

Apêndice D

Índices de Qualidade das Águas

ÍNDICE

1 • Introdução	2
2 • IQA – Índice de Qualidade das Águas	3
3 • IAP - Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público	5
4 • IET – Índice do Estado Trófico.....	9
5 • IVA - Índices de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática e de Comunidades Aquáticas	11
6 • ICF - Índice da Comunidade Fitoplanctônica.....	14
7 • ICZ _{RES} - Índice da Comunidade Zooplanctônica para Reservatórios.....	15
8 • ICB - Índice da Comunidade Bentônica	16
9 • IB - Índice de Balneabilidade.....	18
10 • Classificação do teste de toxicidade aguda com <i>Vibrio fischeri</i> (Sistema Microtox®).....	20
11 • Classificação da mutagenicidade de águas brutas	20
12 • Critério de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos	21
13 • Indicador de Coleta e Tratabilidade de Esgoto da População Urbana de Município – ICTEM	26
14 • Bibliografia.....	29

1. Introdução

Os índices e indicadores ambientais nasceram como resultado da crescente preocupação social com os aspectos ambientais do desenvolvimento, processo que requer um número elevado de informações em graus de complexidade cada vez maiores. Por outro lado, os indicadores tornaram-se fundamentais no processo decisório das políticas públicas e no acompanhamento de seus efeitos. Esta dupla vertente apresenta-se como um desafio permanente de gerar indicadores e índices que tratem um número cada vez maior de informações, de forma sistemática e acessível, para os tomadores de decisão.

Nessa linha, a CETESB utiliza desde 1975, o Índice de Qualidade das Águas – IQA, com vistas a servir de informação básica de qualidade de água para o público em geral, bem como para o gerenciamento ambiental das 22 Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo.

As principais vantagens dos índices são as facilidades de comunicação com o público leigo, o status maior do que as variáveis isoladas e o fato de representar uma média de diversas variáveis em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade. No entanto, sua principal desvantagem consiste na perda de informação das variáveis individuais e da sua interação. O índice, apesar de fornecer uma avaliação integrada, jamais substituirá uma avaliação detalhada da qualidade das águas de uma determinada bacia hidrográfica.

As variáveis de qualidade, que fazem parte do cálculo do IQA, refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos. É importante também salientar que este índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas.

A crescente urbanização e industrialização de algumas regiões do Estado de São Paulo têm como consequência um maior comprometimento da qualidade das águas dos rios e reservatórios, devido, principalmente, à maior complexidade de poluentes que estão sendo lançados no meio ambiente e à deficiência do sistema de coleta e tratamento dos esgotos gerados pela população. Sendo assim, a qualidade da água obtida através do IQA apresenta algumas limitações, entre elas a de considerar apenas a sua utilização para o abastecimento público. Além disso, mesmo considerando-se esse fim específico, o índice não contempla outras variáveis, tais como: metais pesados, compostos orgânicos com potencial mutagênico, substâncias que afetam as propriedades organolépticas da água, número de células de cianobactérias e o potencial de formação de trihalometanos das águas de um manancial.

Tanto na Legislação Estadual (Decreto Estadual 8468/76) quanto na Federal (Resolução CONAMA 357/05), está estabelecido que os usos preponderantes do recurso hídrico são, dentre outros:

- Abastecimento público;
- Preservação do equilíbrio das comunidades aquáticas.

Desde 2002, a CETESB utiliza índices específicos para cada uso do recurso hídrico: IAP - Índice de Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público e o IVA - Índice de Preservação da Vida Aquática.

O IAP, comparado com o IQA, é um índice mais fidedigno da qualidade da água bruta a ser captada, que após tratamento, será distribuída para a população. Do mesmo modo, o IVA foi considerado um indicador mais adequado da qualidade da água visando a proteção da vida aquática, por incorporar, com

ponderação mais significativa, variáveis mais representativas, especialmente a toxicidade e a eutrofização. Observou-se, ainda, que ambos os índices poderão ser aprimorados com o tempo, com a supressão ou inclusão de variáveis de interesse.

Para refletir a qualidade das águas para seus múltiplos usos, tem-se, ainda o índice de Balneabilidade, que avalia as condições da água para fins de recreação de contato primário.

Assim, a avaliação da qualidade das águas é composta pelos Índices:

- Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP);
- Preservação da Vida Aquática (IVA);
- Balneabilidade (IB).

O Índice de Estado Trófico (IET), que estabelece o grau de trofia dos corpos hídricos, avaliando o enriquecimento por nutrientes e seus efeitos relacionados ao crescimento excessivo de algas, compõe o IVA. Os índices de comunidades (Fitoplanctônica, Zooplânctônica e Bentônica) também auxiliam no diagnóstico da qualidade para fins de preservação da vida aquática.

Desde 2002 a CETESB avalia a qualidade dos sedimentos do Estado de São Paulo. Em 2004 foi criado o Critério de Qualidade dos Sedimentos (CQS) que estabeleceu classes de qualidade para quatro linhas de evidência: substâncias químicas, ecotoxicidade, mutagenicidade e comunidade bentônica. O CQS foi sendo aprimorado ao longo dos anos e, atualmente, conta com nove linhas de evidência distribuídas entre os componentes químico, toxicológico e biótico.

Finalmente, é apresentado o Indicador de Coleta e Tratabilidade de Esgoto da População Urbana de Município (ICTEM), desenvolvido pela CETESB, formado por cinco elementos que representam as condições a serem avaliadas no sistema público de tratamento de esgotos.

2. IQA – Índice de Qualidade das Águas

A partir de um estudo realizado em 1970 pela “National Sanitation Foundation” dos Estados Unidos, a CETESB adaptou e desenvolveu o IQA – Índice de Qualidade das Águas que incorpora nove variáveis consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para abastecimento público.

A criação do IQA baseou-se numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de águas, que indicaram as variáveis a serem avaliadas, o peso relativo e a condição com que se apresenta cada parâmetro, segundo uma escala de valores “rating”. Das 35 variáveis indicadoras de qualidade de água inicialmente propostos, somente nove foram selecionados. Para estes, a critério de cada profissional, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro. Estas curvas de variação, sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro, bem como seu peso relativo correspondente, são apresentados na figura 1.

O IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis que integram o índice.

A seguinte fórmula é utilizada:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

onde:

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

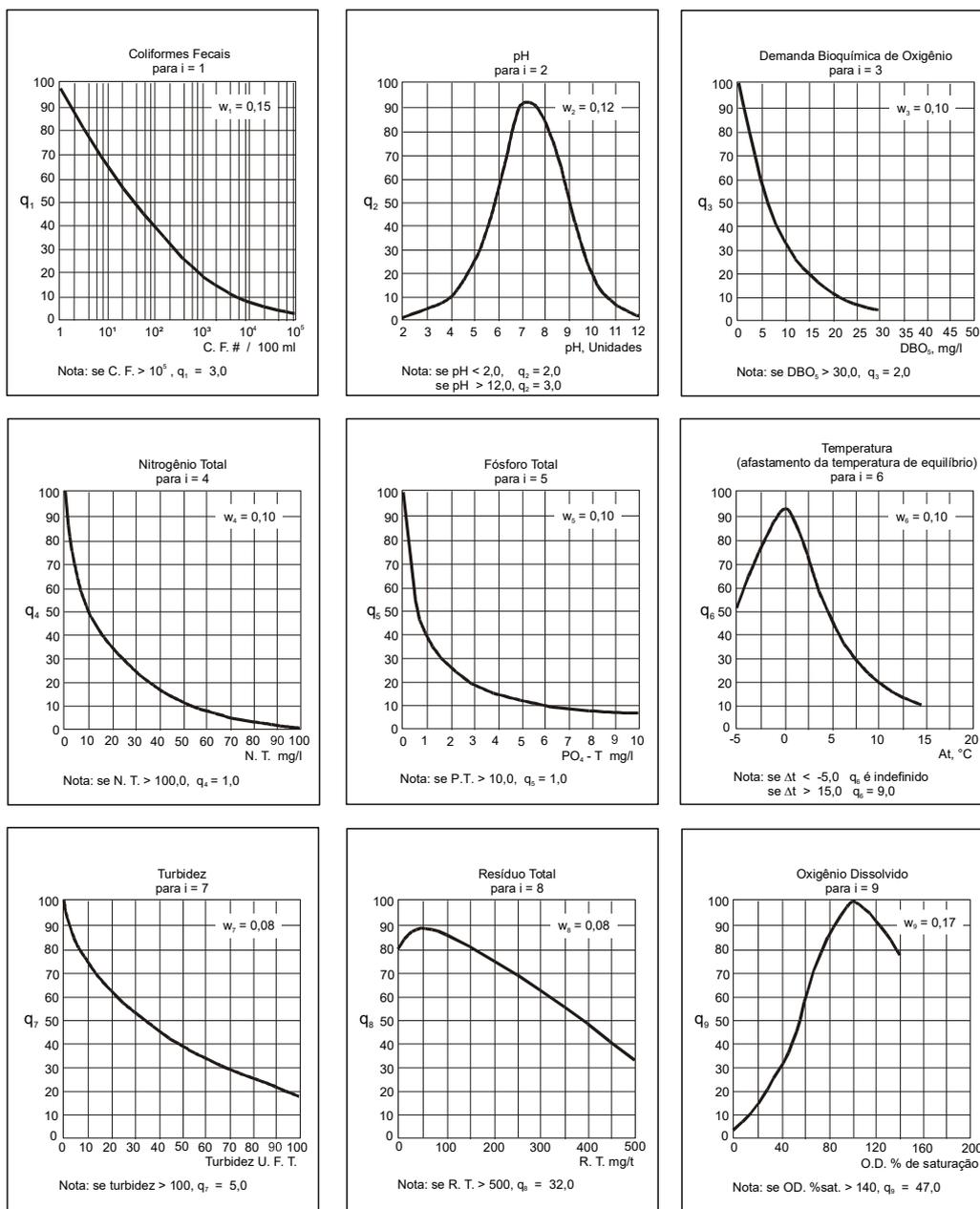
qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida e,

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

em que:

n: número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Figura 1 – Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas



No caso de não se dispor do valor de alguma das nove variáveis, o cálculo do IQA é inviabilizado.

Para ensaios de *Escherichia coli* é possível utilizar a mesma curva de qualidade que foi desenvolvida para Coliformes Termotolerantes. Constatou-se mediante estudo realizado pela própria CETESB em 2008 que existe uma correlação entre os resultados de ambas as análises. Para cada 100 Coliformes Termotolerantes detectados em uma amostra havia aproximadamente 80 representantes de *Escherichia coli*, ou seja, aplicando-se um fator de correção de 1,25 sobre o resultado de *E. coli* pode-se utilizar o valor equivalente da curva de Coliformes Termotolerantes.

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, representado na tabela 1.

Tabela 1 – Classificação do IQA

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	$79 < IQA \leq 100$
BOA	$51 < IQA \leq 79$
REGULAR	$36 < IQA \leq 51$
RUIM	$19 < IQA \leq 36$
PÉSSIMA	$IQA \leq 19$

3. IAP - Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público

Este índice é calculado nos pontos de amostragem dos rios e reservatórios que são utilizados para o abastecimento público.

O IAP é o produto da ponderação dos resultados atuais do IQA (Índice de Qualidade de Águas) e do ISTO (Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas), que é composto pelo grupo de substâncias que afetam a qualidade organoléptica da água, bem como de substâncias tóxicas. Assim, o índice será composto por três grupos principais de variáveis:

IQA – grupo de variáveis básicas (Temperatura da Água, pH, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Coliformes Termotolerantes/*E. coli*, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Sólido Total e Turbidez);

ISTO

- a) Variáveis que indicam a presença de substâncias tóxicas (Potencial de Formação de Trihalometanos - PFTHM, Número de Células de Cianobactérias, Cádmio, Chumbo, Crômio Total, Mercúrio e Níquel);
- b) Grupo de variáveis que afetam a qualidade organoléptica (Ferro, Manganês, Alumínio, Cobre e Zinco).

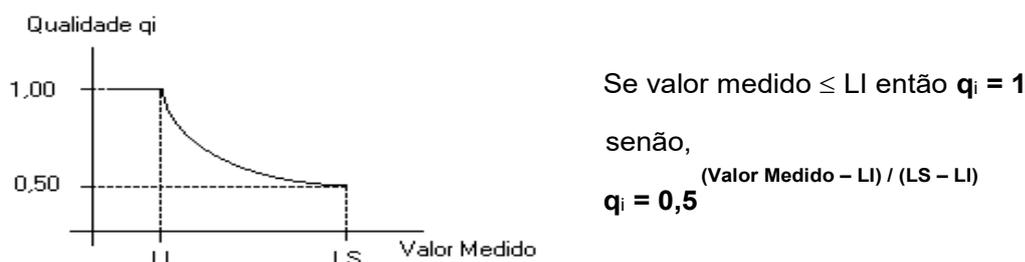
• **ISTO – Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas**

As variáveis que indicam a presença de substâncias tóxicas e que afetam a qualidade organoléptica são agrupadas de maneira a fornecer o Índice de Substâncias Tóxicas e Organoléptica (ISTO), utilizado para determinar o IAP, a partir do IQA original.

Para cada parâmetro incluído no ISTO são estabelecidas curvas de qualidade que atribuem ponderações variando de 0 a 1.

As curvas de qualidade, representadas através das variáveis potencial de formação de trihalometanos e metais, foram construídas utilizando-se dois níveis de qualidade (q_i), que associam os valores numéricos 1.0 e 0.5, respectivamente, ao limite inferior (LI) e ao limite superior (LS). A figura 2 mostra a curva de qualidade padrão para as variáveis incluídas no ISTO, com exceção feita à variável número de célula de cianobactérias.

Figura 2 – Curva de qualidade padrão para as variáveis incluídas no ISTO



As faixas de variação de qualidade (q_i), que são atribuídas aos valores medidos para o potencial de formação de trihalometanos, para os metais que compõem o ISTO, refletem as seguintes condições de qualidade da água bruta destinada ao abastecimento público:

Valor medido \leq LI: águas adequadas para o consumo humano. Atendem aos padrões de potabilidade do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 05 de 2017 do Ministério da Saúde em relação às variáveis avaliadas.

LI < Valor medido \leq LS: águas adequadas para tratamento convencional ou avançado. Atendem aos padrões de qualidade da classe 3 da Resolução CONAMA 357/05 em relação às variáveis determinadas.

Valor medido > LS: águas que não devem ser submetidas apenas a tratamento convencional. Não atendem aos padrões de qualidade da classe 3 da Resolução CONAMA 357/05 em relação às variáveis avaliadas.

Desta forma, o limite inferior para cada uma dessas variáveis foi considerado como sendo os padrões de potabilidade estabelecidos no Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 05 de 2017 do Ministério da Saúde e para o limite superior foram considerados os padrões de qualidade de água doce Classe 3 da Res. CONAMA 357/05.

Note que para o Crômio a CONAMA 357/05 estabelece um padrão de qualidade igual ao padrão de potabilidade do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 05 de 2017 ($0,05 \text{ mg L}^{-1}$), portanto optou-se por adotar um nível de concentração para o limite superior que fosse passível de ser removido por meio de tratamento convencional. De acordo com o Drinking Water and Health, (NRC, 1977), o Crômio possui uma taxa de remoção no tratamento convencional variando de 0 a 30%. Aplicando-se uma taxa de remoção média de 15% ao limite inferior, obtém-se um limite superior de $0,059 \text{ mg L}^{-1}$.

O Zinco também possui um padrão de potabilidade igual ao padrão de qualidade CONAMA 357/05 ($5,0 \text{ mg L}^{-1}$), também optou-se por adotar um nível de concentração para o limite superior que fosse passível de ser removido por meio de tratamento convencional. Da mesma forma que o Cromo, o Drinking Water and Health, 1977, estabelece uma taxa de remoção no tratamento convencional

variando de 0 a 30%. Aplicando-se a taxa média de remoção de 15% ao limite inferior, obtém-se um limite superior de 5,9 mg L⁻¹.

Para estabelecer o limite superior do Ferro, utilizou-se o padrão de qualidade CONAMA 357/05 para Ferro Dissolvido (5 mg L⁻¹).

Para estabelecer o limite superior do Cobre, que possui padrão de qualidade na CONAMA 357/05 apenas para Cobre Dissolvido (0,013 mg L⁻¹) e este é menor que o padrão de potabilidade, aplicou-se a taxa de remoção de 75% e obteve-se um limite superior de 8 mg L⁻¹.

Para estabelecer o limite superior do Alumínio, que possui padrão de qualidade na CONAMA 357/05 apenas para Alumínio Dissolvido (0,2 mg L⁻¹) e este é igual ao padrão de potabilidade, aplicou-se a taxa de remoção de 90% e obteve-se um limite superior de 2 mg L⁻¹.

Com relação ao Níquel, o padrão de potabilidade no Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 05 de 2017 é de 0,07 mg L⁻¹. Porém, foi utilizado como referência a Organização Mundial da Saúde, que estabelece um valor de 0,02 mg L⁻¹.

No caso do potencial de formação de THM, foi estabelecida uma equação de regressão linear entre as variáveis potencial de formação de THM na água bruta e, trihalometanos na água tratada, para isso foram utilizados valores médios de 1997 a 2002, de ambas as variáveis, considerando os mananciais do Guarapiranga, Rio Grande, Cantareira, Baixo Cotia, Alto Cotia e Alto Tietê.

Tanto o limite superior quanto o inferior, foram obtidos por meio desta equação. O limite superior do potencial foi estimado para a concentração de THM do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 05 de 2017, de 100 µg L⁻¹, enquanto que o inferior, foi estimado a partir do nível de THM estabelecido na legislação norte americana, de 80 µg L⁻¹. O limite superior do potencial de formação de THMs forneceu um valor de 461 µg L⁻¹ e o inferior de 373 µg L⁻¹.

Na Tabela 2 são relacionados os limites inferiores e superiores adotados para os metais e o potencial de formação de trihalometanos.

Tabela 2 – Limites Superiores e Inferiores dos metais e PFTHM

Grupo	Variáveis	Unidade	Limite Inferior	Limite Superior
Tóxicos	Cádmio	mg/L	0,005	0,01
	Chumbo	mg/L	0,01	0,033
	Crômio 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

Em ambientes lânticos, uma característica importante da qualidade da água para fins de abastecimento público, é a participação da componente biológica (algas). Até 2005, o IAP apresentava essa deficiência de não contemplar, diretamente, essa variável específica na sua avaliação.

Com o suporte das legislações – Portaria de Potabilidade 518/04 do Ministério da Saúde e Resolução CONAMA 357/05, que estabeleceram padrões de qualidade para o Número de Células de Cianobactérias, decidiu-se pela inclusão dessa variável no grupo do ISTO.

Vários gêneros e espécies de cianobactérias, que formam florações, produzem toxinas. As toxinas de cianobactérias, conhecidas como cianotoxinas, constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos, podendo ter ação aguda e eventualmente até causar a morte por parada respiratória após poucos minutos de exposição (alcalóides ou organofosforados neurotóxicos) ou atuar de forma crônica, acumulando-se em órgãos como o fígado (peptídeos ou alcalóides hepatotóxicos) (Azevedo, 1998).

A tabela 3 estipula a taxação adotada para o número de células de cianobactérias, que foi baseada nessas legislações e nos dados existentes da rede de monitoramento da CETESB, desde 2002.

Tabela 3 – Faixas de número de células de cianobactérias e a respectiva taxação para o cálculo do ISTO.

Níveis	Taxação (q_{NCC})
Nº. de células ≤ 20.000	1,00
$20.000 < \text{Nº. de células} \leq 50.000$	0,80
$50.000 < \text{Nº. de células} \leq 100.000$	0,70
$100.000 < \text{Nº. de células} \leq 200.000$	0,60
$200.000 < \text{Nº. de células} \leq 500.000$	0,50
Nº. de células > 500.000	0,35

Nos pontos de amostragem, situados em ambientes lânticos e utilizados para abastecimento público, o número de células de cianobactérias é uma variável obrigatória para o cálculo do IAP. Nos demais pontos é opcional.

Portanto, através das curvas de qualidade, determinam-se os valores de qualidade normalizados, q_i (número variando entre 0 e 1), para cada uma das variáveis do ISTO, que estão incluídas ou no grupo de substâncias tóxicas, ou no grupo de organolépticas.

A ponderação do grupo de substâncias tóxicas (ST) é obtida através da multiplicação dos dois valores mínimos mais críticos do grupo de variáveis que indicam a presença dessas substâncias na água:

$$ST = \text{Mín-1} (q_{\text{THMFP}}, q_{\text{Cd}}, q_{\text{Cr}}, q_{\text{Pb}}, q_{\text{Ni}}, q_{\text{Hg}}, q_{\text{NCC}}) \times \text{Mín-2} (q_{\text{THMFP}}, q_{\text{Cd}}, q_{\text{Cr}}, q_{\text{Pb}}, q_{\text{Ni}}, q_{\text{Hg}}, q_{\text{NCC}})$$

A ponderação do grupo de substâncias organolépticas (SO) é obtida através da média aritmética das qualidades padronizadas das variáveis pertencentes a este grupo:

$$SO = \text{Média Aritmética} (q_{\text{Al}}, q_{\text{Cu}}, q_{\text{Zn}}, q_{\text{Fe}}, q_{\text{Mn}})$$

• Cálculo do ISTO

O ISTO é resultado do produto dos grupos de substâncias tóxicas e as que alteram a qualidade organoléptica da água, como descrito a seguir:

$$ISTO = ST \times SO$$

• Cálculo do IAP

O IAP é calculado a partir do produto entre o antigo IQA e o ISTO, segundo a seguinte expressão:

$$\text{IAP} = \text{IQA} \times \text{ISTO}$$

As classificações do IAP estão ilustradas na tabela 4.

Tabela 4 – Classificação do IAP

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	$79 < \text{IAP} \leq 100$
BOA	$51 < \text{IAP} \leq 79$
REGULAR	$36 < \text{IAP} \leq 51$
RUIM	$19 < \text{IAP} \leq 36$
PÉSSIMA	$\text{IAP} \leq 19$

4. IET – Índice do Estado Trófico

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas e cianobactérias.

Das três variáveis geralmente utilizadas para o cálculo do Índice do Estado Trófico, foram aplicadas apenas duas: clorofila *a* e fósforo total, uma vez que os valores de transparência muitas vezes não são representativos do estado de trofia, pois esta pode ser afetada pela elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de organismos planctônicos, além de muitas vezes não se dispor desses dados. Dessa forma, não será considerado o cálculo do índice de transparência em reservatórios e rios do Estado de São Paulo.

Nesse índice, os resultados correspondentes ao fósforo, IET(P), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila *a*, IET(CL), por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas que tem lugar em suas águas. Assim, o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo. Deve-se ter em conta que num corpo hídrico, em que o processo de eutrofização encontra-se plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo índice da clorofila *a* certamente coincidirá com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo. Já nos corpos hídricos em que o processo esteja limitado por fatores ambientais, como a temperatura da água ou a baixa transparência, o índice relativo à clorofila *a* irá refletir esse fato, classificando o estado trófico em um nível de menor trofia àquele determinado pelo índice do fósforo. Além disso, caso sejam aplicados algicidas, a conseqüente diminuição das concentrações de clorofila *a* resultará em uma redução na classificação obtida a partir do seu índice.

O Índice do Estado Trófico apresentado e utilizado no cálculo do IVA, será composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo – IET(PT) e o Índice do Estado Trófico para a clorofila *a* – IET(CL), modificados por Lamparelli (2004), sendo estabelecidos para ambientes lóticos, segundo as equações:

- Rios

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) - 20$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20$$

- Reservatórios

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2))$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2))$$

onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g L}^{-1}$;

CL: concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, em $\mu\text{g L}^{-1}$;

ln: logaritmo natural.

O resultado dos valores mensais apresentados nas tabelas do IET será a média aritmética simples, com arredondamento da primeira casa decimal, dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila *a*, segundo a equação:

$$\text{IET} = [\text{IET (PT) } + \text{IET (CL) }] / 2$$

Na interpretação dos resultados, os pontos serão classificados conforme os resultados obtidos para o IET anual. Assim, para cada ponto, serão utilizadas as médias geométricas das concentrações de fósforo total e clorofila *a* para cálculo do IET(PT) e IET(CL) anual, sendo o IET final resultante da média aritmética simples dos índices anuais relativos ao fósforo total e a clorofila *a*.

Em virtude da variabilidade sazonal dos processos ambientais que têm influência sobre o grau de eutrofização de um corpo hídrico, esse processo pode apresentar variações no decorrer do ano, havendo épocas em que se desenvolve de forma mais intensa e outras em que pode ser mais limitado. Em geral, no início da primavera, com o aumento da temperatura da água, maior disponibilidade de nutrientes e condições propícias de penetração de luz na água, é comum observar-se um incremento do processo, após o período de inverno, em que se mostra menos intenso. Nesse sentido, a determinação do grau de eutrofização médio anual de um corpo hídrico pode não identificar, de forma explícita, as variações que ocorreram ao longo do período anual, assim também serão apresentados os resultados mensais para cada ponto amostral.

Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para rios e reservatórios estão descritos nas tabelas 5 e 6 a seguir:

Tabela 5 – Classificação do Estado Trófico para rios segundo Índice de Carlson Modificado

Classificação do Estado Trófico - Rios				
Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	Secchi - S (m)	P-total - P (mg.m^{-3})	Clorofila <i>a</i> (mg.m^{-3})
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$		$P \leq 13$	$\text{CL} \leq 0,74$
Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$		$13 < P \leq 35$	$0,74 < \text{CL} \leq 1,31$
Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$		$35 < P \leq 137$	$1,31 < \text{CL} \leq 2,96$
Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$		$137 < P \leq 296$	$2,96 < \text{CL} \leq 4,70$
Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$		$296 < P \leq 640$	$4,70 < \text{CL} \leq 7,46$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 67$		$640 < P$	$7,46 < \text{CL}$

Tabela 6 – Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo Índice de Carlson Modificado

Classificação do Estado Trófico - Reservatórios				
Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	Secchi - S (m)	P-total - P (mg.m ⁻³)	Clorofila a (mg.m ⁻³)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$S \geq 2,4$	$P \leq 8$	$CL \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$2,4 > S \geq 1,7$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < CL \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$1,7 > S \geq 1,1$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < CL \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$1,1 > S \geq 0,8$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < CL \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,8 > S \geq 0,6$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < CL \leq 69,05$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$0,6 > S$	$233 < P$	$69,05 < CL$

5. IVA - Índices de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática e de Comunidades Aquáticas

O IVA (ZAGATTO et al., 1999) tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora em geral, diferenciado, portanto, de um índice para avaliação da água para o consumo humano e recreação de contato primário. O IVA leva em consideração a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e duas das variáveis consideradas essenciais para a biota (pH e oxigênio dissolvido), variáveis essas agrupadas no IPMCA – Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática, bem como o IET – Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Lamparelli (2004). Desta forma, o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também sobre o seu grau de trofia.

IPMCA – Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática.

O IPMCA é composto por dois grupos de variáveis:

- **Grupo de variáveis essenciais** (oxigênio dissolvido, pH e toxicidade).

Para cada variável incluída no IPMCA, são estabelecidos três diferentes níveis de qualidade, com ponderações numéricas de 1 a 3 e que correspondem a padrões de qualidade de água estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, e padrões preconizados pelas legislações americana (USEPA, 1991) e francesa (Code Permanent: Environnement et Nuisances, 1986), que estabelecem limites máximos permissíveis de substâncias químicas na água, com o propósito de evitar efeitos de toxicidade crônica e aguda à biota aquática.

- **Grupo de substâncias tóxicas** (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes).

Neste grupo foram incluídas as variáveis que são atualmente avaliadas pela Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo e que identificam o nível de contaminação por substâncias potencialmente danosas às comunidades aquáticas. Poderão ser incluídas novas variáveis que venham a ser consideradas importantes para a avaliação da qualidade das águas, mesmo em nível regional.

Esses níveis refletem as seguintes condições de qualidade de água:

Nível A: Águas com características desejáveis para manter a sobrevivência e a reprodução dos organismos aquáticos. Atende aos padrões de qualidade da Resolução CONAMA 357/2005 para águas classes 1 e 2 (BRASIL, 2005). (ponderação 1). A exceção é o Oxigênio Dissolvido (OD) para classe 1 cujo valor é $\geq 6,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$.

Nível B: Águas com características desejáveis para a sobrevivência dos organismos aquáticos, porém a reprodução pode ser afetada a longo prazo (ponderação 2).

Nível C: Águas com características que podem comprometer a sobrevivência dos organismos aquáticos (ponderação 3).

A tabela 7 ilustra as variáveis componentes do IPMCA e suas ponderações, de acordo com os três níveis de qualidade.

Tabela 7 – Variáveis componentes do IPMCA e suas ponderações.

Grupos	Variáveis	Níveis	Faixa de variação	Ponderação
Variáveis Essenciais (VE)	OD (mg/L)	A	$\geq 5,0$	1
		B	$3,0 < 5,0$	2
		C	$< 3,0$	3
	pH (Sörensen)	A	6,0 a 9,0	1
		B	$5,0 < 6,0$ e $> 9,0$ a 9,5	2
		C	$< 5,0$ e $> 9,5$	3
	Toxicidade	A	Não Tóxico	1
		B	Efeito Crônico	2
		C	Efeito Agudo	3
Substâncias Tóxicas (ST)	Cádmio (mg/L)	A	$\leq 0,001$	1
		B	$> 0,001$ a $0,005$	2
		C	$> 0,005$	3
	Cromo (mg/L)	A	$\leq 0,05$	1
		B	$> 0,05$ a $1,00$	2
		C	$> 1,00$	3
	Cobre dissolvido (mg/L)	A	$\leq 0,009$	1
		B	$> 0,009$ a $0,05$	2
		C	$> 0,05$	3
Chumbo Total (mg/L)	A	$\leq 0,01$	1	
	B	$> 0,01$ a $0,08$	2	
	C	$> 0,08$	3	
Mercúrio (mg/L)	A	$\leq 0,0002$	1	
	B	$> 0,0002$ a $0,001$	2	
	C	$> 0,001$	3	
Níquel (mg/L)	A	$\leq 0,025$	1	
	B	$> 0,025$ a $0,160$	2	
	C	$> 0,160$	3	
Surfactantes* (mg/L)	A	$\leq 0,5$	1	
	B	$> 0,5$ a $1,0$	2	
	C	$> 1,0$	3	
Zinco (mg/L)	A	$\leq 0,18$	1	
	B	$> 0,18$ a $1,00$	2	
	C	$> 1,00$	3	

* Substâncias tensoativas que reagem com azul de metileno

Nível A: Padrões de qualidade de água da legislação brasileira (CONAMA 357/2005) para classes 1 e 2 (BRASIL, 2005), exceto o OD para classe 1 cujo valor é $\geq 6,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$

Níveis B e C: Limites obtidos das legislações francesa e americana (CODE PERMANENT: ENVIRONMENT ET NUISANCES, 1986), (USEPA, 1991).

• Cálculo do IPMCA

Dadas as ponderações para as variáveis determinadas em uma amostra de água, o IPMCA é calculado da seguinte forma:

$$\text{IPMCA} = \text{VE} \times \text{ST}$$

onde:

VE: Valor da maior ponderação do grupo de variáveis essenciais;

ST: Valor médio das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas. Este valor é um número inteiro e o critério de arredondamento deverá ser o seguinte: valores menores que 0,5 serão arredondados para baixo e valores maiores ou iguais a 0,5 para cima.

O valor do IPMCA pode variar de 1 a 9, sendo subdividido em quatro faixas de qualidade, classificando as águas para proteção da vida aquática, conforme a Tabela 8.

Tabela 8 – Classificação do IPMCA

Categoria	Ponderação
BOA	1
REGULAR	2
RUIM	3 e 4
PÉSSIMA	≥ 6

A classificação do IET para o cálculo do IVA é apresentada na Tabela 9.

Tabela 9 – Classificação do IET

Categoria (Estado Trófico)	Ponderação
Ultraoligotrófico	0,5
Oligotrófico	1
Mesotrófico	2
Eutrófico	3
Supereutrófico	4
Hipereutrófico	5

O IVA é calculado da seguinte forma:

$$\text{IVA} = (\text{IPMCA} \times 1,2) + \text{IET}$$

Na tabela 10 são apresentados os valores possíveis de IVA, a partir dos valores do IET integrados com os do IPMCA.

Tabela 10 – Cálculo do IVA integrando os valores do IET com os valores do IPMCA

		IPMCA				
IET	Ponderação	1	2	3	4	5 a 9
	0,5	1,7	2,9	4,1	5,3	7,7 – 11,3
	1	2,2	3,4	4,6	5,8	8,2 – 11,8
	2	3,2	4,4	5,6	6,8	9,2 – 12,8
	3	4,2	5,4	6,6	7,8	10,2 – 13,8
	4	5,2	6,4	7,6	8,8	11,2 – 14,8
	5	6,2	7,4	8,6	9,8	12,2 – 15,8

Categoria: ■ Ótima ■ Boa ■ Regular ■ Ruim ■ Péssima

O valor resultante do índice descreve cinco classificações de qualidade, ilustradas na tabela 11.

Tabela 11 – Classificação do IVA

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	$IVA \leq 2,5$
BOA	$2,6 \leq IVA \leq 3,3$
REGULAR	$3,4 \leq IVA \leq 4,5$
RUIM	$4,6 \leq IVA \leq 6,7$
PÉSSIMA	$6,8 \leq IVA$

6. ICF - Índice da Comunidade Fitoplanctônica

Este índice utiliza a dominância dos grandes grupos que compõem o fitoplâncton, a densidade dos organismos e o Índice de Estado Trófico (IET), visando separar em categorias a qualidade da água. Com a alteração do IET, em 2005, foi estabelecida uma nova ponderação dessa variável, válida tanto para rios (ICF_{RIO}) quanto para reservatórios (ICF_{RES}), conforme mostra a tabela 12.

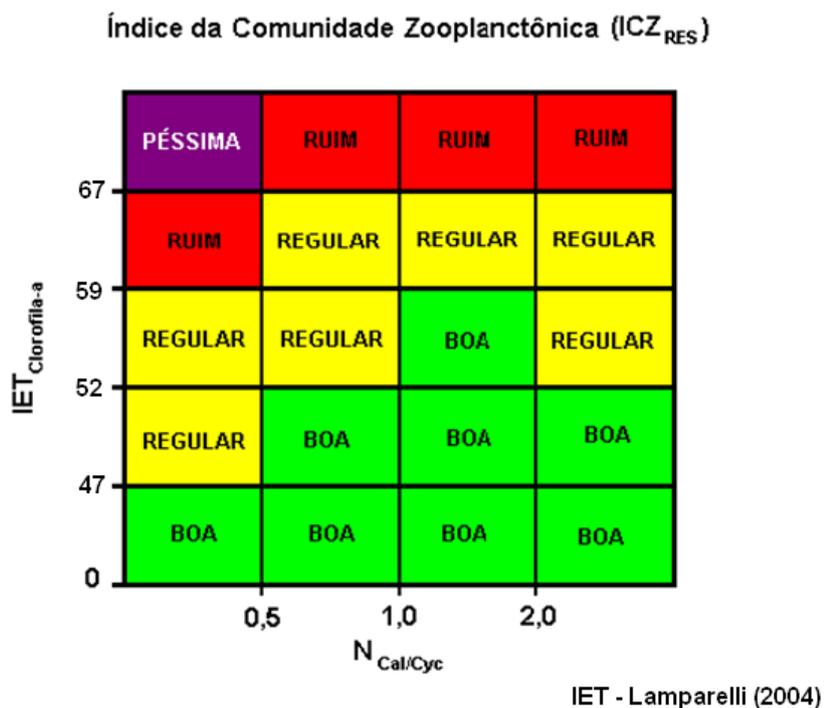
Tabela 12 – Classificação do Índice da Comunidade Fitoplanctônica – ICF

Categoria	Ponderação	Níveis
ÓTIMA	1	Não há dominância entre os grupos Densidade total < 1.000 org/mL IET ≤ 52
BOA	2	Dominância de Desmídias ou de Diatomáceas Densidade total > 1.000 e < 5.000 org/mL 52 < IET ≤ 59
REGULAR	3	Dominância de Clorófitas (Chlorococcales) , Fitoflagelados ou Dinoflagelados Densidade total > 5.000 e < 10.000 org/mL 59 < IET ≤ 63
RUIM	4	Dominância de Cianobactérias ou Euglenófitas Densidade total > 10.000 org/mL 63 < IET

O valor final, que gera o diagnóstico ou a classificação final da qualidade, será simplesmente a média aritmética das três ponderações parciais relativas à dominância, densidade e valor de IET.

7. ICZ_{RES} - Índice da Comunidade Zooplanctônica para Reservatórios

O ICZ_{RES} relaciona a razão entre o número total de calanóides e o número total de ciclopóides (N_{cal} / N_{cyc}), com o Índice de Estado Trófico (IET) para clorofila *a*. Estes dois resultados encontram-se associados com categorias Boa, Regular, Ruim e Péssima, obtidas a partir do seguinte quadro:



Para a utilização da matriz diagnóstica ICZ_{RES} é necessária a presença de três grupos zooplanctônicos: Rotíferos, Cladóceros e Copépodes na amostra total. Na ausência de copépodes calanóides, emprega-se $N_{CAL}/N_{CYC} < 0,5$; na presença de calanóides e ausência de ciclopóides, emprega-se $N_{CAL}/N_{CYC} > 2,0$; na ausência de rotíferos ou cladóceros, atribuir Ruim e, na ausência de copépodes, atribuir a condição Péssima.

8. ICB - Índice da Comunidade Bentônica

Amostras de sedimento para análise das comunidades bentônicas foram coletadas em triplicata, com pegadores do tipo Van Veen (272 cm²) ou Ponar (237 cm²) na margem deposicional de rios e na região sublitoral de reservatórios e Ekman-Birge, modificado por Lenz (200 cm²), na região profunda de reservatórios.

Os métodos de amostragem, preparo das amostras e análise seguiram Kuhlmann et al. (2012).

Para amostras de rios, a maioria dos organismos bentônicos foram identificados até família, exceto Chironomidae (subfamílias e tribos) e Naididae (subfamílias). No entanto, a presença dos gêneros *Stempellina*, *Stempellinella* e *Constempellina* (Tribo Tanytarsini, Chironomidae) deve ser anotada para o cômputo de Ssens, assim como os gêneros *Chironomus* e *Tubifex* e as categorias taxonômicas Tubificinae sqc, e Rhyacodrilinae sqc devem ser identificados e contados separadamente para o cálculo de T/DT. Para reservatórios, Chironomidae e Oligochaeta foram identificados até gênero/espécie. Na identificação dos organismos foram utilizadas as chaves de Righi (1984), Pennak (1989), Thorp & Covich (1991), Lopretto & Tell (1995, tomos II e III), Brinkhurst & Marchese (1992) e Fernández & Domínguez (2001), Calor (2007), Pinho (2008), Mariano (2007), Mugnai et al. (2010), Trivinho-Strixino (2011) e Segura et al. (2011).

O Índice da Comunidade Bentônica para reservatórios (ICB_{RES}) foi concebido para ser usado no corpo central destes corpos d'água, onde as comunidades das regiões sublitoral e profunda diferem muito em razão da profundidade, da incidência de luz, da homogeneidade do substrato e oferta de habitats para a colonização. Como consequência, a fauna da região profunda é naturalmente mais simplificada que a da região sublitoral. Por esta razão foi necessário definir variáveis e parâmetros diferentes para o diagnóstico, que refletissem a qualidade da massa d'água (bentos sublitoral - ICB_{RES-SL}) e dos sedimentos (bentos profunda - ICB_{RES-P}). O uso do ICB_{RES-P} em braços pouco profundos de reservatórios e em reservatórios rasos muitas vezes tem gerado distorções, superestimando a qualidade dos sedimentos. Este efeito decorre do fato de que a menor profundidade possibilita que a luz atinja os sedimentos e a maior proteção pela proximidade das margens favorece o desenvolvimento de macrófitas. Estes dois fatores ampliam a disponibilidade de habitats e de alimento, aumentando a diversidade da fauna. Para diminuir esta distorção as variáveis e parâmetros do ICB_{RES-SL} passaram a ser utilizados na região central, mais profunda, quando a profundidade for de no máximo 6 m, maior cota da faixa estabelecida para a região sublitoral.

Foram calculados os seguintes índices descritores da estrutura das comunidades bentônicas:

1. **Riqueza (S)**, sendo a soma das categorias taxonômicas encontradas na amostra, exceto as espécies exóticas com potencial de invasão.
2. **Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H')**, em \log_2 (Washington, 1984).

3. **Índice de Comparação Sequencial (ICS)** (Cairns & Dickson, 1971), em cujo cálculo foi empregado software desenvolvido pelo prof. Dr. Aristotelino Monteiro Ferreira para a CETESB (Henrique-Marcelino *et al.*, 1992).
4. **Razão Tanytarsini/Chironomidae (Tt/Chi)** (USEPA, 1988).
5. **Riqueza de taxa sensíveis (Ssens)**, em que foram consideradas sensíveis as famílias de Ephemeroptera (exceto Polymitarcyidae - *Campsurus*), Plecoptera, Trichoptera e os gêneros *Stempellina*, *Stempellinella* e *Constempellina* de Chironomidae-Tanytarsini em rios e as famílias de Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera e os gêneros *Stempellina*, *Stempellinella* e *Constempellina* de Chironomidae-Tanytarsini em reservatórios.
6. **Dominância de grupos tolerantes (T/DT)**, tendo sido considerados tolerantes em rios, Tubificinae sem queta capilar, Rhyacodrilinae sem queta capilar, *Tubifex*, Naidinae, Pristininae e *Chironomus* e em reservatórios, *Limnodrilus*, *Bothrioneurum*, *Tubifex*, *Aulophorus*, *Dero*, *Pristina* e *Chironomus*.

Para o diagnóstico, estes descritores foram fundidos em índices multimétricos, adequados a cada tipo de ambiente, ou seja, zona sublitoral de reservatórios (tabela 13), zona profunda de reservatórios (tabela 14) e rios (tabela 15).

Para o cálculo do Índice da Comunidade Bentônica apenas um dos índices de diversidade (H' ou ICS) é considerado, dando-se preferência ao ICS. O valor final, que gera o diagnóstico ou a classificação final da qualidade do habitat, será simplesmente a média aritmética do ranking dos índices parciais.

Tabela 13 – Índice da Comunidade Bentônica para zona sublitoral de reservatórios (ICB_{RES-SL})

Categoria	Ponderação	Níveis				
		S	ICS	H'	T/DT	Ssens
ÓTIMA	1	≥ 25	≥ 25,00	> 3,50	< 0,10	≥ 3
BOA	2	17 - 24	15,00 - < 25,00	> 2,25 - ≤ 3,50	0,10 - < 0,40	2
REGULAR	3	9 - 16	5,00 - < 15,00	> 1,50 - ≤ 2,25	0,40 - < 0,70	1
RUIM	4	1 - 8	< 5,00	≤ 1,50	≥ 0,70	0
PÉSSIMA	5	AZÓICO				

Tabela 14 – Índice da Comunidade Bentônica para zona profunda de reservatórios (ICB_{RES-P})

Categoria	Ponderação	S	Níveis			
			ICS	H'	T/DT	Tt/Chi
ÓTIMA	1	≥ 10	> 7,00	> 2,00	< 0,20	≥ 0,10
BOA	2	7 - 9	> 3,50 - ≤ 7,00	> 1,50 - ≤ 2,00	≥ 0,20 - < 0,50	> 0,06 - < 0,10
REGULAR	3	4 - 6	> 1,00 - ≤ 3,50	> 0,50 - ≤ 1,50	≥ 0,50 - < 0,80	> 0,03 - ≤ 0,06
RUIM	4	1 - 3	≤ 1,00	≤ 0,50	≥ 0,80	≤ 0,03
PÉSSIMA	5	AZÓICO				

Tabela 15 – Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB_{RIO})

Categoria	Ponderação	Níveis				
		S	ICS	H'	T/DT	Ssens
ÓTIMA	1	≥ 21	$> 20,00$	$> 2,50$	$\leq 0,25$	≥ 3
BOA	2	14 – 20	$> 9,50 - \leq 20,00$	$> 1,50 - \leq 2,50$	$> 0,25 - < 0,50$	2
REGULAR	3	6 – 13	$> 3,00 - \leq 9,50$	$> 1,00 - \leq 1,50$	$\leq 0,50 - \leq 0,75$	1
RUIM	4	≤ 5	$\leq 3,00$	$\leq 1,00$	$> 0,75$	0
PÉSSIMA	5	AZÓICO				

Além disso, sempre que possível, ou seja, quando ocorreram populações significativas ($N \geq 100$) de *Chironomus* nas amostras, foi avaliada a frequência de deformidade no mento dessas larvas, tendo sido considerado deformidade, "gap", falta e excesso de dentes (Kuhlmann *et al.*, 2012).

Com relação à frequência de deformidade em mento de larvas de *Chironomus*, foi considerada incidência natural da população valores de até 2%, como citado em literatura (Bonani, 2010), sendo o diagnóstico realizado segundo critérios descritos na tabela 16.

Tabela 16 – Categoria de qualidade para a frequência de deformidade em mento de larvas de *Chironomus*.

QUALIDADE	FREQUÊNCIA (%)	RELAÇÃO COM O AMBIENTE
ÓTIMA	≤ 2	<i>Ambiente sem contaminante que promovem a má formação do mento de Chironomus</i>
REGULAR	2,1 - 6	Frequência provavelmente provocada por contaminantes diluídos no esgoto doméstico
RUIM	> 6	Frequência provavelmente provocada por contaminantes químicos industriais lançados no ambiente

As estruturas das comunidades bentônicas analisadas estão representadas em gráfico de barra em que os vários táxons foram categorizados segundo seu grau de tolerância (sensíveis, semi-sensíveis, semi-tolerantes e tolerantes) ou sua condição de exótica ou de ameaçada de extinção. A categorização dos diferentes táxons baseou-se na ponderação de informações pré-existentes contidas em Klemm *et al.* (1990), Johnson *et al.* (1993), Lenat (1993), Patrick & Palavage (1994), Barbour *et al.* (1999), Junqueira *et al.* (2000), Loyola (2000) e Mandaville (2001).

9. IB - Índice de Balneabilidade

O Índice de Balneabilidade visa avaliar a qualidade da água para fins de recreação de contato primário, sendo aplicado em praias de águas interiores, localizadas em rios e reservatórios.

Com o objetivo de simplificar para a população, a análise dos dados da qualidade, a CETESB desenvolveu, a partir dos resultados obtidos nos monitoramentos semanal e mensal, uma Qualificação Anual, que baseada em critérios estatísticos simplificados, expressa uma síntese da qualidade das águas monitoradas ao longo do ano.

As praias possuem frequência semanal de amostragem, exceto aquelas que apresentam, de um modo geral, condição boa para banho, além de serem mais afastadas das áreas urbanas.

A classificação das praias é estabelecida pela Resolução CONAMA 274/200. A CETESB, através da Decisão de Diretoria Nº 112/2013/E, de 09/04/2013 estabeleceu novos valores, mais restritivos, para classificação do indicador *Escherichia coli*. A classificação atualmente utilizada para classificação das praias consta na tabela 17.

Tabela 17 – Classificação de balneabilidade das praias

CATEGORIA		Coliforme Termotolerante (UFC/100 mL)	<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	Enterococos (UFC/100 mL)
PRÓPRIA	EXCELENTE	Máximo de 250 em 80% ou mais tempo	Máximo de 150(1) em 80% ou mais tempo	Máximo de 25 em 80% ou mais tempo
	MUITO BOA	Máximo de 500 em 80% ou mais tempo	Máximo de 300(1) em 80% ou mais tempo	Máximo de 50 em 80% ou mais tempo
	SATISFATÓRIA	Máximo de 1.000 em 80% ou mais tempo	Máximo de 600(1) em 80% ou mais tempo	Máximo de 100 em 80% ou mais tempo
IMPRÓPRIA		Superior a 1.000 em mais de 20% do tempo	Superior a 600(1) em mais de 20% do tempo	Superior a 100 em mais de 20% do tempo
		Maior que 2.500 na última medição	Maior que 1.500(1) na última medição	Maior que 400 na última medição

(1) Valores estabelecido na Decisão de Diretoria Nº 112/2013/E, de 09/04/2013

Publicado no Diário Oficial Estado de São Paulo - Caderno Executivo I (Poder Executivo, Seção I), edição nº 123 (68) do dia 12/04/2013, Páginas: 42 a 44.

Para a classificação semanal das praias, cuja frequência de amostragem é semanal, utilizam-se os resultados das últimas cinco semanas. O critério adotado pela CETESB para águas interiores é baseado na densidade de *Escherichia coli*. Se essas forem superiores a 600 UFC 100 mL⁻¹, em duas ou mais amostras de um conjunto de cinco semanas, ou apresentar valor superior a 1500 UFC 100 mL⁻¹ na última amostragem fica caracterizada a impropriedade da praia para recreação de contato primário. Para as praias mensais, a categoria é estabelecida utilizando apenas resultado obtido na campanha.

Mesmo apresentando baixas densidades de bactérias fecais, uma praia pode ser classificada na categoria Imprópria quando ocorrerem circunstâncias que desaconselhem a recreação de contato primário, tais como: floração de algas potencialmente tóxicas ou surtos de doenças de veiculação hídrica.

O IB é obtido através de uma síntese das classificações ao longo das classificações semanais ou mensais. As especificações que determinam a qualidade anual são apresentadas na Tabela 18 e 19.

Tabela 18 – Índice de Balneabilidade – Classificação Anual – Praias com amostragem semanal

Categoria	Classificação
ÓTIMA	Praias classificadas como EXCELENTE em 100% do tempo.
BOA	Praias próprias em 100% do tempo, exceto as classificadas como ÓTIMA
REGULAR	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS em até 25% do tempo.
RUIM	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS entre 25% e 50% do tempo.
PÉSSIMA	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS em mais de 50% do tempo.

Tabela 19 – Índice de Balneabilidade – Classificação Anual – Praias com amostragem mensal

Categoria	Classificação
ÓTIMA	Concentração de <i>Escherichia coli</i> até 150 (UFC/100mL) em pelo menos 80% do ano
BOA	Concentração de <i>Escherichia coli</i> superior a 600 (UFC/100mL) em até 20% do ano
REGULAR	Concentração de <i>Escherichia coli</i> superior a 600 (UFC/100mL) de 20% a 30% do ano
RUIM	Concentração de <i>Escherichia coli</i> superior a 600 (UFC/100mL) de 30% a 50% do ano
PÉSSIMA	Concentração de <i>Escherichia coli</i> superior a 600 (UFC/100mL) em mais de 50% do ano

10. Classificação do teste de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* (Sistema Microtox®)

O teste de toxicidade aguda com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* foi utilizado na avaliação da qualidade das águas superficiais e sedimentos do Estado de São Paulo. Os resultados foram classificados em quatro classes, adaptadas de Coleman & Qureshi (1985), para melhor compreensão do nível de toxicidade das amostras. Os resultados são expressos como CE_{20} , sendo esta a concentração da amostra que causa 20% de efeito tóxico (inibição de emissão de luz da bactéria). A tabela 20 apresenta a classificação empregada:

Tabela 20 – Classificação do teste de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri*

Categoria	Ponderação
NÃO TÓXICA	$CE_{20} > 81,9\%$
MODERADAMENTE TÓXICA	$50\% < CE_{20} \leq 81,9\%$
TÓXICA	$25\% < CE_{20} \leq 50\%$
MUITO TÓXICA	$CE_{20} \leq 25\%$

11. Classificação da mutagenicidade de águas brutas

Os compostos mutagênicos presentes em águas superficiais podem ser provenientes de fontes fixas, como efluentes e resíduos industriais, podem resultar da deposição de material vindo de área urbana ou agrícola carregado pelas chuvas, ou ainda da descarga acidental de algum produto no corpo d'água.

O teste de Ames vem sendo utilizado para estimar o potencial genotóxico de amostras ambientais desde a década de 1970, por pesquisadores do mundo inteiro e foi introduzido na Rede de Monitoramento da CETESB em 1998, com o propósito de aprimorar a avaliação dos corpos de água.

A partir da análise no teste de Ames de mais de 1000 amostras de água bruta coletadas durante 20 anos (1979-1999) pela CETESB, foi elaborada uma classificação da mutagenicidade na qual os resultados estão divididos em faixas:

Tabela 21 – Classificação da Mutagenicidade de Águas Brutas

Baixa	< 500 rev/L
Moderada	500 – 2500 rev/L
Alta	2500 – 5000 rev/L
Extrema	> 5000 rev/L

É importante ressaltar que esta classificação objetiva apenas facilitar a compreensão dos resultados numéricos do teste de Ames, que são expressos em número de revertentes de *Salmonella Typhimurium* por litro, e a comparação entre os pontos de coleta. Ela não pode ser utilizada para estimar o risco para a saúde dos organismos, ou ainda à saúde humana. Além da potência de uma amostra, a recorrência da resposta deve ser considerada, pois indica que os compostos responsáveis pela mutagenicidade não se degradaram ou o aporte deles segue ininterrupto e então faz-se necessário investigar a fonte de contaminação.

12. Critério de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos

O sedimento é avaliado e classificado por meio de diferentes linhas de evidência, que são critérios que definem seu grau de qualidade. As três principais linhas de evidência são: Contaminação Química, Comunidade Bentônica e Toxicidade, este último incluindo teste de toxicidade com *Hyalella azteca*. As linhas de evidência são complementadas de forma a obter um diagnóstico mais detalhado.

Assim a linha de evidência de toxicidade é complementada com os ensaios de mutagenicidade (Teste de Ames), teste de Toxicidade Aguda (Microtox®) e frequência de deformidade.

O diagnóstico químico é complementado pela análise do Fósforo Total, que avalia a extensão do grau de eutrofização dos corpos hídricos. Analisam-se também Carbono Orgânico Total e Nitrogênio Kjeldahl Total que, juntamente com o Fósforo Total, avaliam a sua qualidade biogeoquímica, notadamente a carga de nutrientes e a condição de eutrofização desses corpos d'água.

Também foi estabelecido um critério para avaliação da qualidade microbiológica do sedimento por meio das variáveis Coliformes e *Clostridium perfringens*

a. Substâncias Químicas

As substâncias químicas são classificadas em função da sua concentração, com vistas à proteção da vida aquática. A qualidade é baseada nos valores de TEL (concentração abaixo da qual raramente são esperados efeitos biológicos adversos) e PEL (concentração acima da qual frequentemente são esperados efeitos biológicos adversos) para arsênio, metais e compostos orgânicos (Burton, 2002; CCME, 2001a; RIC, 1998; Smith et al., 1996). Os mesmos valores guias foram adotados pela resolução CONAMA 454/12 (BRASIL, 2012) que estabelece diretrizes e procedimentos mínimos para a avaliação de material dragado.

Para o diagnóstico químico foram estabelecidas cinco classes de qualidade de acordo com sua relação com TEL e PEL (Figura 4)

Figura 4 – Classificação de contaminantes químicos em cinco faixas de qualidade e sua relação com os critérios TEL e PEL.



Assim a qualidade ÓTIMA, para cada contaminante, corresponderia à concentração inferior a TEL. A qualidade BOA, a faixa entre TEL, inclusive, e a concentração correspondente a 50% da distância entre TEL e PEL, somado a TEL. A qualidade REGULAR, a faixa superior a 50% da distância entre TEL e PEL, somado a TEL e inferior a PEL. A qualidade RUIM, a faixa entre PEL, inclusive, e a concentração correspondente a 1,5 x de seu próprio valor. E a qualidade PÉSSIMA acima de 1,5 x PEL.

Na ocorrência de bioacumuláveis (organoclorados, arsênio, cádmio, cobre, crômio, chumbo, níquel, zinco e mercúrio) acima de PEL considera-se piora do diagnóstico em uma classe. Essa linha justifica-se pelo fato de que em termos biológicos, um único contaminante em concentração elevada seria suficiente para causar dano a uma população (KUHLMANN *et al.*, 2007).

Os resultados de dioxinas e furanos foram expressos em fator de equivalência toxicológica (TEQ) obtidos utilizando fatores de equivalência toxicológica (TEF) para peixes, da Organização Mundial da Saúde (Van den Berg *et al.*, 1998), o mesmo adotado pelo Environment Canada (CCME, 2001a) para avaliação da qualidade de sedimentos para proteção da vida aquática. Usando esse mesmo critério foi inserida, ainda, a análise de PCBs sob a forma de dioxinas (Dioxin Like ou DL - PCBs) com fatores de equivalência toxicológica (TEFs) relativos à dioxina mais tóxica, o 2,3,7,8-TCDD, para cálculo dos TEQs (somatória dos equivalentes tóxicos) das amostras de sedimento. O cálculo da somatória de TEQs dos congêneres considerou duas faixas, a superior calculada com $\frac{1}{2}$ do valor do limite de detecção (LD) para aqueles com resultados abaixo deste limite e a inferior considerando apenas os valores acima de LD. Uma vez que não existem valores estabelecidos para estas substâncias no Brasil foram adotados os valores do Canadá (CCME, 2001a) de TEL e PEL para dioxinas e furanos. Para comparação com os valores de TEL e PEL foi considerada o limite inferior, seguindo os mesmos critérios adotados pelo Canadá.

A classe de cada substância química é detalhada na Tabela 22.

Tabela 22 – Classificação de contaminantes em sedimento de água doce estabelecidos a partir de TEL e PEL. (continua)

QUALIDADE	ÓTIMA	BOA	REGULAR	RUIM	PÉSSIMA
As ($\mu\text{g/g}$) ¹	< 5,9	$\geq 5,9 - 11,5$	$> 11,5 - < 17,0$	17,0 – 25,5	> 25,5
Cd ($\mu\text{g/g}$) ¹	< 0,6	$\geq 0,6 - 2,1$	$> 2,1 - < 3,5$	3,5 – 5,3	> 5,3
Pb ($\mu\text{g/g}$) ¹	< 35,0	$\geq 35,0 - 63,2$	$> 63,2 - < 91,3$	91,3 – 137,0	> 137,0
Cu ($\mu\text{g/g}$) ¹	< 35,7	$\geq 35,7 - 116,4$	$> 116,4 - < 197,0$	197,0 – 295,5	> 295,5
Cr ($\mu\text{g/g}$) ¹	< 37,3	$\geq 37,3 - 63,7$	$> 63,7 - < 90,0$	90,0 – 135,0	> 135,0
Hg ($\mu\text{g/g}$) ¹	< 0,170	$\geq 0,170 - 0,328$	$> 0,328 - < 0,486$	0,486 – 0,729	> 0,729
Ni ($\mu\text{g/g}$) ²	< 18	$\geq 18 - 27$	$> 27 - < 36$	36 - 54	> 54

Tabela 22 – Classificação de contaminantes em sedimento de água doce estabelecidos a partir de TEL e PEL. (conclusão)

QUALIDADE	ÓTIMA	BOA	REGULAR	RUIM	PÉSSIMA
Zn (µg/g) ¹	< 123	≥ 123 – 219	> 219 - < 315	315 - 473	> 473
Aldrin (µg/kg) ³	< 2	≥ 2 – 211	> 211 - < 420	420 - 630	> 630
BHC (µg/kg) ³	< 3	≥ 3 – 6002	> 6002 - < 12000	12000 - 18000	> 18000
a BHC (µg/kg) ³	< 6	≥ 6 – 253	> 253 - < 500	500 - 750	> 750
b BHC (µg/kg) ³	< 5	≥ 5 – 10503	> 10503 - < 21000	21000 - 31500	> 31500
Lindano (= γ BHC) (µg/kg)	< 0,94	≥ 0,94 – 1,16	> 1,16 - < 1,38	1,38 – 2,07	> 2,07
Clordano (µg/kg)	< 4,50	≥ 4,50 – 6,69	> 6,69 - < 8,87	8,87 – 13,31	> 13,31
DDD (µg/kg)	< 3,54	≥ 3,54 – 6,03	> 6,03 - < 8,51	8,51 – 12,77	> 12,77
DDE (µg/kg)	< 1,42	≥ 1,42 – 4,09	> 4,09 - < 6,75	6,75 – 10,13	> 10,13
DDT (µg/kg)	< 1,19	≥ 1,19 – 2,98	> 2,98 - < 4,77	4,77 – 7,15	> 7,16
Dieldrin (µg/kg)	< 2,85	≥ 2,85 – 4,76	> 4,76 - < 6,67	6,67 – 10,01	> 10,01
Endrin (µg/kg)	< 2,67	≥ 2,67 – 32,54	> 32,54 - < 62,40	62,40 – 93,60	> 93,60
Heptacloro (µg/kg)	< 0,30	≥ 0,30 – 5,15	> 5,15 - < 10,00	10,00 – 15,00	> 15,00
Heptacloro epóxido (µg/kg)	< 0,60	≥ 0,60 – 1,67	> 1,67 - < 2,74	2,74 – 4,11	> 4,11
HCB (µg/kg) ³	< 20	≥ 20 – 130	> 130 - < 240	240 - 360	> 360
Mirex (µg/kg) ³	< 7	≥ 7 – 654	> 654 - < 1300	1300 - 1950	> 1950
HAPs (µg/kg) ⁴	< 870	≥ 870 – 4455	> 4455 - < 8040	8040 - 12060	> 12060
Acenafteno (µg/kg) ¹	< 6,71	≥ 6,71 – 47,81	> 47,81 - < 88,90	88,90 – 133,35	> 133,35
Acenaftileno (µg/kg) ¹	< 5,87	≥ 5,87 – 66,94	> 66,94 - < 128,00	128,00 – 192,00	> 192,00
Antraceno (µg/kg) ¹	< 46,9	≥ 46,9 – 146,0	> 146,0 - < 245,00	245,0 – 367,5	> 367,5
Benzo(a)antraceno (µg/kg) ¹	< 31,7	≥ 31,7 – 208,4	> 208,4 - < 385,0	385,0 – 577,5	> 577,5
Benzo(a)pireno (µg/kg) ¹	< 31,9	≥ 31,9 – 407,0	> 407,0 - < 782,0	782,0 – 1173,0	> 1173,0
Criseno (µg/kg) ¹	< 57,1	≥ 57,1 – 459,6	> 459,6 - < 862	862,0 – 1293,0	> 1293,0
Dibenz(a,h)antraceno (µg/kg) ¹	< 6,22	≥ 6,22 – 70,61	> 70,61 - < 135,00	135,00 – 202,50	> 202,50
Fluoranteno (µg/kg) ¹	< 111	≥ 111 – 1233	> 1233 - < 2355	2355 - 3533	> 3533
Fluoreno (µg/kg) ¹	< 21,2	≥ 21,2 – 82,6	> 82,6 - < 144,0	144,0 – 216,0	> 216,0
2-Metilnaftaleno (µg/kg) ¹	< 20,2	≥ 20,2 – 110,6	> 110,6 - < 201,0	201,0 – 301,5	> 301,5
Naftaleno (µg/kg) ¹	< 34,6	≥ 34,6 – 212,8	> 212,8 - < 391,0	391,0 – 586,5	> 586,5
Fenantreno (µg/kg) ¹	< 41,9	≥ 41,9 – 278,5	> 278,5 - < 515,0	515,0 – 772,5	> 772,5
Pireno (µg/kg) ¹	< 53	≥ 53 – 464	> 464 - < 875	875 - 1313	> 1313
Aroclor 1254 (µg/kg) ³	< 60	≥ 60 – 200	> 200 - < 340	340 - 510	> 510
PCBs (µg/kg) ¹	< 34,1	≥ 34,1 – 155,6	> 155,6 - < 277,0	277,0 – 415,5	> 415,5
Dioxinas e furanos (ng TEQ/kg de peso seco) ¹	< 0,85	≥ 0,85 – 11,18	> 11,18 - < 21,50	21,50 – 32,25	> 32,25

¹ CCME, 2001a² Smith et al., 1996³ RIC, 1998⁴ Burton, 2002

b. Comunidade Bentônica

Para o diagnóstico da qualidade do sedimento pelo componente biótico é utilizada a estrutura da comunidade bentônica, em que se aplicam índices multimétricos desenvolvidos para rios e reservatórios (Ver item 8. ICB – Índice de Comunidade Bentônica) em cinco classes de qualidade.

c. Toxicidade**• Ensaio ecotoxicológico com *Hyalella azteca***

Os sedimentos são avaliados em quatro classes de qualidade de acordo com os tipos e intensidades de efeitos observados em ensaios realizados com o anfípoda *Hyalella azteca*.

O diagnóstico ecotoxicológico está sendo ampliado com a introdução do ensaio de toxicidade com a larva de inseto *Chironomus sancticaroli* (Diptera), denominado anteriormente *Chironomus xanthus*. Este ensaio baseou-se no método USEPA (2000), mas seus resultados ainda não foram utilizados no critério de avaliação dos sedimentos.

• Mutagenicidade

O grau de mutagenicidade é avaliado em cinco classes de acordo com o número de revertentes/g seco obtidos do ensaio de mutagenicidade - Teste de Ames.

• Teste de Toxicidade Aguda com *Vibrio fischeri* (Sistema Microtox®)

O teste de toxicidade aguda com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* é realizado na água intersticial e apresenta quatro classes de intensidade (Ver item 11. Classificação do teste de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* (Sistema Microtox®))

• Frequência de deformidade no mento

A frequência de deformidade no mento das larvas de *Chironomus* é avaliada quando ocorrem populações significativas dessas larvas ($N > 100$) nas amostras.

d. Fósforo

A qualidade biogeoquímica dos sedimentos é avaliada por meio das concentrações de carbono, nitrogênio e fósforo. Este último avalia a carga de nutrientes e a condição de eutrofização desses corpos d'água. Adotou-se, portanto, o fósforo para integrar o Critério de Qualidade do Sedimento, estabelecendo três classes de qualidade: BOA: valores inferiores a 750 mg kg^{-1} , pois podem ser considerados de origem natural, uma vez que são comparáveis às médias encontradas tanto para o folhelho médio (Turekian e Wedepöhl, 1961) quanto aos valores revistos para a composição da crosta terrestre (Wedepöhl, 1995); REGULAR: valores entre 750 a 1.500 mg kg^{-1} , pois pode ser considerado que estejam acarretando impacto no corpo d'água. PÉSSIMA: valores superiores a 1.500 mg kg^{-1} , considerado de elevado impacto.

e. Microbiológica

A qualidade microbiológica é estabelecida em cinco classes de qualidade com base na concentração de Coliformes *E. coli* e em quatro classes com base na concentração de *Clostridium perfringens*. Os critérios de classificação para as diferentes linhas de evidência estão representados na tabela 23.

Tabela 23 – Critérios para o diagnóstico da qualidade dos sedimentos

QUALIDADE	ÓTIMA	BOA	REGULAR	RUIM	PÉSSIMA
Substâncias Químicas ^(a)	Todos contaminantes em concentração inferior a TEL	O pior contaminante com concentração acima de TEL mas inferior 50% da distância entre TEL e PEL	O pior contaminante com concentração acima de TEL superior a 50% da distância entre TEL e PEL, mas inferior a PEL	O pior contaminante com valor entre PEL e até 1,5 PEL	O pior contaminante com valor superando 1,5 PEL
Comunidade Bentônica (ICB ^(b))	ICB = 1	ICB = 2	ICB = 3	ICB = 4	ICB = 5
Ecotoxicidade (<i>Hyalella azteca</i>)	Não Tóxico		Efeito subletal, redução no crescimento	Efeito agudo, mortalidade <50%	Efeito agudo, mortalidade ≥50%
Mutagenicidade (Teste de Ames)	Não detectado	< 50 rev/g	>50 até 500 rev/g	>500 até 5.000 rev/g	>5.000 rev/g
Toxicidade Aguda (<i>Vibrio fischeri</i>)	Não tóxica		Moderadamente tóxica	Tóxica	Muito tóxica
	CE ₂₀ > 81,9%		50% < CE ₂₀ ≤ 81,9%	25% < CE ₂₀ ≤ 50%	CE ₂₀ ≤ 25%
Frequência de deformidade no mento (<i>Chironomus</i>)	≤ 2 %		2,1 a 6 %	> 6 %	
Fósforo (mg/kg)		< 750		>750 até 1.500	>1.500
Coliformes <i>E.coli</i> (NMP/100g)	≤ 10 ³	>10 ³ até 10 ⁴	>10 ⁴ até 10 ⁵	>10 ⁵ até 10 ⁶	>10 ⁶
<i>Clostridium perfringens</i> (NMP/100g)	≤ 10 ⁴	> 10 ⁴ até 10 ⁵	> 10 ⁵ até 10 ⁶	> 10 ⁶ até 10 ⁷	> 10 ⁷

a) segundo os valores guias estabelecidos pelo CCME (2001a).

b) ICB = Índice da Comunidade Bentônica

Na figura 5, estão resumidas as três principais linhas de evidência: Substâncias Químicas, Toxicidade (ensaio ecotoxicológico com *Hyalella azteca*) e Comunidade Bentônica.

Figura 5 – Resumo das principais linhas de evidência que compõem o CQS.



13. Indicador de Coleta e Tratabilidade de Esgoto da População Urbana de Município – ICTEM

O Indicador de Coleta e Tratabilidade de Esgotos da População Urbana de Municípios - ICTEM avalia as condições de saneamento de municípios.

O indicador foi formado por cinco elementos, representando condições a serem avaliadas no sistema público de tratamento de esgotos. Dentro do modelo proposto, é verificada a importância relativa desses elementos e atribuídas ponderações diferenciadas para os mesmos.

Os elementos de formação do indicador em relação a um sistema público de tratamento de esgotos são os seguintes:

- a) Coleta;
- b) Existência e eficiência do sistema de tratamento do esgoto coletado;
- c) A efetiva remoção da carga orgânica em relação à carga potencial;
- d) A destinação adequada de lodos e resíduos gerados no tratamento;
- e) O não desenquadramento da classe do corpo receptor pelo efluente tratado e lançamento direto e indireto de esgotos não tratados.

Os valores dos três primeiros elementos são variáveis e relacionados, proporcionalmente, à:

- a) Quantidade do esgoto coletado no município (população urbana atendida por redes de esgotos e população atendida por sistemas isolados de tratamento);
- b) Quantidade de tratamento do esgoto coletado e respectiva eficiência da estação de tratamento;
- c) Eficiência global de remoção em relação à carga orgânica potencial.

Os outros dois elementos recebem valores fixos:

- d) Depende da existência de destino adequado para o lodo e outros resíduos gerados no tratamento e
- e) Quando o efluente final do tratamento provoca o desenquadramento do corpo receptor desse efluente.

Dentro do projeto do Município Verde, foi inicialmente considerado o valor 12 para o tratamento de esgotos. Depois esse valor foi revisto, por mudanças conceituais do próprio índice, sendo atribuído o valor 10. Dessa maneira, a tabela 24 resume a composição proposta e a ponderação do indicador em relação ao valor fixado pelo projeto, que nessa revisão corresponde à própria composição do ICTEM.

Tabela 24 – Composição do Indicador de Coleta e Tratabilidade de Esgoto da População Urbana de Município – ICTEM

	Elementos do indicador	Composição (%)	Ponderação
1	Coleta	15	1,5
2	Tratamento e eficiência de remoção	15	1,5
3	Eficiência global de remoção	65	6,5
4	Destino adequado de lodos e resíduos de tratamento	2	0,2
5	Efluente de estação não desenquadra a classe do corpo receptor	3	0,3
	Total	100	10

Notas:

- i) coleta: % da população urbana atendida por rede de esgotos ou sistemas isolados.
- ii) tratamento e eficiência de remoção: % da população urbana com esgoto tratado.
- iii) a eficiência global de remoção depende da eficiência unitária das ETEs. Se a eficiência global for igual ou maior que 80%, o valor para esse elemento do indicador será de 6,5.

Fórmula:

$$\text{ICTEM} = 0,015C + 0,015T + 0,065E + D + Q$$

Sendo:

- C = % da população urbana atendida por rede de coleta de esgotos;
 T = % da população urbana com esgoto tratado;
 E = Eficiência global de remoção de carga orgânica, que é: $(0,01C * 0,01T * 0,01N) * 100$;
 N = % de remoção da carga orgânica pelas ETEs;
 D = zero se destinação de lodos e resíduos de tratamento for inadequada e 0,2 se for adequada;
 Q = zero se efluente desenquadrar a classe do corpo receptor ou existir lançamento direto ou indireto de esgotos não tratados. Será atribuído o valor de 0,3 se o efluente não desenquadrar a classe do corpo receptor.

O indicador permite transformar os valores nominais de carga orgânica em valores de comparação entre situações distintas dos vários municípios, refletindo a evolução ou estado de conservação de um sistema público de tratamento de esgotos.

• **ICTEM_{ES}**

Por hipótese, foi admitido que qualquer efluente não encaminhado à rede pública coletora de esgotos, que não pertencesse a sistemas isolados de tratamento, seria considerado como carga poluidora sem tratamento ou não adequadamente tratada. Dessa maneira, situações individualizadas do tipo fossa séptica e infiltração são contabilizadas como cargas potenciais sem tratamento.

A partir de 2019, visando considerar as características dos municípios localizados nas UGHRIs litorâneas (Litoral Norte, Baixada Santista e Litoral Sul) e suas ações na melhoria dos sistemas de esgotamento, a CETESB alterou a metodologia de cálculo do ICTEM para os municípios dotados de sistemas de disposição oceânica por meio de Emissários Submarinos. Desta forma, para a população atendida por sistemas de disposição oceânica, compostos por EPCs e Emissários Submarinos, foi desenvolvido um ICTEM específico – ICTEM_{ES}. Não houve alteração no cálculo do ICTEM para os sistemas de tratamento tradicionais, que utilizam Estações de Tratamento de Esgotos - ICTEM_{ETE}.

Na Tabela 25, é apresentada, de forma genérica, os casos possíveis para o cálculo do ICTEM nos municípios litorâneos do Estado.

Tabela 25 – Cálculo do ICTEM para os municípios litorâneos

Tipo de Município	ICTEM	Alteração do ICTEM Original
População total atendida por ETE	ICTEM _{ETE}	Não
Tratamento e eficiência de remoção	ICTEM _{ETE}	Sim (*)
Eficiência global de remoção	Média ponderada pela população atendida por cada um dos Sistemas: ICTEM _{ETE} e ICTEM _{ES}	Sim (*)

(*) Para estes municípios, não se pode fazer comparações do ICTEM com os anos anteriores.

O novo ICTEM leva em consideração a eficiência de remoção dos sólidos suspensos nas EPCs, além do destino adequado dos resíduos gerados neste tipo de tratamento e, em especial, a qualidade da água do corpo receptor, avaliada por meio do Índice de Qualidade de Águas Costeiras – IQAC da CETESB.

Os sólidos suspensos removidos na EPC, cujos padrões são disciplinados pela Resolução CONAMA nº 430/2011, também representam parcela da matéria orgânica presente no esgoto doméstico. Portanto, o ICTEM_{ES} mantém o objetivo inicial de indicar uma medida entre a efetiva remoção da carga orgânica, em relação àquela, gerada pela população urbana (carga potencial), sem deixar, entretanto, de observar a importância de outros elementos responsáveis pela formação de um sistema de tratamento de esgotos, que leva em consideração, a coleta, o afastamento e o tratamento dos esgotos, atendendo à legislação quanto à eficiência de remoção dos poluentes e os padrões de qualidade do corpo receptor.

A Figura 6 (A e B) mostra a metodologia de cálculo dos dois sub-indicadores: ICTEM_{ETE} e do ICTEM_{ES}, que compõem o novo ICTEM. Continua-se dando um peso significativo para a eficiência de remoção de carga orgânica, nos dois sub-indicadores, em relação aos demais elementos.

Figura 6 – Elementos de composição do ICTEM para município com ETE (A) e para município com EPC (B).**(A)**

Elementos do indicador	Composição (%)	Ponderação
População urbana atendida por rede de coleta de esgoto	15	1,5
Tratamento e eficiência de remoção	15	1,5
Eficiência global de remoção	65	6,5
Destino adequado de lodos e resíduos de tratamento	2	0,2
Efluente da estação não desenquadra a classe do corpo receptor	3	0,3
Total	100	10

(B)

Elementos do indicador	Composição (%)	Ponderação
População urbana atendida por rede de coleta de esgoto	15	1,5
População urbana com esgoto coletado, atendida pelo sistema EPC/Emissário	15	1,5
Eficiência global de remoção de sólidos (EPC)	45	4,5
Destino adequado de lodos e resíduos de tratamento	5	0,5
Qualidade do corpo d'água (IQAC-CETESB)	20	2
Total	100	10

Notas:

- I) coleta: % da população urbana atendida por rede de esgotos ou sistemas isolados;
 II) tratamento e eficiência de remoção: % da população urbana com esgoto tratado;
 III) a eficiência global de remoção depende da eficiência unitária das ETEs. Se a eficiência global for igual ou maior que 90%, o valor para esse elemento do indicador será de 6,5.

Bibliografia

AZEVEDO S.M.F.O. Toxinas de Cianobactérias: Causas e Conseqüências para a Saúde Pública. **Medicina On Line**, volume 1, ano 1, número 3, 1998.

BARBOUR, M. T. et al. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 1999.

BONANI, F. **Avaliação de deformidades morfológicas em larvas de *Chironomus* (Díptera, Chironomidae) na bacia do rio Piracicaba e sua aplicação no biomonitoramento**. 2010. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2010. Disponível em: <http://www.bdtd.ufscar.br/htdocs/tedeSimplificado/tede_arquivos/2/TDE-2010-06-14T125749Z-3095/Publico/3033.pdf>. Acesso em: abr. 2014.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução nº 454, de 01 de novembro de 2012**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do

material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional.” - Publicação DOU, de 08/11/2012, Seção 1, pág. 66. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>. Acesso em: fev. 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução N° 274, de 29 de novembro de 2000**. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>>. Acesso em: mar. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução N° 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: abr. 2014.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de Setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Publicação DOU no. 190, de 03 de outubro de 2017. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html>

BRINKHURST, R.O.; MARCHESE, M.R. **Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de sud y centroamerica**. 2.ed. Santa Fé, AR: Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, 1992. 207 p. (Colección CLIMAX, 6)

BURTON, JR., G.A. Sediment quality criteria in use around the world. **Limnology**, Tokyo, v.3, n. 2, p. 65-75, 2002.

CAIRNS, JR., J.; DICKSON, K. L. A simple method for biological assesment on the effects of the most discharges on aquatic bottom - dwelling organisms. **J. Water Pollut. Control Fed.**, v. 43, n. 5, p. 755-762, may 1971.

CALOR, A. R. Trichoptera. In: FROEHLICH, C. G. (Org.). **Guia on-line de identificação de larvas de insetos aquáticos do estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: USP/FFCLRP, 2007. Cap. 3, 17 p. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Guia_Trichoptera_b.pdf>. Acesso em: abr. 2014.

CCME. **Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life – Polichlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans (PCDD/Fs)**. Ottawa: CCME, 2001a. Disponível em: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/245>. Acesso em: Fev. 2015.

CCME. **Canadian Water Quality Guidelines For The Protection Of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0: technical report**. Winnipeg, 2001b. 13 p. Disponível em: <http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_techrprtftsht_e.pdf>. Acesso em: abr. 2014.

CODE PERMANENT: Environnement et Nuisances. Editions Legislatives et Administratives. Paris, França. Vol 1 e 2. 1784p.

COLEMAN, R. N.; QURESHI, A. A. Microtox® and *Spirillum volutans* tests for assessing toxicity of environmental samples. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 35, n. 1, p. 443-451, july-dec. 1985.

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. (Ed.). **Guía para la determinacion de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Tucumán: EudeT, 2001. 282 p.

FROEHNER, S.; MACENO, M.; MARTINS, R. F. Sediments as a potential tool for assessment of sewage pollution in Barigui river, Brazil. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 170, n. 1-4, p. 261-272, nov. 2010.

HENRIQUE-MARCELINO, R. M. et al. **Macrofauna bentônica de água doce: avanços metodológicos**. São Paulo: CETESB. 1992. 16 p. Anexos.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 40-158.

JUNQUEIRA, M.V.; AMARANTE, M.C.; DIAS, C.F.S. & FRANÇA, E.S. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnol. Bras.**, v. 12, p. 73-87. 2000.

KLEMM, D. J. et al. **Macroinvertebrate field and laboratory method for evaluating the biological integrity of surface waters**. Cincinnati: EPA, 1990.

KUHLMANN, M.L.; WATANABE, H.M.; ARAÚJO, R.P.A.; LAMPARELLI, M.C. **Aplicação da tríade na avaliação da qualidade de sedimentos em redes de monitoramento**. São Paulo: CETESB, 2007. 107 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: out. 2012.

KUHLMANN, M.L.; JOHNSCHER-FORNASARO, G; OGURA, L.L. & IMBIMBO, H.R.V. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo. São Paulo : CETESB. 113p. 2012. disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/protocolo-biomonitoramento-2012.pdf>

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. São Paulo (BR). 2004. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LENAT, D. R. A biotic index for the Southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water quality ratings. **JNABS**, v. 12, n. 3, p. 279-290, 1993.

LOPRETTO, E. C.; TELL, G. (Ed.). **Ecosistemas d'água continentales: metodologias para su estudio**. La Plata: SUR, 1995. Tomos 2-3.

LOYOLA, R.G.N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In: **Anais do V Simpósio de Ecosistemas Brasileiros: Conservação**. Vol. I – Conservação e Duna. Vitória, ES. Publ. ACIESP, no 109 – I, p. 46-52. 2000.

MANDAVILLE, S. M. **Benthic macroinvertebrates in freshwaters: taxa tolerance values, metrics, and protocols**. Canada: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, 2002. 128 p. Disponível em: <<http://www.lakes.chebucto.org/H-1/tolerance.pdf>> Acesso em: abr. 2007.

MARIANO, R. Ephemeroptera. In: FROEHLICH, C.G. (Org.) **Guia on-line de identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo**. 2007. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>.

MARTÍNEZ-CARRERAS, N. KREIN, A.; GALLART, F. ; IFFLY, J. F.; HISSLER, C.; OWENS, P. N. The influence of sediment sources and hydrologic events on the nutrient and metal content of fine-grained sediments (Attert river basin, Luxembourg). **Water, Air Soil Pollution**, v. 223, n. 9, p. 5685-5705, nov. 2012.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books Ed., 176p. 2009.

MULLER-SPITZ S.R.; STEWART, L.B.; KLUMP J.V.; MCLELLAN,S.L. Freshwater suspended sediments and sewage are reservoirs for enterotoxin positive *Clostridium perfringens*. **Appl. Environm. Microbiol.** 76 (16): 5556-5562. 2010.

NRC (National Research Council). *Drinking Water and Health*, Vol. 1. Washington, D.C.: National Academy Press. 1977.

PATRICK, R.; PALAVAGE, D. M. The value of species as indicators of water quality. **Proc. Acad. Nat. Sci. Phil.**, v. 145, p. 55-92, 1994.

PENNAK, R. W. **Fresh-water invertebrates of the United States: protozoa to mollusca**. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, 1989. 628 p.

PINHO, I. C. Diptera. In: FROELICH, C.G. (Org.) **Guia on-line de identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo**. 2008. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>.

RIC. **Guidelines for interpreting water quality data**. British Columbia (Province), Ministry of Environment, lands and parks. 1998. Disponível em: <<https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/air-land-water/water/water-quality/water-quality-reference-documents>>. Acesso em: abr. 2018.

RIGHI, G. Oligochaeta. In: SCHADEN, R. (Org.) **Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil**. Brasília, CNPq/Coordenação editorial, 48p. 1984.

RUTTEMBERG, K. C.; GONI, M. A. Phosphorus distribution, C:N:P ratios, and $\delta^{13}C_{OC}$, in arctic, temperate, and tropical coastal sediments: tools for characterizing bulk sedimentary organic matter. **Marine Geology**, v. 139, p. 123-145, 1997.

SANTIAGO, S.; THOMAS, R. L.; LARBAIGT, G.; CORVI, C.; ROSSEL, D.; TARRANDELLAS, J.; VERNET, J. P. Nutrient, heavy metal and organic pollutant composition of suspended and bed sediments in the Rhone River. **Aquatic Sciences**, v. 56, n.3, p. 220-242, 1994.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 8.468, de 8 de setembro de 1976**. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/estadual/decretos/1976_Dec_Est_8468.pdf>. Acesso em: abr. 2007.

SEGURA, M. O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 393-412, 2011.

SMITH, S.L.; MACDONALD, D.D.; KEENLEYSIDE, K.A.; INGERSOLL, C.G.; FIELD, L.J. A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. **J. Great Lakes Res.**, Toronto, v. 22, n. 3, p. 624-638, 1996.

THORP, J. H.; COVICH, A. P. (Ed.). **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. San Diego: Academic, 1991. 911 p.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae. Guia de Identificação**. São Carlos: UFSCar, 2011. 371 p.

TUREKIAN, K. K.; WEDEPÖHL, K. H. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. **Geol. Soc. Amer. Bull.**, v. 72, n. 2, p. 175-192, feb. 1961.

UMBUZEIRO, G.A.; ROUBICEK, D.A.; SANCHEZ, P.S.; SATO, M.I.Z. The Salmonella mutagenicity assay in a surface water quality monitoring program based on a 20-year survey. **Mutation Research**, v.491, n. 1-2, p. 119-126, 2001.

UNITED STATES. Environmental Protection Agency (USEPA). **Biological criteria for the protection of aquatic life: users manual for biological field assessment of Ohio surface waters**. Columbus, OH, 1988. v. 2 Disponível em: <<http://www.epa.ohio.gov/Portals/35/documents/Vol2.pdf>>. Acesso em: fev. 2015.

UNITED STATES. Environmental Protection Agency (USEPA). **Water Quality Criteria Summary (Poster)**. Office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria Division. Ecological Risk Assessment Branch (WH-550-D) Washington, DC. May,1991.

VAN DEN BERG, M.; BIRNBAUM, L.; BOSVELD, A.T.C.; BRUNSTRÖM, B.; COOK, P.; FEELEY, M.; GIESY, J.P.; HANBERG, A.; HASEGAWA, R.; KENNEDY, S.W.; KUBIAK, T.; LARSEN, J.C.; VAN LEEUWEN, F.X.R.; LIEM, A.K.D.; NOLT, C.; PETERSON, R.E.; POELLINGER, L.; SAFE, S.; SCHRENK, D.; TILLITT, D.; TYSKLIND, M.; YOUNES, M.; WAERN, F.; ZACHAREWSKI, T. Toxic Equivalent factor (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. **Environm. Health Perspect.**, 106(12): 775-792, 1998.

WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Res.**, v. 18, n. 6, p. 653-694, 1984.

WEDEPÖHL, K. H. The composition of the continental crust. **Geochim. et Cosmochim. Acta**, v. 59, n. 7, p. 1217-1232, apr. 1995.

ZAGATTO, P. A.; LORENZETTI, M. L.; LAMPARELLI, M. C.; SALVADOR, M.E. P.; MENEGON JR., N.; BERTOLETTI, E. Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 11(2): 111-126. 1999.

ZHANG, S. LU, X. X.; SUN, H.; HAN, J.; HIGGITT, D. A. Geochemical characteristics and fluxes of organic carbon in a human-disturbed mountainous river (the Luodingjiang River) of the Zhujiang (Pearl River), China. **Sci. Total Environ.**, v. 407, n. 2, p. 815-825, jan. 2009.