeconômico de Campo Grande. Campo Grande – MS: SEDESC, 2019.

SEMADUR - Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano. Qualidade das águas superficiais de Campo Grande - MS. Campo Grande - MS: SEMADUR, 2020.

SPERLING, M. V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2ª edição, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 1996.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. Aquatic chemistry. New York-NY, Wiley Interscience, 1970.

SUTADIAN, A. D.; MUTTIL, N.; YILMAZ, A. G.; PERERA, C. B. J. Development of river water quality indices - A review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, p. 58-91, 2016.

SUTADIAN, A. D.; MUTTIL, N.; YILMAZ, A. G.; PERERA, C. B. J. Development of a water quality index for rivers in West Java Province, Indonesia. **Ecological Indicators**, v. 85, n. April 2017, p. 966–982, 2018.

UDDIN, M. G.; NASH, S.; OLBERT, A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**, v. 122, p. 107218, 2021.