

IV-024 – PROPOSTA DE IQA PARA O BRASIL

Fernando José Araújo da Silva⁽¹⁾

Doutor, Mestre e Graduado em Engenharia Civil. Professor Adjunto na UFC e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Pós-DEHA/UFC.

Raimundo Oliveira de Souza

Doutor, Mestre e Graduado em Engenharia Civil. Professor Titular na UFC e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Pós-DEHA/UFC.

Maria Gorethe de Sousa Lima

Doutora em Engenharia de Processos, Mestre em Engenharia Civil (Recursos Hídricos/Saneamento) e Engenheira Química. Professora Adjunta na UFCA e do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável (PRODER/UFCA).

Andrea Limaverde de Araújo

Mestre em Engenharia Civil, Graduada em Geologia. Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Geologia da UFC.

Endereço⁽¹⁾: Bloco 713, 1º andar, *Campus* do PICI, Centro de Tecnologia. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, CE. Brasil. CEP 60451-970. Fone: (85) 33669624. E-mail: fjas@cariri.ufc.br

RESUMO

O emprego do índice de qualidade de água (IQA) é uma ferramenta muito importante no sistema de gestão de recursos hídricos. Diferentes tipos de IQA são utilizados no mundo inteiro, com destaque para proposto pelo *National Sanitation Foundation* dos Estados Unidos. Este enfoque é empregado no Brasil desde meados da década de 1970, notadamente no Estado de São Paulo. As redes de monitoramento da qualidade de água no país têm se expandido e exigem maior clareza e uniformidade na determinação do IQA. Assim, O presente estudo propõe um enfoque de índice de qualidade de água para o Brasil (IQA_{BR}), com base em parâmetros e limites referidos na resolução CONAMA 357/05, que trata da classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para enquadramento dos mesmos. O índice foi estruturado para águas doces com 4 (quatro) níveis de controle. O sistema proposto foi comparado com o IQA_{CETESB} e observou-se que se trata de instrumento com potencial para ser discutido e aprimorado.

PALAVRAS-CHAVE: Gestão de recursos hídricos, Qualidade da água, Controle ambiental,.

INTRODUÇÃO

Ao longo das últimas duas décadas a economia brasileira tem requerido maior abatimento de ativos ambientais, com consequente geração de passivos. As dimensões destes não são facilmente mensuráveis, com exigência de ações no âmbito das políticas públicas que sejam mais assertivas e eficientes. Nestas, as contrapartidas institucionais de controle ambiental devem viabilizar melhor a sustentabilidade, indo além de uma palavra-conceito, objeto de *marketing* de grupos políticos e seus governos correspondentes.

Dentre os meios afetados por este antropismo mais célere, destaca-se o recurso água. A crescente demanda por água destaca a importância de programas de monitoração contínua, nas dimensões quantidade e qualidade. Esta última apresenta espectro mais complexo, em razão das diferentes interações com o ambiente, em todos os seus subsistemas (natural e não natural). A isto se somam probabilidades incrementais de crises de disponibilidade de água, resultantes de potencial mudança climática, em que uma maior vulnerabilidade é verificada em regiões com maior densidade populacional.

A avaliação da qualidade da água parte da interpretação eficaz de um conjunto de descritores de seu conteúdo (*i.e.* parâmetros físicos, químicos e biológicos) (VON SPERLING, 2007). Uma avaliação objetiva deve considerar a compatibilidade entre a qualidade observada e os usos preponderantes do recurso. Em razão do grande número de descritores de qualidade é necessário o emprego de um número restrito de parâmetros, que sejam representantes significativos dos diferentes ambientes e diversos fins. Surge daí a idéia de Índice de

Qualidade de Água (IQA), que busca sumarizar em grandeza única um conjunto de parâmetros que represente o *status* de qualidade da água.

Um IQA permite estabelecer diretrizes de controle ao longo do tempo e no espaço, servindo de guia para intervenções que possam melhorar a qualidade da água em uma dada localidade (BOYACIOGLU, 2010). Almeida (2007) e Santos (2009) destacam em seus referenciais teóricos que o IQA tem potencial para caracterizar variações de parâmetros de natureza antropogênica, ou mesmo alterações naturais da qualidade, condicionadas ao conhecimento de valor de referência (*background*).

O cômputo do IQA é conduzido em relação a faixas escalares de variação, constituindo categorias ou classes. Os critérios determinantes de um índice devem especificar seus propósitos, com uma seleção de parâmetros centrados nos resultados almejados quanto à avaliação (a partir de valores de referência) e análise (a partir da compreensão de causas e processos). Assim, um número restrito de parâmetros deve ser representativo do *status* de qualidade e estar bem associado à disponibilidade de dados.

Os IQA são aplicados mais frequentemente às águas superficiais, conforme estudo revisional de Lumb, Sharma e Bibeaut (2011). Estes autores relatam ainda que sempre ocorrerá algum grau de imprecisão e incerteza a respeito do significado e da influência (relativa ou absoluta) dos parâmetros descritores da qualidade. Também, há sempre a possibilidade de ocorrência de redundância ou multicolinearidade entre parâmetros.

Um prospecto rico sobre o histórico, desenvolvimento e uso de IQA é apresentado por Abbasi e Abbasi (2012). Os autores relatam que o modelo de IQA do *National Sanitation Foundation*, desenvolvido nos Estados Unidos no início dos anos de 1970, é o mais difundido, nas representações aditiva (Equação 1) e multiplicativa (Equação 2). Esta última forma é mais empregada por ser menos sensível a variações bruscas nas concentrações dos parâmetros componentes do índice. No Brasil o conceito de IQA vem sendo empregado desde a década de 1970, na região Sudeste, com destaque nos estados de São Paulo (CETESB, 2013) e Minas Gerais (SCQA, 2010). O índice aqui empregado apenas replica, com pequenos ajustes, o proposto por BROWN e colaboradores (1970 e 1974 *apud* Santos, 2009).

$$IQA = \sum_{i=1}^n C_i \cdot W_i \quad \text{Equação (1)}$$

$$IQA = \prod_{i=1}^n C_i^{W_i} \quad \text{Equação (2)}$$

Em que: o IQA varia de 0 a 100; C_i representa a equivalência de qualidade do parâmetro i , com base em função específica e W_i é o peso atribuído ao parâmetro i , em função de sua importância (entre 0 e 1).

A seleção e a relevância atribuídas aos parâmetros componentes de um IQA têm certa subjetividade. Isto ocasiona, por vezes, debates, cujo consenso parece ser improvável de ser alcançado. O próprio conceito de qualidade costuma ser expresso como variável lingüística ou categórica, invés de numérica direta. Desta forma, o IQA contém em si um estado subjetivo natural, a fim de que seja compreendido. Também, um modelo global é apenas uma guia inicial que possibilita a identificação de um recurso mais local, que reflita efetivamente o ambiente e o objetivo do emprego do índice.

Discussões conduzidas acerca dos IQA equivalem às observadas para a classificação das águas e seus usos. No Brasil este tema é tratado normativamente na Resolução CONAMA 357/05. A relação **IQA versus Classificação** aponta para a possibilidade de se desenvolver um índice baseado na resolução CONAMA 357/05. Assim, o presente trabalho tem como objetivo propor um IQA para o país – um IQA_{BR} – considerando os valores de orientação estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05, através dos artigos 14 a 17, referentes às Águas Doces (artigo 4º).

METODOLOGIA

O estudo tomou como referência um painel de discussão composto por 12 (doze) profissionais, dentre acadêmicos e técnicos, envolvidos rotineiramente com a monitoração da qualidade de águas superficiais. Tal diálogo norteou a seleção e a distribuição de intervalos de qualidade, com a respectiva normalização de valores limites, e atribuição de pesos dos parâmetros componentes. Cabe destacar que o estudo aqui apresentado está limitado a este painel inicial de especialistas e deverá ser expandido em discussão e consulta, ao longo de um futuro próximo.

As faixas de classificação do IQA_{BR} foram divididas em 5 (cinco) categorias e definidas como: Excelente, Bom, Regular, Ruim e Péssimo. Além destes conceitos podem ser atribuídos escores (1 a 5, do pior para o melhor) e cores, empregados, alternativamente, de maneira a simplificar a representação de resultados em mapas (ver Tabela 1). O IQA_{BR} apresenta faixas descritoras ligeiramente diferentes das propostas pelo IGAM (2010) e pela CETESB (2013), conforme mostrado na Tabela 1.

Tabela 1: Faixas de categorização do IQA_{BR} .

| <i>Classificação e Cor</i> | IQA_{BR} | IQA_{CETESB} | IQA_{SCQA} | IQA_{NSF} | <i>Raking/Escore de classificação</i> |
|----------------------------|------------|----------------|--------------|-------------|---------------------------------------|
| Excelente | 91 - 100 | 80 - 100 | 91 - 100 | 80 - 100 | 5 (☆☆☆☆☆) |
| Bom | 71 - 90 | 52 - 79 | 71 - 90 | 52 - 79 | 4 (☆☆☆☆) |
| Regular | 41-70 | 37 - 51 | 51 - 70 | 37 - 51 | 3 (☆☆☆) |
| Ruim | 21-30 | 20 - 36 | 26 - 50 | 26 - 36 | 2 (☆☆) |
| Péssimo | 1 - 20 | 0 - 19 | 0 - 25 | 0 - 25 | 1 (☆) |

Fonte: adaptado de Almeida (2007) e Santos (2009).

Para este estudo foram selecionados 10 (dez) parâmetros: condutividade elétrica (CE, mS/cm), pH, turbidez (T_{URB}), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes termotolerantes (C_{TMT}) (substituível por *Escherichia coli*, EC), fósforo total (P_T), clorofila “a” (Cla “a”), nitrato e amônia não ionizável (*i.e.* concentração da parcela gasosa da amônia total). Dentre os parâmetros selecionados, o pH foi admitido com valor ideal de 7,50 (ponto médio entre 6 e 9), em que a tolerância às variações em torno deste valor foram expressas na forma de módulo. A Tabela 2 mostra os limites intervalares definidos com os equivalentes normalizados (C). Levou-se em conta ainda a distinção entre corpos lóticos e lânticos, no caso dos parâmetros P_T e clorofila “a”.

Tabela 2: Parâmetros de qualidade de água e guia de normalização de C.

| <i>C</i> | <i>CE</i> (mS/cm) | <i>T_{URB}</i> (uT) | <i>DBO</i> (mg/L) | <i>OD</i> (mg/L) | <i>C_{TMT}</i> (Log) | <i>gNH₃</i> (µg N/L) | <i>NO₃⁻</i> (mg N/L) | <i>P_T</i> (µg P/L) | <i>Cla "a"</i> (mg/m ³) | <i> ΔpH </i> |
|----------|----------------------|--------------------------------|----------------------|---------------------|---------------------------------|------------------------------------|---|----------------------------------|--|--------------|
| 100 | ≤ 0,25 | ≤ 40 | ≤ 3 | ≥ 6,0 | ≤ 2,301 | ≤ 9,0 | ≤ 1,0 | ≤ 30 (20) [†] | ≤ 10 (10) [†] | 0,00 |
| 90 | 0,38 | 48 | 4 | 5,6 | 2,487 | 11,9 | 2,3 | 45 (24) | 17 (13) | 0,17 |
| 80 | 0,50 | 55 | 5 | 5,1 | 2,673 | 14,7 | 3,6 | 60 (28) | 24 (16) | 0,33 |
| 70 | 0,63 | 63 | 6 | 4,7 | 2,859 | 17,6 | 4,9 | 75 (31) | 31 (19) | 0,50 |
| 60 | 0,75 | 70 | 7 | 4,3 | 3,044 | 20,4 | 6,1 | 90 (35) | 39 (21) | 0,67 |
| 50 | 0,88 | 78 | 8 | 3,9 | 3,230 | 23,3 | 7,4 | 105 (39) | 46 (24) | 0,83 |
| 40 | 1,00 | 85 | 9 | 3,4 | 3,416 | 26,1 | 8,7 | 120 (43) | 53 (27) | 1,00 |
| 30 | 1,13 | 93 | 10 | 3,0 | 3,602 | 29,0 | 10,0 | 135 (46) | 60 (30) | 1,17 |
| 20 | 1,25 | 101 | 11 | 2,6 | 3,788 | 31,9 | 11,3 | 150 (50) | 67 (33) | 1,33 |
| 10 | 1,38 | 108 | 12 | 2,1 | 3,974 | 34,7 | 12,6 | 165 (54) | 74 (36) | 1,50 |
| 1 | ≥ 1,50 | ≥ 116 | ≥ 13 | ≤ 1,7 | ≥ 4,160 | ≥ 37,6 | ≥ 13,9 | ≥ 180 (58) | ≥ 81(39) | ≥ 1,67 |

([†]) Corpos lânticos.

A partir da tabela de normalização foi elaborado um conjunto de funções representativas de C em função dos valores observados (Tabela 3). As funções de normalização foram admitidas todas lineares, com intervalos constantes para determinação da variação de C. No caso de observação de concentrações acima ou abaixo dos limites estabelecidos na tabela, atribui-se à variável os respectivos limites de C (*i.e.* 1 ou 100).

Tabela 3: Funções de normalização de C (padronização de escores).

| <i>Parâmetro¹</i> | <i>Funções de normalização de C</i> |
|------------------------------|--|
| CE | $C = -79,635.CE + 119,95$ |
| T _{URB} | $C = -1,313.T_{URB} + 152,39$ |
| DBO | $C = -9,955.DBO + 129,73$ |
| OD | $C = 23,14.OD - 39,105$ |
| C _{TMT} | $C = -53,556.Log(C_{TMT}) + 223,11$ |
| gNH ₃ | $C = -3,484.gNH_3 + 131,22$ |
| NO ₃ ⁻ | $C = -7,733.NO_3^- + 107,59$ |
| P _T | $C = -0,664.P_T + 119,77$ ($C = -2,644.P_T + 152,95$) [†] |
| Cla "a" | $C = -1,396.Cla"a" + 113,82$ ($C = -3,462.Cla"a" + 134,44$) [†] |
| ΔpH | $C = -59,703. ΔpH + 99,862$ |

¹ Unidades conforme a Tabela 2; ()[†] Corpos lânticos.

Para o modelo do IQA_{BR} foi proposto um sistema de protocolos com 4 (quatro) níveis, compostos de 3,5, 7 e 10 parâmetros. Os pesos atribuídos aos parâmetros constam na Tabela 4. Tal enfoque traz os seguintes aspectos distintos:

1. Os parâmetros dos protocolos de nível inferior estarão sempre contidos no de nível imediatamente superior;
2. A complexidade dos protocolos de nível inferior parte da premissa de que os parâmetros selecionados são mais exigentes quanto ao abastecimento humano e à dessedentação;
3. Os pesos atribuídos aos parâmetros dos protocolos de nível inferior serão ajustados nos de nível imediatamente superior, de maneira que estes sejam sempre iguais ou inferiores neste nível mais elevado;
4. Um protocolo de nível inferior (Níveis 1, 2 ou 3) poderá ser empregado com maior frequência, quando a monitoração efetivada com o protocolo de nível mais alto (Nível 4) observar que a qualidade da água é consistentemente satisfatória (*i.e.* equivaler pelo menos a águas de Classe 2, segundo a resolução 357/05), e;
5. O emprego de protocolos de nível inferior deverá ser considerado quando houver limitações de nível técnico e operacional para implantação do IQA_{BR} no nível mais alto. Assim, o emprego de um ou mais protocolos deverá ser adequadamente justificado. Outra premissa a ser admitida é que o monitoramento inicial deverá ter frequência mínima bimestral.

Os resultados da aplicação do índice proposto neste estudo foram comparados aos do IQA (modelo modificado da CETESB - Companhia Tecnológica de Saneamento Básico, São Paulo) obtidos na bacia do Rio Doce, Estado de Minas Gerais. Os dados originais estão contidos em publicação do IGAM (2010), e correspondem aos resultados observados em 7 (sete) pontos selecionados aleatoriamente e denominados como: RD₀₀₁, RD₀₆₈, RD₀₆₉, RD₀₀₄, RD₀₀₇, RD₀₇₀ e RD₀₁₃, conforme sequência apresentada no referido documento. Os resultados da monitoração publicada tiveram periodicidade trimestral.

Tabela 4: Protocolos do IQA_{BR} e pesos dos parâmetros selecionados e comparação com os do IQA CETESB, SCQA e NSF.

| Parâmetro | Pesos dos parâmetros selecionados (Wi) | | | | | | |
|---|--|------|------|-----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| | CETESB | SCQA | NSF | IQA _{BR-10} (Nível 4) | IQA _{BR-7} (Nível 3) | IQA _{BR-5} (Nível 2) | IQA _{BR-3} (Nível 1) |
| CE (mS/cm) | - | - | - | 0,07 | 0,07 | - | - |
| T _{URB} (uT) | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,10 | 0,12 | 0,20 | 0,25 |
| DBO (mg/L) | 0,10 | 0,10 | 0,11 | 0,12 | 0,14 | - | - |
| OD (mg/L) | 0,17 | 0,17 | 0,17 | 0,15 | 0,18 | 0,25 | 0,30 |
| OD (% saturação) | 0,17 | 0,17 | 0,17 | - | - | - | - |
| C _{TMT} (NMP/100 mL) ^a | 0,15 | 0,15 | 0,16 | 0,17 | 0,26 | 0,30 | 0,45 |
| gNH ₃ (µg N/L) | - | - | - | 0,08 | - | - | - |
| NO ₃ ⁻ T (mg NO ₃ ⁻ /L) | - | 0,10 | 0,10 | 0,10 | 0,15 | 0,15 | - |
| P _T (mg P/L) | 0,10 | - | - | 0,07 | - | - | - |
| Cla “a” (mg/m ³) | - | - | - | 0,07 | - | - | - |
| ΔpH | - | - | - | 0,07 | 0,08 | 0,10 | - |
| pH | 0,12 | 0,12 | 0,11 | - | - | - | - |
| ΔTemperatura (°C) | 0,10 | 0,10 | 0,10 | - | - | - | - |
| PO ₄ ³⁻ T (mg PO ₄ ³⁻ /L) | - | 0,10 | 0,10 | - | - | - | - |
| N _T (mg N/L) | 0,10 | - | - | - | - | - | - |
| ST (mg/L) | 0,08 | 0,08 | 0,07 | - | - | - | - |

^a substituível alternativamente ou obrigatoriamente por *Escherichia coli*, conforme especificação. No caso do IQA_{BR} o valor é expresso em unidades de Log. – não se aplica.

Fonte: Santos (2009), Abbasi e Abbasi (2012), CETESB (2013) e proposta dos autores.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 5 são apresentados os valores mínimos e máximos das concentrações dos parâmetros da monitoração do IGAM (2010). As faixas de variação dos IQAs (modelo original e proposto) dos pontos do estudo estão contidas na Tabela 6.

Tabela 5: Intervalo de valores nos pontos de monitoração do Rio Doce (IGAM, 2010).

| Parâmetro ¹ | Ponto de monitoração | | | | | | |
|------------------------------|----------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | RD ₀₀₁ | RD ₀₆₈ | RD ₀₆₉ | RD ₀₀₄ | RD ₀₀₇ | RD ₀₇₀ | RD ₀₁₃ |
| CE | 0,29-0,50 | 0,23-0,25 | 0,38-0,50 | 0,23-0,35 | 0,24-0,37 | 0,47-0,57 | 0,34-0,42 |
| T _{URB} | 16- 53 | 7-18 | 8-503 | 25-67 | 36-80 | 59-214 | 30-265 |
| DBO | 2-4 | 2-2 | 2-2 | 2-3 | 2-2 | 2-2 | 2-2 |
| OD | 7,4-8,3 | 6,8-7,3 | 7,0-8,1 | 7,3-8,4 | 7,0-7,9 | 6,6-7,8 | 7,8-8,8 |
| C _{TMT} | 2,114-3,230 | 3,477-4,380 | 2,845-3,342 | 2,146-3,699 | 2,230-3,845 | 2,845-4,230 | 4,230-4,699 |
| gNH ₃ | 0,37-0,84 | 0,07-0,47 | 0,27-1,19 | 0,39-0,68 | 0,11-0,72 | 0,10-0,65 | 0,10-0,71 |
| NO ₃ ⁻ | 0,04-0,22 | 0,06-0,11 | 0,09-0,12 | 0,03-0,13 | 0,05-0,29 | 0,10-0,76 | 0,19-1,31 |
| P _T | 20-50 | 10-40 | 10-200 | 10-60 | 40-70 | 100-160 | 20-180 |
| Cla “a” | 0,9-30,0 | 1,8-2,0 | 0,1-6,7 | 0,1-34,6 | 0,1-3,7 | 1,4-7,2 | 0,6-2,4 |
| ΔpH | 0,39-0,90 | 0,60-1,50 | 0,50-1,10 | 0,50-1,20 | 0,50-1,30 | 0,60-1,20 | 0,50-1,10 |

¹ Unidades conforme indicado da Tabela 2.

O ordenamento crescente do IQA_{CETESB} empregado pelo IGAM foi: RD_{013} (50,8) < RD_{070} (52,3) < $RD_{007} = RD_{069}$ (62,7) < RD_{068} (63,2) < RD_{004} (67,1) < RD_{001} (68,5). Na comparação com o IQA_{CETESB} , a posição dos pontos de monitoração menos poluídos (RD_{004} e RD_{001}) permaneceu inalterada para todos os protocolos do IQA_{BR} , assim como no caso do ponto mais poluído (RD_{013}). Com os demais pontos houve alteração de posições em razão dos pesos distintos assumidos nos diferentes protocolos do IQA_{BR} . Isto resultou, portanto, em valores de IQA diferentes. Por exemplo, os valores de IQA_{BR} nos Níveis 4, 3, 2, e 1 foram, para o RD_{001} , respectivamente, 91,0; 88,6; 88,5 e 90,4, valores também distintos do IQA_{CETESB} . Isto é explicado pelo intervalo de faixa intermediária (categoria Regular) no IQA_{BR} que é maior que no IQA_{CETESB} .

Tabela 6: Intervalo de valores de IQA nos pontos de monitoração do Rio Doce (IGAM, 2010).

| Modelo | Ponto de monitoração | | | | | | |
|----------------|----------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | RD_{001} | RD_{068} | RD_{069} | RD_{004} | RD_{007} | RD_{070} | RD_{013} |
| IQA_{CETESB} | 62-76 | 58-70 | 46-71 | 57-74 | 55-73 | 42-63 | 44-54 |
| IQA_{BR-10} | 81-97 | 42-72 | 38-89 | 69-96 | 63-96 | 25-83 | 20-42 |
| IQA_{BR-7} | 75-96 | 27-62 | 44-85 | 62-95 | 52-96 | 16-83 | 16-29 |
| IQA_{BR-5} | 73-97 | 22-59 | 30-85 | 57-96 | 46-96 | 9-82 | 9-24 |
| IQA_{BR-3} | 70-100 | 13-64 | 18-86 | 48-100 | 37-100 | 3-79 | 3-13 |

A comparação do IQA_{BR} com o IQA_{CETESB} torna-se mais plausível quando analisada através de matriz de correlação (Tabela 7). A matriz de Pearson (para $\alpha = 0,05$) indica consistência entre os protocolos do IQA_{BR} e em relação ao modelo tradicional (IQA_{CETESB}). Por tratar-se de uma proposta, é claro que há reflexões e críticas a serem feitas. Quanto a isto, cabe lembrar que a própria Resolução CONAMA 357/05 se refere a diretrizes, cujos valores são referências (Artigo 10) que poderão ser alteradas e condicionadas aos devidos estudos justificadores (Artigos 11, 12, 24 e 33).

Tabela 7: Matriz de Pearson ($\alpha = 0,05$) entre os valores de IQA (modelo original e proposto).

| Modelo | IQA_{CETESB} | IQA_{BR-10} | IQA_{BR-7} | IQA_{BR-5} | IQA_{BR-3} |
|----------------|----------------|---------------|--------------|--------------|--------------|
| IQA_{CETESB} | 1 | | | | |
| IQA_{BR-10} | 0,858 | 1 | | | |
| IQA_{BR-7} | 0,810 | 0,984 | 1 | | |
| IQA_{BR-5} | 0,842 | 0,989 | 0,996 | 1 | |
| IQA_{BR-3} | 0,845 | 0,980 | 0,985 | 0,993 | 1 |

A discussão sobre a construção e aplicação de IQA é bem firmada no país. Entretanto, é necessário ainda fortalecer e esclarecer sobre a quimiometria dos parâmetros empregados, frequência mínima de monitoramento, análise de sensibilidade de parâmetros constituintes e influência de indicadores de desenvolvimento, notadamente no espaço urbano. A caminhada é bem mais longa do que se tem percebido até aqui.

CONCLUSÃO

Foi proposto um modelo de índice de qualidade de água para o Brasil (IQA_{BR}), com base em parâmetros e limites referidos na resolução CONAMA 357/05, que trata da classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para enquadramento dos mesmos. O índice foi estruturado para águas doces (salinidade $\leq 0,5^{0/00}$) com 4 (quatro) níveis de controle, que consideram com 3, 5, 7, e 10 parâmetros (do mais simples para o mais complexo). O sistema proposto foi comparado com o IQA_{CETESB} , tradicionalmente usado no país e apresentou equivalência a este. Por fim, considerou-se que a propositura leva em conta a função ecológica da água e suas interações com a vida. É, portanto, um instrumento com potencial para ser discutido e aprimorado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALMEIDA, A.A. Estudo Comparativo entre os Métodos IQA_{NSF} e IQA_{CCME} na Análise da Qualidade da Água do Rio Cuiabá. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Física e Meio Ambiente. Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT. Cuiabá, Julho de 2007. 88 folhas + Anexos.
2. ABBASI, T.; ABBASI, S.A. Water quality indices. Elsevier. Amsterdam, 2012. 362 p.
3. BOYACIOGLU, H. Utilization of the water quality index method as a classification tool. Environmental Monitoring Assessment, v. 167, n. 1-4, p. 115-124, August, 2010.
4. BRASIL. Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA) - estabelecimento das equações do índice de qualidade das águas. Relatório 1. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais (SEMAD). Unidade de Coordenação Estadual - UCEMG/PNMA II. Programa Nacional do Meio Ambiente II, Subcomponente Monitoramento da Qualidade da Água. Belo Horizonte-MG, Junho, 2006. 16 p.
5. CETESB. Relatório de qualidade das águas superficiais. Apêndice C - Índices de Qualidade das Águas. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo-SP, 2013. 29 p.
6. CONAMA. Resolução número 357, de 17 março de 2005. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salgadas do Território Nacional. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, 18 de março de 2005.
7. IGAM. Monitoramento da qualidade das águas superficiais na bacia do rio Doce em 2009. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2010. 276 p. + mapas.
8. LUMB, A.; SHARMA, T.C.; BIBEAUT, J.-F. A review of geneses and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. Water Quality, Exposure and Health, Amsterdam, v. 3, n. 1, p.11-24, June, 2011.
9. SANTOS, J.M.M. Índice de qualidade de água subterrânea aplicado em área de aquíferos cristalinos com uso agrícola: bacia do Rio São Domingos – RJ. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Rio de Janeiro, Setembro de 2009. 140 folhas + Anexos.
10. VON SPERLING, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 7. 1ª Edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 588 p.