

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

ALANA DEDUCK CICILINSKI

ELABORAÇÃO E APLICAÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA EM
CONSONÂNCIA COM A LEGISLAÇÃO BRASILEIRA

PONTA GROSSA
2018

ALANA DEDUCK CICILINSKI

ELABORAÇÃO E APLICAÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA EM
CONSONÂNCIA COM A LEGISLAÇÃO BRASILEIRA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual de Ponta Grossa, como requisito para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Jorim Sousa das Virgens Filho

PONTA GROSSA

2018

Ficha Catalográfica
Elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

Cicilinski, Alana Deduck
C568 Elaboração e aplicação de um índice de
 qualidade da água em consonância com a
 legislação brasileira/ Alana Deduck
 Cicilinski. Ponta Grossa, 2018.
 77f.

 Dissertação (Mestrado em Engenharia
 Sanitária e Ambiental - Área de
 Concentração: Saneamento Ambiental e
 Recursos Hídricos), Universidade Estadual
 de Ponta Grossa.
 Orientador: Prof. Dr. Jorim Sousa das
 Virgens Filho.

 1.Índice de qualidade da água. 2.IQAc.
 3.Monitoramento da qualidade da água.
 4.Qualidade da água superficial. I.Virgens
 Filho, Jorim Sousa das. II. Universidade
 Estadual de Ponta Grossa. Mestrado em
 Engenharia Sanitária e Ambiental. III. T.

CDD: 628.16



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título da Dissertação: “Elaboração e Aplicação de um Índice de Qualidade da
Água em Consonância com a Legislação Brasileira”

Nome: Alana Deduck Cicilinski

Orientador: Prof. Dr. Jorim Sousa das Virgens Filho

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Jorim Sousa das Virgens Filho
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Dr. Rodrigo Yoiti Tsukahara
Fundação ABC

Profª. Drª. Elizabeth Weinhardt de Oliveira Scheffer
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Ponta Grossa, 3 de abril de 2018.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por guiar meus passos, jamais permitindo que fraquejasse perante os obstáculos que naturalmente se apresentam ao longo dessa jornada.

Ao Prof. Dr. Jorim Sousa das Virgens Filho, pela contribuição de seus conhecimentos na orientação dessa dissertação. Por toda confiança em mim depositada, pelo apoio e incentivo perante as dificuldades e pela amizade desenvolvida no decorrer deste tempo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual de Ponta Grossa, à coordenação e a todos os professores do curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de pesquisa. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Fundação Araucária de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Estado do Paraná pelo apoio financeiro voltado a aquisição de ferramentas essenciais para o desenvolvimento deste trabalho.

À Fundação ABC – Pesquisa e Desenvolvimento Agropecuário e às Cooperativas Frísia, Castrolanda e Capal pela concessão dos dados.

À equipe do Laboratório de Estatística Computacional e Aplicada (LECA), por compartilhar a vida cotidiana.

A minha família, principalmente à minha mãe Miriam Deduck, por todo apoio, incentivo e dedicação, por ser um exemplo de mulher. Ao meu pai Nicolau Cicilinski, pela disposição e ajuda oferecida.

Ao meu namorado Renan Tribeck, pelo amor e companheirismo, pelos momentos de descontração e amizade.

A todos os meus amigos pelos momentos da vida que compartilhamos, pelas festas e bagunças, pelos conselhos e conversas.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a conclusão desta dissertação.

“Neste mundo, nada é mais maleável e frágil quanto a água. Contudo, ninguém, por mais poderoso que seja, resiste à sua ação (corrosão, desgaste, choque de ondas), ou pode viver sem ela. Não é bastante claro que a flexibilidade é mais eficaz que a rigidez?

(Lao-Tsé)

RESUMO

O índice de qualidade da água (IQA) é uma importante ferramenta para avaliar o status da qualidade da água; sintetizando as informações fornecidas por parâmetros físicos, químicos e biológicos. Este trabalho teve como objetivo geral a elaboração e aplicação de um índice de qualidade da água em conformidade com a legislação brasileira. Para o desenvolvimento de um novo índice, denominado IQA_c, vinculou-se a informação dos parâmetros que o compõe e a praticidade de cálculo à legislação vigente no Brasil. Para tanto, foram selecionadas 30 estações de monitoramento da água, nos domínios da unidade hidrográfica do Alto Iguaçu- Paraná, Brasil. A estes dados, aplicaram-se três metodologias de cálculo de IQAs: o método NSF (IQA_{NSF}), Bascarán (IQA_b) e o método proposto nesta pesquisa denominado Bascarán-CONAMA (IQA_c). Os índices foram comparados nos diferentes períodos pluviométricos e estações do ano. Posteriormente, o IQA_c foi aplicado nas Bacias Hidrográficas do Rio Tibagi e do Rio das Cinzas, localizadas no Estado do Paraná, onde foram definidos 24 pontos de monitoramento da água, monitorados entre julho de 2014 e junho de 2016. Foram realizadas ponderações sob um ponto de vista pluviométrico de períodos anuais mais chuvoso e menos chuvoso, bem como numa perspectiva sazonal. Foram elaborados mapas georreferenciados, utilizando o método de interpolação do Inverso da Distância Ponderada (IDW), a fim de obter a distribuição espacial dos valores estimados. Análises estatísticas foram realizadas ao nível de significância de 1%. A partir dos resultados obtidos nesta pesquisa, pôde-se concluir que o novo índice de qualidade da água desenvolvido se demonstrou adequado para avaliação de qualidade da água. Observou-se que o desenvolvimento de IQAs em função da regionalidade é um aspecto importante para avaliação da qualidade da água nos corpos hídricos. Foi constatado que a qualidade da água na área avaliada dos rios Tibagi e Cinzas está em conformidade com os requisitos mínimos de qualidade da água que constam na legislação brasileira para rios Classe 2. Foi concluído que o fator sazonal não exerceu influência significativa na qualidade da água, uma vez que na comparação tanto entre períodos pluviométricos, quanto entre as estações do ano, não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas nos pontos de monitoramento.

Palavras-chave: Índice de Qualidade da Água, IQA_c, Monitoramento da Qualidade da Água, Qualidade da Água Superficial.

ABSTRACT

The water quality index (WQI) is an important tool for assessing the status of water quality; synthesizing the information provided by physical, chemical and biological parameters. This work had as general objective the elaboration and application of a water quality index in accordance with the Brazilian legislation. For the development of a new index, denominated IQAc, the information of the parameters that compose it and the practicality of calculation was linked to the legislation in force in Brazil. For this purpose, 30 water monitoring stations were selected, in the domains of the hydrographic unit of Alto Iguaçu- Parana, Brazil. To these data, three methodologies for calculating WQIs were applied: the NSF method (NSFWQI), Bascarán (WQIb) and the method proposed in this research denominated Bascarán-CONAMA (IQAc). The indices were compared in different pluviometric periods and seasons. Subsequently, the IQAc was applied to the Hydrographic Basins of the Tibagi River and the Cinzas River, located in the State of Parana, where 24 water monitoring points were monitored from July 2014 to June 2016. Ponderations were made from a viewpoint of more and less rainy annual periods, as well as a seasonal perspective. Georeferenced maps were elaborated using the Weighted Distance Inverse (IDW) interpolation method, in order to obtain the spatial distribution of the estimated values. Statistical analyzes were performed at a significance level of 1%. From the results obtained in this research, it was concluded that the new water quality index developed was adequate for water quality assessment. It was observed that the development of WQI as a function of regionality is an important aspect for assessing water quality in water bodies. It was found that the water quality in the evaluated area of the Tibagi and Cinzas rivers complies with the minimum water quality requirements in Brazilian legislation for Class 2 rivers. It was concluded that the seasonal factor hasn't had a significant influence on water quality, since in the comparison between rainfall periods and seasons, no statistically significant differences were observed in the monitoring points.

Key-words: Water Quality Index, IQAc, Water Quality Monitoring, Surface Water Quality.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	7
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	8
QUALIDADE DA ÁGUA FRENTE A INTERFERÊNCIAS NATURAIS E ANTROPOGÊNICAS	8
INDICADORES DA QUALIDADE DA ÁGUA	13
Indicadores Físicos	13
Indicadores Químicos	14
Indicadores Biológicos	16
ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA	16
ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA PROPOSTO POR BASCARÁN	19
CAPÍTULO 1	21
ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA ELABORADO SOB A PERSPECTIVA DA LEGISLAÇÃO BRASILEIRA	21
1.1 INTRODUÇÃO	23
1.2 MATERIAIS E MÉTODOS	25
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
1.4 CONCLUSÃO	48
CAPÍTULO 2	50
APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA IQA_c EM BACIAS HIDROGRÁFICAS PARANAENSES	50
2.1 INTRODUÇÃO	52
2.2 MATERIAIS E MÉTODOS	55
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
2.4 CONCLUSÃO	70
CONSIDERAÇÕES FINAIS	71
REFERÊNCIAS	72

INTRODUÇÃO

A água é um recurso finito e essencial para a vida e seu uso deve ocorrer de forma consciente e sustentável. Para que isso aconteça, da perspectiva de planejamento e gerenciamento hídrico, é fundamental compreender os efeitos da interferência antrópica na qualidade da água.

De acordo com Giri e Qiu (2016), a interferência antrópica na qualidade dos recursos hídricos é intensificada em decorrência do aumento populacional, que ocasiona mudanças no uso do solo, exigindo uma maior demanda de terras para habitação, cultivo de alimentos e para o desenvolvimento de infraestrutura relativo a transportes e urbanização.

Ressalta-se que o conhecimento da relação uso do solo versus qualidade da água é de grande importância para a proteção dos corpos hídricos, que saciam a demanda de água para diferentes usos. A compreensão dessa relação ajudará também a estimar a qualidade da água em pontos que não possuem monitoramento; bem como avaliar a possibilidade de reduzir pontos de monitoração, o que é interessante uma vez que estes procedimentos demandam tempo e recursos financeiros. Além do mais, este conhecimento servirá como diretriz para que autoridades e especialistas na área tomem decisões corretas dado o aumento das mudanças do uso do solo por atividades antropogênicas.

Mudanças climáticas, sejam elas naturais ou intensificadas pela ação humana, também surtem efeitos sobre o ciclo hidrológico, ocasionando alterações na qualidade da água. A necessidade de previsão dos impactos e o uso de modelagem ecológica e quantitativa para avaliação dessas interferências tende a aumentar.

Para avaliar e monitorar a qualidade da água, uma importante ferramenta utilizada é o Índice de Qualidade da Água (IQA). De acordo com Tyagi et al. (2013) pode-se afirmar que o objetivo de um IQA é dar um único valor à qualidade da água de uma fonte e reduzir um maior número de parâmetros em uma equação simples, resultando em uma fácil interpretação dos dados de monitoramento da qualidade da água. Uma vez que não há um IQA utilizado em âmbito mundial, pesquisas vêm apontando a necessidade do

desenvolvimento de índices que levem em consideração as características regionais, como destacado por Poonan et al. (2013).

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo geral a elaboração e aplicação de um índice de qualidade da água em conformidade com a legislação brasileira.

Com o intuito de atingir o o objetivo geral do trabalho foram elaborados dois artigos a respeito dessa temática, que estão apresentados em forma de capítulos. O primeiro capítulo refere-se ao primeiro artigo, que teve como objetivo principal apresentar uma alternativa de cálculo para expressar a qualidade da água, de maneira que este novo índice vincule a informação dos parâmetros que o compõe e a praticidade de cálculo à legislação vigente no Brasil. O segundo artigo, referente ao Capítulo 2, teve como objetivo principal a análise a qualidade da água nas Bacias do Rio Tibagi e do Rio das Cinzas, localizadas no Estado do Paraná, utilizando para tanto a aplicação do IQA_c, que foi proposto no Capítulo 1.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

QUALIDADE DA ÁGUA FRENTE A INTERFERÊNCIAS NATURAIS E ANTROPOGÊNICAS

Nas últimas três décadas o planeta Terra experimentou um aumento populacional muito expressivo. Em 1987, de acordo com estimativas da Organização das Nações Unidas (ONU), a população mundial atingiu a faixa de 5 bilhões de pessoas. Em 2017, apenas trinta anos depois, estima-se que a população mundial seja de 7,2 bilhões de pessoas. (ONU- POPULAÇÃO MUNDIAL..., 2017).

Esse rápido crescimento populacional traz consigo uma série de implicações que afetam os mais diversos aspectos da vida. Um dos problemas a enfrentar refere-se à crise de recursos hídricos. Aproximadamente 1 bilhão de pessoas carece de acesso a um abastecimento de água suficiente (20 litros por pessoa, por dia). (ONU- ÁGUA...,2017).

Conforme Tundisi e Tundisi (2011), não só a espécie humana, mas qualquer forma de vida depende da água para sua sobrevivência e para seu desenvolvimento. Em decorrência do aumento da densidade populacional, uma

maior demanda de água é exigida. O consumo excessivo de água para irrigação, abastecimento público ou uso industrial causa um desequilíbrio no ciclo hidrológico o que acarreta o comprometimento da qualidade desse recurso. A quantidade de água repostada pela precipitação pluviométrica não é suficiente e também é impactada.

Tundisi e Tundisi (2008) destacam que, além da retirada excessiva de água, outras atividades humanas implicam diferentes ameaças e problemas para a disponibilidade e qualidade de recursos hídricos. Essas ameaças resultam das seguintes causas: desmatamento, mineração, descarga de esgotos, descarga de efluentes industriais, introdução de espécies exóticas nos sistemas terrestres e aquáticos, remoção de espécies do ecossistema, construção de represas, disposição de resíduos sólidos, construção de hidrovias, dentre outras.

A expansão populacional também ocasiona mudanças e intensificação no uso do solo, visto que uma maior demanda de terras para habitação é necessária, bem como terras para cultivo de alimentos e para o desenvolvimento de infraestrutura, relacionado principalmente a transportes e urbanização. (GIRI e QIU, 2016).

Segundo Sperling (2005), o crescimento dessas atividades antropogênicas coloca em risco a qualidade dos corpos hídricos. A interferência do ser humano contribui para introdução de compostos na água afetando sua qualidade. Conforme Libânio (2005), as alterações prejudiciais ao meio aquático são classificadas como poluição, e quando tais alterações colocam em risco a saúde dos elementos da biota ou do ser humano que dele faz uso, a poluição passa a denominar-se contaminação. O autor lista como os principais agentes poluentes: a matéria orgânica biodegradável, os compostos orgânicos sintéticos não-biodegradáveis, os microrganismos patogênicos; os sólidos em suspensão e nutrientes como fósforo e nitrogênio.

Quanto à origem dos resíduos, as fontes poluidoras podem ser classificadas em pontuais (lançamento de esgoto doméstico ou industrial, efluentes gasosos industriais, aterro sanitário etc.) ou difusas (agrotóxicos aplicados na agricultura e dispersos no ar, carregados pelas chuvas para os rios ou para o lençol freático, gases expelidos do escapamento de veículos automotores etc.). As fontes pontuais podem ser identificadas e controladas

mais facilmente que as difusas, cujo controle eficiente é um desafio. (BRAGA et al., 2005).

Uma pesquisa desenvolvida na Bacia Hidrográfica do Rio Minjiang (China), demonstra como a poluição pontual pode mascarar a correlação entre o uso da terra e a qualidade da água. O estudo verificou que quanto mais grave é a poluição pontual, menor foi a correlação significativa entre a qualidade da água e o uso da terra nos locais estudados. (ZHOU et al., 2016).

Diversos estudos evidenciam a estreita relação entre a intensificação do uso do solo e o aporte de poluentes nos corpos hídricos. Smith; Western e Hannah (2013), analisaram dados de qualidade da água a longo prazo das bacias hidrográficas em uma região de produção leiteira intensiva na Austrália. Usando a produção de leite como um substituto para a intensidade do uso da terra, foi estabelecida uma ligação entre intensificação agrícola e concentrações crescentes de nitrogênio e fósforo na água, particularmente para a década de 1990-2000, quando as maiores mudanças na intensidade agrícola foram observadas na região.

Para avaliar a influência do uso do solo na qualidade da água na bacia do rio Dongjiang, Ding et al. (2016) fizeram uso de análises estatísticas multivariadas. Os piores resultados de qualidade da água foram associados às terras com maior densidade de terra cultivada, pomares e pastagens nas bacias montanhosas, enquanto nas planícies foi associado a um maior índice de uso da terra urbanizado.

Um estudo de caso na região industrial de Peenya, Bangalore, na Índia, foi conduzido por Shankar, Balasubramanya e Reddy (2008) com o intuito de identificar problemas de contaminação na água subterrânea. Os autores descrevem que os resultados indicam claramente que a água subterrânea está sendo contaminada de forma alarmante devido à rápida industrialização. Investigações e discussões foram realizadas com funcionários do centro de saúde local e o público da área, e apontaram para a grave contaminação das águas subterrâneas nas proximidades das indústrias e a saúde precária enfrentada pelos moradores.

Suthar et al. (2009) em trabalho que visou a avaliação da qualidade da água do Rio Hindon em Ghaziabad, na Índia, concluíram que o escoamento urbano e as descargas de águas residuais industriais foram a maior ameaça da

qualidade da água deste rio. No geral, a qualidade da água do Rio Hindon foi relativamente ruim no que diz respeito ao seu uso para fins domésticos.

Meneses et al. (2015) em estudo que explorou a relação do uso do solo e suas mudanças na bacia hidrográfica Zêzere (Portugal), relatam que os pontos com maior ocupação de florestas conduzem a uma maior proteção da qualidade da água; sendo que em áreas que sofreram perda da floresta de árvores coníferas foi observado aumento no pH da água. Neste mesmo estudo, destaca-se que o aumento da concentração de sais solúveis e coliformes são registrados em áreas com crescimento de superfícies artificiais e pastagens.

Yu et al. (2013), em pesquisa que também objetivou a compreensão da relação entre o uso do solo e a qualidade da água, destacam a importância da manutenção de áreas de florestas e ressalta que um aumento da área e de produtividade da vegetação natural é uma forma mais eficiente e poderosa de melhorar a qualidade da água em uma área urbanizada do que uma reorganização da configuração dos tipos de uso da terra. Figuepron; Garcia e Stenger (2013) também demonstram em seu trabalho que as florestas exercem um efeito positivo na qualidade da água comparado com outros usos do solo. Além disso, os autores mostram os benefícios que a cobertura florestal pode trazer para a economia dos serviços de água potável, com uma queda potencial nos preços da água.

Percebe-se diante do exposto que existe uma necessidade maior do controle do desmatamento e manutenção de áreas de preservação permanente (APP); bem como a importância da compreensão dos efeitos do uso do solo nos corpos hídricos.

O suprimento e a qualidade da água também são impactados por mudanças climáticas globais, de acordo com o Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). O termo mudanças climáticas pode ser definido como qualquer mudança no clima ao longo do tempo, oriunda de uma variabilidade natural ou como resultado da atividade humana.

As mudanças de temperatura são as alterações climáticas mais evidentes e de fácil mensuração, mas variações na umidade do ar, precipitação e circulação atmosférica também ocorrem, afetando todo o sistema. As elevações de temperatura levam a aumentos na capacidade de retenção de umidade da atmosfera a uma taxa de cerca de 7% por °C. Esses efeitos

alteram o ciclo hidrológico, especialmente as características da precipitação pluviométrica (quantidade, frequência, intensidade, duração e tipo). (IPCC, 2013). O Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMC, 2014) destaca que o efeito da mudança de uso da terra e da liberação de calor antrópico nos grandes centros urbanos, conhecido como ilha de calor urbana, podem ser importantes agentes contribuindo para o aumento da temperatura média global.

De acordo com Tundisi e Tundisi (2008), os principais impactos do aquecimento global deverão estar relacionados com o aumento de drenagem, mudanças na precipitação pluviométrica, aumento no nível dos rios, alterações no padrão do uso do solo e deslocamento da população em função das alterações climáticas locais e regionais.

Devido à extrema importância da água para a manutenção da vida, esse assunto tem sido alvo de diversas pesquisas. Haddeland et al. (2014), em um estudo comparativo entre os impactos de mudanças climáticas e ações humanas sobre o ciclo da água, verificaram que reservatórios artificiais e retiradas de água, a longo prazo e a um nível global, possuem pouco impacto no balanço da água presente no planeta. Contudo, em algumas bacias hidrográficas, os autores verificaram que o impacto das intervenções humanas é significativo. Em determinadas localidades da Ásia e dos Estados Unidos, os efeitos das atividades humanas excederam os impactos esperados por níveis moderados de aquecimento global.

Mekonnen e Hoekstra (2016), em um estudo onde a escassez de água foi avaliada mensalmente no período de 1996 a 2005, relatam que 71% da população (4,3 bilhões de pessoas) vive sob condições de moderada à severa escassez de água por pelo menos 1 mês do ano. O número de pessoas que sofrem uma severa falta de água, por pelo menos 4 a 6 meses no ano, é de 1,8 à 2,9 bilhões de pessoas. De acordo com os autores, aproximadamente meio bilhão de pessoas enfrentam condições severas de escassez durante todo o período do ano.

Pesquisadores da área alertam que grande parte do mundo enfrentará desafios substanciais relacionados à infraestrutura da água e aos serviços associados. Mudanças iminentes em escala global na população e no desenvolvimento econômico ditarão a relação futura entre a oferta e a

demanda de água em um grau muito maior que mudanças climáticas. (VOROSMARTY et al., 2000).

INDICADORES DA QUALIDADE DA ÁGUA

De acordo com Sperling (2005), a qualidade da água é resultante tanto de interferências antropogênicas quanto de fenômenos naturais, como escoamento superficial e infiltração do solo, resultantes da precipitação pluviométrica. Para a caracterização da qualidade da água, são analisados indicadores físicos, químicos e biológicos. A seguir, são apresentados os indicadores de qualidade da água explorados neste trabalho.

Indicadores Físicos

Cor: É uma característica derivada da existência de substâncias em solução, na maioria dos casos, de natureza orgânica. (BRAGA et al., 2005). Deve-se distinguir entre cor aparente e cor verdadeira. No valor da cor aparente pode estar incluída uma parcela devida à turbidez da água. Quando esta é removida por centrifugação, obtém-se a cor verdadeira. (SPERLING, 2005). O resultado é apresentado em unidades de cor (uC) ou unidade Hazen (uH). As águas naturais apresentam, em geral, cor verdadeira variando de 0 a 200 uC. Corpos hídricos de cor naturalmente escura ocorrem em regiões ricas em vegetação e, conseqüentemente, de solos menos erodíveis. (LIBÂNIO, 2005).

Sólidos: Correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixo. O teor de sólidos totais é obtido pela pesagem do resíduo da evaporação de uma amostra, correspondendo, pois, a sua fase seca, ou seja, trata-se do resíduo da desidratação da amostra. O resultado obtido na determinação dos Sólidos Totais é submetido à ignição a $550^{\circ}\text{C} \pm 20$. A fração orgânica se oxidará a essa temperatura e será eliminada como gás, e a fração inorgânica permanecerá como cinzas. O material resultante representa os Sólidos Totais Fixos. A fração Sólidos Totais Voláteis é obtida pela diferença entre o resultado dos Sólidos Totais e o resultado dos Sólidos Totais Fixos. (APHA, 2012; CETESB, 2015; LIBÂNIO, 2005).

Temperatura: É a medição da intensidade de calor. (SPERLING, 2005). Os corpos hídricos apresentam variações sazonais e diurnas, bem como

estratificação vertical. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais e usinas termoelétricas. (CETESB, 2015).

Turbidez: É o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessar a água. (CETESB, 2015). É decorrente da presença de materiais em suspensão na água, finamente divididos ou em estado coloidal, e de organismos microscópicos. (BRAGA et al., 2005). Esses materiais podem ser de origem natural (rocha, argila, silte) ou de origem antropogênica (despejos domésticos e industriais). (SPERLING, 2005). É expressa por meio de unidades de turbidez (uT) ou unidades nefelométricas de turbidez. A turbidez natural das águas superficiais está, geralmente, compreendida na faixa de 3 a 500 uT. (LIBÂNIO, 2005).

Indicadores Químicos

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): Refere-se à matéria orgânica passível de ser estabilizada biologicamente. (LIBÂNIO, 2005). A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, em uma temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias em uma temperatura de incubação de 20°C é frequentemente usado e referido como DBO_{5,20}. (CETESB, 2015). É um parâmetro fundamental na caracterização do grau de poluição de um corpo d'água. (SPERLING, 2005).

Fósforo: Apresenta-se nas formas de ortofosfatos, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem necessidade de conversões a formas mais simples; e sua forma mais comum para as faixas de pH das águas naturais é HPO_4^{2-} . O fósforo aparece em águas naturais devido, principalmente, às descargas de esgotos sanitários. A principal fonte são os detergentes em pó e a matéria orgânica fecal. Alguns efluentes industriais (indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios) apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais. De origem natural, provém da dissolução de compostos do solo. É um elemento indispensável para o crescimento de algas,

e quando em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos (eutrofização). Trata-se também de um nutriente essencial para o crescimento de microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. (CETESB, 2015; LIBÂNIO, 2005; SPERLING, 2005).

Nitrogênio: Pode ser encontrado nos corpos hídricos na forma dissolvida (compostos orgânicos nitrogenados) e particulada, na forma molecular (N_2), amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Podem-se associar as etapas de degradação da poluição orgânica por meio da relação entre as formas de nitrogênio. Nas zonas de autodepuração natural em rios, distinguem-se as presenças de nitrogênio orgânico na zona de degradação, amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas. Os esgotos sanitários constituem a principal fonte de nitrogênio, bem como efluentes de indústrias químicas, petroquímica, siderúrgica, farmacêuticas, conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes. A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos como a biofixação, desempenhada por bactérias e algas presentes nos corpos hídricos, e a fixação química, reação que depende da presença de luz. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio. As drenagens urbanas também constituem fonte difusa de difícil identificação. É um elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos (processo denominado eutrofização). Também é indispensável para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento de esgotos. (CETESB, 2015; LIBÂNIO, 2005; SPERLING, 2005).

Oxigênio Dissolvido (OD): De acordo com Libânio (2005), este é o parâmetro mais importante para expressar a qualidade de um ambiente aquático. O oxigênio proveniente da atmosfera dissolve-se nas águas naturais, devido à diferença de pressão parcial. Outra fonte importante de oxigênio das águas é a fotossíntese de algas. O OD é de essencial importância para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução de sua concentração no meio. Dependendo da magnitude desse

fenômeno, podem vir a morrer diversos seres aquáticos, inclusive os peixes. Caso o oxigênio seja totalmente consumido, tem-se condições anaeróbias, com geração de maus odores. Uma adequada provisão de oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos. Os níveis de OD também indicam a capacidade de um corpo d'água em manter a vida aquática. (CETESB, 2015; SPERLING, 2005).

Potencial hidrogeniônico (pH): Representa a concentração de íons hidrogênio H^+ (em escala anti-logarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. A faixa de pH é de 0 a 14, sendo que valores de pH inferiores a 7 indicam condições ácidas e superiores condições alcalinas. O pH influi no grau de solubilidade de diversas substâncias, na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, definindo inclusive o potencial de toxicidade de vários elementos. As águas superficiais apresentam pH variando de 6,0 a 8,5. Alterações podem decorrer de atividade algal, dissolução de rochas e do lançamento de despejos domésticos e industriais. (LIBÂNIO, 2005; SPERLING, 2005).

Indicadores Biológicos

Coliformes termotolerantes: São microrganismos do grupo coliforme capazes de fermentar a lactose a 44 - 45°C, sendo representados principalmente pela *Escherichia coli*. Esta é de origem exclusivamente fecal, estando sempre presente, em densidades elevadas nas fezes dos humanos, mamíferos e pássaros, sendo raramente encontrada na água ou solo que não tenham recebido contaminação fecal. Portanto, é considerado o indicador mais adequado de contaminação fecal em águas doces. (CESTEB, 2015). Conforme Braga (2005) é necessário ressaltar que cuidados especiais devem ser adotados no tratamento de águas que receberam esgotos de origem doméstica devido à presença não só de bactérias, mas também de vermes e vírus.

ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA

Um índice de qualidade da água (IQA) é uma ferramenta que sintetiza as informações apresentadas pelos diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados.

Brown et al. (1970), com o intuito de oferecer ao público em geral um balizador da qualidade das águas, sumarizando os resultados das análises

físicas, químicas e biológicas, desenvolveram um IQA financiado pela National Sanitation Foundation (NSF), o IQA_{NSF}. Esse índice combinou a opinião de um grupo de 142 profissionais da área de qualidade da água. Cada participante deveria selecionar dentre os 35 parâmetros de uma lista quais deveriam ser inclusos ou não para o cálculo do índice. Àqueles parâmetros inclusos, os profissionais também deveriam designar pesos variando de 1 a 5. Por fim, definiu-se uma lista composta por nove parâmetros integrantes do IQA_{NSF}: Oxigênio Dissolvido (OD); Coliformes Fecais (CF); Potencial Hidrogeniônico (pH); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrato, Fosfato, Temperatura, Turbidez e Sólidos Totais. Dessa forma, o IQA surge como uma informação consolidada que incorpora em um único número várias informações. (LIBÂNIO, 2005; BRAGA et al., 2005). No caso de não se dispor do valor de alguma das nove variáveis, o cálculo do IQA_{NSF}, é inviabilizado. Portanto, apesar de ser o índice mais difundido, o IQA_{NSF} apresenta limitações.

Sendo assim, alguns países também elaboraram seus próprios métodos de cálculo do IQA. Desenvolvido no Canadá, o CCME WQI (Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index) foi fundamentado em uma fórmula proposta pelo British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks e modificado por Alberta Environment. O CCME WQI é uma ferramenta para avaliar e reportar informações sobre a qualidade da água tanto para as instituições de gestão quanto para o público. Este método foi desenvolvido com intuito de avaliar as águas superficiais para proteção da vida aquática, de acordo com diretrizes específicas. O protocolo de amostragem deste IQA requer pelo menos 4 parâmetros amostrados ao menos quatro vezes. (CCME, 2001).

Na Índia, uma abordagem foi apresentada por Bhargava (1985), com o propósito de desenvolver um índice de qualidade da água integrado para abastecimento de água potável. Para tanto, o autor identificou 4 grupos de parâmetros: organismos coliformes, metais pesados, parâmetros físicos e parâmetros orgânicos e inorgânicos. A cada parâmetro é atribuído um peso diferente, e o método de agregação utilizado foi multiplivo modificado.

Nos Estados Unidos da América, o Estado de Oregon, por meio do Oregon Department of Environment, desenvolveu sua própria expressão para o cálculo do IQA. O Oregon Water Quality Index (OWQI) é um único número que

expressa qualidade da água integrando medidas de oito parâmetros. O objetivo é fornecer um método simples e conciso para expressar a qualidade da água dos corpos hídricos de Oregon para uso recreacional geral, incluindo pesca e natação. OOWQI, foi originalmente desenvolvido na década de 1970, e atualizado posteriormente com base em um melhor entendimento sobre o comportamento da qualidade da água. A vantagem deste método é que ele permite que a variável com resultados mais debilitados contribua com a maior influência no IQA (CUDE, 2001).

Ademais, outros índices podem ser encontrados na literatura (Poonam, Tanushree e Sukalyan (2013), Tyagi et al. (2013) e Sutadian et al. (2016)) os quais utilizam diferentes parâmetros em suas composições, podendo ser, inclusive, dependentes das características da água e suas finalidades de uso.

No Brasil, a partir de adaptações do IQA_{NSF}, a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) desenvolveu o IQA_{CETESB}. Este índice incorpora as nove variáveis consideradas relevantes pela NSF e é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis que integram o índice. No caso de não se dispor do valor de alguma das nove variáveis, o cálculo do IQA_{CETESB}, bem como do IQA_{NSF}, é inviabilizado (CETESB, 2006).

Silva e Jardim (2006) desenvolveram no Brasil um Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática (IQA_{PVA}), que estabelece uma metodologia de cálculo na qual são consideradas apenas duas variáveis ambientais facilmente mensuráveis: Amônia total e Oxigênio Dissolvido. Os autores relatam que o índice demonstrou-se como uma ferramenta útil no gerenciamento de bacias hidrográficas e pode ser utilizado na avaliação de desempenho de medidas de controle de fontes pontuais e difusas.

De acordo com Lumb, Sharma e Bibeault (2011), em países latino-americanos o método proposto na Espanha por Bascarán (1979) apresenta grande aceitação, se tornando uma alternativa muito interessante como demonstrado em Pesce e Wunderlin (2000) - Argentina; Debels et al. (2005) - Chile; Abrahão et al. (2007) - Brasil.

ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA PROPOSTO POR BASCARÁN

Este índice proporciona um valor global da qualidade da água, incorporando os valores individuais de uma série de parâmetros (CONESA, 2000). A relação de parâmetros utilizados para este cálculo é flexível, permitindo a introdução ou exclusão de variáveis. Isto torna o índice adaptável às condições de análise e amostragem e também à disponibilidade de recursos (RIZZI, 2001). O Índice de Qualidade da Água de Bascarán (IQA_b) é obtido por meio da seguinte fórmula:

$$IQA_b = \frac{k \cdot \sum_{i=1}^N C_i \cdot P_i}{\sum_{i=1}^N P_i} \quad (1)$$

Onde:

C_i = valor percentual correspondente ao parâmetro

P_i = peso correspondente a cada parâmetro

k = constante de ajuste em função do aspecto visual das águas, com os seguintes valores: 1,00 para águas claras sem aparente contaminação; 0,75 para águas com ligeira cor, espumas e turbidez aparente não natural; 0,50 para águas com aparência contaminada e forte odor; 0,25 para águas negras que apresentam fermentações e forte odor.

O valor do IQA_b resulta em um valor entre 0 e 100, e pode ser classificado de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1- Faixas de IQA_b e sua respectiva classificação.

IQA_b	Classificação da água
0	Péssimo
10	Muito Ruim
20	Ruim
30	Desagradável
40	Impróprio
50	Normal
60	Aceitável
70	Agradável
80	Bom
90	Muito Bom
100	Excelente

Rizzi (2001) recomenda o uso do IQA_b e destaca a facilidade ao manusear os parâmetros, podendo-se definir um índice básico com um número reduzido de variáveis e um outro completo com maior número de parâmetros.

Diversos autores no Brasil vêm utilizando o índice de Bascarán em suas pesquisas. Coradi; Fia e Ramírez (2009), avaliaram a qualidade das águas, entre os anos 1996 e 1998, nos principais cursos d'água que cortam o município de Pelotas-RS. Verificou-se neste trabalho que a qualidade dos corpos hídricos foi aceitável, com exceção da Barragem da Eclusa e da Barragem Santa Bárbara, que apresentaram como poluente mais importante o fósforo. Os autores relatam que o índice de Bascarán refletiu a realidade ambiental verificada na região, onde é realizada a agricultura intensiva e o lançamento de grande parte dos efluentes domésticos e industriais sem prévio tratamento nos mananciais.

Scheffer; Ribicki e Viana (2010) caracterizaram as águas do rio Pitangui (PR) através de parâmetros físico-químicos e biológicos, visando relacionar a ocupação de sua bacia e a qualidade de suas águas. Os autores aplicaram o Índice de Qualidade da Água de Bascarán por acreditarem que este permite divulgar de maneira simplificada os resultados experimentais obtidos. Neste trabalho, o IQA_b, associado à potabilidade, mostrou qualidade razoável da água. Outros trabalhos como os de Molozzi; Pinheiro e Silva (2006), Rodrigues; Nolasco e Jesus (2013); Gonçalves e Rocha (2016) demonstram a aplicabilidade do Índice de Bascarán e sua fácil interpretação.

CAPÍTULO 1

ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA ELABORADO SOB A PERSPECTIVA DA LEGISLAÇÃO BRASILEIRA

RESUMO

O índice de qualidade da água (IQA) é uma importante ferramenta para avaliar o status da qualidade da água, sintetizando as informações fornecidas por parâmetros físicos, químicos e biológicos. Este trabalho teve como objetivo principal o desenvolvimento de um novo índice, denominado IQA_c, que vinculou a informação dos parâmetros que o compõe e a praticidade de cálculo à legislação vigente no Brasil. Para tanto, foram selecionadas 30 estações de monitoramento da água, nos domínios da unidade hidrográfica do Alto Iguaçu-Paraná, Brasil. A estes dados, aplicaram-se três metodologias de cálculo de IQAs: o método NSF (IQA_{NSF}), Bascarán (IQA_b) e o método proposto nesta pesquisa denominado Bascarán-CONAMA (IQA_c). Na comparação dos resultados encontrados para os três índices, por estação de monitoramento, período pluviométrico e por estações do ano, foram realizadas análises estatísticas ao nível de significância de 1%. A partir dos resultados encontrados nesta pesquisa, constatou-se que o desenvolvimento de IQAs em função da regionalidade é um aspecto importante para avaliação da qualidade da água nos corpos hídricos. O novo índice de qualidade da água desenvolvido se demonstrou adequado para avaliação de qualidade da água.

Palavras-chave: Índice de Qualidade da Água; IQA_c; Monitoramento da Água.

ABSTRACT

The water quality index (WQI) is an important tool for assessing the status of water quality; synthesizing the information provided by physical, chemical and biological parameters. The main objective of this work was the development of a new index, called IQAc, that linked the information of the parameters that compose it and the practicality of calculation to the legislation in force in Brazil. For this purpose, 30 water monitoring stations were selected, in the domains of the hydrographic unit of Alto Iguaçu-Parana, Brazil. To these data, three methodologies for calculating WQIs were applied: the NSF method (WQI_{NSF}), Bascarán (WQI_b) and the method proposed in this research called Bascarán-CONAMA (WQI_c). In the comparison of the results found for the three indices, per monitoring station, rainfall period and seasons of the year, statistical analysis at a significance level of 1% were performed. From the results found in this research, it was verified that the development of WQIs in function of the regionality is an important aspect to evaluate the water quality in the water bodies. The new water quality index developed was found adequate for assessing water quality.

Key-words: Water Quality Index; WQI_c ; Water Monitoring.

1.1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso primordial aos seres vivos, constituído como principal componente do ecossistema. Portanto, seu uso deve ocorrer de forma prudente e racional, mantendo foco no combate a poluição e evitando o seu desperdício.

Vorosmarty et al. (2000), destacam em seu trabalho um alerta da comunidade científica: grande parte do mundo enfrentará desafios substanciais relacionados à infraestrutura da água e aos serviços associados. De acordo com Mekonnen e Hoekstra (2016), estima-se que, atualmente, a quantidade de pessoas que sofre uma severa falta de água, por um período de 4 a 6 meses no ano, é de 1,8 a 2,9 bilhões. Aproximadamente meio bilhão de pessoas enfrentam condições de escassez durante todo o período do ano.

Devido à sua extrema importância para a manutenção da vida, os recursos hídricos têm sido alvo de diversas pesquisas. De acordo com Vorosmarty et al. (2000); Tyagi et al. (2013); Giri e Qiu (2016), Misaghi et al. (2017), o desafio não está apenas em fornecer quantidades adequadas de água; e sim prover água limpa, livre de impurezas. Água potável para consumo humano não é um interesse exclusivo, também há preocupação em qualificar a água para diferenciados tipos de uso, tais como irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, recreação de contato primário (natação, mergulho), atividade de pesca, entre outros.

Segundo Poonam, Tanushree e Sukalyan (2013) e Sutadian et al. (2016), uma importante ferramenta para avaliar o status da qualidade da água em determinado tempo e local é o índice de qualidade da água (IQA), o qual sintetiza as informações apresentadas por diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados. Uma vez que é um índice de fácil compreensão, o mesmo pode ser utilizado tanto por autoridades quanto pelo público.

Não há consenso sobre um único modelo de IQA que seja aplicado em nível mundial, porém o índice desenvolvido por Brown et al. (1970), conhecido como National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI), é o índice de maior usabilidade. A sua aplicação, bem como de seus derivados, é comum em diversos países (Lumb, Sharma e Bibeault 2011).

Alguns países também desenvolveram seus próprios métodos de cálculo do IQA. Desenvolvido no Canadá, o CCME WQI (Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index) foi fundamentado em uma fórmula proposta pelo British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks e modificado por Alberta Environment. O CCME WQI é uma ferramenta para avaliar e reportar informações sobre a qualidade da água tanto para as instituições de gestão quanto para o público (CCME, 2001).

Na Índia, uma abordagem foi apresentada por Bhargava (1985), com o intuito de desenvolver um índice de qualidade da água integrado para abastecimento de água potável. Ainda neste país, em Nagpur, no Estado de Maharashtra, Sargaonker e Deshpande (2003), também desenvolveram um índice, denominado Overall Index of Pollution (OIP), com a finalidade de avaliar a situação das águas superficiais, especificamente sob condições indianas.

Nos Estados Unidos da América, o Estado de Oregon, por meio do Oregon Department of Environment, desenvolveu sua própria expressão para o cálculo do IQA. O Oregon Water Quality Index (OWQI) é um único número que expressa qualidade da água integrando medidas de oito parâmetros. O objetivo é fornecer um método simples e conciso para expressar a qualidade da água dos corpos hídricos de Oregon para uso recreacional geral, incluindo pesca e natação. O OWQI, foi originalmente desenvolvido na década de 1970, e atualizado posteriormente com base em um melhor entendimento sobre o comportamento da qualidade da água (CUDE, 2001).

De acordo com Lumb, Sharma e Bibeault (2011), em países latino-americanos o método proposto na Espanha por Bascarán (1979) apresenta grande aceitação, se tornando uma alternativa muito interessante como demonstrado em Pesce e Wunderlin (2000) na Argentina; Debels et al. (2005) no Chile; Abrahão et al. (2007) no Brasil. A quantidade de parâmetros utilizados para este cálculo é bastante flexível, permitindo a introdução ou exclusão de outros parâmetros no seu cômputo, o que torna um índice adaptável às condições de análise e amostragem bem como à disponibilidade de recursos (CONESA, 2000; RIZZI, 2001).

No Brasil, a partir de adaptações do NSFQI, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) desenvolveu seu próprio índice de

qualidade da água, o IQA_{CETESB}. Contudo, assim como o índice proposto por Brown (1970), este IQA não é flexível e seu cálculo é inviabilizado na ausência de um dos nove parâmetros que o compõe. Além disso, a classificação da água nos níveis propostos pelo IQA_{CETESB} (Ótima, Boa, Razoável, Ruim ou Péssima) não apresenta relação direta com a legislação brasileira vigente, a qual é regida pela Resolução nº 357 do CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA e que “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento” (CONAMA, 2005).

A referida resolução define "águas doces" como águas com salinidade igual ou inferior a 0,05%. Estas águas são classificadas de acordo com o seu uso preponderante, baseadas não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade. O enquadramento dos corpos hídricos é realizado entre as classes “especial”, 1, 2, 3 e 4, sendo que os padrões de qualidade das águas estabelecem limites individuais para cada parâmetro em cada classe. As águas definidas como classe especial são destinadas ao abastecimento para consumo humano (com desinfecção); à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral. No outro extremo, as águas de classe 4 podem ser destinadas apenas à navegação e à harmonia paisagística.

Diante do exposto e tendo em vista a importância do monitoramento da qualidade da água e a compatibilização do IQA com a legislação brasileira, o objetivo principal deste trabalho é apresentar uma alternativa de cálculo para expressar a qualidade da água, de maneira que este novo índice vincule a informação dos parâmetros que o compõe e a praticidade de cálculo à legislação vigente no Brasil.

1.2 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Estatística Computacional e Aplicada – LECA, na Universidade Estadual de Ponta Grossa, Estado do Paraná, Brasil.

O Estado do Paraná pertence à região do sul do Brasil e está localizado entre os paralelos 22°30'58" e 26°43'00" de latitude sul e entre os meridianos 48°05'37" e 54°37'08" de longitude oeste. Segundo a

classificação de Koppen o Estado do Paraná possui dois tipos climáticos: Cfa - Clima subtropical com temperatura média no mês mais frio inferior a 18°C (mesotérmico) e temperatura média no mês mais quente acima de 22°C, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida; Cfb - Clima temperado propriamente dito com temperatura média no mês mais frio abaixo de 18°C (mesotérmico), com verões frescos, temperatura média no mês mais quente abaixo de 22°C e sem estação seca definida (IAPAR,2018).

No Estado do Paraná, localiza-se o Rio Iguaçu, que é considerado o maior do estado, com um curso de 1.320 km, que deságua no Rio Paraná. A bacia do Rio Iguaçu cobre uma superfície aproximada de 70.800 km², considerando a soma das áreas do Brasil e da Argentina. Dentro do Estado do Paraná, possui uma área total de 54.820,4 km² e está dividida nas seguintes Unidades Hidrográficas de Gestão de Recursos Hídricos, de acordo com a Resolução N^o 49 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos-CERH (CERH,2006): Baixo Iguaçu, Médio Iguaçu e Alto Iguaçu.

Para a realização deste trabalho, foram selecionadas 30 estações de monitoramento da água, nos domínios da unidade hidrográfica do Alto Iguaçu.É importante destacar que esta região é responsável por 78% da demanda total para abastecimento público da bacia. A Figura 1.1 mostra a localização da área da unidade hidrográfica que será utilizada nesta pesquisa. Os dados de pluviometria e de monitoramento da qualidade da água referentes às 30 estações foram obtidos junto ao Instituto das Águas do Paraná-ÁGUASPARANÁ, cujas estações estão codificadas pela Agência Nacional de Águas-ANA. As estações de monitoramento de qualidade da água estão referenciadas espacialmente na Figura 1.2 e suas informações são apresentadas na Tabela 1.1.

Figura 1.1 – Mapa de localização do Estado do Paraná com indicação da área de estudo.

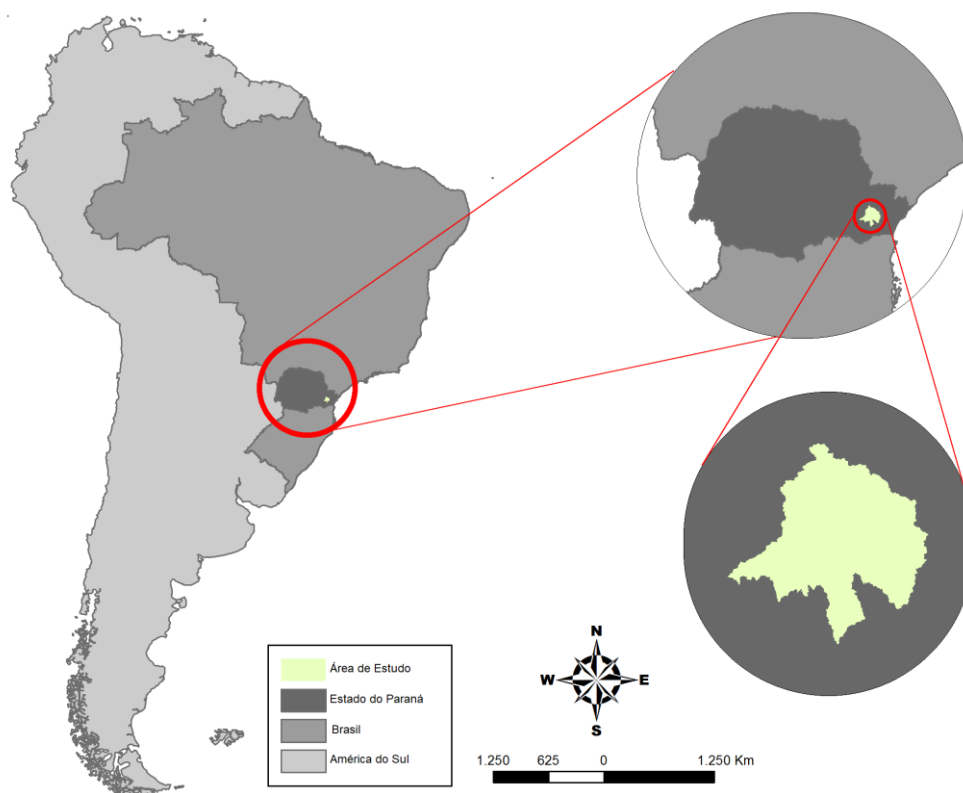


Figura 1.2- Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu com indicação das estações de monitoramento.

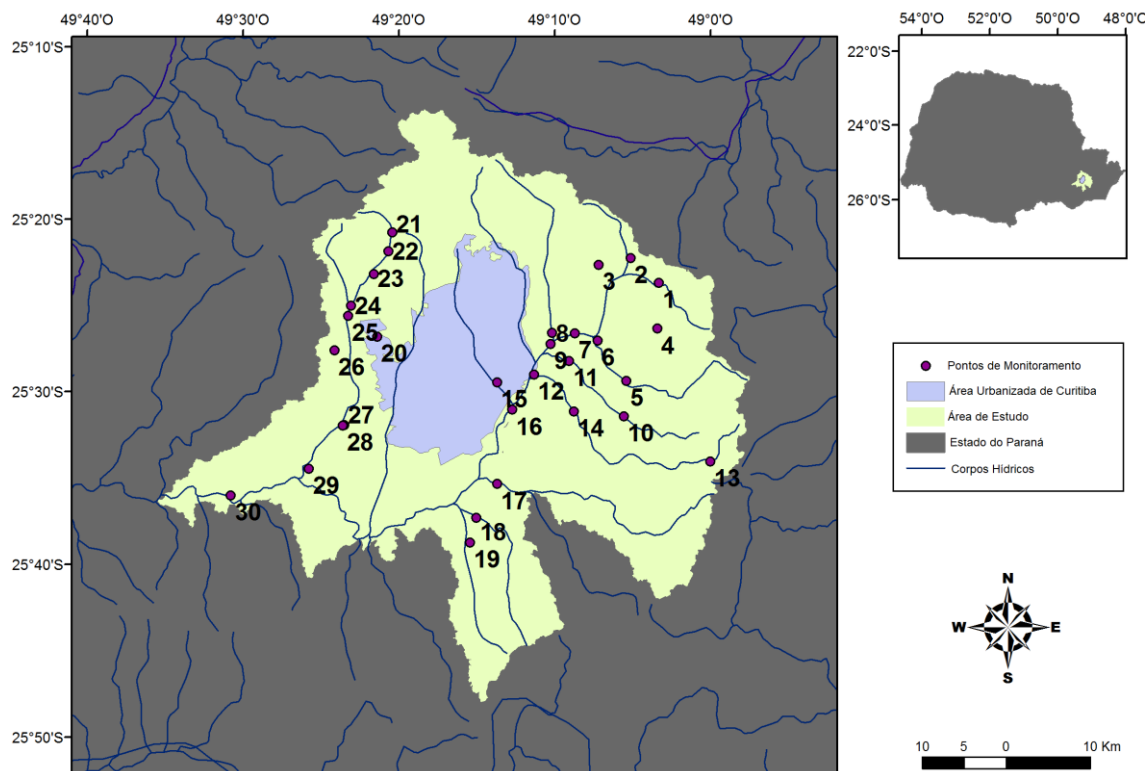


Tabela 1.1 - Identificação, localização e período de monitoramento das estações monitoradas.

ID Estação	Código ANA	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Período de Monitoramento
1	65000900	25° 23' 42"	49° 03' 20"	896,00	1991 a 2012
2	65001150	25° 22' 39"	49° 07' 12"	920,00	1992 a 2012
3	65003900	25° 26' 21"	49° 03' 26"	882,00	1992 a 2012
4	65004900	25° 29' 22"	49° 05' 25"	885,00	1993 a 2014
5	65004995	25° 27' 02"	49° 07' 16"	875,30	1994 a 2012
6	65006010	25° 26' 37"	49° 08' 43"	900,00	1996 a 2015
7	65006055	25° 26' 35"	49° 10' 02"	872,50	1993 a 2015
8	65006075	25° 27' 14"	49° 10' 17"	871,58	1992 a 2012
9	65006080	25° 31' 26"	49° 05' 34"	910,00	1992 a 2015
10	65006085	25° 28' 13"	49° 09' 05"	875,00	1993 a 2012
11	65009000	25° 29' 00"	49° 11' 21"	869,45	1982 a 2015
12	65009900	25° 34' 03"	49° 00' 01"	898,00	1982 a 2015
13	65010000	25° 31' 09"	49° 08' 48"	875,06	1993 a 2015
14	65011500	25° 29' 28"	49° 13' 43"	872,38	1982 a 2016
15	65015400	25° 35' 21"	49° 13' 43"	878,00	1982 a 2014
16	65017020	25° 37' 19"	49° 15' 03"	873,00	1993 a 2016
17	65017035	25° 38' 44"	49° 15' 27"	874,00	1993 a 2015
18	65019700	25° 36' 49"	49° 21' 24"	865,35	1982 a 2015
19	65021000	25° 21' 52"	49° 20' 41"	921,00	1982 a 2012
20	65021770	25° 25' 01"	49° 23' 05"	896,00	1985 a 2012
21	65021800	25° 25' 37"	49° 23' 17"	892,39	1985 a 2014
22	65022150	25° 27' 36"	49° 24' 09"	880,00	1991 a 2012
23	65022900	25° 31' 56"	49° 23' 32"	868,00	1991 a 2012
24	65024000	25° 34' 28"	49° 25' 47"	862,26	1982 a 2013
25	65025000	25° 36' 00"	49° 30' 48"	857,72	1981 a 2015
26	65001000	25° 22' 16"	49° 05' 09"	895,00	1982 a 2012
27	65013005	25° 31' 03"	49° 12' 44"	867,87	1993 a 2012
28	65020995	25° 20' 46"	49° 20' 27"	929,00	1985 a 2012
29	65021250	25° 23' 12"	49° 21' 37"	904,00	1991 a 2012
30	65023000	25° 31' 58"	49° 23' 36"	866,01	1985 a 2012

Após a organização e consistência dos dados, procedeu-se os cálculos dos IQAs segundo os métodos NSF (IQA_{NSF}), Bascarán (IQA_b) e o método proposto nesta pesquisa denominado Bascarán-CONAMA (IQA_c), que é uma adaptação do IQA_b .

O IQA_{NSF} é um índice composto por nove parâmetros (Eq.1.1), onde cada um tem um peso (w) atribuído, como consta na Tabela 1.2. Além de seu peso, cada parâmetro possui um valor de qualidade (q), obtido a partir de um gráfico em função de sua concentração ou medida. O cálculo do IQA_{NSF} é realizado por meio do produtório ponderado dos nove parâmetros, de acordo com a Equação 1.

$$IQA_{NSF} = \prod_{i=1}^N q_i^{w_i} \quad (1.1)$$

Onde:

IQA_{NSF} = Índice de Qualidade das Águas. Um número entre 0 e 100;

q_i = qualidade do i-ésimo parâmetro. Um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida;

w_i = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade.

Tabela 1.2 - Parâmetros utilizados para o cálculo do IQA_{NSF} e seus respectivos pesos (w_i).

Parâmetro	Peso
Oxigênio Dissolvido	0,17
Coliformes Fecais	0,15
pH	0,12
DBO	0,10
Nitratos	0,10
Fosfatos Totais	0,10
Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos Totais	0,08

O cálculo do IQA_{NSF} foi realizado por intermédio do software IQADData (POSSELT e COSTA, 2010).

O IQA_b é obtido por meio da Equação 1.2.

$$IQA_b = k \frac{\sum_{i=1}^N C_i \cdot P_i}{\sum_{i=1}^N P_i} \quad (1.2)$$

Onde:

IQA_b = Índice de Qualidade das Águas. Um número entre 0 e 100;

C_i = valor percentual correspondente ao parâmetro;

P_i = peso correspondente a cada parâmetro;

k = constante de ajuste em função do aspecto visual das águas, com os seguintes valores: 1,00 para águas claras sem aparente contaminação; 0,75 para águas com ligeira cor, espumas e turbidez aparente não natural; 0,50 para águas com aparência contaminada e forte odor; 0,25 para águas negras que apresentam fermentações e forte odor.

Os valores de referentes à C_i e P_i são fornecidos pela Tabela 1.3.

Tabela 1.3- Parâmetros considerados para o cálculo do IQA_b com seus respectivos pesos (P_i), valores percentuais (C_i) e valores analíticos.

Parâmetros	Peso (P_i)	Valor Percentual (C_i)										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
		Valor analítico										
CF	3	5000	5000	3500	2500	2000	1500	1000	750	500	250	25
Temperatura	1	50/8	45/6	40/4	36/2	32/0	30/5	28/10	26/12	24/14	22/15	21/16
Nitrato	2	100	99	20	15	10	8	6	4	2	1	0
Fosfato	1	163,08	97,85	65,23	32,62	16,31	9,78	6,52	3,26	1,63	0,33	0,00
pH	1	1	2	3	4	5	6	6,5	9	8,5	8	7
ST	2	20.000	10.000	5.000	3.000	2.000	1.500	1.000	750	500	250	100
Turbidez	2	400	250	180	100	50	20	18	15	10	8	5
DBO	3	15	12	10	8	6	5	4	3	2	1	0,5
OD	4	0	1	2	3	3,5	4	5	6	6,5	7	7,5

Nitrato, Fosfato, ST, DBO e OD (mg/L); CF (NMP/100mL); Temperatura (°C); pH (unidade), Turbidez (UT).

Para determinação do novo índice proposto nesta pesquisa, foi necessário fundamentá-lo na legislação brasileira explicitada pela Resolução nº 357, do CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA (CONAMA, 2005) que “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento”.

Por este documento normativo, o cálculo toma como base os limites estabelecidos pela resolução para corpos de água doce Classe 2; pois os corpos hídricos utilizados na pesquisa, de maneira geral, situam-se nos limites dessa classe. O enquadramento do corpo hídrico “Classe 2”, dispõe que essas águas podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução nº 274 (CONAMA, 2000);
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) à aquicultura e a atividade de pesca.

Tendo em vista os parâmetros necessários para a determinação do IQA_{NSF} , as águas doces de Classe 2 devem observar condições e padrões como consta na Tabela 1.4.

Tabela 1.4 – Parâmetros utilizados para cálculo do IQA_{NSF} e seus respectivos valores permissíveis de acordo com a Resolução nº 357-CONAMA.

Parâmetro	Valor
CF	Até 1000 NMP/100mL
Nitrato	Até 10,0 mg/L N
Fosfato	Até 0,1 mg/L P
pH	6,0 a 9,0
ST	Até 500 mg/L
Turbidez	Até 100 (UT)
DBO	Até 5mg/L O ₂
OD	Não inferior a 5mg/L O ₂

A partir destas especificações, foi proposto como uma nova alternativa para o cálculo de IQA no território brasileiro, a utilização da expressão do IQA_b (Eq.1.2), porém, com a alteração da escala dos valores analíticos, que foram modificados em função da referida resolução normativa brasileira, atribuindo aos limites máximos ou mínimos permissíveis (de acordo com o parâmetro) C_i igual a 60. Sendo assim, para o cálculo do IQA_c , deve-se levar em consideração a Tabela 1.5 como referência dos valores de C_i e P_i a serem adotados.

Tabela 1.5- Parâmetros considerados para o cálculo do IQA_c com seus respectivos pesos (P_i), valores percentuais (C_i) e valores analíticos.

Parâmetros	Peso (P_i)	Valor Percentual (C_i)										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
		Valor analítico										
CF	3	>5000	5000	3500	2500	2000	1500	1000	750	500	250	≤25
Temp.	1	>50/<-8	45/-6	40/-4	36/-2	32/0	30/5	28/10	26/12	24/14	22/15	21/16
Nitrato	2	>100,0	100,0	50,0	30,0	20,0	15,0	10,0	8,0	6,0	4,0	≤2,0
Fosfato	1	>0,300	0,300	0,250	0,200	0,150	0,130	0,100	0,085	0,065	0,050	≤0,025
pH	1	1	2	3	4	5	5,5	6	6,5	8	7,5	7
ST	2	>4.000	4.000	3.000	2.000	1.000	750	500	400	300	200	≤100
Turbidez	2	>350	350	280	230	180	130	100	50	20	18	≤15
DBO	3	>15	15	12	10	8	6	5	4	3	2	≤1
OD	4	0	1	2	3	3,5	4	5	6	6,5	7	≥7,5

Nitrato, Fosfato, ST, DBO e OD (mg/L); CF (NMP/100mL); Temperatura (°C); pH (unidade), Turbidez (UT).

Para o cálculo do IQA_b e IQA_c , considerou-se que o valor de k não varia ($k = 1$) em todas as situações. A mesma condição foi proposta por Debels et al. (2005) e Abrahão et al. (2007); uma vez que essa constante tende a superestimar a poluição do corpo hídrico devido a uma impressão visual, a qual não apresenta necessariamente uma correlação com a poluição objetiva medida, como demonstrado na pesquisa de Pesce e Wunderlin (2000).

Na análise estatística dos resultados obtidos foram realizadas ponderações numa perspectiva pluviométrica e sob um ponto de vistasazonal (estações do ano). Uma vez que as quantidades precipitadas na região da unidade hidrográfica avaliada apresentam aproximadamente 1.558 mm anuais, foi definido que o período anual menos chuvoso (PMEC) corresponde aos meses de Abril a Setembro, com precipitações médias acumuladas de 607 mm. Por sua vez, o período anual mais chuvoso (PMAC), com precipitações médias acumuladas de 951 mm, é composto pelos meses de Outubro a Março. Para a avaliação sazonal dos valores estimados, as estações do ano foram representadas da seguinte forma: Verão (Janeiro a Março) com precipitação média acumulada de 536 mm, Outono (Abril a Junho) com precipitação média acumulada de 288 mm, Inverno (Julho a Setembro) com precipitação média acumulada de 319 mm e Primavera (Outubro a Dezembro) onde a precipitação média acumulada foi de 415 mm.

Com intuito de avaliar a relação entre o IQA_{NSF} com os índices IQA_b e IQA_c foi realizada análise de regressão linear, bem como foram calculados o índice de concordância “d” (WILLMOTT, 1981), o coeficiente de correlação de Pearson “r” e o índice de desempenho “c” (CAMARGO e SENTELHAS, 1997), que é o produto entre “d” e “r”. Para tanto, foram utilizados os valores médios das séries históricas das 30 estações de monitoramento, tanto por período pluviométrico, quanto sazonal. Também foram apresentados gráficos para avaliação de tendência tanto no período pluviométrico quanto no período sazonal.

Para comparação dos resultados encontrados para os três índices, por estação de monitoramento, período pluviométrico e por estações do ano, foram realizadas análises estatísticas ao nível de significância de 1%, com o auxílio do software R. Na realização da ANOVA e comparação das médias pelo teste de Tukey, inicialmente foram verificados os pré-requisitos de normalidade dos

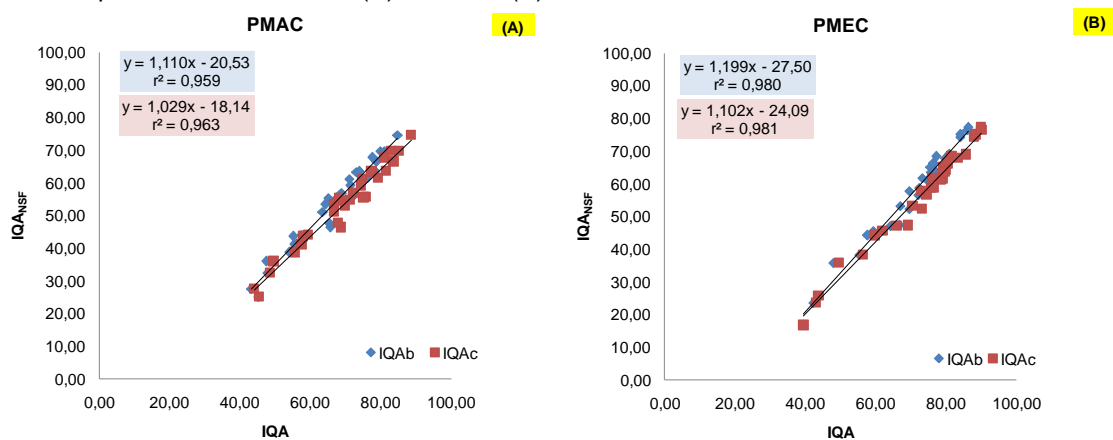
dados e dos resíduos por meio do teste de Shapiro-Wilk, bem como a homogeneidade das variâncias que foi avaliada pelo teste de Bartlett. Quando do não atendimento de um dos pré-requisitos para condução da ANOVA, os dados foram analisados pelo teste de Kruskal-Wallis (K-W) e a comparação de medianas pelo método de Dunn.

1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após os cálculos das três modalidades de índices, buscou-se compreender a relação entre o IQA_{NSF} com o IQA_b e o IQA_c . Para tanto, por meio de regressão linear foi calculado o coeficiente de determinação (r^2) a partir da média geral dos IQAs das 30 estações de monitoramento por período pluviométrico e sazonal.

Na Figura 1.3, são apresentadas as análises de regressão linear relacionando o IQA_{NSF} com o IQA_b e o IQA_c nos períodos pluviométricos PMAC (Figura 1.3A) e P MEC (Figura 1.3B). Observa-se que nas duas condições hídricas a estimativa do IQA_c teve uma maior relação com o IQA_{NSF} apresentando os valores do coeficiente de determinação 0,963 (PMAC) e 0,981 (P MEC). As equações encontradas nos modelos regressivos são fortemente explicativas, permitindo inclusive realizar a estimativa do IQA_{NSF} a partir dos valores calculados tanto para o IQA_b , quanto para o IQA_c , com uma ótima acurácia.

Figura 1.3 – Análise de regressão linear relacionando o IQA_{NSF} com o IQA_b e IQA_c nos períodos pluviométricos PMAC (A) e P MEC (B).

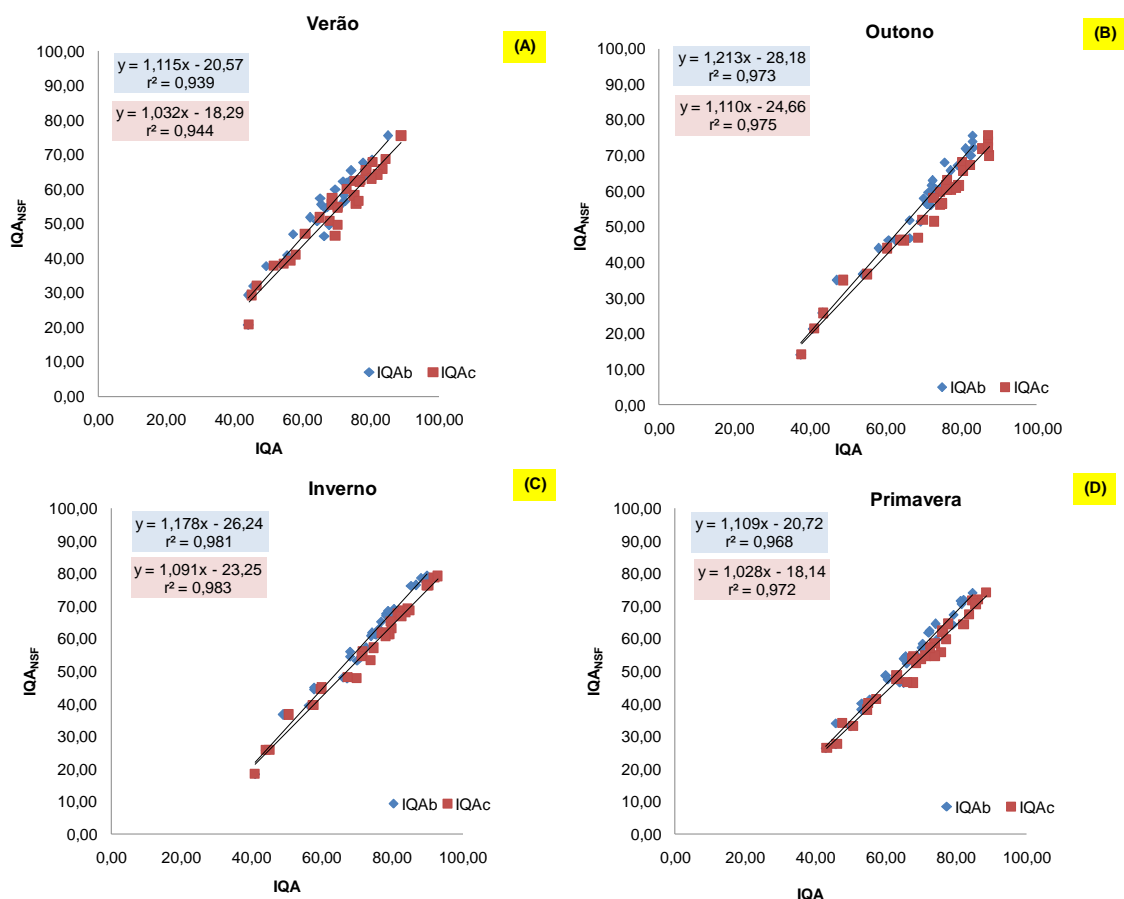


A Figura 1.4 mostra os resultados obtidos na análise de regressão linear durante as estações do ano. Os maiores valores de r^2 obtidos foram

relacionando o IQA_{NSF} com o IQA_c , sendo que no inverno (Figura 1.4C) foi encontrado um r^2 de 0,983. É importante frisar que a regressão linear entre IQA_{NSF} e IQA_b explicou suficientemente a variabilidade entre as estimativas destes IQAs, com os valores de r^2 superando 0,93 para todas as estações do ano. Portanto, nota-se que tanto o IQA_b quanto o IQA_c apresentam um ótimo ajuste em relação ao IQA_{NSF} , sugerindo uma confiabilidade muito boa na forma de cálculo proposta inicialmente por Bascarán (1979), e posteriormente adaptada nesta pesquisa para as condições brasileiras pela proposta do IQA_c .

Apesar dos métodos IQA_b e IQA_c apresentarem metodologias distintas de cálculo, com diferentes pesos atribuídos e escalas, os mesmos apontam para tendências semelhantes.

Figura 1.4—Análise de regressão linear relacionando o IQA_{NSF} com o IQA_b e IQA_c nas estações do ano Verão (A), Outono (B), Inverno (C) e Primavera (D).



A análise comparativa, em termos de validação dos IQAs, foi realizada a partir dos índices de concordância “d”, de desempenho “c” e os valores do

coeficiente de correlação “r”, tanto para os períodos pluviométricos quanto para as estações do ano, os quais são exibidos na Tabela 1.6.

Tabela 1.6- Resultados dos índices de concordância “d” e desempenho “c” e do coeficiente de correlação “r” relacionando o IQ_{ANSF} com os índices IQA_b e IQA_c , nos diferentes períodos pluviométricos e estações do ano.

Período	$IQ_{ANSF} \times IQA_b$			$IQ_{ANSF} \times IQA_c$		
	d	r	c	d	r	c
PMAC	0,75	0,98	0,73	0,69	0,98	0,68
PMEC	0,83	0,99	0,82	0,75	0,99	0,74
Verão	0,75	0,97	0,73	0,69	0,97	0,67
Outono	0,79	0,99	0,78	0,74	0,99	0,73
Inverno	0,81	0,99	0,80	0,76	0,99	0,75
Primavera	0,75	0,98	0,74	0,70	0,99	0,69

Observou-se que em todas as condições os períodos avaliados, o índice “d” foi maior entre o IQ_{ANSF} e o IQA_b , sendo o melhor resultado obtido 0,83 no PMEC. Destaca-se que também há uma grande concordância entre o IQ_{ANSF} e o IQA_c , com os valores de “d” superando 0,69 para todas as situações. Deste modo, os índices de qualidade da água avaliados possuem considerável concordância, indicando confiabilidade nas diferentes formas de cálculo proposta inicialmente por Bascarán (1979), e posteriormente adaptada pela proposta do IQA_c . Segundo Willmott (1981), o índice “d” não é uma medida de correlação ou associação no sentido formal, mas sim uma medida do grau em que a previsão de um modelo é mais exata.

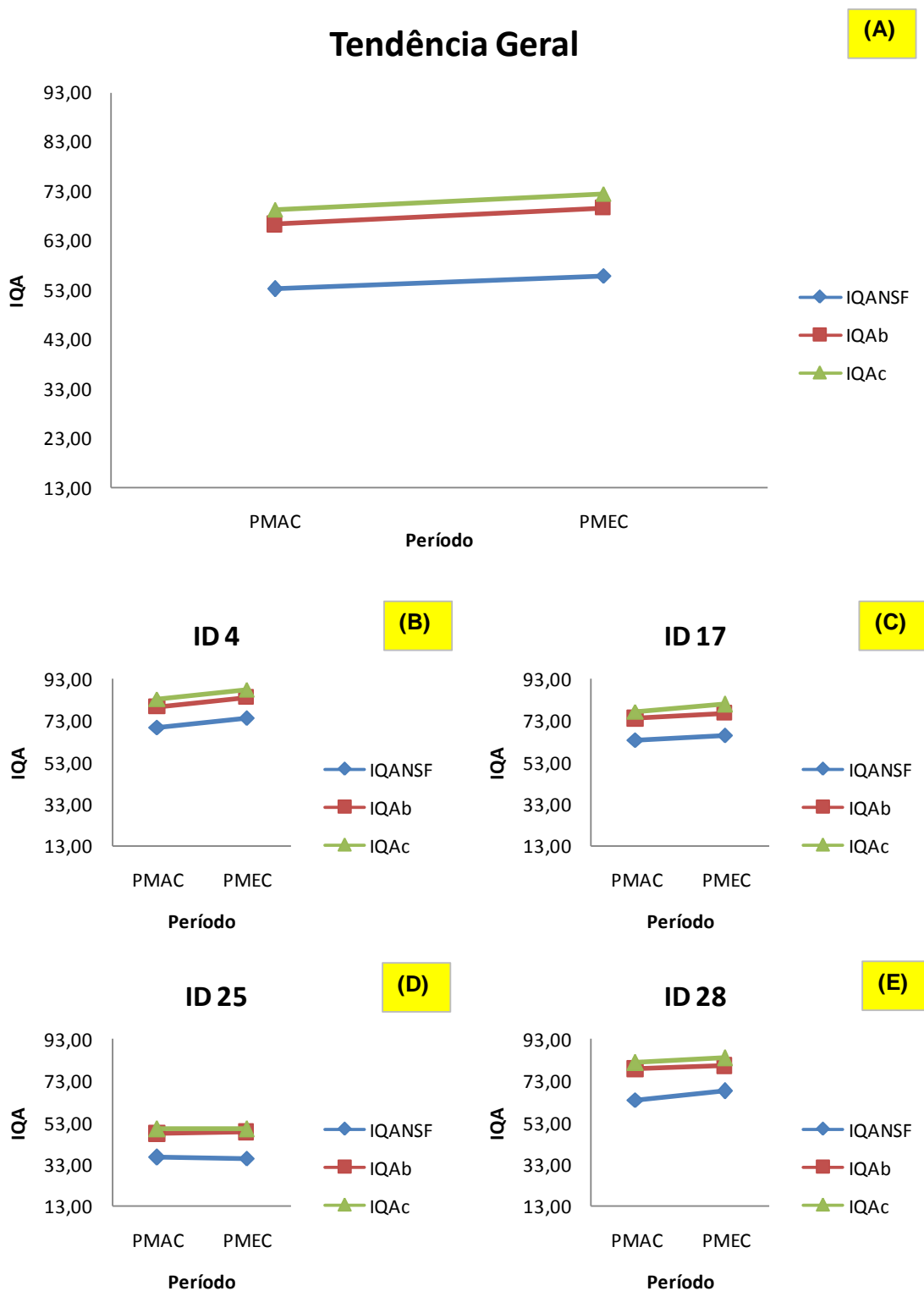
Os valores do coeficiente de correlação “r” superaram 0,97 em todas as situações, sendo que geralmente os melhores resultados observados ocorreram na associação entre o IQ_{ANSF} e o IQA_c , indicando uma alta correlação entre estes IQAs.

Em relação ao índice “c”, de maneira geral, o melhor valor encontrado foi na relação entre o $IQ_{ANSF} \times IQA_b$ de 0,82 que ocorreu no PMEC, interpretado segundo a escala apresentada por Camargo e Sentelhas (1997), como um desempenho muito bom. Para a relação entre o IQ_{ANSF} e o IQA_c , o melhor valor verificado foi de 0,75 no inverno. Em contrapartida, o menor resultado geral foi de 0,67 entre o IQ_{ANSF} e o IQA_c no verão, porém, ainda assim, resultados acima de 0,66 são interpretados como um bom desempenho.

A Figura 1.5 exibe, de maneira geral, a tendência dos diferentes índices nos dois períodos pluviométricos considerados, baseada no valor médio das

estimativas considerando as 30 estações de monitoramento (Figura 1.5A) e nos valores médios de quatro locais escolhidos por suas representatividades espaciais (Figuras 1.5B-1.5E). Os resultados dos índices calculados para o P MEC geralmente se mostraram superiores em relação aos índices no P MAC, tanto no conjunto das 30 estações de monitoramento (Figura 1.5A) quanto de maneira individual nas estações ID4 (Figura 1.5B), ID17 (Figura 1.5C) e ID28 (Figura 5E). Na estação ID25 (Figura 1.5D) ocorreu um pequeno decréscimo do IQA_{NSF} no P MEC em relação ao P MAC. Nota-se ainda, que existe uma tendência positiva no sentido de aumento dos IQAs na transição do P MAC para o P MEC em todas as situações, exceto na estação ID25 (Figura 1.5D), onde ocorreu uma pequena tendência negativa para o IQA_{NSF} . Uma comparação semelhante foi realizada por Abrahão et al. (2007) que avaliaram a qualidade da água do rio Mussuré, em João Pessoa-PB no nordeste do Brasil, usando duas variações do índice IQA_b . Uma das variações do índice, denominada pelo autor como IQA_{obj} , demonstrou que medidas realizadas no período mais chuvoso (denominado pelo autor como período chuvoso) eram levemente maiores que no período menos chuvoso (designado pelo autor como período seco). Em contrapartida, a outra variação do índice, definida como IQA_{BA} , apresentou resultados ligeiramente melhores no período menos chuvoso, concordando com os resultados encontrados nesta pesquisa. Todavia, Pesce e Wunderlin (2000), avaliando a qualidade da água do rio Suquia, em Córdoba-Argentina, utilizando também IQAs fundamentados no IQA_b , encontraram diferenças significativas entre as estimativas dos índices nos períodos pluviométricos, sendo que o período menos chuvoso apresentou piores valores de qualidade da água.

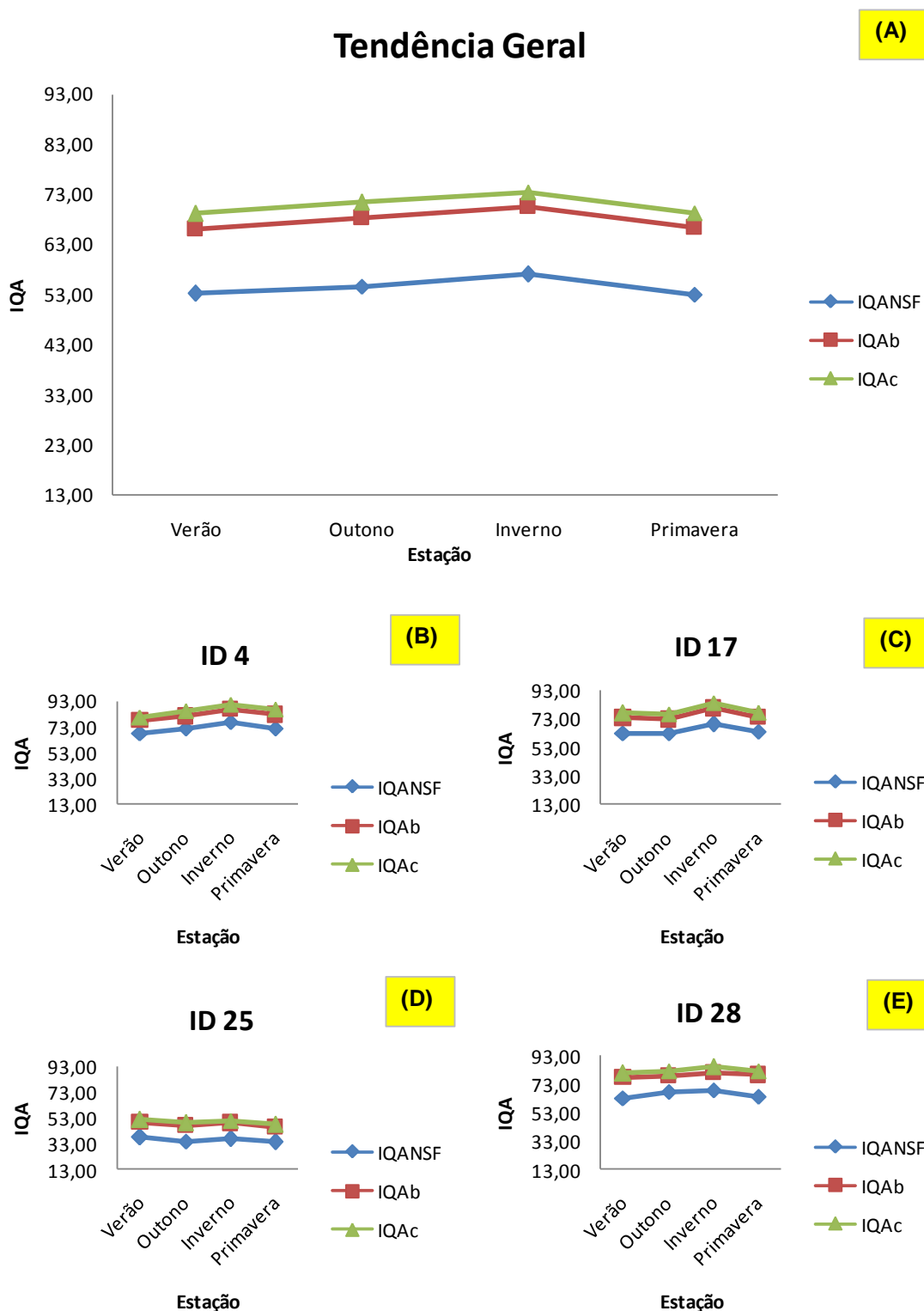
Figura 1.5 – Gráfico de tendência dos índices de qualidade da água nos períodos pluviométricos.



Analogamente, os resultados obtidos para as estações do ano estão apresentados na Figura 1.6. A tendência dos diferentes índices nas estações

do ano, baseada no valor médio das estimativas considerando as 30 estações de monitoramento (Figura 1.6A) e nos valores médios dos quatro locais espacialmente escolhidos (Figuras 1.6B-1.6E). Os valores dos índices calculados para o inverno, geralmente se mostraram superiores em relação às demais estações do ano no conjunto das 30 estações de monitoramento (Figura 6A) e, individualmente nas estações ID4 (Figura 1.6B), ID17 (Figura 1.6C) e ID28 (Figura 1.6E). Na estação ID25 (Figura 1.6D) os maiores valores médios para todos os IQAs ocorreram no verão. De maneira geral, observa-se que os valores médios dos IQAs, tanto nas 30 estações de monitoramento (Figura 1.6A) quanto individualmente nas estações ID4 (Figura 1.6B), ID17 (Figura 1.6C) e ID28 (Figura 1.6E), apresentaram uma tendência positiva no sentido do verão para o inverno, com decréscimo do inverno para a primavera. De maneira oposta, verifica-se que na estação ID25 (Figura 1.6D) não há uma tendência muito bem definida para todos os IQAs durante as estações do ano.

Figura 1.6 - Gráfico de tendência dos índices de qualidade da água nas estações do ano.



Por meio da análise do desempenho dos IQAs mostrados nas Figuras 1.5 e 1.6, pode-se afirmar que o uso das metodologias de cálculo de IQAs utilizadas nesta pesquisa, produz resultados com tendências similares, mas com estimativas diferentes dos índices, concordando com os resultados obtidos

por Pesce e Wunderlin (2000). Similarmente, porém utilizando cinco formas diferentes de estimativa de IQA, Dede, Telci e Aral (2013), avaliaram o desempenho destes índices em Ankara, Turquia. Segundo os autores, nesta localidade, apenas dois dos métodos avaliados se mostraram adequados para analisar a qualidade da água, uma vez que os resultados encontrados estariam em concordância com os dados dos parâmetros brutos, configurando-se como uma melhor abordagem para a avaliação da água superficial.

Na Tabela 1.7 é apresentada a análise estatística para comparação dos índices para o PMAC. Foi observado que das 30 estações de monitoramento avaliadas, 17 foram analisadas a partir dos valores das médias dos IQAs e as outras 13 estações foram analisadas pelos valores das medianas, uma vez que alguns dos requisitos para a realização da ANOVA não foram satisfeitos para estas estações, sendo avaliadas assim pelo teste de Kruskal-Wallis. Nas duas situações, para todas as estações de monitoramento, os valores dos IQA_c e IQA_b não diferiram estatisticamente; porém, todos os valores de IQA_c se mostraram estatisticamente diferentes do IQA_{NSF} . Na comparação entre o IQA_b e o IQA_{NSF} , apenas a estação ID24 e a estação ID30 não diferiram estatisticamente em suas medianas.

Também foi observado que a maior diferença relativa percentual entre as médias do IQA_c e do IQA_{NSF} foi de 48% na estação ID2 e, a menor diferença relativa percentual foi de 23% na estação ID24. No caso do IQA_b em relação ao IQA_{NSF} , a maior diferença relativa percentual encontrada entre as médias foi de 80% na estação ID14, sendo que a menor diferença relativa percentual foi de 14% na estação ID5. Essas diferenças ocorrem devido às diferentes metodologias de cálculo dos índices e às diferentes faixas de escala em que os valores dos parâmetros observados encontram-se analiticamente inseridos.

Tabela 1.7- Médias, medianas e análise estatística (ANOVA ou KRUSKAL-WALLIS) dos índices IQA_c, IQA_b e IQA_{NSF} por estação de monitoramento, para o PMAC.

ID Estação	ANOVA/ K-W	Estatística	IQA _c	IQA _b	IQA _{NSF}
1	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	83,68a	78,83a	66,50b
2	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	68,73a	65,63a	46,37b
3	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	69,34a	66,45a	54,39b
4	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	86,84a	83,95a	72,30b
5	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	80,95a	77,54a	67,78b
6	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	59,38a	57,28a	44,03b
7	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	55,61a	53,97a	38,65b
8	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	56,32a	54,21a	36,24b
9	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	69,82a	66,65a	52,90b
10	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	66,74a	64,27a	53,38b
11	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	57,11a	54,74a	39,77b
12	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	85,79a	81,05a	69,68b
13	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	74,65a	71,02a	61,15b
14	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	43,16a	43,42a	23,15b
15	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	72,32a	68,87a	56,78b
16	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	77,24a	73,16a	63,37b
17	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	77,42a	73,92a	63,45b
18	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	48,42a	47,37a	30,51b
19	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	79,21a	75,53a	63,60b
20	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	75,77a	71,95a	55,68b
21	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	71,31a	68,42a	54,71b
22	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	76,32a	72,37a	55,65b
23	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	91,84a	87,63a	76,49b
24	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	69,47a	67,37ab	57,84b
25	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	48,95a	46,84a	33,59b
26	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	66,75a	63,42a	50,97b
27	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	43,97a	43,28a	27,50b
28	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	81,47a	78,35a	63,71b
29	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	69,47a	66,32a	46,99b
30	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	81,32a	76,32ab	66,31b

Obs: Valores seguidos de letras minúsculas iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de significância de 1% pelo Teste de Tukey para as médias e pelo Método de Dunn para as medianas.

Analogamente, na Tabela 1.8, que se refere ao P MEC, verificou-se que das 30 estações de monitoramento, 15 foram analisadas a partir dos valores das médias dos IQAs e as outras 15 estações foram analisadas pelos valores das medianas. Em ambas as situações, os valores dos IQA_c e IQA_b não diferiram estatisticamente; todavia, os valores de IQA_c se apresentaram estatisticamente diferentes do IQA_{NSF}. Na comparação entre os valores do IQA_b e do IQA_{NSF} na estação ID16 não foi constatada diferença significativa entre as médias, assim como na estação ID17 não se verificou diferença estatística significativa entre as medianas. Além disso, foi observado que a maior

diferença relativa percentual entre as médias do IQA_c e do IQA_{NSF} foi de 137% na estação ID14 e, a menor diferença relativa percentual foi de 16% na estação ID23. No caso do IQA_b em relação ao IQA_{NSF}, a maior diferença relativa percentual encontrada entre as médias foi de 137% na estação ID14 sendo que a menor diferença relativa percentual foi de 13% na estação ID16.

Tabela 1.8 -Médias, medianas e análise estatística (ANOVA ou KRUSKAL-WALLIS) dos índices IQA_c, IQA_b e IQA_{NSF} por estação de monitoramento, para o P MEC.

ID Estação	ANOVA/ K-W	Estatística	IQA _c	IQA _b	IQA _{NSF}
1	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	85,76a	81,12a	68,96b
2	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	69,26a	66,69a	47,24b
3	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	75,84a	72,47a	58,66b
4	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	92,11a	88,95a	77,51b
5	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	90,00a	86,32a	76,08b
6	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	58,16a	55,53a	41,34b
7	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	56,48a	55,32a	38,18b
8	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	66,00a	64,16a	47,03b
9	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	74,61a	72,16a	56,66b
10	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	72,98a	69,55a	57,77b
11	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	60,53a	58,16a	43,70b
12	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	93,68a	90,00a	77,79b
13	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	79,38a	75,68a	65,15b
14	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	38,95a	38,68a	16,06b
15	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	79,84a	75,95a	63,57b
16	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	81,67a	77,27ab	68,33b
17	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	81,58a	76,32ab	68,43b
18	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	43,82a	43,83a	25,78b
19	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	80,17a	76,68a	64,32b
20	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	79,28a	75,18a	61,37b
21	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	78,42a	74,21a	63,97b
22	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	76,32a	72,63a	60,99b
23	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	94,21a	90,00a	80,60b
24	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	77,37a	74,21a	66,54b
25	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	48,42a	46,84a	35,24b
26	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	70,62a	67,04a	53,15b
27	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	40,00a	40,53a	22,46b
28	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	84,21a	80,53a	69,63b
29	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	73,35a	69,59a	52,32b
30	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	85,26a	80,00a	70,22b

Obs: Valores seguidos de letras minúsculas iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de significância de 1% pelo Teste de Tukey para as médias e pelo Método de Dunn para as medianas.

Na Tabela 1.9, referente à estação do verão, verificou-se que das 30 estações de monitoramento, 27 foram analisadas a partir dos valores das médias dos IQAs e as outras 3 estações foram analisadas pelos valores das medianas. Em ambas as situações, os valores dos IQA_c e IQA_b também não diferiram estatisticamente. Os valores de IQA_c não apresentaram diferença

estatística em relação ao IQA_{NSF} em 7 locais (ID3, ID4, ID5, ID6, ID8, ID10 e ID24) quando avaliados pelos valores médios, e, quando avaliados pela mediana não diferiram nas estações ID11 e ID30.

Tabela 1.9- Médias, medianas e análise estatística (ANOVA ou KRUSKAL-WALLIS) dos índices IQA_c , IQA_b e IQA_{NSF} por estação de monitoramento, para o verão.

ID Estação	ANOVA/ K-W	Estatística	IQA_c	IQA_b	IQA_{NSF}
1	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	83,55a	78,36a	65,69b
2	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	69,55a	66,28a	46,37b
3	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	68,42a	65,32a	55,51a
4	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	80,53a	77,63a	67,84a
5	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	75,16a	71,89a	62,25a
6	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	54,47a	53,68a	38,31a
7	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	56,54a	54,77a	39,22b
8	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	57,85a	55,22a	40,94a
9	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	67,96a	64,21a	50,86b
10	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	64,89a	62,05a	51,80a
11	$p_{K-W} \geq 0,01$	Mediana	63,68a	57,37a	54,38a
12	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	84,39a	80,23a	68,73b
13	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	72,91a	69,54a	59,93b
14	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	44,21a	43,98a	20,79b
15	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	70,29a	67,02ab	54,74b
16	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	78,65a	74,21ab	65,32b
17	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	77,03a	73,68a	62,67b
18	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	46,56a	45,40a	31,94b
19	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	82,06a	78,61a	64,21b
20	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	75,65a	71,34a	55,80b
21	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	75,09a	72,11a	58,10b
22	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	76,49a	72,24a	56,60b
23	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	92,89a	88,42ab	77,42b
24	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	68,65a	65,10a	57,32a
25	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	51,42a	49,15a	37,84b
26	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	70,35a	66,40a	54,57b
27	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	44,98a	43,93a	29,21b
28	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	80,31a	77,24a	63,03b
29	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	70,29a	67,66a	49,67b
30	$p_{K-W} \geq 0,01$	Mediana	80,00a	73,16a	66,72a

Obs: Valores seguidos de letras minúsculas iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de significância de 1% pelo Teste de Tukey para as médias e pelo Método de Dunn para as medianas.

Na comparação entre os valores do IQA_b e do IQA_{NSF} , em nove estações não foi constatada diferença significativa entre as médias (ID3, ID4, ID5, ID6, ID8, ID10, ID15, ID16 e ID24), assim como nas estações ID11, ID23 e ID30 não se verificou diferença estatística significativa entre as medianas. Observou-se, inclusive, que a maior diferença relativa percentual entre as médias do IQA_c e do IQA_{NSF} foi de 113% na estação ID14 e, a menor diferença relativa percentual foi de 20% na estação ID24. No caso do IQA_b em

relação ao IQA_{NSF} , a maior diferença relativa percentual encontrada entre as médias foi de 112% na estação ID14 sendo que a menor diferença relativa percentual foi de 14% na estação ID24.

Analogamente, na Tabela 1.10, que se refere ao outono, pode-se observar que 20 estações de monitoramento foram analisadas a partir dos valores das médias dos IQAs e as outras 10 estações foram analisadas pelos valores das medianas. Tanto na comparação de médias como das medianas os valores de IQA_c e IQA_b não diferiram estatisticamente. Os valores de IQA_c não apresentaram diferença estatística em relação aos do IQA_{NSF} em 3 locais (ID6, ID16, ID17), quando avaliados pelos valores médios, e, quando avaliados pela mediana não diferiram nas estações ID4, ID11 e ID30.

Tabela 1.10-Médias, medianas e análise estatística (ANOVA ou KRUSKAL-WALLIS) dos índices IQA_c , IQA_b e IQA_{NSF} por estação de monitoramento, para o outono.

ID Estação	ANOVA/ K-W	Estatística	IQA_c	IQA_b	IQA_{NSF}
1	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	87,44a	82,48a	69,92b
2	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	68,72a	66,35a	46,76b
3	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	74,83a	71,15a	56,28b
4	$p_{K-W} \geq 0,01$	Mediana	90,00a	86,32a	72,29a
5	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	87,18a	82,86a	73,95b
6	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	60,43a	58,13a	43,91a
7	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	55,18a	53,90a	36,61b
8	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	68,42a	64,74a	47,42b
9	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	74,39a	71,86a	56,12b
10	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	74,52a	71,42a	59,69b
11	$p_{K-W} \geq 0,01$	Mediana	64,21a	61,05a	48,82a
12	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	87,13a	83,22ab	72,28b
13	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	76,15a	72,06a	61,47b
14	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	37,89a	37,37a	15,09b
15	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	77,44a	73,82ab	60,18b
16	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	80,21a	75,53a	68,10a
17	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	76,32a	72,37a	62,89a
18	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	43,58a	43,37a	25,77b
19	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	81,58a	74,74a	66,46b
20	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	79,34a	75,18a	61,49b
21	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	78,56a	74,78a	60,96b
22	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	75,79a	72,63a	59,09b
23	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	91,05a	85,79ab	79,72b
24	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	72,72a	69,89ab	58,04b
25	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	46,84a	45,26a	32,98b
26	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	69,86a	66,26a	51,84b
27	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	40,26a	39,74a	22,27b
28	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	82,34a	78,89a	67,14b
29	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	72,91a	69,20a	51,42b
30	$p_{K-W} \geq 0,01$	Mediana	85,26a	80,00a	70,22a

Obs: Valores seguidos de letras minúsculas iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de significância de 1% pelo Teste de Tukey para as médias e pelo Método de Dunn para as medianas.

Quando da comparação entre os valores do IQA_b e do IQA_{NSF} , em seis estações não foi constatada diferença significativa entre as médias (ID6, ID12, ID15, ID16, ID17 e ID24), assim como nas estações ID4, ID11, ID23 e ID30 em relação às medianas. Percebeu-se também, que a maior diferença relativa percentual entre as médias do IQA_c e do IQA_{NSF} foi de 167% na estação ID14 e a menor diferença relativa percentual foi de 15% na estação ID23. No caso do IQA_b em relação ao IQA_{NSF} , a maior diferença relativa percentual encontrada entre as médias foi de 166% na estação ID14 sendo que a menor diferença relativa percentual foi de 9% na estação ID23.

Semelhantemente, a Tabela 1.11, que se refere ao inverno, demonstra que 21 estações de monitoramento foram avaliadas a partir dos valores das médias dos IQAs e as outras 9 estações foram analisadas pelos valores das medianas. Nas duas situações os valores de IQA_c e IQA_b não diferiram estatisticamente. Os valores de IQA_c não diferiram estatisticamente do IQA_{NSF} nas estações ID11 e ID17, quando avaliados pelos valores médios, enquanto que, quando avaliadas pela mediana, nove estações (ID4, ID5, ID12, ID21, ID23, ID24, ID27, ID28 e ID30) foram significativamente diferentes.

Na comparação entre os valores do IQA_b e do IQA_{NSF} , em três estações (ID11, ID16 e ID17) não foram verificadas diferenças significativas entre as médias, assim como nas estações ID5, ID24 e ID30 não se evidenciou diferenças estatísticas significativas entre as medianas. Além do mais, verificou-se que a maior diferença relativa percentual entre as médias do IQA_c e do IQA_{NSF} foi de 122% na estação ID14 e, a menor diferença relativa percentual foi de 17% na estação ID12. No caso do IQA_b em relação ao IQA_{NSF} , a maior diferença relativa percentual encontrada entre as médias foi de 122% na estação ID14, sendo que a menor diferença relativa percentual foi de 12% na estação ID12.

Tabela 1.11- Médias, medianas e análise estatística (ANOVA ou KRUSKAL-WALLIS) dos índices IQA_c, IQA_b e IQA_{NSF} por estação de monitoramento, para o inverno.

ID Estação	ANOVA/ K-W	Estatística	IQA _c	IQA _b	IQA _{NSF}
1	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	83,8a	79,53a	67,85b
2	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	69,80a	67,04a	47,73b
3	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	77,08a	74,09a	61,57b
4	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	92,89a	89,47a	79,76b
5	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	90,53a	88,42ab	78,52b
6	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	59,54a	57,58a	44,30b
7	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	57,47a	56,38a	39,37b
8	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	67,30a	65,79a	47,99b
9	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	74,76a	72,37a	57,03b
10	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	71,61a	67,87a	56,06b
11	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	59,87a	57,60a	44,86a
12	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	94,21a	91,05a	79,05b
13	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	81,47a	78,03a	67,55b
14	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	40,77a	40,87a	18,36b
15	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	82,25a	78,07a	66,96b
16	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	82,89a	78,73ab	68,52b
17	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	84,45a	80,38a	69,12a
18	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	43,98a	44,16a	25,78b
19	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	79,75a	76,20a	62,95b
20	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	79,22a	75,18a	61,25b
21	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	79,47a	75,79a	64,58b
22	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	78,11a	73,82a	60,65b
23	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	96,05a	93,68a	82,59b
24	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	84,74a	80,53ab	71,33b
25	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	50,46a	48,98a	36,57b
26	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	71,34a	67,79a	54,40b
27	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	40,00a	41,58a	22,80b
28	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	85,79a	82,63a	71,90b
29	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	73,77a	69,97a	53,16b
30	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	85,26a	83,68ab	72,08b

Obs: Valores seguidos de letras minúsculas iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de significância de 1% pelo Teste de Tukey para as médias e pelo Método de Dunn para as medianas.

Do mesmo modo, a Tabela 1.12, que se refere à primavera, demonstra que 18 estações de monitoramento foram avaliadas a partir dos valores das médias dos IQAs e as outras 12 estações foram analisadas pelos valores das medianas. Nas duas situações os valores de IQA_c e IQA_b não diferiram estatisticamente entre si. Os valores de IQA_c, quando avaliados pelos valores médios, não diferiram estatisticamente do IQA_{NSF} em duas estações (ID6 e ID24), e quando avaliados pela mediana não diferiram nas estações ID11 e ID30.

Tabela 1.12-Médias, medianas e análise estatística (ANOVA ou KRUSKAL-WALLIS) dos índices IQA_c, IQA_b e IQA_{NSF} por estação de monitoramento, para a primavera.

ID Estação	ANOVA/ K-W	Estatística	IQA _c	IQA _b	IQA _{NSF}
1	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	83,80a	79,22a	67,19b
2	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	67,96a	65,02a	46,37b
3	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	70,00a	67,26a	53,59b
4	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	88,42a	85,00ab	74,20b
5	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	84,81a	81,30a	71,47b
6	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	63,16a	60,04a	48,43a
7	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	55,79a	53,68a	38,52b
8	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	57,30a	55,30ab	41,25b
9	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	71,39a	68,70a	54,62b
10	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	67,89a	65,26ab	59,58b
11	$p_{K-W} \geq 0,01$	Mediana	54,21a	52,37a	38,14a
12	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	88,68a	84,74ab	72,90b
13	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	76,28a	72,40ab	62,29b
14	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	43,16a	43,68a	23,74b
15	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	73,97a	70,38ab	58,44b
16	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	76,08a	72,30ab	61,77b
17	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	77,89a	74,21ab	64,40b
18	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	48,42a	48,42a	29,72b
19	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	78,95a	75,26a	62,59b
20	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	75,87a	72,47a	55,58b
21	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	68,64a	65,82a	52,31b
22	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	75,79a	71,32a	56,12b
23	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	88,55a	84,70a	73,99b
24	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	67,70a	65,12a	53,66a
25	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	46,84a	45,26a	32,71b
26	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	63,16a	60,44a	47,37b
27	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	43,25a	42,81a	26,27b
28	$p_{ANOVA} < 0,01$	Média	82,29a	79,13a	64,18b
29	$p_{K-W} < 0,01$	Mediana	66,32a	64,21a	47,11b
30	$p_{K-W} \geq 0,01$	Mediana	82,63a	79,47a	65,90a

Obs: Valores seguidos de letras minúsculas iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de significância de 1% pelo Teste de Tukey para as médias e pelo Método de Dunn para as medianas.

Quando contrastados os valores do IQA_b e do IQA_{NSF}, ocorreu que em sete estações (ID6, ID8, ID13, ID15, ID16, ID17 e ID24) não foi verificada diferença significativa entre as médias, assim como nas estações ID4, ID10, ID11, ID12 e ID30 não foi verificada diferença estatística entre as medianas. Foi constatado que a maior diferença relativa percentual entre as médias do IQA_c e do IQA_{NSF} foi de 47% na estação ID2e, a menor diferença relativa percentual foi de 19% na estação ID5. No caso do IQA_b em relação ao IQA_{NSF}, a maior diferença relativa percentual encontrada entre as médias foi de 40% na estação ID2 sendo que a menor diferença relativa percentual foi de 15% na estação ID17.

Percebeu-se por meio dos resultados encontrados nesta pesquisa, que os maiores valores de índice de qualidade da água são obtidos a partir do IQA_c . Em contrapartida, os menores valores encontrados foram aqueles estimados pelo IQA_{NSF} , que pelo fato de seu cálculo ser uma grande sequência de produtos de fatores interativos (Eq.1.1), tem seu resultado variando de acordo com a magnitude do valor de qualidade (q_i), fazendo com que, quando um elemento da equação apresentar um valor reduzido, o resultado final também será menor.

Como observado anteriormente, em todos os casos, as diferenças relativas percentuais entre os índices IQA_{NSF} , IQA_b e IQA_c são decorrentes das diferentes metodologias de cálculo aplicadas. O que não significa, neste contexto, que um índice seja melhor que o outro, uma vez que o IQA_{NSF} apresenta um número limitado de parâmetros no seu cálculo. Em contrapartida, os índices IQA_b e IQA_c são mais flexíveis em sua determinação, pois a quantidade de parâmetros para seu cálculo não se limita a um número fixo de parâmetros pré-determinados.

A necessidade do desenvolvimento de IQAs em função da regionalidade é corroborada por Poonan et al. (2013), que apontam em seu trabalho a dificuldade de se desenvolver um índice de qualidade de água com aceitação universal. Diante disto, os autores sugerem que pesquisadores desenvolvam índices de acordo com as características regionais específicas. Dentro deste contexto, os resultados obtidos por meio do cálculo do IQA_c sugerem uma maior coerência com o cenário brasileiro, visto que o mesmo leva em consideração na sua forma de cálculo, os valores dos parâmetros permissíveis conforme a legislação vigente. Além do mais, as modificações propostas no IQA_c como alternativa de cálculo para expressar a qualidade da água, levaram à resultados com tendências semelhantes àqueles encontrados pelos índices IQA_b e IQA_{NSF} .

1.4 CONCLUSÃO

A partir dos resultados encontrados nesta pesquisa, constatou-se que o desenvolvimento de IQAs em função da regionalidade é um aspecto importante para avaliação da qualidade da água nos corpos hídricos.

O novo índice de qualidade da água desenvolvido, denominado IQA_c, se demonstrou adequado para avaliação de qualidade da água, visto que foi elaborado conforme a legislação brasileira (Resolução CONAMA 357), em função das condições locais para corpos hídricos Classe 2. Para determinação do IQA_c de corpos hídricos enquadrados em outras Classes, as escalas dos parâmetros que o compõem devem ser adaptadas.

Outro aspecto relevante na forma de cálculo do IQA_c é a flexibilidade de escolha dos parâmetros que o compõe, uma vez que, dependendo das especificidades regionais, pode-se incluir ou excluir parâmetros de qualidade da água, que são usados na estimativa de outros IQAs mais comumente utilizados.

CAPÍTULO 2

APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA IQA_c EM BACIAS HIDROGRÁFICAS PARANAENSES

RESUMO

Esta pesquisa teve como objetivo principal analisar a qualidade da água nas Bacias Hidrográficas do Rio Tibagi e do Rio das Cinzas, localizadas no Estado do Paraná, por meio da aplicação do Índice de Qualidade da Água BASCARÁN-CONAMA (IQA_c). Para tanto, foram definidos 24 pontos de monitoramento da água distribuídos pelas bacias hidrográficas dos rios Tibagi e Cinzas, monitorados entre julho de 2014 e junho de 2016. Foram realizadas ponderações sob um ponto de vista pluviométrico de períodos anuais mais chuvoso e menos chuvoso, bem como numa perspectiva sazonal (estações do ano). Foram elaborados mapas georreferenciados, utilizando o método de interpolação do Inverso da Distância Ponderada (IDW), a fim de obter a distribuição espacial dos valores estimados. Com a finalidade de comparar os resultados encontrados por período pluviométrico e por estações do ano, foram realizadas análises estatísticas ao nível de significância de 1%. A partir dos resultados obtidos nesta pesquisa, pode-se concluir que a qualidade da água na área avaliada está em conformidade com os requisitos mínimos de qualidade da água que constam na legislação brasileira para rios Classe 2. Foi constatado que o fator sazonal não exerceu influência significativa na qualidade da água, uma vez que, na comparação tanto entre períodos pluviométricos quanto entre as estações do ano, não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas nos pontos de monitoramento.

Palavras-chave: IQA_c, Monitoramento da Qualidade da Água, Qualidade da Água Superficial.

ABSTRACT

The main objective of this research was to analyze water quality in the watershed of Tibagi river and Cinzas river, located in the State of Parana, by applying the BASCARÁN-CONAMA Water Quality Index (IQA_c). To that end, 24 monitoring points distributed in the Tibagi and Cinzas river basins, were defined and monitored from July 2014 to June 2016. Ponderations were made from a viewpoint of more and less rainy annual periods, as well as a seasonal perspective. Georeferenced maps were elaborated using the Inverse Distance Weighted (IDW) interpolation method, in order to obtain the spatial distribution of the estimated values. With the view to compare the results obtained by rainfall periods and seasons, statistical analyzes were carried out at a significance level of 1%. From the results obtained in this study, it can be concluded that the water quality in the evaluated area complies with the minimum water quality requirements in Brazilian legislation for Class 2 rivers. It was observed that the seasonal factor had no significant influence in water quality, since there were no statistically significant differences in the monitoring points in the comparison between rainfall periods and between seasons.

Key-words: IQA_c, Water Quality Monitoring, Surface Water Quality.

2.1 INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos apresentam importância vital, em diversos setores da economia, como agricultura, pecuária, geração de energia elétrica, silvicultura, indústria da pesca, entre outros, além da necessidade da água potável para consumo humano direto.

Contudo, a expansão das atividades antropogênicas coloca em risco a qualidade dos corpos hídricos. De acordo com Giri e Qiu (2016) o crescimento populacional ocasiona mudanças e intensificação no uso do solo, em função da maior demanda de terras para habitação, para o cultivo de alimentos e de infraestrutura para transportes e urbanização. Essa interferência do ser humano contribui para introdução de compostos na água, afetando sua qualidade.

A ocupação do solo por atividades agropecuárias pode alterar sensivelmente os sistemas naturais. Merten e Minella (2002) descrevem que a poluição hídrica, proveniente da prática agrícola, pode ocorrer de forma pontual ou difusa. A forma pontual refere-se, por exemplo, à contaminação causada pela criação de animais em sistemas de confinamento, onde grandes quantidades de dejetos são produzidas e lançadas diretamente no ambiente ou aplicadas nas lavouras. Por outro lado, a poluição difusa é aquela causada principalmente pelo escoamento superficial e pela lixiviação, visto que a contaminação dos recursos hídricos se dá pela grande quantidade de sedimentos que chegam até os ambientes aquáticos por meio da erosão hídrica.

Para avaliar e monitorar a qualidade da água, uma importante ferramenta utilizada é o Índice de Qualidade da Água (IQA). De acordo com Tyagi et al. (2013) pode se afirmar que o objetivo de um IQA é dar um único valor à qualidade da água de uma determinada fonte e reduzir a grande quantidade de parâmetros em uma equação simples, resultando em uma fácil interpretação dos dados de monitoramento da qualidade da água. Dentro deste contexto, Sutadian et al. (2016), descreve que este método permite agregar diversos parâmetros de qualidade da água em uma informação útil, simples e de fácil entendimento, podendo ser utilizado tanto por autoridades quanto pelo público.

Ao longo dos anos, diferentes formas de cálculo para o IQA foram desenvolvidas. Poonan et al. (2013) evidencia a dificuldade no desenvolvimento de um índice de qualidade de água com aceitação universal e sugere que pesquisadores desenvolvam índices de acordo com as características específicas locais.

Diversas são as pesquisas de monitoramento de qualidade da água ao redor do planeta que utilizam modelos de IQA como ferramenta de avaliação. Dede, Telci e Aral (2013) realizaram um estudo na bacia de Kirmir, uma das principais fontes de água potável da capital da Turquia, Ankara, a qual está suscetível a poluição proveniente de atividades humanas, pecuária, atividades agrícolas e instalações geotérmicas. Neste trabalho, foram avaliados os dados de qualidade da água obtidos de 10 estações de amostragem durante um período de monitoramento de um ano. Para facilitar a interpretação dos dados, cinco modelos diferentes de IQA foram aplicados para os parâmetros selecionados. Os modelos utilizados foram o Índice Canadense de Qualidade da Água (CWQI), Índice de Qualidade da Água de Óregon (OWQI), Índice de Toxicidade Aquática (ATI), Índice Geral de Poluição (OIP) e Índice Universal de Qualidade da Água (UWQI). Com os resultados encontrados os autores concluíram que os índices CWQI e QWI forneceram resultados mais razoáveis em comparação com os demais modelos analisados. No entanto, ainda segundo os autores, todos os modelos aplicados podem ser revisados e utilizados de acordo com suas vantagens e desvantagens.

Em Assam, na Índia, Bora e Goswami (2017) realizaram um monitoramento de três anos no Rio Kolong, localizado no distrito de Nagaon, que enfrenta graves degradações provenientes da intervenção humana, principalmente em decorrência de um aterro que atravessa sua cabeceira. Neste monitoramento foi avaliado o status da qualidade da água de modo sazonal a partir de um IQA, cujo qual foi calculado segundo o método do índice aritmético ponderado, amplamente utilizado por vários pesquisadores, (Chauhan e Singh (2010), Chowdury, Muntasir e Hossain (2012), Balan, Shivakumar e Kumar (2012)). Os resultados mostraram qualidade da água inapropriada no período de monções, a qual foi atribuída ao aumento do escoamento superficial proveniente das aglomerações urbanas adjacentes. Os autores ainda destacam que estudos de caso envolvendo IQA, fornecem

informações valiosas sobre a adequação geral do rio no que se refere a qualidade da água.

Na região sul do Iraque, no rio Al-Gharraf, amostras de água foram coletadas mensalmente no período de 2015-2016, em 5 locais de monitoramento. O IQA foi verificado utilizando o método do índice aritmético ponderado, resultando em valores que indicam baixa qualidade da água. Quando examinado de acordo com o Índice Canadense de Qualidade da Água (CWQI) o modelo classificou a água do rio como “pobre para vida aquática” e “razoável para irrigação”. A qualidade da água também foi avaliada utilizando o Índice da National Sanitation Foundation, obtendo um resultado mediano. Os autores destacam a importância de se aplicar IQAs para uma interpretação simples dos dados de monitoramento e como auxílio para tomada de medidas que culminem numa melhora da qualidade da água local (EWAID e ABED, 2017).

Wu et al. (2018) avaliaram a qualidade da água em 96 pontos de monitoramento na Bacia do Lago Taihu, uma das áreas mais desenvolvidas da China. Quatro amostras foram coletadas ao longo das quatro estações do ano, de Setembro de 2014 à Janeiro de 2016. De maneira geral, a qualidade da água foi avaliada como moderada, por meio da aplicação do índice proposto por Bascarán (1979) também utilizado por Pesce e Wunderlin (2000), Debels et al. (2005) e Abrahão et al. (2007) e, apresentou diferença significativa entre as estações, sendo que os melhores resultados encontrados foram no outono, seguido da primavera, verão e inverno respectivamente. Os autores relatam que as influências antropogênicas e o uso da terra provavelmente foram responsáveis pelas variações espaciais observadas na qualidade da água. Além disso, os resultados obtidos neste trabalho foram, segundo os autores, aceitáveis e comparáveis aos de estudos anteriores realizados em partes da Bacia do Lago Taihu. A consistência destes resultados demonstra a alta aplicabilidade do método IQA como ferramenta de avaliação da qualidade da água nesta bacia.

No Brasil, existem diversas pesquisas relacionadas ao monitoramento e avaliação da qualidade da água por meio de IQAs. Uma das mais recentes, realizada por Medeiros et al. (2017), se deu no rio Murucupi, localizado em uma área urbana e intensamente industrializada no Estado do Pará. O rio

Arapiranga, um rio próximo e com menor área urbanizada nas imediações, também foi avaliado a fim de comparações. Oito pontos foram monitorados em cada rio no ano de 2009. O cálculo do IQA se deu por meio do IQA_{CETESB} (uma variação do IQA da National Sanitation Foundation) e, aos valores estimados foram aplicadas técnicas estatísticas para comparação dos resultados em períodos secos e chuvosos. Os autores consideraram o IQA como uma ferramenta importante na avaliação da qualidade da água. A eficiência do IQA e das técnicas estatísticas utilizadas para avaliar a qualidade da água dos rios Arapiranga e Murucupi foram confirmadas com base na observação das diferenças significativas entre os períodos mais chuvosos e menos chuvosos. O rio Murucupi foi mais afetado por atividades antropogênicas devido à proximidade da cidade de Barcarena, onde a influência urbana era mais evidente, enquanto que o rio Arapiranga foi menos influenciado por tais atividades.

Diante do exposto e tendo em vista a importância do monitoramento da qualidade da água frente às atividades antropogênicas, o objetivo desta pesquisa foi analisar a qualidade da água nas Bacias do Rio Tibagi e do Rio das Cinzas, localizadas no Estado do Paraná, utilizando para tanto a aplicação do IQA_c, que foi proposto no Capítulo 1.

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Estatística Computacional e Aplicada – LECA, na Universidade Estadual de Ponta Grossa, estado do Paraná, Brasil.

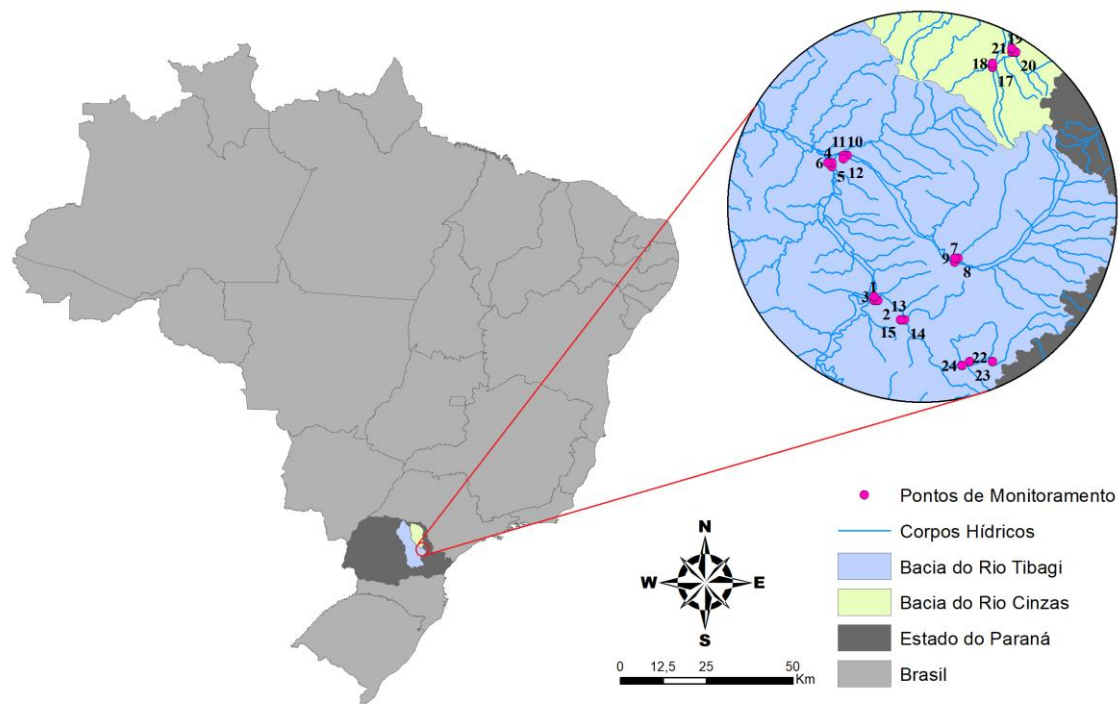
Localizado no Estado do Paraná, o Rio Tibagi possui 550 quilômetros de extensão. Sua nascente está situada na Serra das Almas entre os municípios de Ponta Grossa e Palmeira a 1.100 metros de altitude. Sua área de drenagem é de 25.239 km²; e a bacia divide-se da seguinte forma: 1º Planalto ou Alto Tibagi (de 1.120 a 700 m de altitude); 2º Planalto ou Médio Tibagi (de 700 a 300 m de altitude) e 3º Planalto ou Baixo Tibagi (de 400 a 300 m de altitude). A principal atividade econômica desenvolvida na região é a agropecuária. Na metade sul da bacia as culturas de soja, milho, feijão e trigo ocupam uma área

igual à de pastagens, havendo ainda áreas com reflorestamento. Na metade norte, região da terra roxa, a agricultura é mais intensiva com cultivos de soja, milho, trigo e café. Esta Bacia Hidrográfica é relativamente industrializada, com pólos em Londrina e Ponta Grossa. Em Telêmaco Borba, situa-se uma das maiores indústrias de celulose do país.

Também no Estado do Paraná, encontra-se o Rio das Cinzas. Este rio nasce na Serra de Furnas e sua bacia hidrográfica conta com uma área de 9.653,86 km². A principal atividade econômica é a agropecuária, com destaque para a cultura da cana de açúcar e pastagens. As indústrias da região são predominantemente do setor agroindustrial com destaque para destilarias de álcool, usinas de açúcar, frigoríficos, laticínios e outros.

O foco da pesquisa ocorreu nas regiões sul e sudeste da bacia do Rio Tibagi, correspondente à unidade hidrográfica do Alto Tibagi, e na porção sul da bacia do Rio das Cinzas, Alto Cinzas. Dentro destas unidades hidrográficas, foram definidos 24 pontos de monitoramento da água, distribuídos espacialmente em função de critérios sociais, políticos, geográficos e ambientais (Figura 2.1). Em cada ponto, foram coletadas amostras de águas superficiais, em intervalos mensais, entre julho/2014 e junho/2016(24 amostras/ponto).

Figura 2.1 - Mapa do Estado do Paraná, onde são destacadas as bacias hidrográficas dos rios Tibagi e Cinzas com os respectivos pontos de amostragem.



Para evitar a contaminação ou problemas no transporte das amostras, foram estabelecidos Procedimentos Operacionais Padrão (POP), auditados pelo setor de Gestão da Qualidade da Fundação ABC, Pesquisa e Desenvolvimento Agropecuário. O planejamento e a execução do plano de amostragem contemplaram os materiais específicos e equipamentos necessários em função dos indicadores ambientais avaliados em águas fluviais, os procedimentos de coleta das amostras compostas, a identificação, preservação e transporte das amostras, o preenchimento da ficha de amostragem, os registros fotográficos, as observações das condições atmosféricas, assim com a presença de odores, espumas ou materiais flutuantes, conforme Tsukahara et al. (2016).

Os parâmetros de qualidade da água analisados constam na Tabela 2.1. As amostras foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo (temperatura abaixo de 4°C) e recepcionadas pelo Laboratório de Qualidade de Água da Fundação ABC em prazo inferior a 24 horas. As determinações analíticas seguiram os métodos recomendados pelo Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Tabela 2.1- Indicadores de qualidade da água mensurados nos 24 pontos amostrais localizados nas bacias hidrográficas dos rios Tibagi e Cinzas, analisados mensalmente no período de julho/2014 a junho/2016.

Parâmetros	Unidade de medida
Cor	mg Pt L ⁻¹
Fósforo	mg L ⁻¹
Nitratos	mg L ⁻¹
Nitritos	mg L ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹
Potencial Hidrogeniônico	Unidade
Sólidos Dissolvidos Totais	mg L ⁻¹
Turbidez	UNT

Após a organização e consistência dos dados, procedeu-se o cálculo do IQA_c, proposto no capítulo 1, por meio da Equação 1:

$$IQA_c = k \frac{\sum_{i=1}^N C_i \cdot P_i}{\sum_{i=1}^N P_i} (1)$$

onde:

IQA_c = Índice de Qualidade das Águas. Um número entre 0 e 100

C_i = valor percentual correspondente ao parâmetro;

P_i = peso correspondente a cada parâmetro;

k = constante de ajuste em função do aspecto visual das águas, com os seguintes valores: 1,00 para águas claras sem aparente contaminação; 0,75 para águas com ligeira cor, espumas e turbidez aparente não natural; 0,50 para águas com aparência contaminada e forte odor; 0,25 para águas negras que apresentam fermentações e forte odor.

É importante destacar que o IQA_c é fundamentado na legislação brasileira explicitada pela Resolução nº 357, do CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE CONAMA (CONAMA, 2005). Os valores referentes à C_i e P_i para o cálculo do IQA_c, levando em consideração as condições e padrões estabelecidos para corpos hídricos Classe 2, são fornecidos pela Tabela 2.2, sendo que aos limites máximos ou mínimos permissíveis (de acordo com o parâmetro) foi atribuído C_i igual a 60,00.

Tabela 2.2 - Parâmetros considerados para o cálculo do IQA_c com seus respectivos pesos (P_i), valores percentuais (C_i) e valores analíticos.

Parâmetros	Peso (P _i)	Valor Percentual (C _i)										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
		Valor analítico										
N Amon	3	>6,0	6,00	5,50	5,00	4,50	4,00	3,70	3,00	2,50	2,00	≤1,00
Nitrito	2	>3,00	3,00	2,50	2,00	1,50	1,25	1,00	0,50	0,25	0,20	≤0,15
Nitrato	2	>100	100	50	30	20	15	10	8	6	4	≤2
Fósforo	2	>0,30	0,30	0,25	0,20	0,15	0,13	0,10	0,085	0,065	0,050	≤0,025
pH	1	1	2	3	4	5	5,5	6	6,5	8	7,5	7
SDT	2	>4.000	4.000	3.000	2.000	1.000	750	500	400	300	200	≤100
Turbidez	2	>350	350	280	230	180	130	100	50	20	18	≤15
Cor	2	>210	210	190	160	130	100	75	60	45	30	≤15
OD	4	0	1	2	3	3,5	4	5	6	6,5	7	≥7,5

N Amon (Nitrogênio amoniacal), Nitrato, Nitrito, Fósforo, SDT e OD (mg/L); pH (unidade), Turbidez (UT), Cor (mg Pt L⁻¹)

Neste cálculo considerou-se que o valor de k (constante de ajuste em função do aspecto visual das águas) não varia ($k = 1$) para todas as situações. A mesma condição foi proposta por Debels et al. (2005) e Abrahão et al. (2007), uma vez que essa constante tende a superestimar a poluição do corpo hídrico devido a uma impressão visual, a qual não apresenta necessariamente uma correlação com a poluição objetiva medida, como demonstrado na pesquisa de Pesce e Wunderlin (2000).

A partir dos resultados mensais do IQA_c, foram realizadas ponderações sob um ponto de vista pluviométrico de períodos anuais mais chuvoso e menos chuvoso, bem como numa perspectiva sazonal (estações do ano). Foi considerado que os meses de Outubro a Março compõe o período pluviométrico mais chuvoso (PMAC), sendo que o período menos chuvoso (PMEC) é composto pelos meses de Abril a Setembro. Para a avaliação sazonal dos valores alcançados, os seguintes meses foram considerados representativos de cada estação do ano: Janeiro a Março (Verão), Abril a Junho (Outono), Julho a Setembro (Inverno) e Outubro a Dezembro (Primavera).

Com o objetivo de obter a distribuição espacial dos resultados encontrados de IQA_c para a região determinada, tanto no período pluviométrico quanto por estações do ano, foram elaborados mapas georreferenciados por

meio do software ArcGIS (versão 10.5.1), onde se utilizou o método de interpolação do Inverso da Distância Ponderada (IDW). Também utilizando o software ArcGIS, foi elaborado um mapa de uso e ocupação do solo da área de estudo, com base em dados obtidos junto ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Para comparar os resultados encontrados por período pluviométrico e por estações do ano, foram realizadas análises estatísticas ao nível de significância de 1%, com o auxílio do software R. Na comparação dos valores encontrados por período pluviométrico realizou-se o teste *t* de Student, quando da constatação da normalidade dos dados. Quando da não normalidade dos dados, aplicou-se o teste de Mann-Whitney(M-W), que compara as medianas dos grupos. Na comparação dos valores encontrados por estações do ano, inicialmente foram verificados os pré requisitos de normalidade dos dados e dos resíduos por meio do teste de Shapiro-Wilk, bem como a homogeneidade das variâncias que foi avaliada pelo teste de Bartlett, para realização da ANOVA. Quando do não atendimento de um dos pré-requisitos para condução da ANOVA, os dados foram analisados pelo teste de Kruskal-Wallis (K-W).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados mensais obtidos no cálculo do IQA_c são mostrados na Tabela 2.3. Uma vez que aos limites legislativos permissíveis de cada parâmetro foi atribuído $C= 60,00$, uma estimativa de IQA_c igual ou acima deste valor significa que, de maneira geral, o corpo hídrico encontra-se dentro do enquadramento Classe 2. Valores estimados de IQA_c abaixo de 60,00 demonstram que o local avaliado está, por via de regra, aquém das exigências estabelecidas pela legislação brasileira para rios Classe 2.

Avaliando os dados mensalmente, pode-se observar que apenas o ponto de monitoramento ID2 apresentou resultados inferiores a 60,00, nos meses de Dezembro de 2014 (53,50), Março de 2015 (56,50) e Fevereiro de 2016 (46,00) os quais pertencem ao PMAC. O melhor resultado a ser contemplado com base na Tabela 3 é referente ao ponto de monitoramento ID19 e ocorreu no mês de agosto de 2014 (98,33), no PMEC.

Tabela 2.3 – IQA_c estimado mensalmente para os 24 pontos de monitoramento no período entre Julho/2014 a Junho/2016

Mês/Ano	Ponto de Monitoramento - ID																							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Jul/14	90,00	83,33	75,56	81,67	78,33	71,67	73,89	75,00	78,33	79,44	83,89	81,11	81,11	83,89	80,56	87,22	94,44	93,33	95,56	94,44	95,56	*	86,11	83,33
Ago/14	78,89	71,11	68,89	93,89	95,00	93,89	88,89	89,44	86,67	81,67	90,56	87,22	88,89	75,56	83,33	96,67	96,67	97,22	98,33	97,22	97,78	91,67	92,22	90,56
Set/14	82,00	82,50	79,50	93,00	95,00	92,00	86,50	87,50	87,50	92,50	98,00	94,50	84,50	82,50	75,50	95,00	92,50	95,50	94,00	91,50	95,00	87,00	86,00	84,00
Out/14	87,00	85,00	85,00	86,00	86,50	85,00	87,50	85,50	87,00	91,50	95,50	92,50	85,50	73,50	84,50	97,50	95,00	89,50	88,00	88,00	89,00	86,00	96,00	87,00
Nov/14	78,50	79,50	86,00	77,50	91,50	80,50	80,00	80,00	80,00	87,50	94,50	89,50	84,00	79,00	83,00	94,00	94,50	95,00	95,00	95,50	94,00	86,00	91,50	92,00
Dez/14	83,50	53,50	65,50	67,50	70,00	69,50	86,50	81,50	84,50	91,00	92,50	91,00	84,00	79,00	76,00	95,50	95,00	95,00	95,50	96,50	95,00	75,00	86,00	83,50
Jan/15	71,50	73,50	70,50	77,00	85,00	78,00	72,50	70,50	64,50	79,50	87,50	83,00	73,50	66,00	74,00	91,50	87,50	93,50	88,00	93,00	85,50	62,50	76,50	74,00
Fev/15	77,00	78,00	81,00	86,00	79,50	78,50	78,00	77,00	77,00	85,50	94,50	82,50	73,00	64,00	67,50	88,50	90,00	86,50	86,00	88,00	85,00	69,00	88,50	91,00
Mar/15	61,50	56,50	61,00	73,00	61,00	63,00	76,50	69,50	71,50	84,00	85,00	79,50	73,50	61,50	70,50	90,50	86,50	87,50	92,00	93,50	88,50	70,50	92,00	90,00
Abr/15	78,75	86,25	83,75	86,25	92,50	87,50	86,88	85,00	84,38	91,25	93,13	92,50	83,75	83,75	85,00	93,13	92,50	91,88	90,00	91,25	91,25	76,25	84,38	84,38
Mai/15	78,13	80,63	76,88	81,00	91,00	78,50	81,88	76,88	78,13	88,75	88,00	90,50	78,13	69,38	73,13	92,50	94,38	91,88	90,63	85,63	89,38	87,50	90,63	90,63
Jun/15	78,50	80,50	81,50	78,50	87,50	80,50	81,00	75,00	78,00	88,50	88,50	92,00	83,00	79,00	77,50	96,00	95,50	91,50	95,00	93,00	95,00	81,50	85,50	82,50
Jul/15	69,00	75,00	74,00	69,50	82,00	71,50	65,00	66,50	61,00	80,00	80,00	83,00	77,50	66,50	68,50	91,50	91,00	89,00	89,00	94,00	90,50	86,00	93,00	93,50
Ago/15	86,50	83,00	73,50	90,00	91,00	90,00	84,00	82,00	85,00	92,50	94,50	91,50	83,00	79,00	81,00	95,00	92,00	94,50	86,50	85,00	91,50	81,50	87,00	78,00
Set/15	76,00	79,00	75,50	84,00	84,00	89,00	63,50	68,50	67,50	74,00	66,50	68,00	79,00	69,00	74,00	83,50	83,00	92,00	91,50	94,50	90,50	85,50	88,50	92,50
Out/15	74,50	76,50	72,50	81,00	89,00	80,00	69,00	74,50	64,50	85,50	82,00	82,50	91,00	79,00	79,00	96,50	93,50	95,50	93,50	91,50	93,50	82,50	88,00	92,00
Nov/15	66,50	72,50	69,00	68,00	67,00	76,00	75,63	71,88	71,88	83,00	65,50	80,00	79,50	72,00	77,00	77,50	77,50	77,50	78,50	82,50	79,00	67,00	91,50	86,50
Dez/15	68,50	79,00	73,13	81,25	80,00	80,00	86,88	83,13	84,38	88,75	78,75	79,38	83,00	74,00	79,00	82,00	76,88	72,00	82,00	83,00	80,00	66,00	81,00	86,50
Jan/16	74,50	81,00	80,00	82,00	87,00	85,00	69,50	66,50	68,50	89,00	86,50	83,50	82,00	60,00	78,50	*	*	82,00	91,00	90,50	90,50	73,00	79,38	90,00
Fev/16	76,50	46,00	66,50	70,50	71,00	72,00	73,50	71,05	73,50	74,00	65,00	65,50	78,00	75,00	72,00	91,88	88,75	90,63	90,00	78,13	88,75	82,00	86,00	86,00
Mar/16	83,50	84,50	84,00	80,00	85,00	80,00	74,00	77,00	68,00	90,00	88,00	85,50	84,00	84,00	83,00	80,50	78,50	84,00	89,00	78,50	88,00	85,63	85,63	85,50
Abr/16	80,50	75,00	73,00	85,50	88,50	80,00	73,00	74,00	72,00	90,00	91,50	91,50	70,50	73,50	68,00	94,50	95,50	96,50	95,00	92,50	95,50	87,00	91,50	88,50
Mai/16	84,38	74,38	75,63	77,50	86,25	77,50	76,88	74,38	76,88	91,88	84,38	92,50	83,75	67,50	69,38	96,25	96,25	95,63	95,00	90,63	94,38	85,63	86,88	90,00
Jun/16	80,00	81,25	79,38	87,50	90,00	88,75	89,38	85,63	89,38	90,00	93,75	95,00	86,25	73,13	74,38	96,25	95,63	96,88	94,38	94,38	94,38	75,63	90,00	91,25

Obs: Campos com * não puderam ter seus IQA_c calculados por ausência de dados.

A Figura 2.2 representa a interpolação dos dados de IQA_c estimados para os períodos pluviométricos. Percebe-se que os melhores resultados são apresentados na região norte da área de estudo, referente à Bacia do Rio das Cinzas, tanto no PMAC (Figura 2.2A) quanto no P MEC (Figura 2.2B), onde constam os pontos de monitoramento ID16, ID17, ID18, ID19, ID20 e ID21. Os resultados estimados para estes pontos no PMAC encontram-se entre 88,00 e 90,00. Analogamente, no P MEC, os resultados calculados para os pontos de monitoramento mencionados estão entre os valores 92,00 e 94,00. Estes pontos encontram-se num contexto de uso do solo classificados como: Usos diversificados, Lavouras + Matas e/ou Florestas, Lavouras + Pastagens, Matas e/ou Florestas e Área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários, como pode ser observado na Figura 2.3. Desta maneira, esta é a região de estudo com maior cobertura de Matas e/ou Florestas quando comparada com as demais regiões avaliadas. Conforme Meneses et al. (2015), que explorou a relação do uso do solo e suas mudanças na bacia hidrográfica Zêzere (Portugal), pontos com maior ocupação de florestas conduzem a uma maior proteção da qualidade da água.

Por meio da Figura 2.2A, pode-se notar que os resultados mais baixos de IQA_c no PMAC ocorreram nos pontos ID2 e ID14, onde o uso do solo é voltado para Lavouras + Matas e/ou Florestas e área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários, conforme Figura 2.3. A Figura 2.2B, por sua vez, mostra que os resultados de IQA_c mais baixos no P MEC aconteceram nos pontos ID3, ID14 e ID15, onde o solo também é utilizado para Lavouras + Matas e/ou Florestas e área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários, como apresentado na Figura 2.3. Percebe-se que a porção mais a sudoeste da área de estudo denota os valores de IQA_c mais baixos, com resultados entre 72,00 e 78,00 para o PMAC (Figura 2.2A) e entre 72,00 e 80,00 para o P MEC (Figura 2.2B). Contudo, apesar destes valores serem os menores estimados, pode-se afirmar que estes pontos de monitoramento se encontram dentro do enquadramento Classe 2, uma vez que todos os resultados superam o valor de 60,00.

Pode-se notar por intermédio da Figura 2.2 que o IQA_c dos pontos localizados na região central da área de estudo, onde se encontram os pontos ID7, ID8 e ID9 variam na faixa de 78,00 a 80,00 para o P MEC e de 74,00 a

78,00 para o PMAC. De acordo com a Figura 2.3, essa região apresenta uso Diversificado do solo e Lavouras + Matas e/ou Florestas. A região sul da área estudada, nas proximidades dos pontos ID22, ID23 e ID24 tem o IQA_c variando no intervalo de 84,00 a 90,00 e uso do solo voltado a Lavouras + Matas e/ou Florestas e área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários. Mais a noroeste, próximo aos pontos ID4, ID5, ID6, ID10, ID11 e ID12 os valores de IQA_c se apresentam entre 82,00 a 92,00 para o P MEC e entre 76,00 a 86,00 para o PMAC. Conforme Figura 2.3, esta região apresenta Área Urbanizada, Lavouras + Matas e/ou Florestas e Usos Diversificados. De maneira geral, verificou-se que os resultados do IQA_c estimados para o P MEC se mostraram superiores em relação aos resultados no PMAC.

Figura 2.2– Mapa da interpolação dos resultados de IQA_c na área de estudo para os períodos pluviométricos PMAC (A) e P MEC (B).

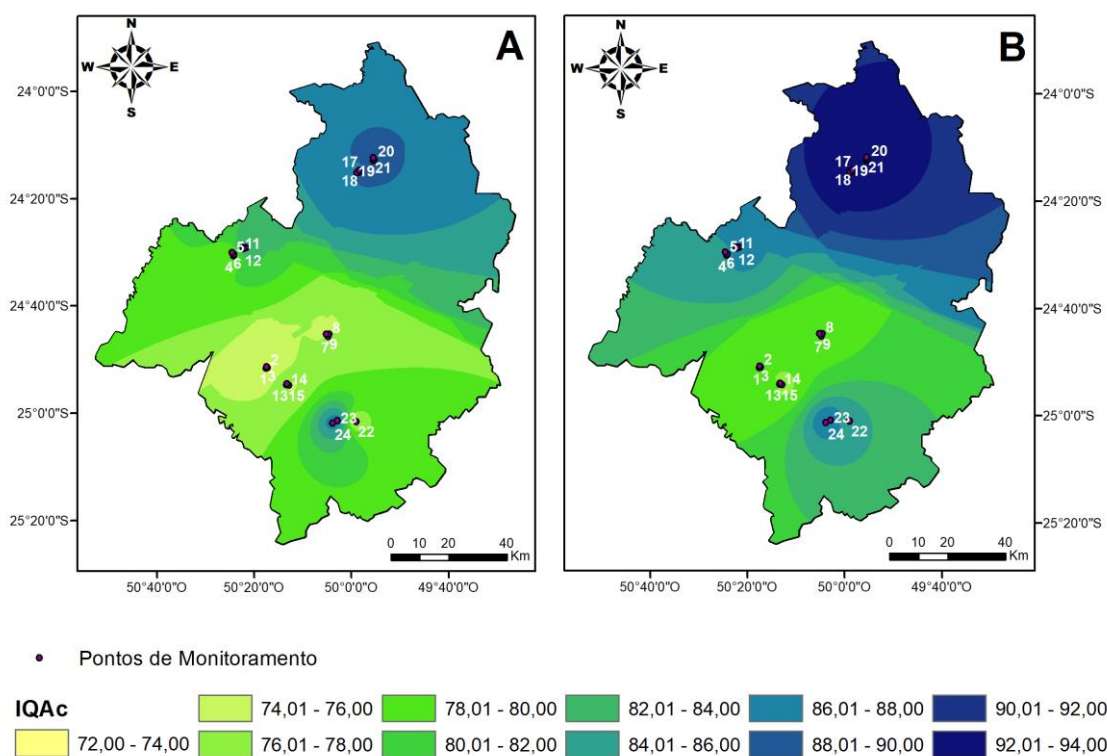
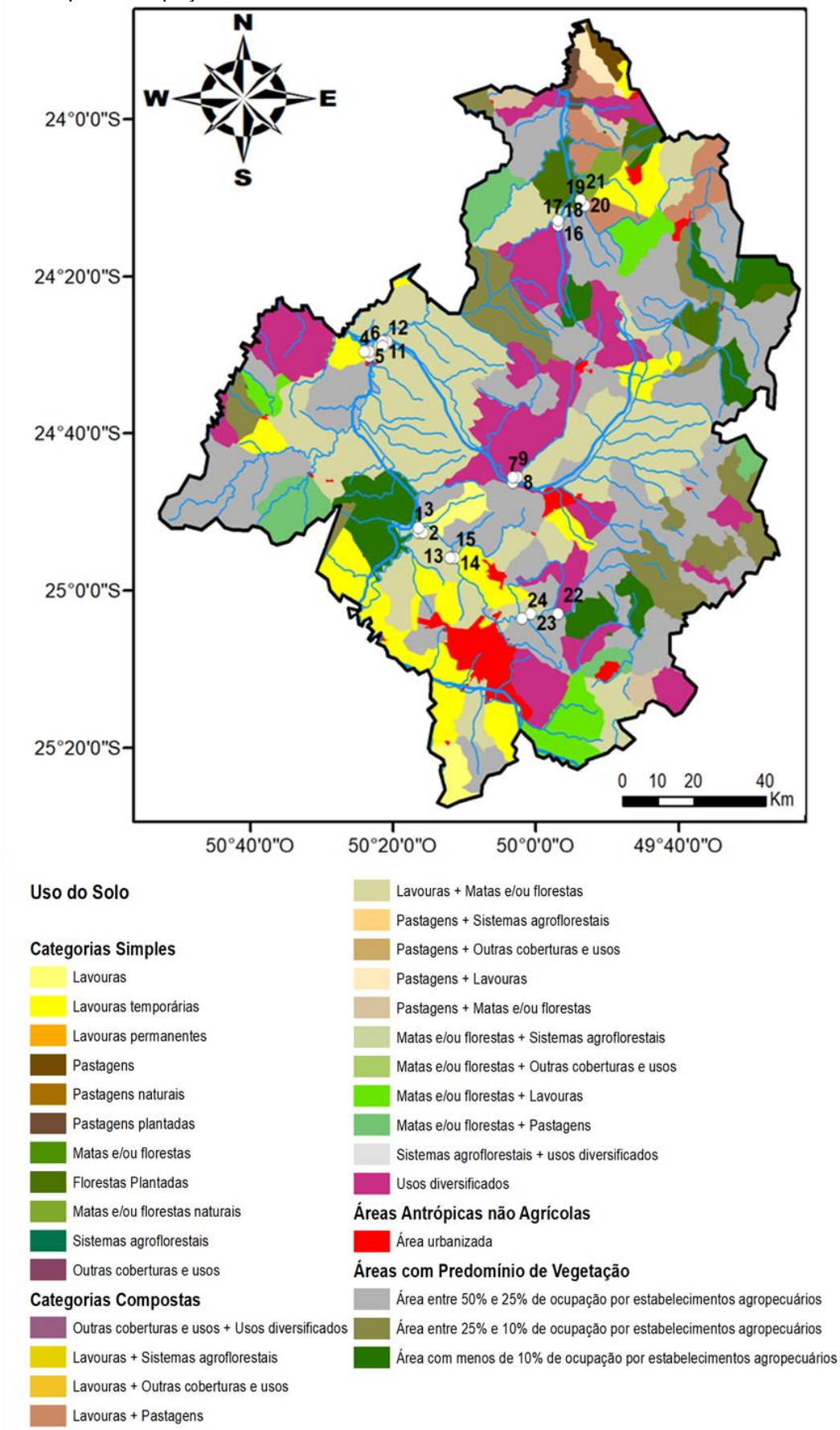


Figura 2.3– Mapa de ocupação e uso do solo da área de estudo.



Fonte: Adaptado de IBGE, 2018.

Os valores médios estimados em cada ponto de monitoramento foram comparados estatisticamente em relação ao período pluviométrico (Tabela 2.4).

Dos 24 locais monitorados, 22 foram avaliados a partir dos valores das médias do IQA_c pelo teste t e os outros 2 pontos foram analisados pelos valores das medianas usando o teste de Mann-Whitney. Quando avaliados pelos valores médios, os resultados dos períodos pluviométricos não diferiram estatisticamente em 19 pontos, sendo encontrada diferença significativa apenas nos pontos ID5, ID21 e ID22. Quando analisados pela mediana não houve diferença significativa entre os períodos nos dois pontos (ID12 e ID17). Contrariamente, Pesce e Wunderlin (2000) em um estudo de verificação da qualidade da água em Córdoba, Argentina, por meio de IQAs adaptados do modelo de Bascarán (1979), verificaram diferenças significativas entre os resultados obtidos no período menos chuvoso (denominado pelo autor como período seco) e no período mais chuvoso (referido pelo autor como período chuvoso); sendo que o período menos chuvoso apresentou os piores resultados de qualidade da água. Abrahão et al. (2007) também utilizaram dois índices derivados do IQA_b para avaliar a qualidade da água em João Pessoa, nordeste do Brasil. O índice denominado pelos autores como IQA_{obj} retratou melhor qualidade da água no período mais chuvoso (de março a agosto); enquanto a outra variação, chamada IQA_{BA} , verificou melhor qualidade da água no período menos chuvoso, embora em nenhuma das avaliações apresentou diferenças estatisticamente significativas entre os períodos hídricos. Estes resultados demonstraram que a sazonalidade não exerce uma influência expressiva naquela localidade e estão em concordância com os resultados obtidos nesta pesquisa.

Tabela 2.4 – Análise estatística do IQA_c por estação de monitoramento comparando os períodos PMAC e P MEC ao nível de significância de 1% pelo Teste de *t* de Student para as médias e pelo Teste de Mann-Whitney (M-W) para as medianas.

ID Estação	<i>t</i> / M-W	Estatística	IQA _c	
			PMEC	PMAC
1	$p_t \geq 0,01$	Média	80,22	75,25
2	$p_t \geq 0,01$	Média	79,33	72,13
3	$p_t \geq 0,01$	Média	76,42	74,51
4	$p_t \geq 0,01$	Média	84,03	77,48
5	$p_t < 0,01$	Média	88,42	79,38
6	$p_t \geq 0,01$	Média	83,40	77,29
7	$p_t \geq 0,01$	Média	79,23	77,46
8	$p_t \geq 0,01$	Média	78,32	75,67
9	$p_t \geq 0,01$	Média	78,73	74,60
10	$p_t \geq 0,01$	Média	86,71	85,77
11	$p_t \geq 0,01$	Média	87,72	84,60
12	$p_{M-W} \geq 0,01$	Mediana	91,50	82,75
13	$p_t \geq 0,01$	Média	81,61	80,92
14	$p_t \geq 0,01$	Média	75,22	72,25
15	$p_t \geq 0,01$	Média	75,86	77,00
16	$p_t \geq 0,01$	Média	93,13	89,63
17	$p_{M-W} \geq 0,01$	Mediana	94,41	88,75
18	$p_t \geq 0,01$	Média	93,82	87,39
19	$p_t \geq 0,01$	Média	92,91	89,04
20	$p_t \geq 0,01$	Média	92,00	88,22
21	$p_t < 0,01$	Média	93,39	88,06
22	$p_t < 0,01$	Média	84,11	75,43
23	$p_t \geq 0,01$	Média	88,48	86,83
24	$p_t \geq 0,01$	Média	87,43	87,00

A Figura 2.4 representa a interpolação dos valores de IQA_c estimados nas estações do Verão (Figura 2.4A), Outono (Figura 2.4B), Inverno (Figura 2.4C) e Primavera (Figura 2.4D). Novamente, os melhores resultados obtidos foram verificados na região norte da área de estudo, onde estão localizados os pontos de monitoramento ID16, ID17, ID18, ID19, ID20 e ID21. Nesta porção, pertencente à Bacia do Rio das Cinzas, os resultados de IQA_c variaram numa faixa de 86,00 a 94,00. Como destacado anteriormente, esta região da bacia apresenta usos diversificados do solo, Lavouras + Matas e/ou Florestas, Lavouras + Pastagens, Matas e/ou Florestas e Área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários, como pode ser observado na Figura 2.3.

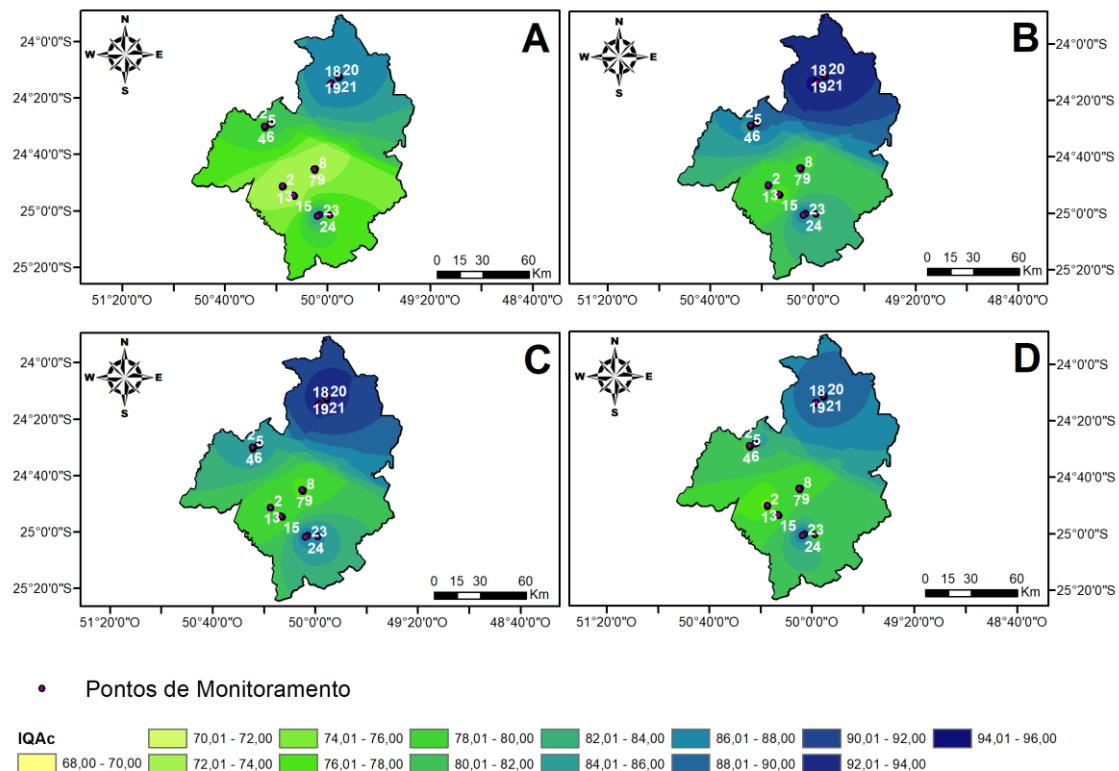
Por meio da Figura 2.4A, notou-se que os menores valores estimados de IQA_c para o verão foram encontrados nos pontos ID2 e ID14. A Figura 2.4B,

revela que os menores valores estimados de IQA_c para o outono foram nos pontos ID14 e ID15. Para o inverno, pode-se observar que os pontos ID3 e ID14 obtiveram os menores resultados (Figura 2.4C). Na primavera, Figura 2.4D, os valores menores de IQA_c estimados aconteceram nos pontos ID2 e ID3. É importante destacar que estes os pontos onde ocorreram os menores valores de IQA_c estão localizados à sudoeste da área avaliada e, são pertencentes a Unidade Hidrográfica do Alto Tibagi, onde o uso do solo é voltado especialmente à Lavouras + Matas e/ou Florestas e apresenta área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários. Apesar dos resultados nesta área estarem inseridos nas menores faixas de IQA_c (de 68,00 a 76,00), os valores calculados estão em conformidade com o enquadramento de rios Classe 2, uma vez que todos os resultados superam o valor de 60,00. É provável que as medidas conservacionistas adotadas, somadas a cobertura vegetal desta região, interferem de maneira positiva no que diz respeito à conservação da qualidade dos corpos hídricos.

Constata-se pela Figura 2.4, que o IQA_c dos pontos localizados na região central da área de estudo, onde se encontram os pontos ID7, ID8 e ID9 variam de 70,00 a 82,00 nas diferentes estações do ano. Nas proximidades dos pontos ID22, ID23 e ID24, mais ao sul, o IQA_c se encontra no intervalo de 84,00 a 90,00. Os valores de IQA_c nas estações do ano se apresentam entre 76,00 e 94,00 à noroeste, em torno dos pontos de monitoramento ID4, ID5, ID6, ID10, ID11 e ID12.

É importante destacar que os valores obtidos para o outono (Figura 2.4B), de maneira geral, se mostraram superiores em relação às estimativas das demais estações do ano. O verão, por sua vez, regularmente apresenta resultados inferiores em relação às outras estações.

Figura 2.4 - Mapa da interpolação dos resultados de IQA_c na área de estudo para as estações do ano: Verão (A), Outono (B), Inverno (C) e Primavera (D).



Os valores sazonais estimados para cada ponto de monitoramento foram comparados, com a finalidade de verificar diferenças estatísticas entre as estações do ano.

Dos 24 pontos de monitoramento, 21 foram avaliados a partir dos valores médios do IQA_c e apenas os pontos ID10, ID17 e ID18 foram analisados pelos valores das medianas (Tabela 2.5). Em todos os pontos, não foi encontrada diferença significativa entre as estações do ano, tanto do ponto de vista da média como da mediana, conforme o caso. Isto não corrobora com os resultados encontrados por Debels et al. (2005), que avaliaram a qualidade da água do Rio Chillán por meio da equação proposta por Bascarán (1979) e, constataram que as piores condições de qualidade da água ocorreram no verão (que é um período seco naquela localidade). Em análise similar, Wu et al. (2018) avaliaram a qualidade da água em uma das regiões mais desenvolvidas da China, na Bacia do Lago Taihu, por meio de uma adaptação do índice proposto por Bascarán (1979), apresentado em Pesce e Wunderlin (2000). A qualidade da água nesta pesquisa apresentou uma variação sazonal distinta, com os maiores valores de IQA apresentados no outono, seguido da primavera e do verão (que não diferem estatisticamente), e os menores valores

foram obtidos no inverno. Nesta região, o outono é geralmente seco e ensolarado, enquanto que o mês mais chuvoso é agosto, um dos meses que compõe o período de verão no hemisfério norte.

Tabela 2.5 - Análise estatística do IQA_c por estação de monitoramento comparando as estações do ano verão, outono, inverno e primavera ao nível de significância de 1% por ANOVA para as médias e pelo teste de KRUSKAL-WALLIS (K-W) para as medianas.

ID Estação	ANOVA/ K-W	Estatística	IQA _c			
			Verão	Outono	Inverno	Primavera
1	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	74,08	80,04	80,40	76,42
2	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	69,92	79,67	78,99	74,33
3	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	73,83	78,35	74,49	75,19
4	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	78,08	82,71	85,34	76,88
5	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	78,08	89,29	87,56	80,67
6	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	76,08	82,13	84,68	78,50
7	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	74,00	81,50	76,96	80,92
8	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	71,93	78,48	78,16	79,42
9	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	70,50	79,79	77,67	78,71
10	$p_{K-W} \geq 0,01$	Mediana	84,75	90,00	80,83	88,13
11	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	84,42	89,88	85,57	84,79
12	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	79,92	92,33	84,22	85,81
13	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	77,33	80,90	82,33	84,50
14	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	68,42	74,38	76,07	76,08
15	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	74,25	74,56	77,15	79,75
16	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	88,18	94,77	91,48	90,50
17	$p_{K-W} \geq 0,01$	Mediana	87,50	95,50	92,25	94,00
18	$p_{K-W} \geq 0,01$	Mediana	87,00	93,75	93,92	92,25
19	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	89,33	93,33	92,48	88,75
20	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	86,94	91,23	92,78	89,50
21	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	87,71	93,31	93,47	88,42
22	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	73,77	82,25	86,83	77,08
23	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	84,67	88,15	88,81	89,00
24	$p_{ANOVA} \geq 0,01$	Média	86,08	87,88	86,98	87,92

Uma pesquisa monitorando três anos no Rio Kolong, conduzida por Bora e Goswami (2017), em Assam na Índia, concluiu que a má qualidade da água no período de monções (período de chuvas intensas) é proveniente do aumento do escoamento superficial em decorrência das aglomerações urbanas adjacentes. Contrariamente, percebeu-se por meio dos resultados encontrados nesta pesquisa, que os valores estimados em diferentes períodos pluviométricos, de maneira geral, não apresentaram diferenças estatísticas. Analogamente, os valores sazonais encontrados também não diferiram estatisticamente.

Dentro deste contexto, nesta pesquisa, pode-se entender que as medidas conservacionistas adotadas na região avaliada, que apresenta uma ocupação do solo voltada para atividade agropecuária, parecem ser eficientes, uma vez que, o fator sazonal não exerceu uma influência significativa sobre a qualidade da água, expressa pelo índice IQA_c.

2.4 CONCLUSÃO

Diante dos resultados encontrados nesta pesquisa pode-se concluir que a qualidade da água, analisada por meio do IQA_c na área avaliada, que está inserida nas Bacias do Rio Tibagi e do Rio das Cinzas, está em conformidade com os requisitos mínimos de qualidade da água que constam na legislação brasileira para rios Classe 2;

Na análise espacial dos resultados, foram identificados que os melhores valores de IQA_c aconteceram nos locais mais ao norte da área avaliada, que estão inseridos na Bacia do Rio das Cinzas. Além do mais, foi constatado que o fator sazonal não exerceu influência significativa na qualidade da água, uma vez que na comparação tanto entre períodos pluviométricos (PMAC e P MEC) quanto entre as estações do ano, não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas nos pontos de monitoramento;

A aplicação do IQA_c como ferramenta de avaliação da qualidade da água se mostrou eficiente visto que sua metodologia de cálculo é prática, de fácil interpretação, e demonstrou grande confiabilidade nos resultados, tendo em vista que a mesma foi validada anteriormente perante outros índices comumente utilizados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O primeiro capítulo, referente ao primeiro artigo, apresentou uma alternativa de cálculo para expressar a qualidade da água, de maneira que este novo índice vinculou a informação dos parâmetros que o compõe e a praticidade de cálculo à legislação vigente no Brasil. O novo índice de qualidade da água desenvolvido, denominado IQA_c, se demonstrou adequado para avaliação de qualidade da água, visto que foi elaborado conforme a legislação brasileira (Resolução CONAMA 357), em função das condições locais para corpos hídricos Classe 2. É importante destacar que para determinação do IQA_c de corpos hídricos enquadrados em outras Classes, as escalas dos parâmetros que o compõem devem ser adaptadas, conforme os limites permissíveis que constam na Resolução CONAMA 357.

O segundo artigo, referente ao Capítulo 2, foi dedicado a aplicação do IQA_c com intuito de analisar a qualidade da água nas Bacias do Rio Tibagi e do Rio das Cinzas, localizadas no Estado do Paraná. Concluiu-se que a qualidade da água na área avaliada está em conformidade com os requisitos mínimos de qualidade da água que constam na legislação brasileira para rios Classe 2. Foi constatado que o fator sazonal não exerceu influência significativa na qualidade da água, uma vez que na comparação tanto entre períodos pluviométricos (PMAC e PMEC) quanto entre as estações do ano, não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas nos pontos de monitoramento.

Diante dos resultados obtidos, afirma-se que a aplicação do IQA_c como ferramenta de avaliação da qualidade da água é eficiente, visto que sua metodologia de cálculo é prática, de fácil interpretação, com flexibilidade de escolha dos parâmetros que o compõe, e demonstrou grande confiabilidade nos resultados, tendo em vista que a mesma foi validada perante outros índices comumente utilizados. Ressalta-se que o desenvolvimento de IQAs em função da regionalidade é um aspecto importante para avaliação da qualidade da água nos corpos hídricos.

REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, R.; CARVALHO, M.; SILVA JÚNIOR, W. R.; MACHADO, T.T.V.; GADELHA, C.L.M.; HERNANDEZ, M.V.M. Use of index analysis to evaluate the water quality of a stream receiving industrial effluents. **Water SA**. v.33, n.4, p. 459-465, 2007.

ÁGUA | ONU Brasil. Disponível em <<https://nacoesunidas.org/acao/agua>> Acesso em: 25 jan. 2017.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

BALAN, I.N.; SHIVAKUMAR, M.; KUMAR, P.D.M. An assessment of ground water quality using water quality index in Chennai, Tamil Nadu, India. *Chronicles of Young Scientists*. v.3, n.2, p.146-150, 2012.

BASCARAN, M. Establishment of a methodology for the determination of water quality. **Boletín Informativo del Medio Ambiente**. v.9, p.30-51, MOPU, Madrid, 1979.

BHARGAVA, D.S.; Expression for drinking water supply standards. **Journal of Environmental Engineering**, v.3, n.3, 1985.

BORA, M.; GOSWAMI, D.C. Water quality assessment in terms of water quality index (WQI): case study of the Kolong River, Assam, India. **Applied Water Science**. v.7, p.3125–3135, 2017.

BRAGA, B. et.al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BROWN, R.M.; McCLELLAND, N.I.; DEININGER, R.A.; TOZER, R.G.; A Water Quality Index—Do We Dare? **Water Sewage Works**, v.117, p.339-343, 1970.

CAMARGO, A. P.; SENTELHAS, P.C. Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial no estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**. v.5, n.1, p.89-97, 1997.

CCME- Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. CCME water quality index 1.0, User's Manual, Winnipeg, Manitoba, Canada. 2001.

CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Resolução nº 49**, de 20 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a instituição de Regiões Hidrográficas, Bacias Hidrográficas e Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Paraná. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Paraná, 2006.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo 2006**. São Paulo: CETESB, 2007. 327 p.

CHAUHAN, A.; SINGH, S. Evaluation of Ganga water for drinking purpose by water quality index at Rishikesh, Uttarakhand, India. **Report Opinion**.v.2, n.9, p.53-61, 2010.

CHOWDHURY, R.M.; MUNTASIR, S.Y.; HOSSAIN, M.M. Water quality index of water bodies along Faridpur-Barisal road in Bangladesh. **Global Engineers and Technologists Review**. v.2, n.3, p.1- 8, 2012.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Relatório de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo: significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade**. São Paulo: CETESB, 2014. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/Ap%C3%AAndice-D-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade.pdf>> Acesso em 08 jan. 2017.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 357**, 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2005.

CONESA, V. V. F. **Guia metodologica para la evaluaci3n del impacto ambiental**. 3. ed. rev. aum. Madrid: Mundi-Prensa, 2000. 412p.

CORADI, P. C.; FIA, R.; RAMIREZ, O. P. Avalia3o da qualidade da 3gua superficial dos cursos de 3gua do munic3pio de Pelotas-RS, Brasil. **Revista Ambiente e 3gua**, v.4, p.46-56, 2009.

CUDE, C.G. Oregon water quality index: a tool for evaluating water quality management effectiveness. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 37, n.1, p.125-137, 2001.

DEBELS, P.; FIGUEROA, R.; URRUTIA, R.; BARRA, R.; NIELL, X. Evaluation of water quality in the Chillán river (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. **Environmental Monitoring and Assessment**. v.110, p.301-322, 2005.

DEDE, O.T.; TELCI, I.T.; ARAL, M.M. The use of Water Quality Index Models for the Evaluation of Surface Water Quality: A Case Study for Kirmir Basin, Ankara, Turkey. **Water Quality, Exposure and Health**. v.5, p. 41-56, 2013.

DING et al. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. **Science of the Total Environment**, v.551-552, p.205-216, 2016.

EROL, A.; RANDHIR, T.O. Watershed ecosystem modeling of land-use impacts on water quality. **Ecological Modelling**, v.270, p.54-63, 2013.

EWAID, S.H.; ABED, S.A. Water quality index for Al-Gharraf River, southern Iraq. **Egyptian Journal of Aquatic Research**. v.43, p.117- 122, 2017.

FIQUEPRON, J.; GARCIA, S.; STENGER, A. Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of the water supply sector. **Journal of Environmental Management**, v.126, p.113-121, 2013.

FUCIK, P.; NOVAK, P.; ZIZALA, D. A combined statistical approach for evaluation of the effects of land use, agricultural and urban activities on stream water chemistry in small tile-drained catchments of south Bohemia, Czech Republic. **Environmental Earth Science**, v.72, p.2195-2216, 2014.

GIRI, S.; QIU, Z. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. **Journal of Environmental Management**, v.173, p.41-48, 2016.

GONÇALVES, D. R. P.; ROCHA, C. H. Indicadores de qualidade da água e padrões de uso da terra em bacias hidrográficas no Estado do Paraná. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.51, p.1172-1183, 2016.

HADDELAND et.al. Global Water Resources Affected by Human Interventions and climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)**, v.111, p.3251-3256, 2014.

IAPAR. Instituto Agrônomo do Paraná. Cartas climáticas do Paraná. Disponível em <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>. Acesso em 2018.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007. 996 p.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. Campinas, São Paulo: Átomo, 2005. 444p.

LUMB, A.; SHARMA, T.C.; BIBEAL, J.F.; A review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. **Water Quality Exposure and Health**. v.3, p.11-24, 2011.

MEDEIROS, A.C.; FAIAL, K.R.F.; FAIAL, K.C.F.; LOPES, I.D.S.; LIMA, M.O.; GUIMARÃES, R.M.; MENDONÇA, N.M. Quality index of the surface water of Amazonian rivers in industrial areas in Pará, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**. V.123, p.156-164, 2017.

MEKONNEN, M.M.; HOEKSTRA, A.Y. Four billion people facing severe water scarcity. **Science Advances**, 2: e1500323, 2016.

MENESES, B. M.; REIS, R.; VALE, M. J.; SARAIVA, R. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal)—Water quality implications. **Science of the Total Environment**, v.527-528, p.439-447, 2015.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**. Porto Alegre, v.3, n.4, p.33-38, out/dez 2002.

MISAGHI, F.; DELGOSHA, F.; RAZZAGHMANESH, M.; MYERS, B. Introducing a qater quality index for assessing water for irrigation purposes: A case study of the Ghezel River. **Science of the Total Environment**. v.589, p.107-116, 2017.

MOLOZZI, J.; PINHEIRO, A.; SILVA, M. R. Qualidade da água em diferentes estádios de desenvolvimento do arroz irrigado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, p.1393-1398, 2006.

PESCE, S.F.; WUNDERLIN, D. A. Use of water quality índices to verify the impact or Córdoba city (Argentina) on Suquía river. **Water Research**. v.34, n.11, p.2915-2926, 2000.

POONAN, T.; TANUSHREE, B.; SUKALYAN, C. Water Quality Indices – Important tools for water quality assessment: a review. **International Journal of Advances in Chemistry**, v.1, n.1, p.15-28, 2013.

POPULAÇÃO MUNDIAL | ONU Brasil. Disponível em <<https://nacoesunidas.org/acao/populacao-mundial>>. Acesso em: 25 jan. 2017.

POSSELT, E. L., COSTA, A. B. Software IQADData 2010. Registro no INPI nº 10670-2, Programa de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais PPGSPI, UNISC, 2010. Disponível em: <http://www.unisc.br/ppgsapi>

RIZZI, N. Índices de Qualidade de Água. **Sanare**, v.15, 2001.

RODRIGUES, D. P.; NOLASCO, M. C.; JESUS, T. B. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Coisa Boa - Igatu - Chapada Diamantina - Bahia. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**. Foz do Iguaçu: INPE, 13 a 18 abril 2013.

SARGAONKAR, A.; DESHPANDE, V. Development of an Overall Index of Pollution for Surface Water Based on a General Classification Scheme in Indian Context. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.89, p.43–67, 2003.

SCHEFFER, E. W. O.; RIBICKI, A. C.; VIANA, A. G. Avaliação das águas do Rio Pitangui através da aplicação de índices de qualidade. **Terra Plural**, v.4, p.163-177, 2010.

SHANKAR, B. S.; BALASUBRAMANYA, N.; REDDY, M.T.M. Impact of industrialization on groundwater quality – a case study of Peenya industrial area, Bangalore, India. **Environmental Monitoring and Assessment**. v.142, p.263-268, 2008.

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.

SMITH, A. P.; WESTERN, A. W.; HANNAH, M. C. Linking water quality trends with land use intensification in dairy farming catchments. **Journal of Hydrology**, v.476, p.1-12, 2013.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452 p.

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

SUTHAR, S.; SHARMA, J.; CHABUKDHARA, M.; NEMA, A. K. Water quality assessment of river Hindon at Ghaziabad, India: impact of industrial and urban wastewater. **Environmental Monitoring and Assessment**. v.165, p.103-112, 2010.

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

_____. Recursos hídricos no século XXI. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

TYAGI, S.; SHARMA, B.; SINGH, P.; DOBHAL, R. Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. **American Journal of Water Resources**, v.1, n.3, p.34-38, 2013.

VOROSMARTY, C. J.; GREEN, P.; SALISBURY, J.; LAMMERS, R. B. Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. **Science**, v.289, p.284-288, 2000.

YU, D.; SHI, P.; LIU, Y.; XUN, B. Detecting land use-water quality relationships from the viewpoint of ecological restoration in an urban area. **Ecological Engineering**. v.53, p.205-216, 2013.

WILLMOTT, C.J. On the validations of models. **Physical Geography**. v.2, n.2, p.184-194, 1981.

WU, Z.; WANG, X.; CHEN, Y.; CAI, Y.; DENG, J. Assessing river water quality using water quality index in Lake Taihu Basin, China. **Science of the Total Environment**. v.612, p.914- 922, 2018.

ZHOU, P.; HUANG, J.; PONTIUS JR, R. G.; HONG, H. New insight into the correlations between land use and water quality in a coastal watershed of China: Does point source pollution weaken it? **Science of the Total Environment**, v.543, p.591-600, 2016.