

II - 259 - USO DE INDICADORES PARA A GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Marcos Denicio da Silva de Souza⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Santa Maria. Mestre e doutor em Engenharia Civil pelo Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE/UFRJ).

Coordenador de Ensino do Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca (DSSA/ENSP/FIOCRUZ).

Clementina Santos Feltmann⁽¹⁾

Arquiteta pela Faculdade de Arquitetura e Urbanismo Silva e Souza. Mestre em Saúde Pública – Saneamento Ambiental pela Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca.

Chefe do Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca (DSSA/ENSP/FIOCRUZ).

Endereço⁽¹⁾: Rua Leopoldo Bulhões, 1480 - Manguinhos – Rio de Janeiro - RJ - CEP: 21041-210 - Brasil - Tel: (21)2598-2433 - e-mail: marcos.souza@ensp.fiocruz.br e feltmann@ensp.fiocruz.br

RESUMO

Apresenta-se, neste trabalho, um estudo da qualidade da água do rio Paraíba do Sul. Utilizou-se indicadores para interpretar a qualidade da água. Avaliando o desenvolvimento do estudo da arte dos indicadores de qualidade de água em rios e da legislação aplicada, procurou-se aqui, sintetizar tais informações em um programa computacional que considere o maior número possível de variáveis e utilizar o indicador mais adequado. O indicador NSF-WQI foi o que melhor caracterizou a água. Esta metodologia, apresentando uma proposta de indicador que contemple também a toxicidade e o número de células cianobactérias tem a finalidade de auxiliar na gestão da qualidade da água e dar maior garantia ao consumidor final.

PALAVRAS-CHAVE: Indicadores, gestão, qualidade de água.

INTRODUÇÃO

Muitas estações de tratamento de água brasileiras encontram-se ou trabalhando acima de sua capacidade ou produzindo água com qualidade insatisfatória. Procurando suprir a demanda sempre crescente de água, mantendo sua qualidade, defronta-se com a escassez de recursos. A partir de tal constatação, faz-se necessário que se investiguem em laboratório novas tecnologias, que permitam estudar as inúmeras possibilidades de se obter água em quantidade mantendo a qualidade e custos baixos.

A qualidade da água é avaliada através de parâmetros físicos, químicos e biológicos, que buscam, de modo geral, detectar condições mais ou menos restritivas ao uso de um recurso hídrico. Com um grande número de dados o processo de análise torna-se demorado e confuso. Indicadores de qualidade da água foram propostos visando resumir as variáveis analisadas em um número, que possibilita analisar a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço e que serve para facilitar a interpretação de listas mais ou menos extensas de variáveis ou indicadores citado por (Gastaldini e Souza, 1994).

O grande número de problemas ambientais causados pelo aumento de cargas poluidoras lançadas em cursos de água naturais exige estudos que permitam relacionar a descarga de poluentes num corpo líquido com mudanças provocadas na qualidade da água. Esta relação é normalmente expressa na forma de equações matemáticas que descrevem fenômenos como advecção, dispersão, fontes, decaimento e mudanças, nos vários constituintes, por reações químicas, físicas e biológicas, incluindo inter-relações entre estes.

Informações apuradas e oportunas da condição e tendências do meio ambiente são necessárias para moldar profundamente a linha de conduta do público e para implementar programas eficientes de qualidade ao meio ambiente; um dos meios eficazes para comunicar informações aos políticos e público em geral nas modificações futuras do meio ambiente é através

de indicadores. O interesse no Brasil por tais indicadores cresceu desde que o Conselho de Qualidade do Meio Ambiente em seu relatório anual de 1972 manifestou a necessidade da utilização de indicadores para o meio ambiente.

Existem três tipos básicos de indicadores de qualidade de água (Ott, 1978):

- Indicadores elaborados a partir da opinião de especialistas;
- Indicadores baseados em métodos estatísticos;
- Indicadores biológicos (cujos dados necessários para sua formulação ainda não são rotineiramente obtidos em programas de monitoramento).

Indicadores de qualidade de água são um excelente instrumento para sintetizar dados e para providenciar uma indicação técnica (aproximada) da qualidade de água, mas compreensível para o público em geral.

Os parâmetros necessários para análises matemáticas de qualidade de água em rios incluem características hidrológicas do rio e taxas de reação para variáveis particulares em estudo. Por exemplo, quando se estuda a poluição em rio devida a um despejo acidental de um certo poluente, simula-se a variação da concentração dessa substância a jusante do lançamento, bem como determina-se o tempo de passagem da mancha poluente nas várias seções a jusante.

ESTRUTURAÇÃO DOS INDICADORES

Ott (1978) propôs critérios de uniformização e agrupamento de dados em indicadores ambientais segundo o fluxo de informações. A estruturação dos indicadores ambientais, é composta de três etapas básicas:

- escolha dos parâmetros que comporão o indicador;
- uniformização das informações através do cálculo de sub-indicadores próprios para cada variável envolvida;
- reunião das informações para compor o indicador final.

A escolha das variáveis ambientais é feita utilizando elementos estatísticos ou métodos de pesquisa de opinião entre especialistas.

Os métodos estatísticos mais utilizados atualmente são:

- Matriz de Correlação (MC);
- Análise Fatorial (AF);
- Análise de Componentes Principais (ACP);
- Aplicação de Procedimentos de Classificação Não Paramétricos (CNP).

Nos métodos de pesquisa de opinião, a técnica DELPHI desenvolvida pela Rand Corporation (EUA) é a que tem sido mais utilizada.

A qualidade da água apresenta características físicas, químicas e biológicas. Onde denomina-se parâmetros físicos da água aqueles que podem ser detectados diretamente (sem necessidade de equipamentos de medição) pelos seres humanos. Os parâmetros químicos e biológicos descrevem as modificações químicas e biológicas na água, função da interação destes componentes, sendo que esses parâmetros variam devido à combinação de componentes físicos, químicos e biológicos.

PRIMEIRA ETAPA: ESTUDO DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DE INDICADORES

Indicadores de qualidade da água (IQA) conceitualmente são números resultantes da síntese de vários parâmetros e fornecem uma indicação relativa da qualidade da água em vários pontos geográficos e/ou ao longo do tempo. Variam, normalmente entre zero e 100. Quanto maior for o seu valor, melhor é a qualidade da água. São úteis como meio de comunicação entre profissionais e o público, permitindo informá-los, em termos simples e compreensíveis do grau e localização da poluição.

O estabelecimento de um indicador deve, em primeiro lugar, especificar o uso da água a ser representado pelo indicador. Selecionar, então, variáveis que influenciam o uso da água objetivado. Buscar relações entre o valor das variáveis e a qualidade da água, ou seja, estabelecer faixas de valores em que as variáveis podem se encontrar e as consequências sobre a qualidade da água. Este procedimento é feito, muitas vezes, através de uma pesquisa realizada com vários profissionais de distintas especialidades.

O primeiro indicador que usou uma escala numérica para representar gradações na qualidade da água foi desenvolvido por Horton em 1965. Alguns indicadores foram desenvolvidos utilizando a técnica de pesquisa de opinião em um largo painel de especialistas em qualidade da água, como os desenvolvidos por Prati, McDuffie, Dinius e Dunnette. Outros indicadores nessas mesmas bases foram desenvolvidos para regiões específicas citados por OTT (1978).

A técnica de análise fatorial é outro recurso estatístico utilizado na construção de indicadores de qualidade de água. Entre as vantagens destes métodos pode-se citar a menor subjetividade, a maior maleabilidade em relação ao número e tipo de variáveis utilizadas e geralmente, uma maior sensibilidade em relação a variações de qualidade de água.

Tabela 1: Modelo de fluxo de informação na estruturação de indicadores.

Fonte: Modificado de Bollmann e Marques (2000).

VARIÁVEIS	SUB-INDICADORES	INDICADOR
Parâmetro X1	$I1=f1(X1)$	$I = h(I1,I2,I3,...,In)$
Parâmetro X2	$I2=f2(X2)$	
Parâmetro X3	$I3=f3(X3)$	
:	:	
Parâmetro Xn	$In=fn(Xn)$	
SELEÇÃO	PADRONIZAÇÃO	AGREGAÇÃO

INDICADOR DE HORTON

Horton (citado por Ott (1978)) iniciou o estudo da qualidade da água através de indicadores selecionando 8 parâmetros de qualidade (OD, pH, coliformes fecais, alcalinidade, cloreto, condutividade, tratamento de esgoto e carbono orgânico total). Atribuiu a cada um deles um peso, que variou de 1 a 4, conforme sua importância relativa para a qualidade do corpo d'água. Os sub-indicadores de qualidade de água são obtidos pela seguinte tabela:

Tabela 2: Sub-indicadores de qualidade de água de Horton.

Subíndice	Oxigênio Dissolvido (%)	Coliformes (nmp/100ml)	Carbono cloriforme extraído (0,001mg/l)	
100	> 70	< 1	0 – 100	
80	50 – 70	1 – 5	100 – 200	
60	30 – 50	5 – 10	200 – 300	
30	10 – 30	10 – 20	300 – 400	
0	< 30	> 20	400	
Subíndice	PH (unidades)	Cloretos (mg/l)	Condutividade Específica	Alcalinidade (mg/l)
100	6 – 8	0 – 100	0 – 750	20 – 100
80	5 – 6 ; 8 – 9	100 – 175	750 – 1500	5 – 20 ; 100 – 200
40	4 – 5 ; 9 – 10	175 – 250	1500 – 2500	0 – 5 ; > 200
0	< 4 ; > 10	> 250	> 2500	Acid.

Os valores dos sub-indicadores são dados por funções passo apresentadas por Ott (1978). Seu indicador de qualidade usa como função de agregação a forma aditiva com pesos dada pela equação abaixo Onde: W_i = peso do parâmetro I_i = subíndice do parâmetro I , $M_1 = 1,0$ (temperatura < 34° C, $M_2 = 1,0$ (ausência de poluição óbvia) = 0,5 (caso contrário) e = 0,5 (temperatura ≥ 34° C).

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n W_i \cdot I_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \cdot M_1 \cdot M_2 \quad (1)$$

INDICADOR NSF-WQI

O indicador do NSF-WQI foi desenvolvido pela National Sanitation Foundation (NSF) em 1970. Foi baseado no método Delphi da Rand Corporation, que consiste numa técnica de pesquisa de opinião de vários profissionais de água. O resultado desta pesquisa foi apresentado em forma de curvas das variáveis sub-indicadores (q_i) (Scottish, 1976; Branco et alli, 1991). Se algum parâmetro é omitido, seu peso deve ser distribuído, proporcionalmente ao peso de outros parâmetros. Bauermann (1994) exprimiou estas curvas através de funções polinomiais.

As curvas obtidas pela NSF foram resultantes de uma pesquisa de opinião realizada entre 142 peritos da área de qualidade de água. Cada perito respondeu um questionário com uma lista de parâmetros, para que fosse fornecida a ordem de importância em termos de qualidade. Solicitou-se a cada perito que elaborasse uma curva mostrando como seria a qualidade, de acordo com a variação de concentração de cada parâmetro. Juntamente, pedia-se que fosse dada uma nota ponderada para cada um dos principais parâmetros, para que fosse possível distinguir a contribuição de cada um dentro de um indicador global de qualidade.

Resultou deste esforço um conjunto de nove curvas médias, que graficamente demonstram o comportamento da variação de qualidade com a concentração de cada parâmetro. No esforço de tentar utilizar métodos computacionais para o cálculo do IQA, esbarramos no problema de não possuir as equações que geraram estes gráficos, as quais seriam de vital importância para a criação de um programa computacional, através da simples utilização das informações armazenadas em um banco de dados, possibilitasse calcular rapidamente o indicador de qualidade em um determinado ponto de um rio em estudo, bem como otimizar processos comparativos de resultados dos diferentes indicadores.

Para isso deve-se elaborar para cada curva, uma tabela de variação de nota de qualidade (NQ) X concentração, para alimentar uma rotina de interpolação. Os modelos ponderados, contemplam com pesos maiores os parâmetros mais significativos, e que melhor refletem as características essenciais à manutenção da biota do rio.

Quanto ao modelo de cálculo para indicadores, são conhecidas diversas fórmulas, como a aritmética, geométrica, harmônica, multiplicativa, etc. Entre estas, a multiplicativa é a mais utilizada. A mesma apresenta boa sensibilidade quando um pequeno número de parâmetros tem baixa qualidade relativa, situação que caracteriza o maior número de ocorrências. Em termos de propriedades matemáticas, é a mais indicada por não apresentar problemas de ambigüidade (OTT, 1978). Os modelos ponderados, contemplam com pesos maiores os parâmetros mais significativos, e que melhor refletem as características essenciais à manutenção da biota do rio.

As equações para determinação dos sub-indicadores de qualidade de água são obtidas ajustando equações por trechos, objetivando boa aderência aos valores dados pelos profissionais descritos acima.

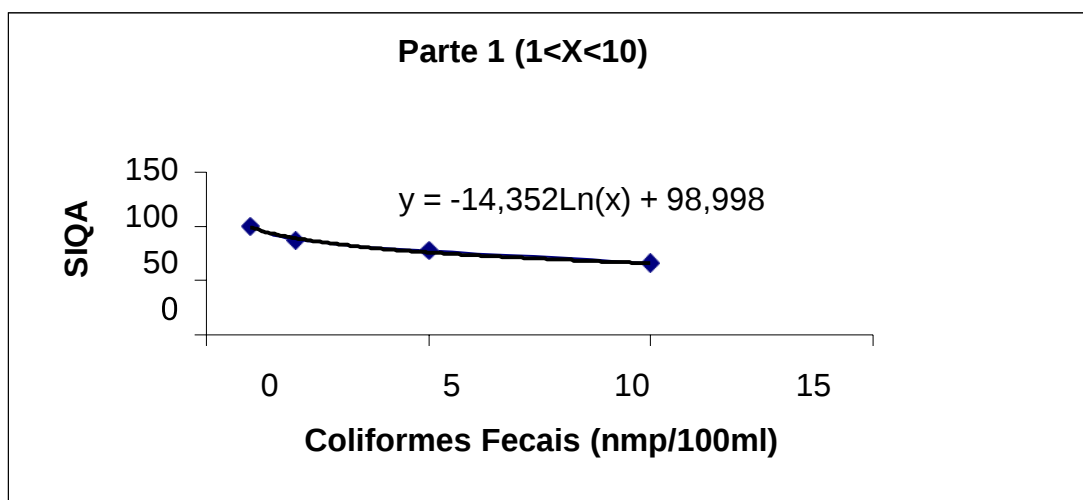


Figura 1: Linha de tendência do primeiro trecho do SIQA Coliformes Fecais.

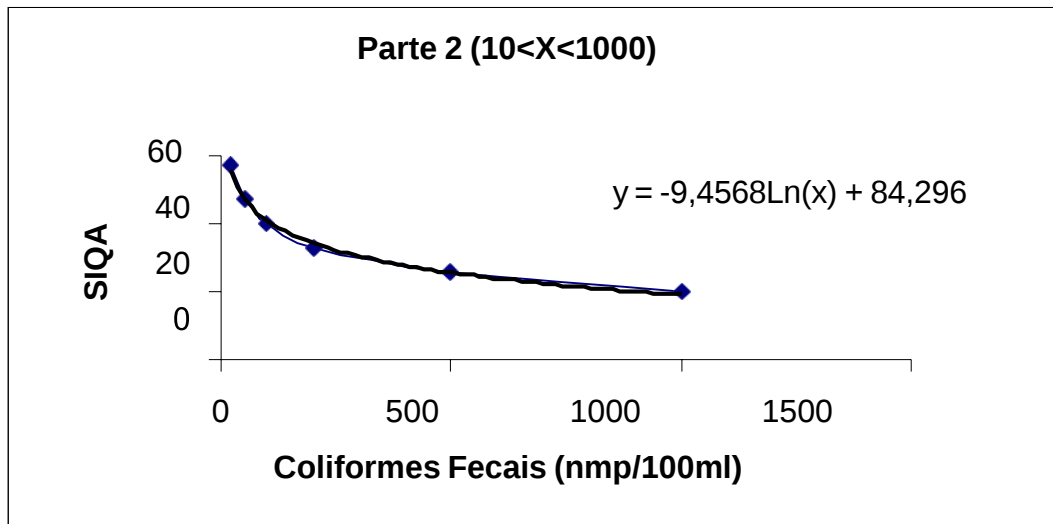


Figura 2: Linha de tendência do segundo trecho do SIQA Coliformes Fecais.

A estrutura original do indicador NSF-WQI , proposta por Brown et alii (1970), é uma combinação linear com pesos dos sub-indicadores da forma:

$$NSF - WQI_a = \sum_{i=1}^n W_i . I_i \quad (2)$$

Na forma multiplicativa, os mesmos pesos tornam-se potências dos sub-indicadores. Neste caso, se qualquer dos sub-indicadores aproxima-se de zero, o indicador global aproxima-se de zero.

$$NSF - WQI_m = \prod_{i=1}^n I_i^{W_i} \quad (3)$$

Foram sugeridas cinco classes de classificação para a qualidade da água (Ott (1978)), apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3: Descrição numérica do IQA pela NSF-WQI e pela CETESB (Ott(1978)) e Branco et alii (1991)). sub-indicadores de qualidade de água de Horton.

Descrição (NSF-WQI)	Faixa	Cor	Descrição (CETESB)	Faixa
Péssima qualidade	0 – 25	Vermelha	Imprópria	0 – 19
Má qualidade	26 – 50	Laranja	Imprópria (trat.convencional)	20 – 36
Média qualidade	51 – 70	Amarela	Aceitável	37 – 51
Boa qualidade	71 – 90	Verde	Boa	52 – 79
Excelente qualidade	91 – 100	Azul	Ótima	80 – 100

INDICADOR DE PRATI

Prati, Pavanello e Pesarin em 1970 (citados por Ott, 1978) propuseram um indicador para águas superficiais baseado nos sistemas de classificação da qualidade da água usado em vários países da Europa e alguns estados dos EUA. O sistema de classificação envolve 13 variáveis poluentes (OD, pH, DBO, DQO, permanganato, sólidos suspensos, amônia, nitratos, cloretos, ferro, manganês, ABS, carbono orgânico total).

Desenvolveram, para cada variável subíndice, funções matemáticas explícitas, baseadas no seu julgamento da gravidade dos efeitos da poluição dentro de cada faixa, apresentadas por Ott (1978). O indicador de Prati é calculado como a média aritmética dos 13 sub-indicadores, ou seja:

$$I = \frac{1}{13} \sum_{i=1}^{13} I_i \quad (4)$$

É um indicador crescente, que varia de 0 a 14, deve-se atentar que neste caso quanto maior o seu valor pior a poluição.

INDICADOR DE DINIUS

Este indicador de qualidade de água inclui 11 variáveis poluentes, como o indicador de Horton e o NSF-WQI, obedece a uma escala percentual decrescente, com variação de 0 a 100%, sendo representado por funções matemáticas explícitas. A distribuição de pesos é referente a uma escala básica de importância, denotada por: muito pequena (1), pequena (2), média (3), grande (4), importância muito grande (5), e tendo como somatório de pesos 21. Este indicador foi utilizado no estado do Alabama, apresentando bons resultados.

Tabela 4: Sub-indicadores de qualidade de água por Dinius:

Parâmetros	Equação SIQA e Peso Correspondente		
Oxigênio Dissolvido (%)	$I = X$		$W_i = 5$
DBO 5 dias (mg/l)	$I = 107X^{-0,642}$		$W_i = 2$
Coliformes Totais (nmp/100ml)	$I = 100 X^{-0,30}$		$W_i = 3$
Condutividade Específica (25°C (μmho/cm))	$I = 535 X^{-0,3565}$		$W_i = 1$
Cloretos (mg/l)	$I = 125,8 X^{-0,207}$		$W_i = 0,5$
Dureza (CaCO ₃ , ppm)	$I = 10^{1,974 - 0,00132X}$		$W_i = 1$
Alcalinidade (CaCO ₃ , ppm)	$I = 108 X^{-0,178}$		$W_i = 0,5$
pH (unidades)	$I = 10^{0,2335X + 0,44}$	$X < 6,7$	$W_i = 1$
	$I = 100$	$6,7 \leq X \leq 7,58$	$W_i = 1$
	$I = 10^{4,22X - 0,293}$	$X > 7,8$	$W_i = 1$
Temperatura (°C)	$I = -4(X_a - X_s) + 112$		$W_i = 2$
Cor (unidades)	$I = 128X^{-0,288}$		$W_i = 1$
Coliformes Fecais (nmp/100ml)	$I = 100(5X)^{-0,30}$		$W = 4$

A forma aditiva é utilizada para determinação do Indicador de Dinius:

$$I_{Dinius} = \frac{1}{21} \sum_{i=1}^{21} W_i \cdot I_i \quad (5)$$

INDICADOR DE O'CONNOR

O'Connor desenvolveu dois indicadores de qualidade de água, um direcionado à vida de peixes e outro ao abastecimento público, comparando seus resultados aos obtidos pela NSF-WQI, e considerou que se o uso da água é importante então requer diferentes indicadores para diferentes usos, utilizou para isso a técnica delphi explicada por Brown et al mas com mais interações.

Para formulação dos seus indicadores utilizou a opinião de especialistas anteriormente procurados pela NSF-WQI, dentre os quais selecionou 36 variáveis poluentes cujas notas por estas recebidas variaram de 0 a 100%, cuja classificação variava de irrelevante até extremamente importante. Desenvolveu curvas para cada parâmetro similares às usadas por Brown et al e as da NSF-WQI, fazendo uso do indicador de Toxidez para o cálculo caso a concentração de substâncias tóxicas ultrapassar os limites recomendados.

A determinação dos sub-indicadores qualidade de água é realizada de forma idêntica às referenciadas pela NSF-WQI.

Tabela 5: Sub-indicadores de qualidade de água por O'Connor

Variáveis utilizadas pelo indicador de O'Connor	Pesos dos sub-indicadores
Oxigênio dissolvido	0,206
PH	0,142
Nitratos	0,074
Fosfatos	0,064
Temperatura	0,169
Turbidez	0,088
Sólidos Dissolvidos	0,074
Fenóis	0,099
Amônia	0,084

$$I_{O'Connor} = \delta \sum_{i=1}^9 W_i \cdot I_i \quad (6)$$

$\delta = 0$ Se alguma substância tóxica ultrapassar os limites recomendados.

$\delta = 1$ Se alguma substância tóxica não ultrapassar os limites recomendados.

INDICADOR DE DEININGER E LANDWEHR

Em 1971, Deininger e Landwehr apresentaram um indicador de uso específico para abastecimento público. Deininger propôs um procedimento espacial para pesticidas e metais pesados, zerando o indicador quando qualquer um deles ultrapassar os limites de segurança recomendados. Utilizaram os dados de pesquisa de opinião de especialistas, proposto pela NSF-WQI, onde enviaram um questionário para 12 membros dos 142 especialistas participantes na pesquisa de opinião feita pela NSF-WQI. Utilizaram uma lista de 16 variáveis candidatas e que seriam incluídas ou não na pesquisa, recebendo uma nota de 0 a 100, onde 7 variáveis são comuns as da NSF-WQI (OD, Coliformes Fecais, pH, DBO 5 dias, Nitratos, Temperatura e Turbidez), e concluíram que suas curvas de sub-indicadores apresentaram boa aderência com as obtidas pela NSF-WQI.

Devido à boa correlação de resultados com os da NSF-WQI concluíram que indicadores de qualidade de água de uso geral, podem ser utilizados para o trabalho de indicadores de uso específico. A determinação deste indicador utiliza a média geometria expressa a seguir:

$$I \text{ Deininger e Landwer's } s = \left[\prod_{i=1}^{11} W_i \cdot I_i \right]^{\frac{1}{11}} \quad (7)$$

INDICADOR DE WALSKI E PARKER

Em 1974, Walski e Parker publicaram um indicador de qualidade de água para uso de recreação, que teve inicialmente aplicação no rio Stones em Nashville, no Tennessee.

A investigação introduziu quatro (4) categorias gerais num total de 12 variáveis: Aquelas que afetam a vida aquática (OD, pH, temperatura), aquelas que afetam a saúde (Coliformes Fecais), aquelas que afetam o tato e odor (número de odor), aquelas que afetam a aparência da água (turbidez, graxas e óleos)

Os sub-indicadores são determinados por funções explícitas não linear e segmentos não lineares. Foi considerada como temperatura de equilíbrio 20 °C, valor obtido conforme a resolução da American Freshwater Fish, onde os valores das variáveis poluentes estão indicadas como:

I=0,01 (intolerável); I=0,1 (pobre); I=0,9 (boa) e I=1 (qualidade de água perfeita).

Walski e Parker escolheram a média geométrica como sendo a mais precisa.

INDICADOR DE STONER

Por este indicador ter aplicação para dois (2) usos da água, ele deve ser adaptado em relação a dois tipos diferentes gerais de variáveis: Tipo I = variáveis normalmente consideradas tóxicas ; Tipo II = variáveis que afetam a saúde ou características estéticas da água. As variáveis Tipo I assumem valor 0 (zero) se não ultrapassarem os limites recomendados e assumem valor -100 caso contrário. Este indicador segue uma escala decrescente de 0 a 100, onde I=100 representa a melhor qualidade.

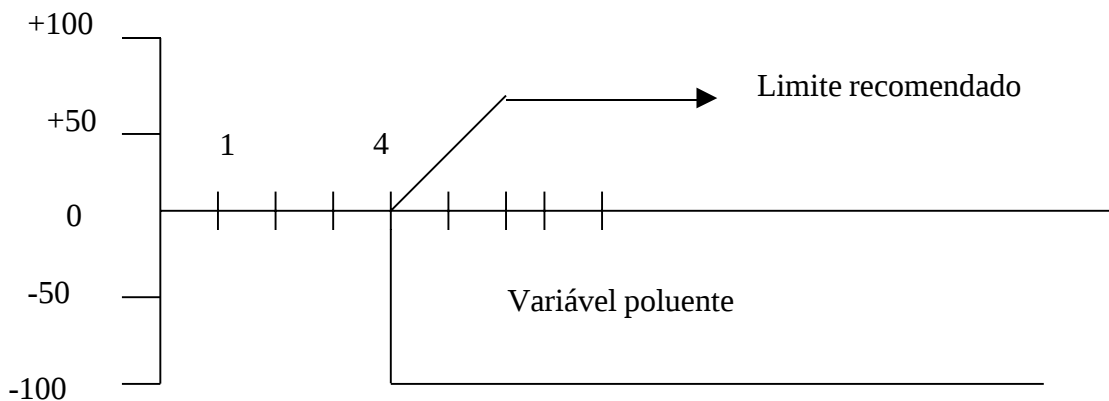


Figura 3: Limites recomendados para o indicador de Stoner.

Tabela6: Equações e Pesos de qualidade de água por STONER para abastecimento público:

Variáveis utilizadas	Equação	Pesos
Amônia Nitrogenada (mg/l)	$I = 100 - 200X$	0,134
Nitrito Nitrogenado (mg/l)	$I = 100 - 100X^2$	0,134
Coliformes Fecais (nmp/100ml)	$I = 100 - 0,000025X^2$	0,134
PH (unidades)	$I = -1125 + 350X - 25X^2$	0,089
Fluoretos (mg/l)	$I = 98,8 + 24,7X - 123X^2$	0,089
Cloretos (mg/l)	$I = 100 - 0,4X$	0,067
Sulfatos (mg/l)	$I = 100 - 0,4X$	0,067
Fenóis (µg/l)	$I = 100 - 100X$	0,053
ABS	$I = 100 - 200X$	0,053
Cobre (mg/l)	$I = 100 - 100X^2$	0,045
Aço (mg/l)	$I = 100 - 333X$	0,045
Zinco (mg/l)	$I = 100 - 20X$	0,045
Cor (unidades)	$I = 100 - 0,0178X$	0,045

A determinação do indicador de Stoner para abastecimento público e para irrigação é realizada de forma similar pela expressão a seguir:

$$I_{Stoner} = \sum_{i=1}^n T_i + \sum_{j=1}^m W_j \cdot I_j \quad (8)$$

PROGRAMA IQAP

DADOS DE ENTRADA (VARIÁVEIS) :

OD, DBO, COLIFORMES FECALIS, ALCALINIDADE, TEMPERATURA, SÓLIDOS TOTAIS, FÓSFORO, AÇO, MANGANÊS, AMÔNIA, NITRITOS, NITRATOS, FÓSFATOS, CLORO, FLUORETOS, SULFATOS, ÓLEOS E GRAXAS, FENOL, ABS, CCE, PH, CONDUTÂNCIA ESPECÍFICA, TURBIDEZ, SÓLIDOS SUSPENSOS, COR, COLIFORMES TOTAIS, DUREZA, COD, CÁDMIO, COBRE, BERÍLIO, ZINCO, SÓDIO e NÍQUEL.

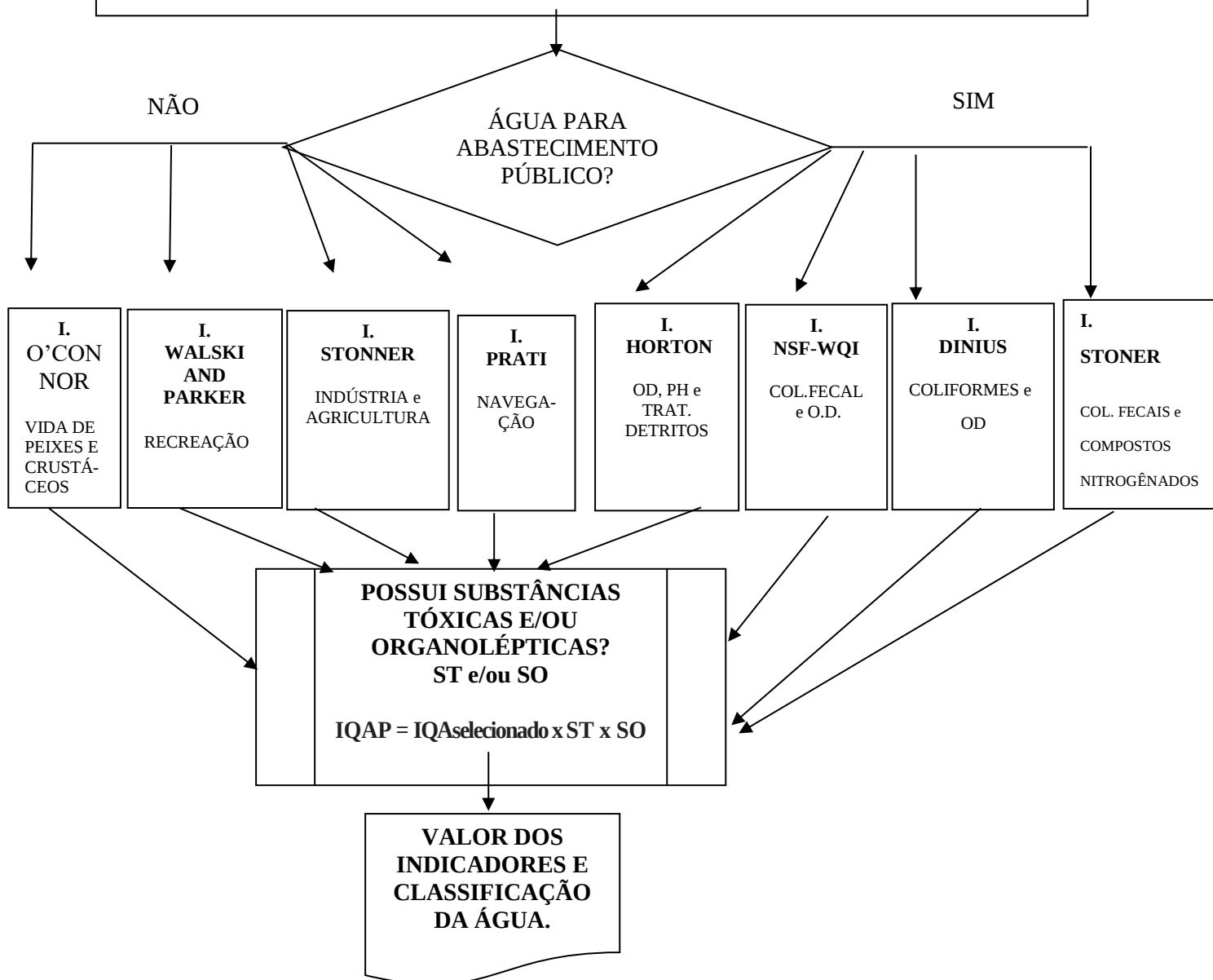


Figura 4: Modelo de indicador de qualidade de água proposto.

COMPARAÇÃO ENTRE INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA

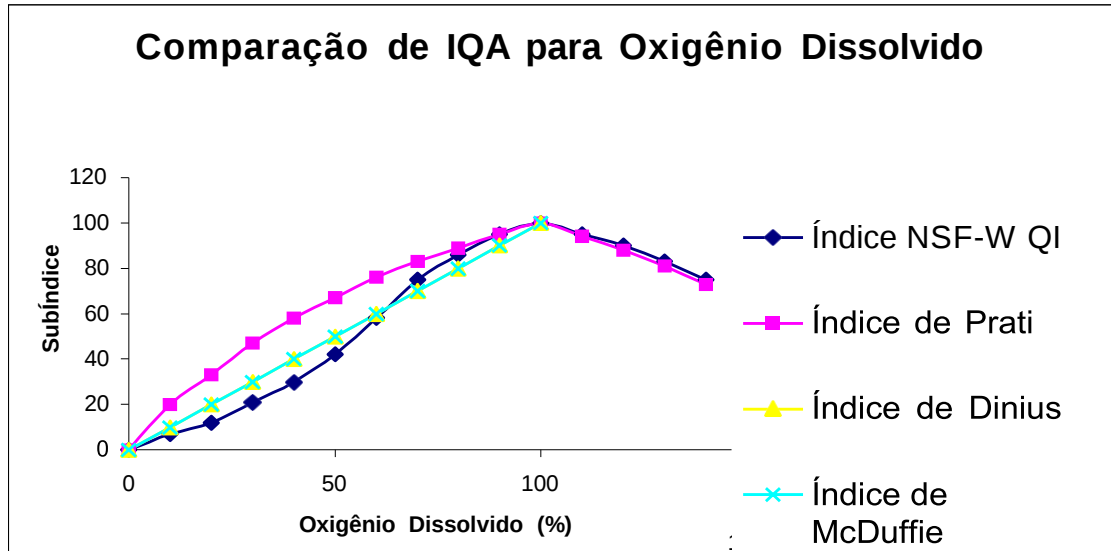


Figura 5: Análise do Oxigênio Dissolvido por Diferentes Indicadores. Fonte Ott (1978).

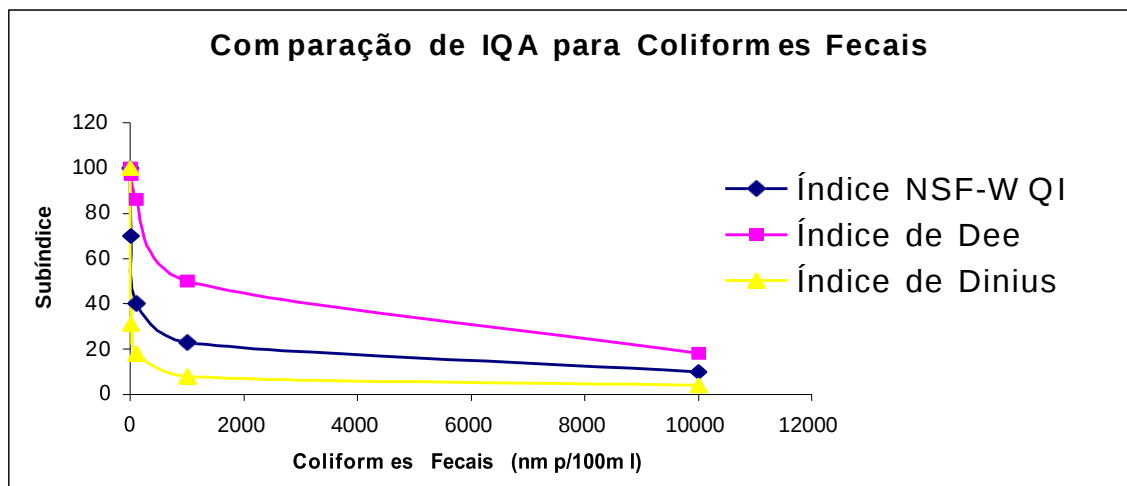


Figura 6: Análise do Coliforme Fecal por Diferentes Indicadores. Fonte Ott (1978).

ÍNDICADOR DE QUALIDADE DE ÁGUA PROPOSTO

O indicador de qualidade de água proposto (IQAP) é obtido pelo resultado do produto do indicador de qualidade de água, porém contemplando também o indicador de toxicidade e o indicador do número de célula cianobactérias, com isso tem-se uma maior quantidade de potenciais causadores de elementos poluentes e que alterem as condições no “corpo hídrico”, resultando em uma avaliação mais completa, porém resultará em maiores custos nas análises laboratoriais. Este indicador, que possui similitude a proposta do indicador IAP utilizado pela CETESB, porém utilizando um grupo com outras formas de calcular indicadores, pois avaliará a presença de substâncias tóxicas e que afetam a qualidade organoléptica estão agrupadas de maneira a fornecer o Indicador de Substâncias Tóxicas e Organolépticas, a partir do IQA selecionado entre

até oito (8) opções de cálculo utilizadas na literatura. Para cada parâmetro incluído no indicador são estabelecidas curvas de qualidade que atribuem ponderações variando de 0 a 1. Os valores numéricos 1 e 0,5 como patamares de qualidade são determinados fazendo uso de gráfico e tabela, respectivamente, ao limite inferior (LI) e ao limite superior (LS), conforme apresentado na tabela 7.

Tabela 7: Limites Superiores e Inferiores das substâncias consideradas.

Grupo	Variáveis	Unidade	Limite Inferior	Limite Superior
Tóxicos	Cádmio	mg/L	0,005	0,01
	Chumbo	Mg/L	0,01	0,033
	Cromo Total	mg/L	0,05	0,059
	Níquel	mg/L	0,02	0,025
	Mercúrio	mg/L	0,001	0,002
	PFTHM	µg/L	373	461
Organolépticos	Alumínio	mg/L	0,2	2
	Cobre	mg/L	2	8
	Ferro	mg/L	0,3	5
	Manganês	mg/L	0,1	0,5
	Zinco	mg/L	5	5,9

Com o suporte das novas legislações – Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde e Resolução CONAMA 357/05, que estabeleceram padrões de qualidade para o Número de Células de Cianobactérias, pode-se contemplar a participação destas para avaliação final do indicador proposto.

As toxinas de cianobactérias, possuem potencial danoso a saúde humana, seja através da morte por parada respiratória ou acometendo órgãos como o fígado através de enfermidades como a esteatose.

A tabela 8 apresenta a taxação utilizada, baseando-se na legislação e estudos realizados pela CETESB.

Tabela 8: Taxação aplicada em função do número de células de cianobactérias.

Níveis	Taxação
Nº. de células ≤ 20.000	1,00
20.000 < Nº. de células ≤ 50.000	0,80
50.000 < Nº. de células ≤ 100.000	0,70
100.000 < Nº. de células ≤ 200.000	0,60
200.000 < Nº. de células ≤ 500.000	0,50
Nº. de células > 500.000	0,35

O produto dos menores valores do grupo de variáveis é realizada objetivando represenar as substâncias tóxicas:

ST = Mín-1 (qTA; qTHMFP; qCd; qCr; qPb; qNi; qHg; qNCC) **x Mín-2** (qTA; qTHMFP; qCd; qCr; qPb; qNi; qHg; qNCC)

A média aritmética das qualidades padronizadas permite determinar a ponderação do grupo de substâncias organolépticas, ou seja, **SO = Média Aritmética** (qAl; qCu; qZn; qFe; qMn).

O produto dos grupos de substâncias tóxicas e as que alteram a qualidade organo-léptica da água, possibilitam obter a influência destas na qualidade da água. E por fim faz-se o uso do indicador de qualidde de água selecionado dentre as opções de um grupo de indicadores de qualidade de água para abatecimento público que possuem diferentes formas de abordagens para o cálculo final do IQAP, conforme apresenta-se na equação 9.

$$IQAP = IQA \text{ selecionado} \times ST \times SO$$

(9)

ESTUDO DE CASO PARA TRECHOS DO RIO PARAÍBA DO SUL COM INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA

O rio Paraíba do Sul percorre uma extensão de 1.137 Km,

As características físicas distintas do Rio Paraíba do Sul, podem ser divididas por trechos:

Trecho Superior: da nascente (1800 m) até Guararema (572 m), com declives acentuados;

Trecho médio-superior: entre Guararema (572 m) e Cachoeira Paulista (515 m), com baixa declividade, tornando-se um rio sinuoso e com vários meandros, com uma extensão de aproximadamente 210 Km, formando grandes várzeas;

Trecho médio-inferior: de Cachoeira Paulista (515 m) até São Fidélis (20), apresentando trechos encachoeirados, possuindo extensão de 480 km;

Trecho inferior: de São Fidélis até a foz, com pequena declividade e com extensão de aproximadamente 95 Km.

O rio Paraíba do Sul atravessa importantes pólos industriais do eixo Rio - São Paulo, apresentando evidentemente comprometimento em alguns dos seus trechos. A maior concentração industrial encontra-se localizada entre os municípios de Resende e Volta Redonda (RJ), com destaque para as indústrias siderúrgicas, alimentícias e químicas. O maior desenvolvimento da atividade agrícola, principalmente devido ao cultivo de cana-de-açúcar, no trecho inferior deste rio, resulta numa fonte potencial de poluição devido ao uso de defensivos agrícolas e fertilizantes.

Os principais afluentes do rio Paraíba do Sul pela margem esquerda são os rios Jaguari, Turvo, Paraibuna Mineiro, Muriaé e Pomba. Pela margem direita tem maior importância o Piraí, Dois Rios e o Piabanha. Quanto ao uso da água destacam-se a diluição dos despejos domésticos e industriais, o abastecimento d'água e a geração de energia elétrica. A diluição de despejos industriais, pela magnitude das cargas poluidoras principalmente entre as barragens de Funil e Santa Cecília merece destaque.

Segundo a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA n° 20 de 18 de junho de 1986, o rio Paraíba do Sul está enquadrado como Classe 2, ficando estabelecido que seus usos predominantes são: Proteção das comunidades aquáticas, irrigação de contato primário, abastecimento doméstico, após tratamento convencional, criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana e de recreação de contato primário.

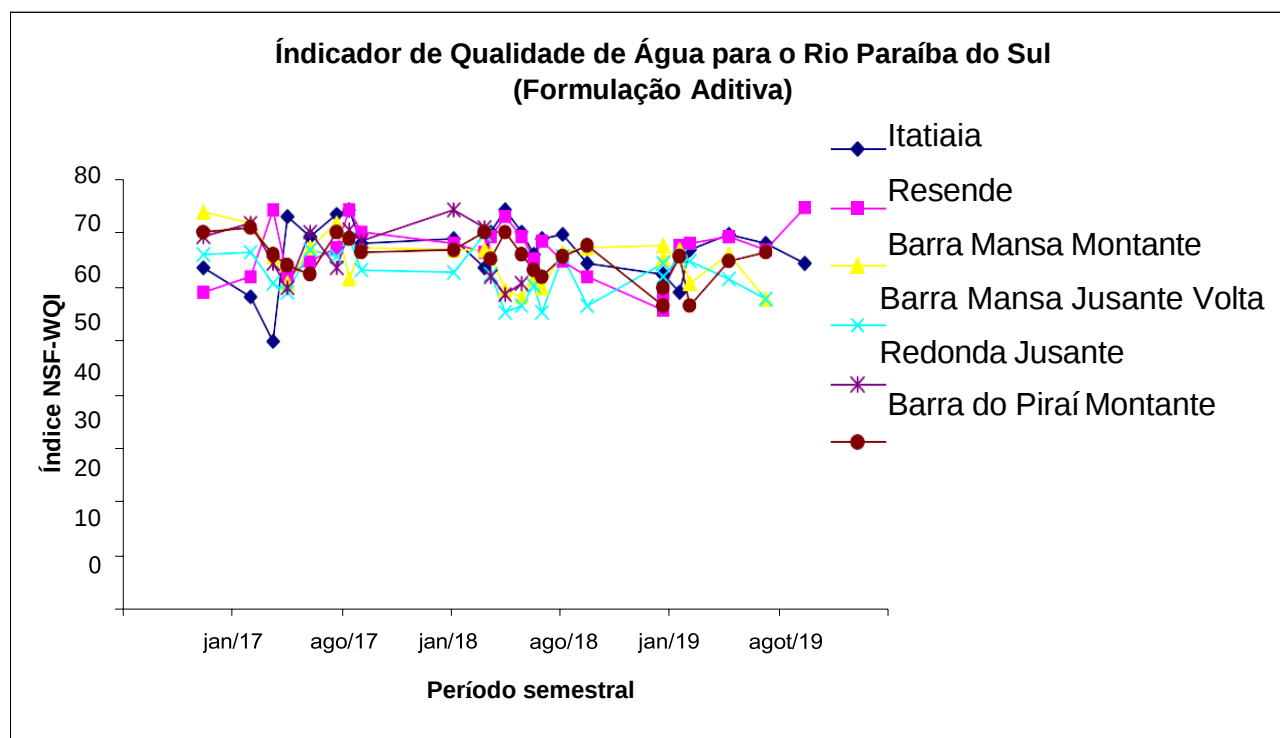


Figura 7: Análise da qualidade da água do Rio Paraíba do Sul usando a formulação aditiva.

CONCLUSÕES

As medidas de controle a serem realizadas pelos gestores ficam mais respaldadas quando é levado em consideração não apenas o indicador de qualidade de água utilizado habitualmente pela agência reguladora como também o indicador de toxidade e os efeitos da presença de células cianobactérias, por esta razão este trabalho inclui no cálculo estas variantes na formulação para o IQAP. No caso de inexistência de informações de indicador de toxidade ou do número de células cianobactérias o modelo presuppõe o valor unitário para estes, de forma a não comprometer o resultado final do indicador IQAP. O próximo procedimento será a medição de parâmetros para verificação da toxidade e da presença de células cianobactérias para fazer uma avaliação mais completa das condições da qualidade da água através deste indicador IQAP e compará-lo com o IQA.

Os procedimentos estatísticos apresentam algumas desvantagens: maior dificuldade de aplicação e de explicação ao público não especializado, em função da maior complexidade e os resultados só são comparáveis entre si, quando fazem parte de uma mesma matriz original de dados.

Fazendo a comparação entre alguns indicadores pode-se observar que indicadores de uso geral, são utilizáveis com boa aproximação para uso específicos, porém a recíproca não é verdadeira.

Com base nos dados presentes para qualidade de água do Rio Paraíba do Sul, o uso de indicadores de qualidade de água descritos neste trabalho, observa-se que este apresenta média qualidade na maioria das seções. Os parâmetros que mais influenciaram para a redução do valor final dos indicadores de qualidade de água, foram Coliformes Fecais e Fosfatos, e que o indicador do NSF-WQI foi o que melhor caracterizou, de certa forma devido os dados que utilizamos serem suficientes para o cálculo deste, e destacando que sua formulação multiplicativa fica comprometida em caso de falta de algum parâmetro ou valor nulo deste.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

1. BAUERMANN, A. A. Apoio à decisão em recursos hídricos: integração de planilha eletrônica com modelo de simulação de qualidade da água. Porto Alegre. 1998. Dissertação de Mestrado no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1994.
2. AZEVEDO S.M.F.O. Toxinas de Cianobactérias: Causas e Consequências para a Saúde Pública. Medicina On Line, volume 1, ano 1, número 3, 1998.
3. BAUERMANN, A. A. Apoio à decisão em recursos hídricos: integração de planilha eletrônica com modelo de simulação de qualidade da água. Porto Alegre, 1994. Dissertação de mestrado, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, 1994.
4. BOLLMANN, H. A, MARQUES, D. M, “Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de água”, RBRH – Volume 5 n.1, 2000.
5. CETESB, Apêndice D – Indicadores de Qualidade de Água, 2010.
6. BOLLMANN, H. A, MARQUES, D. M. “Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de água”, São Paulo. 2000. RBRH – Volume 5 n.1 jan/mar 2000.
7. BRANCO, S. M et alii Hidrologia Ambiental. Edusp. Coleção ABRH de Recursos Hídricos, São Paulo, 2000.
8. BROWN, ROBERT M., Nina I. McClelland, Rolf^a Deininger and Ronald G. Tozer. “A Water Quality Index – Do We Dare?” Water Sewage Works, pp.339-343, 1970.
9. GASTALDINI, M. C. C, SOUZA, M.D.S, “Diagnóstico do Reservatório do Vacacaí-Mirim através de Indicadores de Qualidade de Água”, Porto Alegre. 1994. 1º Seminário sobre Qualidade de Águas Continentais no Mercosul – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1994.
10. LANDWEHR, J. MACIUNAS AND DEININGER, R. A. “A Comparison of Several Water Quality Indices,” J. Water Poll. Control Fed. 48(5):954 – 958, 1976.
11. PRATI, L., R. PAVANELLO AND PESARIN, F. “Assessment of Surface Water Quality by a Single Index of Pollution,” Water Research 5: 741-751, 1971.
12. BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 454, 2012.
13. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 274, 2000.
14. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357, 2005.

15. CCME. Canadian Water Quality Guidelines For The Protection Of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0: technical report. Winnipeg, 2014.