

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**

**APLICAÇÃO E ADEQUAÇÃO DE ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA,
RESULTANTE DE MONITORAMENTO DOS RESERVATÓRIOS DO SISTEMA
SALTO E BACIAS DOS RIOS PARANHANA E DOS SINOS (RS) E OUTROS
AMBIENTES LÍMNICOS**

EUDIMAR NASCIMENTO DE CARVALHO

Porto Alegre, 2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**APLICAÇÃO E ADEQUAÇÃO DE ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA, RESULTANTE DE
MONITORAMENTO DOS RESERVATÓRIOS DO SISTEMA SALTO E BACIAS DOS RIOS
PARANHANA E DOS SINOS (RS) E OUTROS AMBIENTES LÍMNICOS**

EUDIMAR NASCIMENTO DE CARVALHO

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof^º Dr. Luiz Fernando Cybis

Banca Examinadora:

Prof^ª Dra. Lúcia Helena Ribeiro Rodrigues (IPH – UFRGS)

Prof^ª Dra. Teresinha Guerra (Instituto de Biociências – UFRGS)

Prof^º Dr. Carlos Nobuyosi Ide (FAENG/UFMS)

Porto Alegre, 2014

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental e aos secretários da pós-graduação, Nadir Solari e Maurício Zambiasi

Ao CNPq, pela bolsa concedida no início do curso.

Ao prof^º Luiz Fernando Cybis, pela orientação e parcerias de trabalho.

Aos professores Luiz Olinto Monteggia, Eduardo Lanna, Carlos Eduardo Tucci, Sérgio De Luca, Francisco Bidone, João Sarkis Yunes, Carmem Maria Castro, Nara Rosauero, David da Mota Marques, Gino Gehling, Antônio Benetti, pela formação recebida.

A prof^ª Lucia Rodrigues, pela ajuda com a escolha das metodologias de tratamento de dados.

Aos hidrotécnicos Álvaro, Raupp, Pedrinho e aos motoristas Mário, Anselmo e Cláudio, pelo apoio em campo.

As colegas de projeto, Melissa Franzen, Carla Cristine Müller e todos os bolsistas que contribuíram para a realização das análises e obtenção dos dados.

Aos técnicos de laboratório Mara, Tiago e Vera, pelo apoio em laboratório.

A minha esposa Larissa, pela compreensão, apoio e carinho.

A meus pais Salustiano e Jacy, pelo incentivo e ensinamentos de vida, indispensáveis em todos os momentos.

A minha irmã Iacy e aos irmãos Ênio e Júnior pelo incentivo e apoio durante o tempo em que estive em Brasília.

Ao prof^º Lawson Beltrame, pelo incentivo para a retomada e conclusão do doutorado.

Agradeço, em fim, a todos os que contribuíram direta e indiretamente para que este trabalho fosse concretizado.

APRESENTAÇÃO

A presente tese de doutorado foi elaborada a partir dos dados produzidos pelo Projeto Salto, que foi um estudo visando o gerenciamento ambiental integrado da qualidade da água dos reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétrica, localizado nos municípios de São Francisco de Paula e Canela no estado do Rio Grande do Sul. O Projeto Salto englobou como um todo a verificação da qualidade dos sedimentos às margens dos reservatórios e o monitoramento, por dois anos, da qualidade das águas nesses reservatórios, bem como, nos rios de jusante pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos.

A tese agora apresentada foi organizada no formato de artigos. Está composta por introdução, revisão bibliográfica, objetivos gerais e específicos, materiais e métodos, seguidos pelos três artigos e pelas conclusões. Na parte final ainda se encontra a lista geral de referências bibliográficas e o apêndice, contendo os dados brutos que deram origem às diversas avaliações aqui expostas.

Os seguintes artigos compõem a presente tese de doutorado:

ARTIGO I (Será submetido à publicação na Revista Brasileira de Recursos Hídricos)

PRINCIPAIS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS, DEFINIDAS POR METODOLOGIA ESTATÍSTICA, EM ESTUDOS DE AMBIENTES PASSÍVEIS DE IMPACTOS POR ESGOTOS SANITÁRIOS.

ARTIGO II (Publicado nos anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental)

ADEQUAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA DA “NATIONAL SANITATION FOUNDATION” (NSF), DOS ESTADOS UNIDOS, À REALIDADE BRASILEIRA.

ARTIGO III (Será submetido à publicação na Revista Brasileira de Recursos Hídricos)

APERFEIÇOAMENTO DO IQA NSF-COLI 25, ATRAVÉS DA INTRODUÇÃO DE NOVA CURVA DE SUB-ÍNDICES DE COLIFORMES, TENDO-SE COMO REFERÊNCIA OS PADRÕES DA RESOLUÇÃO CONAMA 357/2005.

RESUMO

O uso de índices vem ganhando cada vez mais relevância em diversos segmentos das atividades humanas fazendo crescer a necessidade de adequá-los aos usos pretendidos, para sintetizarem e indicarem as características e situações essenciais ao planejamento e tomada de decisões. Um dos índices mais utilizados na área de recursos hídricos foi, e continua sendo, o IQA da NSF (Índice de qualidade da Água da *National Sanitation Foundation*), criado nos Estados Unidos e adotado pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) e pela ANA (Agência Nacional de Águas) no Brasil. No entanto, a metodologia por trás do mesmo vem necessitando ser adequada às condições brasileiras. Como forma de avaliar a adequabilidade deste IQA a uma situação específica, além da verificação da necessidade de novas alterações, nesta tese, foram escolhidos ambientes com características que possibilitassem a obtenção de dados e que fossem favoráveis a percepção de diferentes situações de qualidade da água em ambientes brasileiros. Estes ambientes incluem águas com boa qualidade, situações intermediárias e com qualidade ruim, principalmente devido à poluição por lançamentos de esgotos sanitários. O objetivo do presente trabalho foi adequar o IQA NSF-CETESB (que é uma versão já adaptada do IQA NSF), com base em estudos limnológicos focados, principalmente nos reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas (RS), rios a jusante, e complementados por dados de outros ambientes, como o lago Guaíba (RS) e rios e reservatórios do Estado de São Paulo. Dentro do estudo limnológico do Sistema Salto foi possível observar que os reservatórios apresentaram, em geral, água de boa qualidade com alta transparência, teores de nutrientes característicos de ambientes oligotróficos e baixas concentrações de coliformes termotolerantes (fecais). Nos rios de jusante destes, houve uma tendência, em praticamente todos os períodos estudados, de elevação dos valores no sentido de montante a jusante. Este aumento ocorreu especialmente na turbidez e nos coliformes, no caso destes últimos, ultrapassando dezenas de vezes o determinado na resolução CONAMA 357/2005, para águas de classe 3, a menos restritiva para águas destinadas ao tratamento para consumo humano. A análise da aplicação do IQA NSF-CETESB permitiu verificar que este índice de qualidade da água foi pouco restritivo, pois mostrou qualidade boa ou regular para ambientes com qualidade comprovadamente comprometida por despejos de efluentes sanitários. Isto ocorreu principalmente em função do significado dos coliformes

termotolerantes na composição final do referido índice. Outro fator de baixa restritividade verificado no IQA NSF-CETESB foi o fósforo total, em função de suas concentrações praticamente não terem influenciado no resultado do IQA, ou seja, o referido índice apresentou uma sensibilidade muito baixa às concentrações de fósforo total. A nova adequação do IQA, produzida pelo presente trabalho, e denominada IQA NSF-COLI 25, trouxe como resultado: (1) as alterações dadas pelas novas curvas de sub-índices de coliformes termotolerantes e fósforo total; (2) alterações pela incorporação de uma curva de sub-índices de clorofila-a e; (3) alterações pela revisão dos pesos concedidos, em função da atual importância de cada uma das variáveis componentes do índice. Desta forma, trouxe um avanço a síntese de resultados por IQAs. Estes avanços foram constatados pela verificação do aumento das correlações dos resultados de classificação da qualidade da água (que cresceram de 73 à 85 por cento) por IQA e pela Resolução Conama 357/2005.

ABSTRACT

The use of indices is increasingly relevant in various segments of human activities, requiring further adaptations to the intended uses, in order to synthesize and indicate the characteristics and situations essential to planning and decision making. One of the most widely used indices in water resources was, and still is, the WQI of the *National Sanitation Foundation*, created in the United States and adopted by CETESB (Environmental Company of the State of São Paulo) and by ANA (National Water Agency) in Brazil. However, the methodology behind it must be further adapted to Brazilian conditions. As a way of assessing the suitability of this WQI to a specific situation, besides verifying the need for new changes, in this thesis environments were chosen with characteristics that would enable obtaining data and be favorable to the perception of different water quality situations. These environments include good quality water, intermediate situations and bad quality, mainly due to pollution by the discharge of sanitary sewage. The essential objective of this work was to adapt the WQI NSF-CETESB (which is an already adapted version of WQI NSF) based on focused limnological studies, especially in the reservoirs of the Sistema Salto de Hidrelétricas (Salto Hydropower Plants System) (RS), rivers downstream and, complemented by data from other environments, such as the Guaíba Lake (RS) and rivers and reservoirs in the State of São Paulo. In the limnological study of the Salto System, it could be seen that the reservoirs generally present good quality, highly transparent water, with nutrient contents characteristic of oligotrophic environments, and low concentrations of thermotolerant (fecal) coliforms. In the rivers downstream from them, there was a tendency, in practically all the periods studied, for a rise in values from upstream to downstream. This increase occurred especially in turbidity and coliforms. In the case of the latter, they often surpassed dozens of times what was determined in Conama Resolution 357/2005 for class 3 waters, the least restrictive for water to be treated for human consumption. The analysis of the application of WQI NSF-CETESB allowed verifying that this water quality index was not very restrictive, since it showed good or fair quality for environments that had been proven to be compromised by sanitary effluent discharges. This occurred mainly because of the significance of the thermotolerant coliforms in the final composition of the aforementioned index. Another factor of low

restrictiveness found in WQI NSF-CETESB was the local phosphorus, because its concentrations practically did not influence the results of the WQI, ie, the aforementioned index presented a very low sensitivity to the concentrations of total phosphorus. The new adaptation of WQI produced by this work, and called WQI NSF-COLI 25, had the following result: (1) changes given by the new curves of subindices of thermotolerant coliforms and total phosphorus; (2) changes due to the incorporation of a curve of subindices of chlorophyll-a, and; (3) changes due to the review of the weights given, because of the current importance of each of the variables which are components of the index. In this way, the synthesis of results by WQIs brought an advance. These advances were found by looking at the increased correlations of the results of water quality classification by WQI and by Conama Resolution 357/2005, which grew from 73 to 85 percent.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	1
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1.	Ecossistemas Aquáticos.....	4
2.1.1.	Ambientes Lóticos: Rios.....	5
2.1.2.	Ambientes Lênticos: Reservatórios e Lagos.....	8
2.1.3.	Impactos Negativos Advindos da Construção de Reservatórios.....	20
2.2.	Cianobactérias.....	22
2.2.1.	Cianotoxinas.....	24
2.2.2.	Biodegradação de Microcistinas.....	26
2.2.3.	Bioacumulação.....	26
2.3.	Índices Ambientais.....	27
2.3.1.	Considerações Sobre a Utilização de Índices.....	28
2.3.2.	Principais Variáveis da Qualidade da Água e Seus Significados. Fonte: ANA, 2014.....	29
2.3.3.	O Índice de Qualidade da Água da NSF: IQA NSF.....	33
2.3.4.	O Índice de Qualidade da Água do Comitesinos: IQA COMITESINOS.....	35
2.3.5.	Índice de Qualidade da Água da CETESB: IQA NSF-CETESB.....	36
3.	HIPÓTESES E OBJETIVOS.....	39
3.1.	Hipóteses de Trabalho.....	39
3.1.1.	Hipótese 1.....	39
3.1.2.	Hipótese 2.....	39
3.2.	Objetivos Gerais.....	39
3.3.	Objetivos Específicos.....	39
4.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	40
4.1.	Materiais e Métodos do Artigo I.....	40
4.1.1.	Variáveis Limnológicas.....	49
4.1.2.	Aplicação do IQA NSF-CETESB.....	51
4.1.3.	Tratamento Estatístico dos Dados.....	51
4.2.	Materiais e Métodos do Artigo II.....	53
4.2.1.	Aplicação do IQA NSF-CETESB.....	53

4.2.2.	Identificação dos Pontos Causadores de Baixa Restritividade.....	53
4.2.3.	Adequação do IQA NSF-CETESB: Desenvolvimento do IQA NSF-Coli 25.	54
4.3.	Materiais e Métodos do Artigo III.....	55
4.3.1.	Elaboração da Curva de Coliformes Termotolerantes.....	55
4.3.2.	Análise de Correlação Entre Resultados	55
4.3.3.	Testes de Hipóteses	57
5.	ARTIGO I.....	58
6.	ARTIGO II	75
7.	ARTIGO III.....	89
8.	CONCLUSÕES	104
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105
10.	APÊNDICE	114

LISTA DE FIGURAS

- Figura 2-1 - (a) contingência teórica da incidência de distintas propriedades do habitat de algas aquáticas, assim definidos por eixos representando a disponibilidade de recursos e a frequência de perturbações (turbulência).(b) um enquadramento de habitats aquáticos proposto, com rios ocupando a categoria de alta turbulência e ricos em recursos. (c) distribuição de grupos de algas em rios, de acordo com os mesmos critérios (onde: plankton, epiliths e macrophytes são respectivamente plâncton, epilítton e macrófitas). Fonte: REYNOLDS (1994). 7
- Figura 2-2 – Processos internos do reservatório. Os processos A até E, H, I e S pertencem ao subsistema físico, os processos F, G, K e L, ao subsistema químico e os restantes, ao biológico. Os três subsistemas estão interligados. Fonte: STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000. 9
- Figura 2-3- Lagos e reservatórios (represas): diferenças entre formato, mistura, áreas das bacias hidrográficas/corpo hídrico, temperatura de estratificação em função do tempo de residência, distribuição longitudinal de algumas variáveis, tais como clorofila-*a*, retenção de fósforo total em função do tempo de residência e tempo do processo de envelhecimento. Fonte: STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000..... 10
- Figura 2-4 – Perfil vertical de um reservatório, com indicação das zonas de mistura e eufótica. Fonte: STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000. 11
- Figura 2-5 – Distribuição das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) nos reservatórios Red Rock, DeGray e West Point (EUA). Áreas sombreadas indicam zonas de anoxia. Baseado em KENNEDY (1984). Fonte: KENNEDY (1999)..... 13
- Figura 2-6 - (a) influência do tempo de residência da água (R) e carga de fósforo por área, taxa (T_{PL}; $\text{gm/m}^2/\text{ano}$), em relação à percentagem de retenção de fósforo total (RP,%). (b) influência do tempo de residência da água (R), em relação ao crescimento e produção de biomassa algais (baseado em STRAŠKRABA *et al.*, 1993). (c) Correlação entre variações de volume em reservatório e taxa de mistura em profundidade, para a zona eufótica e (d) correlação entre taxa de mistura em profundidade, para profundidade eutrófica e diversidade de algas, medida pelo percentual de espécies raras (baseado em NASELLI-FLORES, 1998). (e) efeito da profundidade de saída e tempo de residência em relação à estabilidade da coluna d'água (deduzida através de

gradientes verticais de temperatura). (f) A influência da estabilidade da água e eventos de mistura (as setas indicam as profundidade relativa de mistura), relacionadas à abundância de algas (de acordo com REYNOLDS,1997). Onde: Zmix e Zeu são respectivamente, zona de mistura e zona eufótica. Fonte: KENNEDY, 1999.	16
Figura 2-7 – Diferenças esquemáticas na extensão das três zonas, em função de diferentes vazões e tempos de residência da água (THORNTON <i>et al.</i> (1990). Fonte: STRAŠKRABA e TUNDISI (2000).....	17
Figura 2-8 - Curvas médias de variação de qualidade das águas. Fonte: CETESB (2014).	37
Figura 4-1 - Localização das Bacias dos rios Caí e Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul e distribuição das Estações Amostras – EAs.	41
Figura 4-2 - Localização dos reservatórios Divisa (EAs 01 a 04), Blang (EAs 05 a 07), Salto (EAs 08), Canastra (EAs 09 e 10) e distribuição das Estações Amostras – EAs, no Sistema Salto de Hidrelétrica.....	41
Figura 4-3 - Localização das Estações Amostras EAs, no rio Paranhana (EAs 11 a 13) e no rio dos Sinos (EAs 14 a 16.....	42
Figura 4-4 - EA1: tributário à direita do Reservatório da Divisa.	42
Figura 4-5 - EA2: tributário à esquerda do Reservatório da Divisa.	43
Figura 4-6 - EA3: centro do Reservatório da Divisa.	43
Figura 4-7 - EA4: saída do Reservatório da Divisa.	44
Figura 4-8 - EA5 e EA 6: braços direito e esquerdo do Reservatório Blang.	44
Figura 4-9 - EA7: saída do Reservatório Blang.	45
Figura 4-10 - EA8: centro do Reservatório do Salto.	45
Figura 4-11 - EA9: saída do Reservatório do Salto.....	46
Figura 4-12 - EA10: centro do Reservatório da Canastra.	46
Figura 4-13 - EA13: Rio Paranhana (Município de Taquara).	47
Figura 4-14 - EA14: Rio dos Sinos (balneário do Município de Taquara).	47
Figura 4-15 - EA15: Rio dos Sinos (captação da CORSAN para o abastecimento do Município de Campo Bom).	48
Figura 4-16 - EA 16: Rio dos Sinos (captação da COMUSA para o abastecimento do Município de Novo Hamburgo).....	48

LISTA DE QUADROS

Quadro 2-1: Relações entre os tipos básicos de reservatórios, caracterizados pela sua corrente longitudinal, mistura e trofia. Fonte: STRAŠKRABA e TUNDISI (2000)....	14
Quadro 2-2: Caracterização geral das cianotoxinas, de acordo com CHORUS e BARTRAM (1999).	25
Quadro 2-3: As 35 variáveis candidatas, consideradas para o IQA, no primeiro questionário da NSF. Fonte: CANTER (1998).....	34
Quadro 2-4: Classificação da qualidade, valor numérico e cor. De acordo com as cinco classes determinadas para valores do IQA/NSF. Fonte: CANTER (1998).	35
Quadro 2-5: Variáveis e pesos relativos do IQA adotado para o Rio dos Sinos. Fonte: COMITESINOS (1990).	36
Quadro 4-1 - Coordenadas geográficas, localizações (descrições) e justificativas para a distribuição da rede de estações amostrais - EAs.	40
Quadro 4-2: Valores escalares ordinais equivalentes às classes das quatro diferentes metodologias de classificação da qualidade da água estudadas.....	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 10-1 - Temperatura da água (°C) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	115
Tabela 10-2 – Transparência da água - transparência Secchi (m) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	115
Tabela 10-3 – Turbidez (FTU) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	116
Tabela 10-4 – Sólidos totais (mg.L ⁻¹) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	116
Tabela 10-5 – Potencial hidrogeniônico (pH) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	117
Tabela 10-6 – Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	117
Tabela 10-7 – Percentual de saturação de oxigênio dissolvido na água durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	118
Tabela 10-8– Demanda bioquímica de oxigênio (mg.L ⁻¹) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	118
Tabela 10-9– Condutividade elétrica da água (□S.cm ⁻¹) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	119
Tabela 10-10– Nitrogênio total (mg.L ⁻¹) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	119
Tabela 10-11– Fósforo total (□g.L ⁻¹) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	120
Tabela 10-12– Clorofila- <i>a</i> (□g.L ⁻¹) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	120
Tabela 10-13– Coliformes totais (NMP/100 mL) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	121
Tabela 10-14– <i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.....	121

1. INTRODUÇÃO

A dependência da existência de água, em quantidade e qualidade, adequada aos diversos usos relacionados às demandas humanas e ambientais, tem elevado a necessidade de estudos limnológicos dos recursos hídricos existentes. No entanto, os resultados obtidos através destes estudos, são apresentados na forma de listas de números, relativos a infundáveis variáveis físicas, químicas e biológicas, de difícil entendimento, mesmo para técnicos da área.

Ao pensarmos nos tomadores de decisão, a situação fica ainda mais crítica, em função da linguagem hermética, ou jargões da área, utilizada nas interpretações resultantes destes estudos. Desta forma, com o passar do tempo, tornou-se necessária a criação de índices capazes de sumarizar os resultados limnológicos mais importantes, numa linguagem mais acessível.

Um dos índices mais utilizados na área de recursos hídricos foi, e continua sendo, o IQA da NSF (Índice de qualidade da Água da *National Sanitation Foundation*), criado nos Estados Unidos e adotados pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) e ANA (Agência Nacional de Águas) no Brasil. No entanto, a metodologia por trás do mesmo vem necessitando ser adequada às condições brasileiras.

Como forma de avaliar a adequabilidade deste IQA a uma situação específica, além da verificação da necessidade de novas alterações, nesta tese, foram escolhidos ambientes com características que possibilitasse a obtenção de dados e que fossem favoráveis a percepção de diferentes situações de qualidade da água. Estes ambientes incluem águas com boa qualidade, situações intermediárias e com qualidade ruim, principalmente devido à poluição por lançamentos de esgotos sanitários.

O presente trabalho foi focado principalmente no Sistema Salto e rios a jusante, em função de estudos anteriores realizados pelo grupo de pesquisas do IPH - Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS (CYBIS, *et al.*, 2005). No entanto, durante o andamento do trabalho, verificou-se a necessidade da utilização de dados relativos a outros ambientes, a saber, lago Guaíba (RS) e rios e reservatório do Estado de São Paulo.

O Sistema Salto de Hidrelétricas é constituído pelos reservatórios da Divisa, Blang, Salto e Canastra, ligados em série. Os três primeiros localizam-se na Bacia do Rio Caí e o

último na Bacia do Rio dos Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul. Estas duas bacias hidrográficas estão ligadas, portanto, através de uma transposição realizada pela construção de um túnel de 2.080 metros de comprimento, diâmetro de 2,2 metros e dimensionado para uma vazão de 7,4 m³/s. A mesma propicia a geração de 22 MW nas usinas hidrelétricas de Bugres e Canastra.

O Sistema Salto foi construído na década de cinquenta, para fins de geração de energia elétrica, alterando as características ambientais locais e criando uma nova paisagem. Inicialmente as barragens deste sistema funcionavam apenas para o armazenamento de água destinada à movimentação de turbinas, porém, posteriormente a paisagem às margens dos reservatórios sofreu grandes alterações pelo aumento de práticas agropecuárias, loteamentos e atividades turísticas.

O aumento progressivo das atividades antrópicas às margens dos reservatórios trouxe impactos negativos significativos para a qualidade da água, que se refletiram nos rios Paranhana e Sinos (corpos d'água a jusante), trazendo preocupações para as companhias de saneamento e abastecimento de água.

A preocupação com a qualidade da água ocorre principalmente pela possibilidade de desenvolvimento de florações algais tóxicas, nos reservatórios. As toxinas produzidas não são eliminadas pela forma convencional de tratamento de água.

Estas florações algais tóxicas são partes dos sintomas do desequilíbrio ecológico da região, pois a falta de práticas adequadas, quer sejam nas atividades agrícolas, gerando aporte difuso de fertilizantes para os reservatórios, quer sejam nas habitações humanas e atividades turísticas, devem ser racionais e realizadas com a direção de práticas de gerenciamento integrado, que propiciem o reequilíbrio ambiental e traga de volta a qualidade da água desejada.

Atualmente, as águas dos rios Paranhana e Sinos, nos trechos de influência dos reservatórios, são utilizadas para o abastecimento de oito cidades. Apesar da importância desses rios para a região, a maioria, ou quase que a totalidade dos estudos realizados até o momento, constituem-se de relatórios técnicos feitos por órgãos governamentais envolvidos com o assunto, como a FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental, a CORSAN – Companhia Riograndense de Saneamento e o DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre. Nestes estudos foram levantadas apenas as características convencionais exigidas para a avaliação da qualidade da água, como

temperatura, condutividade, pH, turbidez, nutrientes (compostos de nitrogênio e de fósforo), coliformes termotolerantes e metais pesados.

Alguns estudos ainda incluem agrotóxicos, mas os problemas com o crescimento descontrolado, ou mesmo as florações algais tóxicas, principalmente de cianobactérias e suas consequências para a comunidade aquática e qualidade da água são pouco avaliados.

A seguir é apresentada uma revisão bibliográfica para, subsidiar o leitor no entendimento dos diversos aspectos da limnologia, ocorrência e implicações das florações de cianobactérias e a elaboração e utilização de IQAs.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Ecossistemas Aquáticos

Nos ecossistemas aquáticos, assim com nos terrestres, a cadeia alimentar inicia com os organismos produtores (produtores primários), que dão sustentação aos sucessíveis níveis de consumidores. A produção de um ecossistema aquático é realizada por todos os organismos capazes de sintetizar matéria orgânica, a partir de gás carbônico, sais minerais e energia solar, segundo a equação: $6\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + 675 \text{ Kcal} = \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6\text{O}_2$. Estes organismos são chamados de produtores primários e se localizam principalmente na zona eufótica (iluminada) dos corpos hídricos. No ambiente límnic, os principais produtores primários são algas, macrófitas aquáticas e algumas espécies de bactérias. Uma parte da produção total (produção primária bruta) destes organismos é gasta na manutenção de seu próprio metabolismo, enquanto a outra parte é transformada em biomassa (produção primária líquida), que constitui a fonte de energia para as cadeias alimentares de todo o ecossistema (ESTEVEZ, 1988).

A determinação da biota existente em cada ecossistema está totalmente relacionada as características ambientais destes, que por sua vez são afetados pela atividade desta biota. Portanto, o estudo da estrutura física e da dinâmica dos compostos químicos é imprescindível para o melhor entendimento dos ecossistemas como um todo.

Em relação aos compostos químicos, pode-se afirmar que ocorrem nas águas sob diversas formas: material inorgânico dissolvido, material orgânico dissolvido, elementos limitados a partículas abióticas e elementos limitados biologicamente. Eles podem ser representados por diferentes espécies químicas e freqüentemente são uma mistura das mencionadas. Entre as diversas espécies normalmente ocorrem trocas com taxas variáveis. A razão das trocas depende dos processos químicos de incorporação e liberação pelas partículas e consumo e eliminação pelos organismos (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

No referente às frações diferentes de compostos químicos, os processos de absorção-liberação desempenham um papel significativo, particularmente em águas com grande turbidez, características de regiões secas com determinados tipos de solo. Outro processo físico-químico importante é a sedimentação das partículas. Esse processo é afetado pela densidade da partícula e da água (logo, pela sua temperatura), pelo tamanho e

forma dos grãos (a sedimentação governada por esse processo é descrita pela lei de Stokes), pelos processos que ocorrem na superfície das partículas, pela turbulência das águas e pela estratificação. As mesmas regras governam a sedimentação do fitoplâncton, em especial daquele senescente. Algumas espécies de fitoplâncton evitam a sedimentação por meio de diferentes mecanismos, tais como movimentos ativos e controle de sua densidade, através de aerótopos (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

Em limnologia, classifica-se os ambientes aquáticos em lóticos e lênticos os primeiros sistemas apresentam água correntes, como rios e riachos; os segundos são ambientes de água parada, ou cuja dinâmica é muito pequena, como lagos e reservatórios (MARGALEF, 1983).

2.1.1. Ambientes Lóticos: Rios

A cobertura vegetal e o tipo de uso do solo exercem um efeito marcante sobre a carga de nutrientes aduzida a corpos hídricos. A carga proveniente da vegetação natural, em particular florestas, é muito menor do que aquela que vem dos campos. Por conseguinte, superfícies impermeabilizadas pelo homem, em áreas urbanas, afetam de forma negativa a qualidade das águas e, simultaneamente, aumentam os riscos de cheias.

A remoção de florestas faz aumentar de forma drástica a concentração de produtos químicos na água. Por outro lado, a fertilização de florestas, praticada em alguns países, produz um efeito negativo representado pelas concentrações de nutrientes nas águas, podendo causar eutrofização. Além disso, florestas de *Eucalyptus*, cultivadas em muitas partes do mundo, também produzem efeitos negativos. Podem ser efetuadas estimativas dos efeitos dos diferentes tipos de uso do solo sobre a qualidade de água dos rios, mediante a consideração das áreas e diferentes tipos de uso existentes nas bacias hidrográficas e suas cargas específicas. Entretanto, deve-se considerar grandes diferenças, por exemplo, entre os diferentes cultivos e a dependência entre vazões e sazonalidade. Com um aumento da periodicidade das vazões, associada a maiores precipitações e umidade do solo, aumenta também a erosão. A turbidez é afetada pelo tamanho e tipo dos materiais em suspensão –

quanto menores e mais leves as partículas, maior a turbidez (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

Os rios são ambientes constituídos por uma série de microhabitats que se diversificam espacial e temporalmente, possibilitando a existência de uma grande diversificação biológica. Em relação a produtividade primária pode-se ter desde algas epifíticas, fitoplâncton à macrófitas. O surgimento de microhabitats distintos, compostos, cada um, por comunidades de produtores primários distintas acaba por possibilitar a existência de biotas peculiares de organismos consumidores (REYNOLDS, 1994).

O crescimento de organismos autotróficos em ambientes lóticos é essencialmente dependente em uma provisão adequada de energia luminosa e nutrientes inorgânicos dissolvidos, enquanto seleção de espécie, abundância e domínio são influenciados por interações competitivas e grau de herbivoria. Nos processos de adaptação aos ambientes lóticos as algas passaram por inúmeros problemas, chegando a um nível de adaptação aparentemente bem sucedido, para a colonização de nicho particulares, em um vasto spectrum de microhabitats. Consequentemente, interagindo com a características químicas da água, com formas de canais, substratos, materiais em suspensão e gradientes de velocidade e turbulência, que ocorrem nas dimensões temporal e espacial (REYNOLDS, 1994).

A frequência das flutuações ambientais e a periodicidade e intensidade dos principais eventos são os fatores que predominantemente governam a ecologia de muitos elementos da biota fluvial e em particular das algas destes ecossistemas. Em uma representação de habitats aquáticos sobre eixos de disponibilidade de recurso e frequência de perturbação (turbulência) (Figura 2-1 (a)), a maioria dos rios tenderá ao canto direito superior (apresentando alta perturbação e altos recursos) . A localização das algas de ambientes lóticos no canto superior direito (Figura 2-1 (b)) serve para enfatizar as adversidades locais em sua ecologia, pelas perturbações (turbulência) da água, ao invés de, limitações relativas a escassez crônica de nutrientes, como ocorre em lagos oligotróficos. Em outras palavras, pode-se dizer que em ambientes lóticos, em geral, o fator limitante para o crescimento de algas é a turbulência da água e não a escassez de alimentos. Estas deduções são importantes para a compreensão de ecossistemas fluviais e sua conseqüente preservação (REYNOLDS, 1994).

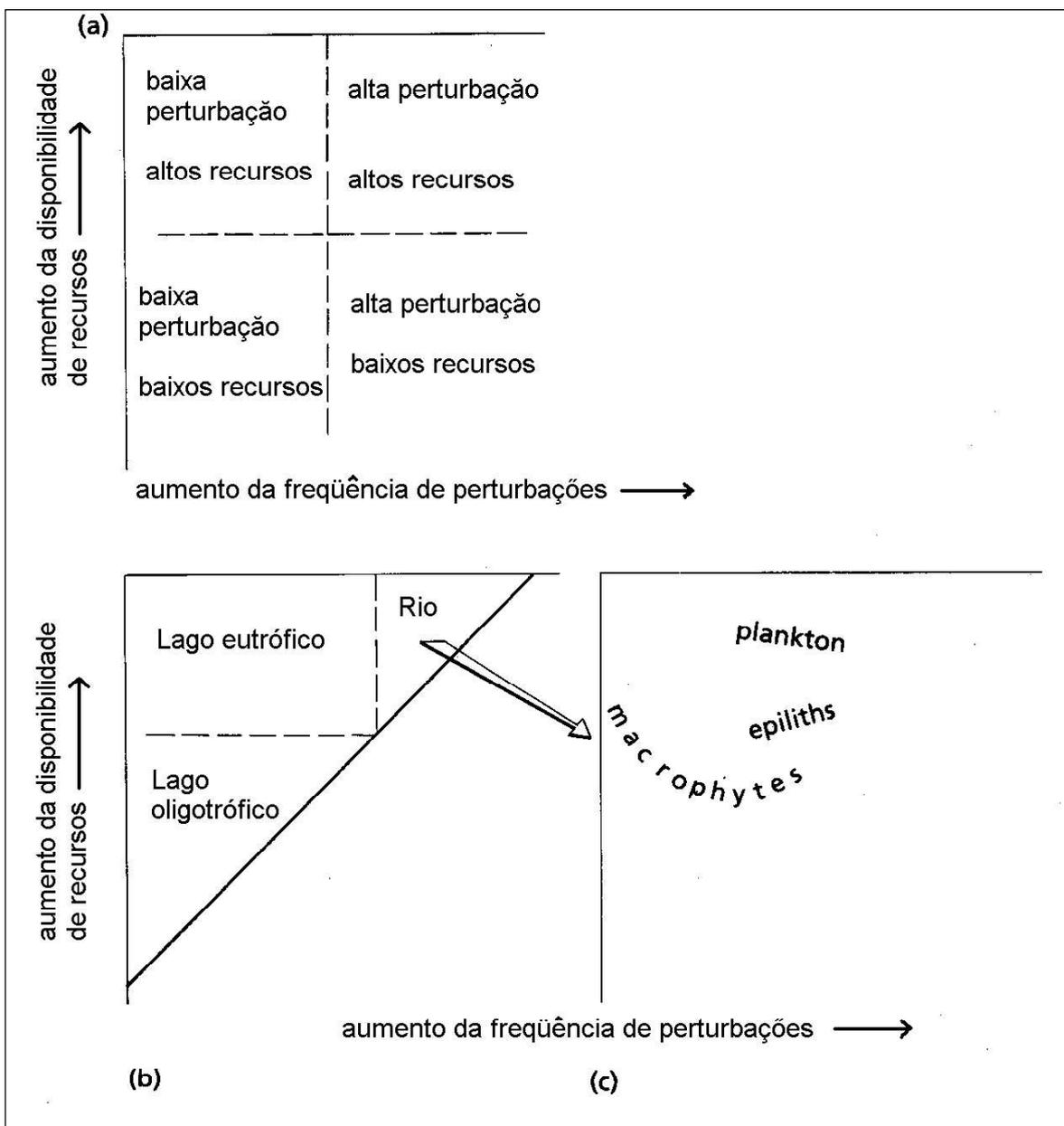


Figura 2-1 - (a) contingência teórica da incidência de distintas propriedades do habitat de algas aquáticas, assim definidos por eixos representando a disponibilidade de recursos e a frequência de perturbações (turbulência). (b) um enquadramento de habitats aquáticos proposto, com rios ocupando a categoria de alta turbulência e ricos em recursos. (c) distribuição de grupos de algas em rios, de acordo com os mesmos critérios (onde: plankton, epiliths e macrophytes são respectivamente plâncton, epilítion e macrófitas). Fonte: REYNOLDS (1994).

De acordo com o mencionado anteriormente, os sistemas lóticos, são ambientes que por suas características, possuem comunidades biológicas adaptadas aos seus diversos habitats e às suas oscilações no decorrer do tempo. Estas comunidades sofrem consideravelmente quando há uma interferência do homem, construindo barreiras

artificiais, que propiciam uma alteração total nos regimes do ambiente, como é o caso da construção de reservatórios. É importante se ressaltar que os lagos, ambientes lênticos naturais, são sistemas que possuem uma biota adaptada às suas condições, já que ocorreu uma adaptação que se passou no decorrer de um tempo geológico relativamente maior que o de reservatórios.

2.1.2. Ambientes Lênticos: Reservatórios e Lagos

Os reservatórios são formados principalmente pelo represamento de rios para atender os seguintes objetivos: abastecimento de água, regularização de cursos, obtenção de energia elétrica, irrigação, navegação e recreação. A construção de grandes reservatórios no Brasil teve seu início em 1901, com a construção, em São Paulo, da represa Edgar de Souza, no Rio Tietê (ESTEVES, 1988).

Em consequência do desenvolvimento industrial e sócio-econômico do Brasil, foram construídos inúmeros reservatórios, cujo objetivo principal foi a geração de energia elétrica. A construção desses reservatórios resultou na formação de um grande número de ecossistemas lacustres artificiais. Hoje constata-se que muitos rios brasileiros tiveram grande parte do seu curso segmentado por barragens, ou seja, transformados em lagos artificiais. Este fato é mais evidente nos rios do Estado de São Paulo, notadamente o Rio Grande. Somente no Estado de São Paulo existem mais de 55 reservatórios de médio a grande porte que cobrem uma área de aproximadamente 5.500 km² (ESTEVES, 1988).

O reservatório em si funciona como um coletor e digestor das entradas e dos efeitos existentes nas bacias hidrográficas. Esses efeitos incluem os processos internos físicos, químicos, biológicos e suas consequências (Figura 2-2). A dinâmica da qualidade da água, nestes sistemas, pode ser subdividida, portanto, pelos subsistemas físico, químico e biológico, podendo ainda ser feitas outras subdivisões mais detalhadas.

As relações entre o porque os reservatórios são requeridos, como e onde eles são conseqüentemente construídos e a maneira na qual são operados, propiciam suas características limnológicas. Observando-se estas relações é possível uma melhor compreensão dos aspectos limnológicos de reservatórios, a partir disto pode-se

disponibilizar meios para desenvolver e implementar estratégias de gerenciamento (KENNEDY, 1999).

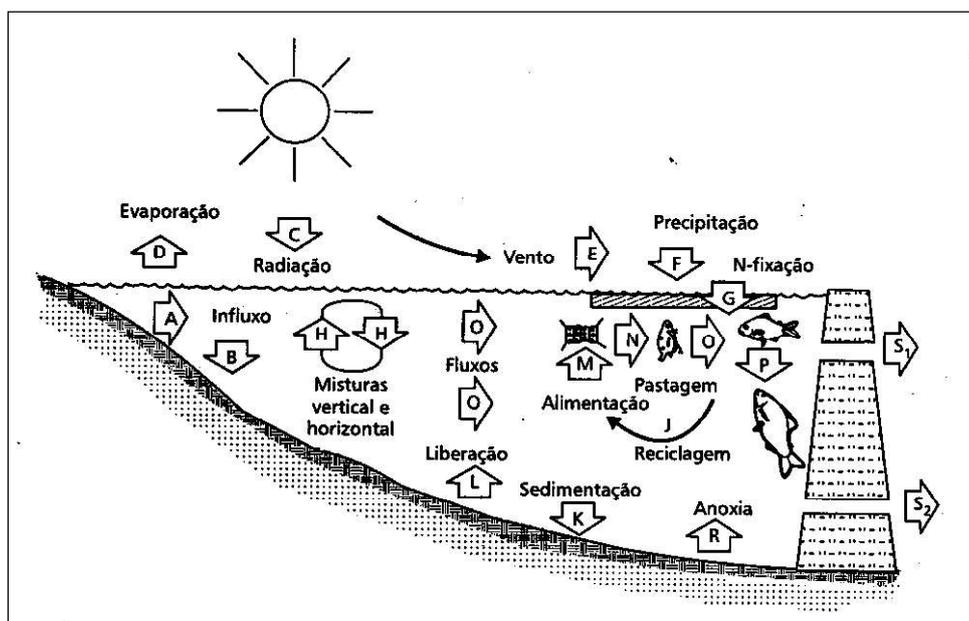


Figura 2-2 – Processos internos do reservatório. Os processos A até E, H, I e S pertencem ao subsistema físico, os processos F, G, K e L, ao subsistema químico e os restantes, ao biológico. Os três subsistemas estão interligados. Fonte: STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000.

Referente às diferenças entre reservatórios e lagos pode-se dizer que se diferem em função de sua origem, idade, morfologia, formato, posição dentro das bacias hidrográficas, formas de utilização e, também, pelo seu comportamento limnológico. São apresentadas na, Figura 2-3, as principais diferenças desse comportamento. O centro da figura mostra as diferenças entre o formato e a subsequente mistura entre reservatórios e lagos. Em um lago, a mistura predominante dá-se nas camadas profundas. O fator indutor desta diferença é a posição das saídas e a intensidade das correntes longitudinais (esses fatores também determinam o tempo teórico de residência da água).

Em lagos, a saída é superficial, enquanto na maioria dos reservatórios localiza-se em camadas mais profundas, conforme pode ser visto no canto superior esquerdo da figura. O motivo pelo qual os reservatórios têm um tempo de retenção menor é o fato de eles apresentarem uma maior relação entre as áreas de bacia hidrográficas e do corpo hídrico.

As conseqüências podem ser vistas no meio e na parte superior direita do gráfico. As condições de temperatura no reservatório apresentam uma variação muito maior, como resultado do tempo de retenção mais curto. Os movimentos internos da massa hídrica dentro do reservatório são muito dependentes da operação do mesmo, e o vento pode afetar tanto lagos como reservatórios (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

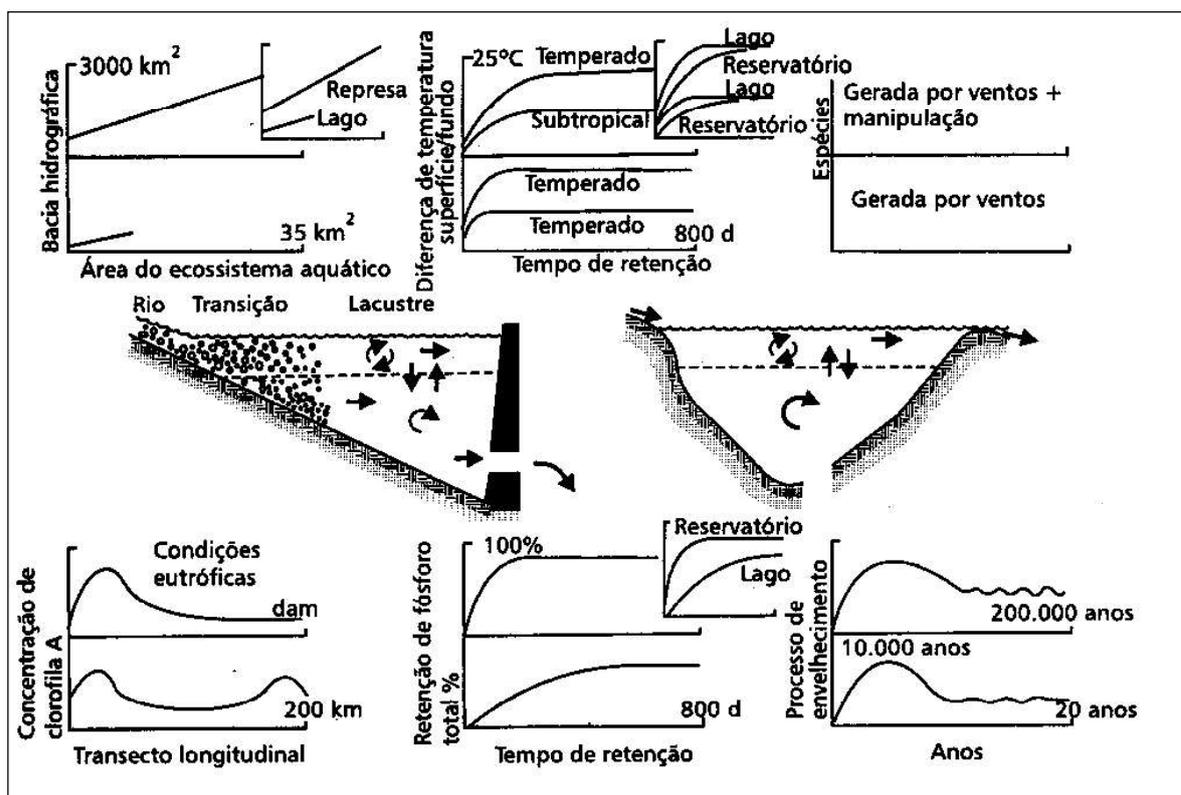


Figura 2-3- Lagos e reservatórios (represas): diferenças entre formato, mistura, áreas das bacias hidrográficas/corpo hídrico, temperatura de estratificação em função do tempo de residência, distribuição longitudinal de algumas variáveis, tais como clorofila-a, retenção de fósforo total em função do tempo de residência e tempo do processo de envelhecimento. Fonte: STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000.

Dependendo de suas características hidráulicas, especialmente o tipo de tomada de água da barragem, os reservatórios apresentam grande instabilidade limnológica. Estes ecossistemas, por apresentarem baixo tempo de residência da água, podem ser considerados na sua maioria, como um estágio intermediário entre um rio e um lago, ou seja, entre ambiente lótico e lêntico. Outra característica das represas é a grande variação

do nível d'água que pode ocorrer em pouco tempo, em função das necessidades de uso de água de uma usina (ESTEVES, 1988).

2.1.2.1. Subsistema Físico

Em reservatórios e lagos pode-se distinguir as seguintes zonas: água aberta, que contém o centro do corpo hídrico e tem maior volume; a zona de litoral, localizada no raso; e a zona bêntica, localizada no fundo (Figura 2-4).

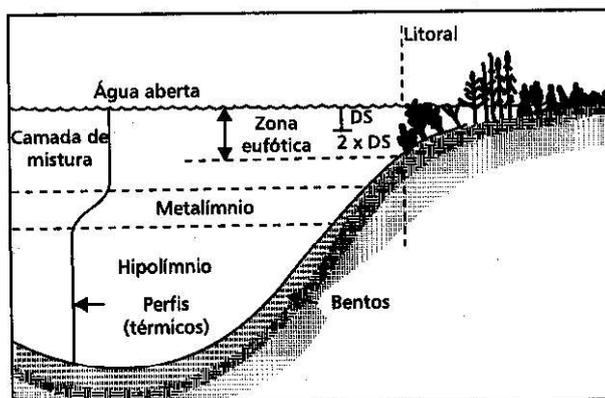


Figura 2-4 – Perfil vertical de um reservatório, com indicação das zonas de mistura e eufótica. Fonte: STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000.

Na região de água aberta de um reservatório, há múltiplos movimentos e mistura de água. Basicamente, podem ser classificados em dois grupos: aqueles relacionados ao calor e processos de troca entre os movimentos superficiais e os relacionados às vazões. Nos lagos, o aquecimento pelo sol e a ação dos ventos sobre a superfície criam diferenças horizontais e verticais na massa líquida. Em reservatórios com intenso fluxo longitudinal, o fator dominante é a corrente unidirecional que vai da entrada do rio à barragem (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

2.1.2.2. Implicações Limnológicas

Os reservatórios possuem, ainda, zonas distintas, em um perfil longitudinal, partindo-se da entrada do rio, que são descritas da seguinte forma: zona fluvial, que experimenta fluxos relativamente altos devido à proximidade da entrada do rio, nesta zona, apesar das concentrações de nutrientes serem altas, a produção de algas é freqüentemente baixa, devido a elevada turbidez. A zona lacustre, localizada na região mais larga, mais profunda e pouco influenciada pelo fluxo do rio. A turbidez e as concentrações de nutrientes são baixas, devido ao efeito da sedimentação e pelo fato da produção de matéria orgânica autoctone exceder o suplemento aloctone. A zona de transição localiza-se numa porção intermediária, entre o fluxo de entrada e a porção mais a jusante do reservatório, recebendo um amplo suplemento de nutrientes e um crescente aumento da transparência da água, devido a redução gradual de materiais sedimentares em suspensão. Como resultado, a zona de transição exhibe freqüentemente alta produção de algas (KENNEDY, 1999).

O estabelecimento de tais gradientes é relacionado a hidrologia local e regional, morfologia de bacia e operação dos reservatórios. LIND (1984) *apud* KENNEDY (1999) reconheceu a importância do tempo de residência da água no estabelecimento destes gradientes e lançou a hipótese de que reservatórios com tempo de residência intermediários exibiriam maior heterogeneidade no espaço. THRELKELD (1982) observou que a renovação da água age para modificar as condições limnológicas locais ao longo de gradientes, influenciando assim, a estrutura da comunidade zooplanctônica.

O conjunto das condições ambientais causa heterogeneidade espacial e temporal, promovendo uma diversidade de habitat, que é fator decisivo para a organização das comunidades e fundamental para a diversidade biológica (TUNDISI 1999, TUNDISI et al. 1999, ZANATA e ESPÍNDOLA 2002).

A Figura 2-5, mostra exemplo de gradientes de concentração de fósforo total em perfis longitudinais em três diferentes reservatórios, nos Estados Unidos (EUA).

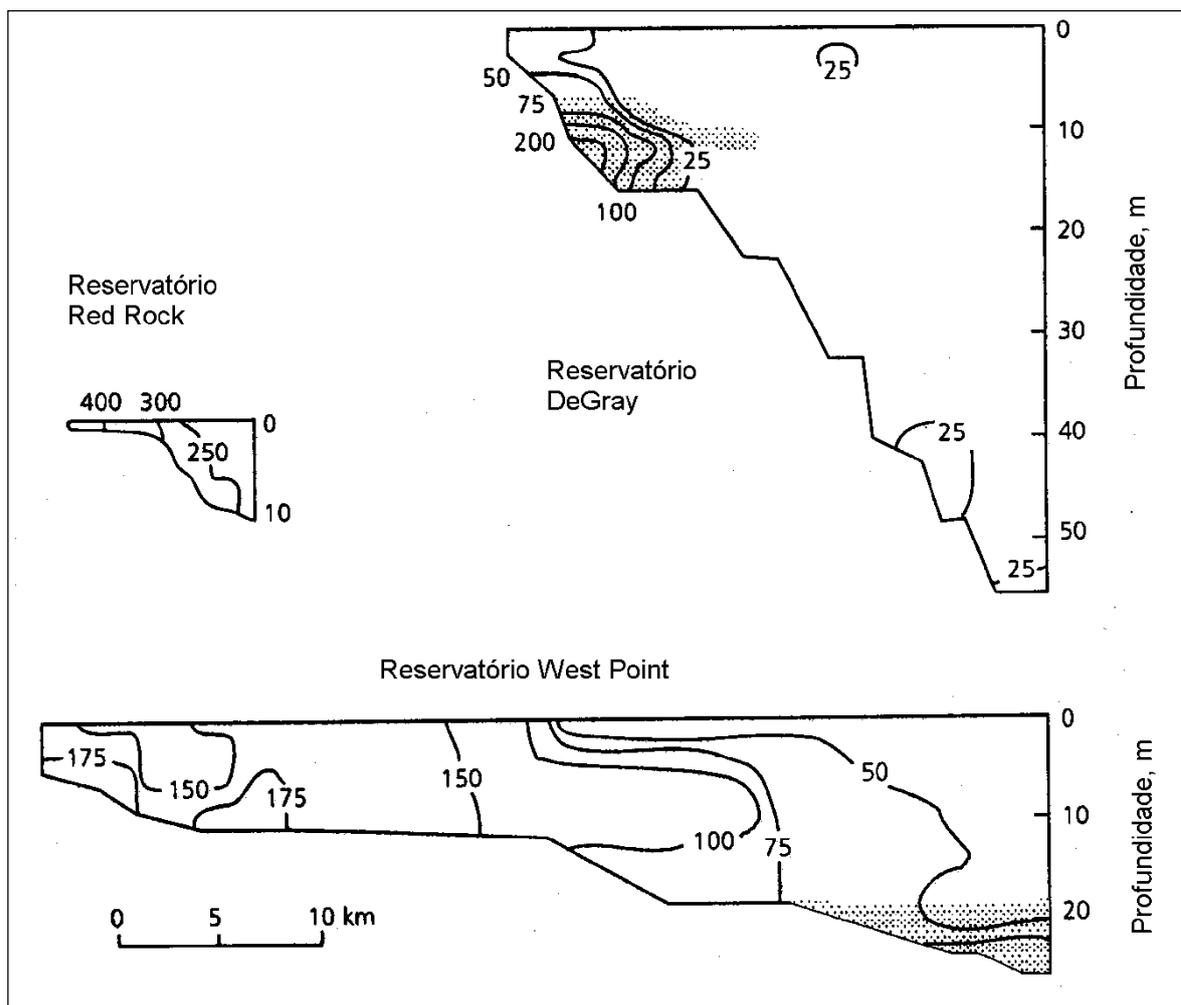


Figura 2-5 – Distribuição das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) nos reservatórios Red Rock, DeGray e West Point (EUA). Áreas sombreadas indicam zonas de anoxia. Baseado em KENNEDY (1984). Fonte: KENNEDY (1999).

Em reservatórios há relações entre os vários fatores, que provam ser decisivo o método de sua classificação pela corrente longitudinal. Esse método modifica outras classificações derivadas de lagos de tal forma que sua aplicação “lacustre” plena somente ocorre em reservatórios com correntes longitudinais lentas. Nos outros dois tipos de reservatórios elas ficam muito alteradas. As relações entre os três critérios, corrente longitudinal, mistura e trofia, são relacionados no Quadro 2-1 (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

Quadro 2-1: Relações entre os tipos básicos de reservatórios, caracterizados pela sua corrente longitudinal, mistura e trofia. Fonte: STRAŠKRABA e TUNDISI (2000)

	Corrente longitudinal	Intermediário	Retenção longa
Tempo de retenção (dias)	$R \leq 20$	$20 < R \leq 300$	$R > 300$
Classe de mistura	Mistura completa	Estratificação intermediária	Estratificação bem desenvolvida
Classe trófica	A corrente previne o desenvolvimento completo do fitoplâncton	Efeitos adicionais da corrente e estratificação modificada	Classes tróficas clássicas

Do ponto de vista físico (hidrológico) pode-se definir dois tipos básicos de corpos hídricos: corpos hídricos rasos, ou seja, aqueles que não se estratificam, e corpos hídricos profundos, aqueles que apresentam estratificação. Lagos com profundidade intermediária (por exemplo entre 5 e 7m) podem desenvolver estratificação térmica passageira durante dias calmos e ensolarado, porém isto é rompido por eventos seguintes, de chuvas ou ventos (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Os corpos hídricos pequenos, com profundidade de poucos metros, podem ficar estratificados se protegidos contra a ação eólica, enquanto grandes corpos hídricos, com profundidades maiores que 20 m, podem ser totalmente misturados. Os reservatórios muito profundos também não se estratificam quando têm um tempo de residência da água inferior a poucos dias. Ocorrendo estratificação os limites entre as zonas são determinados pelas diferenças de densidade. A densidade, por sua vez, depende principalmente da temperatura, sendo, entretanto, também afetada pela salinidade e turbidez. A relação não é linear: a densidade aumenta entre 0° a 4° C e a partir daí declina, progressivamente, com o aumento da temperatura (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

A densidade (ρ) corresponde a uma temperatura (T) pode ser obtida pela equação:

$$\rho = 1 - 6,63 \cdot 10^{-6} \cdot (T-4)$$

Observa-se, pois, que a diferença na densidade, para uma temperatura C, é muito menor em temperaturas baixas que em temperaturas mais altas. Nos trópicos, as diferenças

de densidade relacionadas à variação de um grau Celsius é igual a diferenças observadas após mudanças de temperatura de alguns graus em regiões temperadas (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

Em lagos suficientemente profundos para ficarem estratificados, as três zonas são claramente identificáveis, uma vez que há gradientes de temperatura (densidade) bem pronunciados no metalímnio, como pode ser visto na Figura 2-6. Sob essas condições, é possível estimar de forma simplificada, o Z_{mix} , que é a primeira profundidade (a partir da superfície) na qual a temperatura cai em pelo menos 1° C por metro. Esse método é válido somente para lagos temperados, com longo tempo de residência da água. Em regiões tropicais são muito menores as diferenças de temperatura das profundidades que definem os limites entre a zona de mistura e o hipolímnio (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

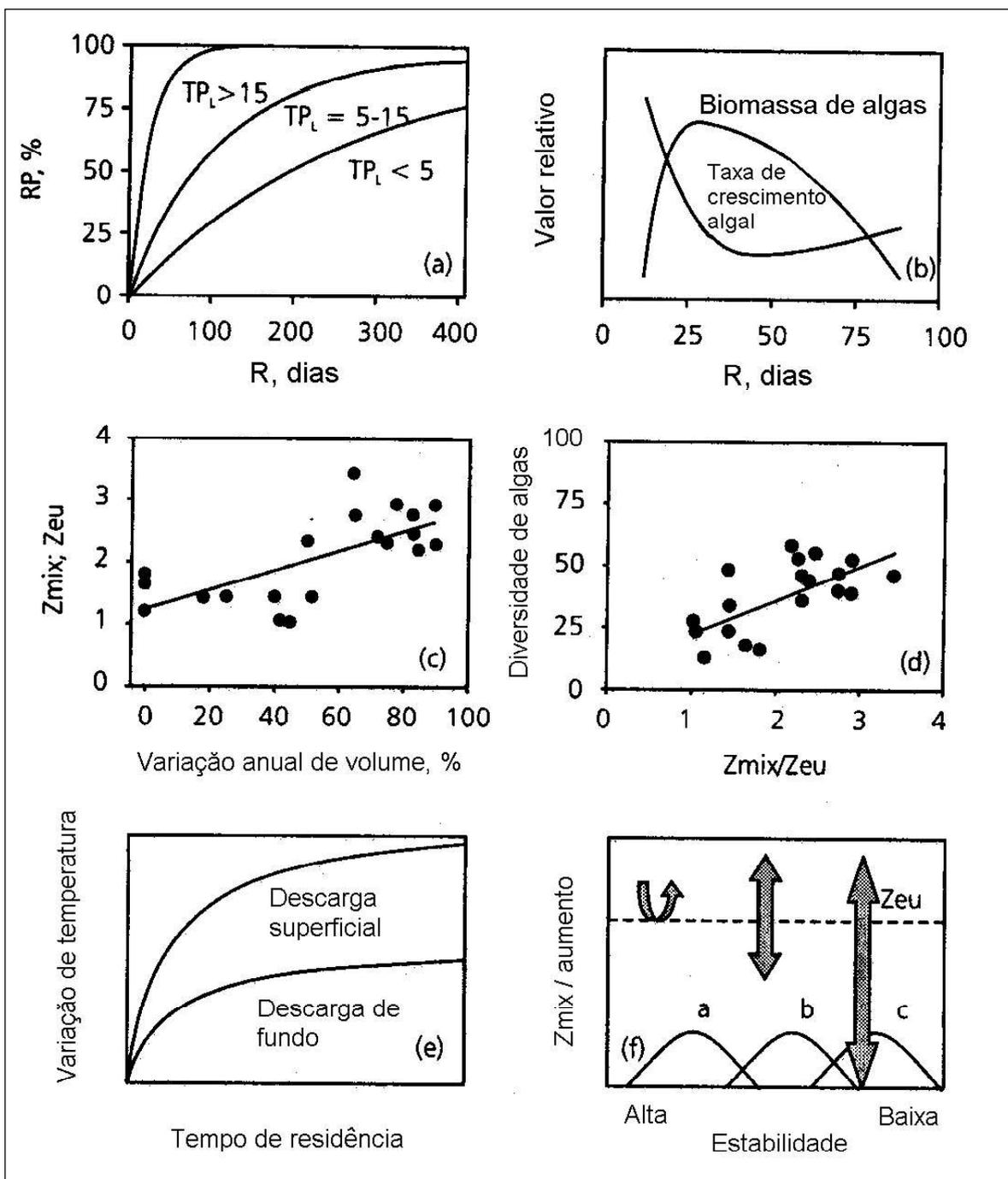


Figura 2-6 - (a) influência do tempo de residência da água (R) e carga de fósforo por área, taxa (TP_L ; $gm/m^2/ano$), em relação à percentagem de retenção de fósforo total (RP , %). (b) influência do tempo de residência da água (R), em relação ao crescimento e produção de biomassa algais (baseado em STRAŠKRABA *et al.*, 1993). (c) Correlação entre variações de volume em reservatório e taxa de mistura em profundidade, para a zona eufótica e (d) correlação entre taxa de mistura em profundidade, para profundidade eutrófica e diversidade de algas, medida pelo percentual de espécies raras (baseado em NASELLI-FLORES, 1998). (e) efeito da profundidade de saída e tempo de residência em relação à estabilidade da coluna d'água (deduzida através de gradientes verticais de temperatura). (f) A influência da estabilidade da água e eventos de mistura (as setas indicam as profundidade relativa de mistura), relacionadas à abundância de algas (de acordo com

REYNOLDS,1997). Onde: Z_{mix} e Z_{eu} são respectivamente, zona de mistura e zona eufótica. Fonte: KENNEDY, 1999.

Reservatórios temperados profundos, com tempo de residência da água inferior a 10 dias, podem, durante o verão, comportar-se em sua totalidade como se fossem zona fluvial, enquanto, com um $R > 200$ dias, a zona fluvial é pequena e a maior parte do reservatório apresenta características lacustres (Figura 2-7). A distribuição longitudinal das variáveis depende da extensão das zonas de forma individual, como pode ser visto pelo exemplo do fósforo e da clorofila-*a* em alguns reservatórios. Devido às entradas de fósforo, o desenvolvimento máximo de clorofila-*a* acontece na zona de transição. As condições hidrodinâmicas causam diferenças horizontais na maioria dos reservatórios. Na camada superficial também ocorrem alterações horizontais locais de curta duração, por exemplo, espumas superficiais pelo florescimento de cianobactérias podem se acumular no trecho a sotavento do reservatório (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

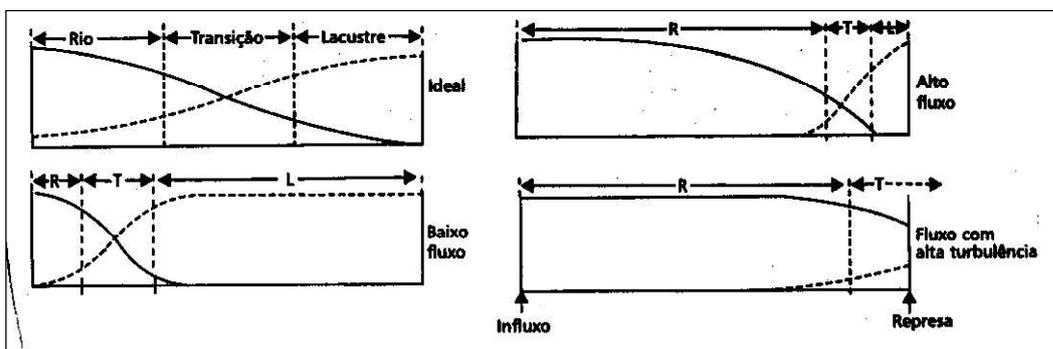


Figura 2-7 – Diferenças esquemáticas na extensão das três zonas, em função de diferentes vazões e tempos de residência da água (THORNTON *et al.* (1990). Fonte: STRAŠKRABA e TUNDISI (2000).

2.1.2.3. Nutrientes

No que diz respeito à eutrofização, o fósforo é o mais importante dos três nutrientes potencialmente críticos (C, N e P), porque é limitante em águas continentais (MARGALEF, 1983). Há muito é conhecida a importância desse elemento nos sistemas biológicos. Esta importância deve-se a sua participação em processos fundamentais do metabolismo dos

seres vivos, tais como: armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (através dos fosfolipídios) (ESTEVEES, 1988).

Toda forma de fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica quer na forma complexada, encontra-se sob a forma de fosfato. Assim, em Limnologia, deve-se utilizar esta denominação para se referir às diferentes formas de fósforo no ambiente aquático. De acordo com o mesmo autor, atualmente, a maioria dos pesquisadores tem se utilizado de uma classificação mais sumária, que agrupa as várias formas em apenas cinco: fosfato particulado (P – particulado), fosfato orgânico dissolvido (P – Orgânico dissolvido), fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo (P – orto), fosfato total dissolvido (P – total dissolvido e fosfato total (P – total) (ESTEVEES, 1988).

Do ponto de vista limnológico, todas as formas (também chamadas de frações) de fosfato são importantes, no entanto, o P – orto assume maior relevância por ser a principal forma de fosfato assimilada, especialmente pelo fitoplâncton e por macrófitas aquáticas, os quais, durante a fotossíntese, podem assimilar grandes quantidades destes íons (ESTEVEES, 1988). Assim, segundo STEINBERG e MELZER (1982), o verdadeiro fosfato inorgânico dissolvido é quantitativamente insignificante, quando comparado com as demais frações. Em lagos tropicais, devido à alta temperatura, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, fazendo com que o P-orto seja ainda mais rapidamente assimilado e incorporado na sua biomassa. Este é um dos principais motivos pelo qual, nestes lagos, excetuando os eutrofizados artificialmente, a concentração de P-orto é muito baixa; geralmente abaixo do limite inferior de detecção da maioria dos métodos analíticos atualmente disponíveis (ESTEVEES, 1988).

O fósforo absorvido pelo fitoplâncton acumula-se em grandes quantidades nos sedimentos, especialmente em lagos com condições eutróficas. Em alguns casos, o nível de P nos milímetros superficiais dos sedimentos pode ser superior a toda coluna de água. O ciclo do fósforo ocorre tanto quando o hipolímnio do reservatório fica anóxico quanto no momento em que o oxigênio atinge os sedimentos. Sob condições anóxicas, o fósforo acumulado nos sedimentos é rapidamente liberado para as águas próximas, entretanto, quando a superfície dos sedimentos é oxidada, essa troca é reduzida. No último caso, uma camada de ferro trivalente na superfície dos sedimentos impede a liberação excessiva. O ferro e o manganês são liberados simultaneamente em conjunto com o fósforo, causando

um aumento nos custos de tratamento das águas. Sob condições de boa oxigenação, os sedimentos efetuam trocas com as águas por meio de difusão, que é governada pela concentração dos gradientes entre os dois sistemas. Essa troca e o grande volume de fósforo acumulado nos sedimentos explicam por que ocorrem liberações desse elemento mesmo depois de terem cessado suas entradas no reservatório. A carga interna do reservatório é, então, devida ao fósforo que migra dos sedimentos para as camadas adjacentes de água (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

Os reservatórios atuam como armadilhas para fósforo. Esse elemento, quer como partícula abiótica, que absorvido pelo fitoplâncton, eventualmente acumula-se nos sedimentos. Assim sendo, as quantidades de fósforo que saem do reservatório são muito menores que aquelas que neles entram. A diferença entre esses valores é o coeficiente de retenção, dado em forma percentual do volume que entra no reservatório (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

Em relação ao elemento nitrogênio, este não se torna limitante, na maioria dos casos, para o crescimento do fitoplâncton (em ambientes de água doce) devido ao processo de fixação de nitrogênio atmosférico, exercido por algumas cianobactérias (MARGALEF, 1983).

O processo de fixação de nitrogênio dá-se pela presença de uma célula especializada, denominada heterocitos. Como a atividade de fixação deste nutriente envolve um grande gasto energético, ela não ocorre em ambientes que apresentam suprimento de nitrogênio.

O ciclo do nitrogênio é diferente no hipolímnio de águas oligotróficas e eutróficas. Essa diferença deve-se às ricas concentrações de oxigênio das águas oligotróficas e pobres, nas eutróficas. A nitrificação ($\text{NH}_4 - \text{NO}_3 - \text{NO}_2$) prevalece no hipolímnio rico em oxigênio dos reservatórios oligotróficos, enquanto a amonificação ($\text{NO}_2 - \text{NO}_3 - \text{NH}_4$) prevalece com escassez de oxigênio, ou anoxia, do hipolímnio das águas eutróficas (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

Referente as condições de oxigenação de um reservatório, pode se dizer que dependem de uma série de processos. Os mais importantes são: (a) taxa de produção e respiração do fitoplâncton (enriquecimento da água com oxigênio durante o dia e sua utilização durante a noite); (b) temperatura e concentração do oxigênio nas vazões afluentes ao reservatório; (c) taxa de troca de oxigênio entre o ar e a superfície do lago; (d) taxa de

sedimentação do fitoplâncton e sua redução nas camadas mais profundas; (e) matéria orgânica contida nos sedimentos e seu consumo de oxigênio; (f) condições de mistura do reservatório (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

A produção de fitoplâncton acontece exclusivamente no epilímnio iluminado, enquanto sua decomposição ocorre primordialmente nas camadas mais profundas. As concentrações de oxigênio, portanto, são verticalmente diferenciadas, com excedente nas camadas superficiais e déficit nas partes mais profundas (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Em águas oligotróficas, o oxigênio está presente no hipolímnio, enquanto em águas eutróficas prevalecem condições anóxicas. Durante os períodos de mistura, as concentrações de oxigênio são normalmente consistentes ao longo de toda a coluna, enquanto durante períodos de estratificação seus níveis também ficam estratificados. A estratificação do oxigênio é menos pronunciada em reservatórios com rápido fluxo longitudinal. Reservatórios rasos normalmente não apresentam estratificação em seus níveis de oxigênio, podendo, entretanto, apresentar alguma estratificação durante períodos calmos de verão, que desaparecem com ventos ou após noites frias (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000).

2.1.3. Impactos Negativos Advindos da Construção de Reservatórios

Segundo ESTEVES (1988) são inúmeros os efeitos negativos dos grandes lagos artificiais na região a montante e sobre o próprio ambiente aquático formado. Entre estes destacam-se:

- a) aumento da transpiração e/ou evapotranspiração, ocasionando alterações climáticas locais ou regionais (PAIVA, 1982);
- b) maior possibilidade de deslizamento e tremores de terra em virtude do peso das águas represadas e/ou da barragem (PAIVA, 1982);
- c) elevação do lençol freático com efeitos prováveis na agricultura regional (aumento da umidade do solo) e na epidemiologia (criação de brejos com a proliferação de mosquitos e outros insetos transmissores de doenças);

- d) aumento da taxa de sedimentação à montante em seus afluentes;
- e) inundação de áreas florestais ou agrícolas, que pode causar alterações físicas e químicas no meio aquático (alterações do pH e surgimento do gás sulfídrico);
- f) inundação de possíveis reservas minerais desconhecidas;
- g) alterações nas condições de reprodução das espécies aquáticas, devido, por exemplo, à destruição das lagos marginais e alterações na qualidade física e química da água;
- h) modificações substanciais nos habitats em torno dos reservatórios afetando a fauna e flora nativas;
- i) aumento, de maneira explosiva, das comunidades de macrófitas aquáticas, principalmente as flutuantes, como *Eichhornia crassipes*, *Salvinia spp* e *Pista stratiotes*;
- j) grandes riscos de desaparecimento de espécies vegetais e animais raros ou em extinção na área;
- k) profundas modificações na fauna ictiológica;
- l) aumento da possibilidade de ocorrência de processos de eutrofização, principalmente se áreas florestadas ou agrícolas forem submersas;
- m) inundação de áreas férteis para a agricultura e pecuária, além de estradas, sítios arqueológicos de valor histórico (MACHADO, 1976);
- n) desaparecimento de recursos naturais como: florestas, rios, lagos, cavernas, quedas d'água, etc.;
- o) deslocamento de populações estabelecidas em terras inundadas, que passam a viver ao redor das represas, exercendo pressão sobre os recursos naturais e modificando o uso das áreas marginais (PAIVA, 1982).

Na região à jusante da represa podem ser observadas inúmeras conseqüências com grandes implicações ecológicas. As mais importantes são decorrentes de dois fenômenos principais: (a) alteração no regime hidrológico que passa a ter regime de cheia e seca aperiódico, portanto independente do regime pluviométrico da região e (b) alterações na qualidade física e química da água (ESTEVEZ, 1988).

2.2. Cianobactérias

As cianobactérias foram classificadas como algas cianofíceas por apresentarem pigmentos fotossintetizantes em suas células, entretanto por serem organismos procariontes (como as bactérias) e não eucariontes como as algas, STANIER (1974) sugeriu a alteração de seu nome para Cianobactérias.

Devido ao fato das Cianobactérias serem cosmopolitas e de apresentarem, como característica geral, altas taxas de crescimento são os principais organismos envolvidos em florações fitoplanctônicas (algas e cianobactérias). Segundo SKULBERG *et al.* (1993), cerca de 40 espécies de cianobactérias são toxigênicas, várias das quais produzem endo e exotoxinas que afetam os níveis superiores da cadeia alimentar aquática. As exotoxinas fícotóxicas atuam provavelmente na eliminação de outras populações fitoplanctônicas, reduzindo a diversidade local e possibilitando a dominância de um taxon tóxico. As endotoxinas reduzem a pastagem e o consumo por herbívoros (PAERL, 1988).

CODD *et al.* (1989) relaciona os gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Coelosphaerium*, *Gloetrichia*, *Gomphosphaeria*, *Microcystis*, *Nodularia* e *Oscillatoria* como os mais comuns.

Atualmente, têm-se notícias de uma série de registros, envolvendo cianobactérias tóxicas, em todo mundo, com mortandade de peixes, aves e mamíferos. Como por exemplo o caso de envenenamento de rebanho bovino relatado por FRAZIER *et al.* (1998), atribuído a florações de *Microcystis aeruginosa*, na região sul do Estado da Georgia (EUA), em que foram diagnosticadas necroses hepáticas características acompanhadas por edemas no mesentélio e derrames peritonais. E o trágico incidente de Caruarú (PE), onde 60 pessoas foram a óbito, após o uso de água contaminada por microcistinas, em seções de hemodiálise (POURIA *et al.*, 1998).

No Brasil já existem inúmeros problemas provocados pelas constantes florações fitoplanctônicas. Estes vão desde dificuldades para tratamento da água, como redução da eficiência na floculação e decantação, colmatação de filtros, produção de gosto e odor e liberação de cianotoxinas. Além de problemas quando se utiliza a pré-cloração, para a oxidação da matéria orgânica, em virtude deste procedimento também provocar a lise celular, que em caso de presença de cianobactérias tóxicas, possibilitará a diluição de toxinas na água.

Em São Paulo, as represas de Guarapiranga e Billings são mananciais que apresentam florações de cianobactérias praticamente durante todo o ano, sendo que nessa primeira represa a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) tem feito o uso de carvão ativado durante todo o ano, ocasionando grandes custos para o tratamento da água (BONUCCI, com. pes.).

A imprensa nacional noticiou, em Novembro de 2001, casos de proliferação de cianobactérias nos rios Guandu e Paraíba do Sul (Estado do Rio de Janeiro), episódio em que a população reclamou da presença de forte cheiro e odor na água tratada. Tal evento provocou, na ocasião, uma procura generalizada por fontes alternativas para se beber e cozinhar, como a água mineral.

Em Curitiba (PR), as algas proliferaram na Represa do Iraí, responsável pelo abastecimento de um milhão de pessoas, causando também incômodos à população e à SANEPAR, empresa de saneamento do estado.

No Estado do Rio Grande do Sul (verão de 1999) ocorreu uma grande floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* nos reservatórios do Sistema Salto (municípios de São Francisco de Paula e Canela), contaminando mananciais como os rios Paranhana e Sinos, localizados a jusante. Esta floração foi percebida nos pontos de captação da CORSAN, nos municípios de Três Coroas, Campo Bom e Esteio. Neste mesmo período, no Rio Caí, constatou-se a presença de florações de Cianobactérias nos pontos de captação dos municípios de Canela, São Sebastião do Caí e Montenegro (RABELO, com.pes.).

Em 2002, tem-se relatos de florações no Lago Guaíba (GUAÍBA, 2002); Butia (RABELO, com. pes.); reservatório da Hidrelétrica de Itá (YUNES, com. pes.) e na represa para abastecimento da cidade de Caxias do Sul (BECKER, 2008); Barragem do Rio Duro, em Camaquã.

Segundo TORGAN (1989), os taxons Cyanophyta (cianobactérias), seguidos de Crysophyta, constituem os principais componentes das florações algais na Laguna dos Patos, à semelhança do que ocorre em outras regiões do mundo.

YUNES *et al.* (1994) observaram uma grande floração de *Microcystis* ao longo de todo o canal de navegação (na Laguna dos Patos) entre a cidade do Rio Grande e o Canal da Fectoria, com níveis de clorofila-*a* de 9.000 µg/L. Amostras desta cianobactéria coletadas em diferentes locais da região estuarina apresentaram toxicidade variável, sendo encontradas mais de duas variantes da hepatotoxina microcistina (YUNES *et al.*, 1998a).

Estudos sobre o crescimento de cianobactérias na Laguna dos Patos têm evidenciado que tais florações possuem periodicidade anual e distribuem-se, no estuário como um todo (MATTHIENSEN *et al.*, 1999).

2.2.1. Cianotoxinas

Estudos sobre ocorrência, distribuição e frequência de cianobactérias tóxicas foram desenvolvidos em vários países durante a década de oitenta, onde realizaram-se bioensaios com camundongos. Porém, métodos analíticos satisfatórios para determinação quantitativa de toxinas só ficaram disponíveis no final dos anos oitenta e desde então tem-se um crescente aumento de trabalhos publicados sobre cianotoxinas específicas.

A ação das cianotoxinas, desconhecidas até o momento, são como de hepatotóxicas, neurotóxicas e dermatotóxicas. Estas toxinas pertencem a três grandes grupos de estrutura química: peptídeos cíclicos, alcalóides e lipopolissacarídeos (LPS). O Quadro 2-2 mostra uma avaliação das substâncias tóxicas específicas dentro destes grandes grupos, relacionadas ao local de ação no organismo humano e ao gênero de cianobactéria produtor.

Os resultados de estudos ocorridos até o momento, indicam que as neurotoxinas são, geralmente, menos comuns, exceto em alguns países onde, freqüentemente, causam envenenamento letal de animais. Por outro lado, as toxinas peptídeos cíclicas (microcistinas e nodularinas), as quais causam danos principalmente ao fígado, são mais difundidas e muito mais prováveis de ocorrerem se certa concentração de cianobactérias está presente (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Quadro 2-2: Caracterização geral das cianotoxinas, de acordo com CHORUS e BARTRAM (1999).

Grupos de toxinas	Principal órgão alvo em mamíferos	Gênero de Cianobactéria
<i>Peptídeos cíclicos</i>		
Microcistina	Fígado	<i>Microcystis, Anabaena, Planktothrix (Oscillatoria), Nostoc, Hepalosiphon, Anabaenopsis</i>
Nodularina	Fígado	<i>Nodularia</i>
<i>Alcalóides</i>		
Anatoxina-a	Sinapses nervosas	<i>Anabaena, Planktothrix, Aphanizomenon</i>
Anatoxina-a(S)	Sinapses nervosas	<i>Anabaena</i>
Aplisiatoxinas	Pele	<i>Lyngbya, Schizothix, Planktothrix (Oscillatoria)</i>
Cilindropermopsinas	Fígado	<i>Cylindropermopsis, Aphanizomenon, Umezakia</i>
Lingbiatoxina-a	Pela, trato gastro-intestinal	<i>Lyngbya</i>
Saxitoxinas	Axônios	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Lyngbya, Cylindropermopsis</i>
<i>Lipopolisacarídeos</i>	Potencialmente irritante para tecidos expostos	Todos os gêneros acima

As Cianobactérias podem produzir vários tipos de toxinas simultaneamente. Em geral, mais de um microcistina foram encontradas em uma mesma espécie. Além disso, a produção de neurotoxina e hepatotoxina, simultaneamente, tem sido observada em cepas estudadas como a NRC 525-17 de *Anabaena flos-aquae*, que produz anatoxina-a(S) (MATSUNAGA *et al.*, 1989) e várias microcistinas (HARADA *et al.*, 1991a).

No Brasil, principalmente após o episódio de Caruaru (PE), onde dezenas de pacientes de hemodiálise foram a óbito, criou-se espaço para se incluir na legislação de qualidade da água para consumo humano o monitoramento do número de cianobactérias, tanto no ponto de captação quanto na água tratada.

Atualmente a Portaria 2914, de 12 de Dezembro de 2011, do Ministério da Saúde, estabelece os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

2.2.2. Biodegradação de Microcistinas

Apesar da estabilidade química e de resistência à peptidases produzidas por organismos eucariontes e por muitas bactérias, as microcistinas são suscetíveis a desarranjo por bactérias aquáticas encontradas naturalmente em rios e reservatórios. Foram detectadas bactérias degradativas em esgotos (LAM *et al.*, 1995), água de lago (JONES *et al.*, 1994; COUSINS *et al.*, 1996; LAHTI *et al.*, 1997a), sedimento de lago (RAPALA *et al.*, 1994; LAHTI *et al.*, 1997a) e água de rio (JONES *et al.*, 1994). Todavia, um estudo finlandês mostrou uma falta total de degradação de microcistinas por um período acima de três meses, durante o inverno, no Rio de Vantaanjoki (KIVIRANTA *et al.*, 1991).

Normalmente há uma fase inicial com pequena perda de microcistina e este período pode ser tão pequenos quanto dois dias ou mais que três semanas, dependendo do corpo de água, condições climáticas, concentração de microcistina dissolvida e em alguns casos, a história de florações prévias que ocorreram em um lago (JONES *et al.*, 1994; RAPALA *et al.*, 1994; LAHTI *et al.*, 1997b). Uma vez o processo de biodegradação começado, a remoção de microcistina pode ser mais que 90 por cento efetuada dentro de 2 a 10 dias, dependendo do corpo hídrico, concentrações de microcistina inicial e temperatura de água (JONES *et al.*, 1994; LAHTI *et al.*, 1997b).

2.2.3. Bioacumulação

Compostos com alta estabilidade química, como a microcistina, podem bioacumular comumente em vertebrado e invertebrado aquáticos, inclusive peixe (CARBIS *et al.*, 1997; BEATTIE *et al.*, 1998), mexilhões (ERIKSSON *et al.*, 1989; FALCONER *et al.*, 1992; PREPAS *et al.*, 1997; WATANABE *et al.*, 1997) e zooplâncton (WATANABE *et al.*, 1992).

Em mexilhões, as concentrações de microcistina mais elevadas são encontradas no hepatopâncreas, e em vertebrados elas são detectadas no fígado. Se os níveis de acumulação de microcistina são suficientes para causar um risco para os humanos é incerto, isto dependerá de níveis de consumo e a severidade das florações tóxicas no

ambiente onde ocorre a pesca ou a coleta de molusco. A determinação comum dada por autoridades é que as vísceras do peixe não deveria ser comida, mas precaução devem ser tomadas em todo o caso onde florações tóxicas acontecem (CHORUS e BARTRAM, 1999).

FERRÃO FILHO, KOLOWSKI-SUZUKI e AZEVEDO (2000) em estudos realizados durante uma floração de *Microcystis aeruginosa*, na Lagoa de Jacarepaguá (RJ), observaram concentrações de microcistina de até 16,4 µg por grama de peso seco (p.s.), em zooplâncton. O que afirmaram ser similar a valores encontrados, por outros autores, em moluscos e peixes.

MAGALHÃES (2000) verificou bioacumulação de microcistinas em peixes e crustáceos da Baía de Sepetiba (RJ), afirmando que 3 das 16 amostras de peixe analisadas (25%) ficaram acima do limite estabelecido pela Organização Mundial de Saúde - OMS.

2.3. Índices Ambientais

Em sentido amplo um índice ambiental é um número ou uma classificação descritiva de uma grande quantidade de dados ou informações ambientais cujo propósito principal é simplificar a informação para que possa ser útil a diretores de entidades e ao público em geral. Também, pode-se utilizar índices em estudos de impactos.

Quanto aos estudos de impactos, os índices ambientais podem ser úteis, pois cumprem um ou mais dos seguintes objetivos:

- a) Resumir os dados ambientais existentes;
- b) comunicar informações sobre a qualidade do meio afetado;
- c) avaliar a vulnerabilidade ou susceptibilidade a contaminação de uma determinada categoria ambiental;
- d) centrar-se seletivamente nos fatores ambientais chaves;
- e) servir como base para a expressão de impacto ao predizer as diferenças entre o valor de índice com projeto e o valor do mesmo índice sem projeto.

É importante ter-se claro que um índice ambiental não é o mesmo que um indicador ambiental. Os indicadores se referem a medidas simples de fatores ou espécies biológicas,

sob a hipótese de que estas medidas são indicativas de qualidade em sistemas biofísicos ou sócio-econômicos (CANTER, 1998). Como exemplo temos, a utilização de plantas como indicadores das condições da água e do solo. Em relação à qualidade da água, os diversos grupos que tem sido elegidos indicadores compreendem bactérias, protozoários, algas, macroinvertebrados, macrófitas e peixes.

Considera-se o uso de indicadores para medir o funcionamento do meio, relacionado a níveis de qualidade e suas mudanças, a integração dos interesses ambientais nas políticas setoriais e a integração das considerações ambientais nas políticas econômicas, geralmente mediante a contabilidade ambiental, particularmente a nível macro.

Retornando às considerações iniciais acerca da utilização e elaboração de índices, podemos dizer que partindo-se dos objetivos a que eles serão empregados, o primeiro passo é a seleção das variáveis que os compõem e que se prestarão ao cálculo dos sub-índices. Já que o valor de um índice é uma representação de uma determinada qualidade, obtida pelo agrupamento de sub-índices, que por sua vez tiveram sua origem na observação de determinadas variáveis.

2.3.1. Considerações Sobre a Utilização de Índices

Atualmente existe um emprego considerável de índices, em todo o mundo. Com relação à qualidade da água, estes podem ser empregados para indicar a qualidade para abastecimento doméstico, preservação da comunidade aquática e ainda procurando abranger as duas questões, COUILLAR e LEFEBVRE (1985).

A *National Sanitation Foundation* (NSF) desenvolveu um Índice de Qualidade da Água (IQA), que inicialmente propôs uma formulação aritmética para agregação (BROWN *et al.*, 1970), ou seja um somatório linear ponderado de sub-índices. Entretanto, amostras com alguns variáveis desfavoráveis apresentaram pouca sensibilidade nessa formulação. Com isso foram elaborados estudos para seis formulações diferenciadas (RIBEIRO *et al.*, 1999).

Após o questionamento de vários profissionais e uma comparação das fórmulas apresentou-se a formulação multiplicativa como a de melhor concordância

(DEVELOPMENT, 1976 *apud* RIBEIRO *et al.*, 1999). Esta última formulação apresenta uma maior sensibilidade em refletir situações globais de baixa qualidade da água.

A técnica de análise fatorial é um recurso estatístico utilizado na construção de índices de qualidade da água (SHOJI *et. al.*, 1966; LOHANI e MUSTAPHA, 1982 *apud* COMITESINOS, 1990). A obtenção de índices através desta técnica dá-se em função dos seus resultados apontarem quais as variáveis ambientais, dentre um conjunto testado, apresentam uma maior contribuição, para a formação de agrupamentos de estações amostrais que são caracterizadas por apresentarem uma qualidade da água similar.

O uso de técnicas de análises de multivariadas, tais como análises fatorial, de componentes principais ou coordenadas principais são também, complementares aos índices. Dentre as vantagens destes métodos de análises 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 da água.

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

2.3.2. Principais Variáveis da Qualidade da Água e Seus Significados. Fonte: ANA, 2014

Temperatura: Variações de temperatura são parte do regime climático normal e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais (indústrias canavieiras, por exemplo) e usinas termoelétricas. A temperatura desempenha um papel crucial no meio aquático, condicionando as influências de uma série de variáveis físicas e químicas. Em geral, à medida que a temperatura aumenta, de 0 a 30°C, viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas

para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo.

Turbidez: A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (esta redução dá-se por absorção e dispersão, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca), devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e detritos orgânicos, tais como algas e bactérias, plâncton em geral etc. A erosão das margens dos rios em estações chuvosas, que é intensificada pelo mau uso do solo, é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas. Os esgotos domésticos e diversos efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas. Alta turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional da água de um corpo hídrico.

Sólidos totais: Sólidos nas águas correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado. Em linhas gerais, as operações de secagem, calcinação e filtração são as que definem as diversas frações de sólidos presentes na água (sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis). Para o recurso hídrico, os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos ou, também, danificar os leitos de desova de peixes. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia.

pH: Por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas, o pH é uma variável importante a ser analisado. A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é

muito importante podendo, em determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais. Os critérios de proteção à vida aquática fixam o pH entre 6 e 9.

OD: O oxigênio proveniente da atmosfera dissolve-se nas águas naturais, devido à diferença de pressão parcial. A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais através da superfície depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade, sendo que a taxa de reaeração superficial em uma cascata (queda d'água) é maior do que a de um rio de velocidade normal, que por sua vez apresenta taxa superior à de uma represa, com a velocidade normalmente bastante baixa. Outra fonte importante de oxigênio nas águas é a fotossíntese de algas. Esta fonte pode não ser muito significativa nos trechos de rios à jusante de fortes lançamentos de esgotos, pois a turbidez e a cor elevadas podem dificultar a penetração dos raios solares e apenas poucas espécies resistentes às condições severas de poluição conseguem sobreviver. A contribuição fotossintética de oxigênio só é expressiva após grande parte da atividade bacteriana na decomposição de matéria orgânica ter ocorrido, bem como após terem se desenvolvido também os protozoários que, além de decompositores, consomem bactérias clarificando as águas e permitindo a penetração de luz. Sob o aspecto do OD, águas poluídas são aquelas que apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido (devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos), enquanto que as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido elevadas.

DBO: A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20°C é frequentemente usado e referido como DBO_{5,20}. Os maiores aumentos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir ao completo

esgotamento do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática. Um elevado valor da DBO pode indicar um incremento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis e, ainda, pode obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água.

Nitrogênio: As fontes de nitrogênio nas águas naturais são diversas. Os esgotos sanitários constituem, em geral, a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico, devido à presença de proteínas, e nitrogênio amoniacal, pela hidrólise da uréia na água. Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes. A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos como a biofixação desempenhada por bactérias e algas presentes nos corpos hídricos, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas; a fixação química, reação que depende da presença de luz, também acarreta a presença de amônia e nitratos nas águas, pois a chuva transporta tais substâncias, bem como as partículas contendo nitrogênio orgânico para os corpos hídricos. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio. Também nas áreas urbanas, a drenagem das águas pluviais, associada às deficiências do sistema de limpeza pública, constitui fonte difusa de difícil caracterização.

Fósforo: O fósforo aparece em águas naturais devido, principalmente, às descargas de esgotos sanitários. A matéria orgânica fecal e os detergentes em pó empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais.

Clorofila a: A clorofila é um dos pigmentos, além dos carotenóides e ficobilinas, responsáveis pelo processo fotossintético. A clorofila-a é a mais universal das clorofilas (a,

b, c, e d) e representa, aproximadamente, de 1 a 2% do peso seco do material orgânico em todas as algas planctônicas e é, por isso, um indicador da biomassa algal. Assim a clorofila-a é considerada a principal variável indicadora de estado trófico dos ambientes aquáticos. Desta forma, a clorofila- a é um importante indicador de problemas de eutrofização.

Coliformes termotolerantes: Coliformes termotolerantes são definidos como microrganismos do grupo coliforme capazes de fermentar a lactose a 44-45°C, sendo representados principalmente pela *Escherichia coli* e, também por algumas bactérias dos gêneros *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Dentre esses microrganismos, somente a *E. coli* é de origem exclusivamente fecal, estando sempre presente, em densidades elevadas nas fezes de humanos, mamíferos e pássaros, sendo raramente encontrada na água ou solo que não tenham recebido contaminação fecal. Os demais podem ocorrer em águas com altos teores de matéria orgânica, como por exemplo, efluentes industriais, ou em material vegetal e solo em processo de decomposição. Podem ser encontrados igualmente em águas de regiões tropicais ou subtropicais, sem qualquer poluição evidente por material de origem fecal. Entretanto, sua presença em águas de regiões de clima quente não pode ser ignorada, pois não pode ser excluída, nesse caso, a possibilidade da presença de microrganismos patogênicos.

2.3.3. O Índice de Qualidade da Água da NSF: IQA NSF.

O IQA NSF, desenvolveu-se mediante uma pesquisa, onde foi usado um painel de 142 pessoas distribuídas por todos os Estados Unidos, com experiência em diversos aspectos da gestão da qualidade da água (3). Isto foi realizado, a fim de minimizar os problemas associados à arbitrariedade do julgamento de um só autor ou de uma área geográfica específica (BROWN *et al.*, 1970).

Quadro 2-3: As 35 variáveis candidatas, consideradas para o IQA, no primeiro questionário da NSF. Fonte: CANTER (1998).

Variáveis	Variáveis
Oxigênio dissolvido	Oleos e graxas
Coliformes fecais	Turbidez
pH	Cloretos
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	Alcalinidade
Coliformes totais	Ferro
Herbicidas	Cor
Temperatura	Manganês
Pesticidas	Fluoretos
Fosfatos	Cobre
Nitratos	Sulfato e cálcio
Sólidos dissolvidos	Dureza
Radioatividade	Sódio e potássio
Fenóis	Acidez
Demanda Química Oxigênio (DQO)	Bicarbonatos
Extrato de clorofórmio carbono	Magnésio
Sólidos totais	Alumínio e silício

Identificou-se, então, as variáveis de maior importância, a saber: oxigênio dissolvido, coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitratos, fosfatos, variação térmica, turbidez e sólidos totais. Os pesos da importância de cada variável foram baseados em pontuações. Eles apresentam clara preocupação com a saúde pública, pois estão baseados em uso da água para consumo humano.

Para o cálculo do índice agregado (IQA) ficou determinada a função ponderada de agregação produto, considerando as variáveis e seus pesos relativos (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). A expressão matemática a seguir mostra como o índice é gerado.

$$I = \prod_{i=1}^n I_i^{w_i}$$

Foram criadas cinco classes de qualidade, para o enquadramento dos valores finais obtidos através do cálculo do IQA, que estão descritas no Quadro 2-44.

Quadro 2-4: Classificação da qualidade, valor numérico e cor. De acordo com as cinco classes determinadas para valores do IQA/NSF. Fonte: CANTER (1998).

Classificação da qualidade	Valor numérico do IQA	Cor
Muito ruim	0-25	Vermelho
ruim	26-50	Laranja
Regular	51-70	Amarelo
Bom	71-90	Verde
Excelente	91-100	Azul

2.3.4. O Índice de Qualidade da Água do Comitesinos: IQA COMITESINOS.

A discussão a seguir está baseada em COMITESINOS (1990).

Em 1990 uma comissão formada por técnicos de diversas entidades ligadas ao Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (COMITESINOS), estabelece um Índice de Qualidade da Água (IQA) para o Rio dos Sinos (RS), com base em diversos trabalhos até então existentes e a partir de critérios discutidos e adotados em alguns estados brasileiros e outros países.

A necessidade de adotar uma sistemática de informação ao público do Vale do Rio Dos Sinos, surgiu em decorrência da implantação do COMITESINOS, onde os órgãos envolvidos com monitoramento foram solicitados pelas demais entidades representativas da comunidade e integrantes do Conselho Diretor, no sentido de fornecer periodicamente informações sobre a qualidade da água do rio.

O índice selecionado para ser aplicado no Rio dos Sinos foi o proposto pela NSF, por ser mais amplamente testado em regiões geográficas diferentes e por sua facilidade de aplicação, em função de representar um estágio intermediário entre a super-simplificação e a complexidade técnica e ser facilmente explicável ao público não especializado.

A possibilidade da inclusão de cada variável, adotada no IQA NSF, foi discutida para cálculo do IQA a ser utilizado no Rio dos Sinos, ficando mantidas todas as variáveis, exceto o desvio da temperatura de equilíbrio.

Segundo COMITESINOS (*op cit.*), a variação (Δt) entre as temperaturas, se houver, é utilizada para se obter o grau de qualidade relativo à variável temperatura. Como a rede de monitoramento do Rio dos Sinos foi constituída de 11 pontos, seria necessário acrescentar mais onze medidas de temperatura, não podendo-se utilizar os dados obtidos nas campanhas já realizadas. Além deste aspecto, o Rio dos Sinos, como a maioria dos rios do Estado, não apresenta problemas de poluição térmica e, portanto, esta variável contribuiria sempre no sentido de aumentar o valor do IQA. Deve-se mencionar ainda que

a influência da temperatura é indiretamente considerada através da saturação de oxigênio dissolvido.

Finalmente, verificou-se a variação do IQA devido à exclusão da temperatura e à inclusão da mesma, atribuindo-lhe neste caso o mesmo peso relativo dado pela NSF. Concluiu-se que, em geral, a variação máxima do IQA, entre hipóteses consideradas, é de aproximadamente 5%, valor não significativo para o nível de precisão do IQA.

Devido à exclusão da temperatura, o peso desta variável foi proporcionalmente distribuído entre as demais. Os pesos resultantes a serem adotados para o Rio dos Sinos são apresentados no Quadro 2-55.

Quadro 2-5: Variáveis e pesos relativos do IQA adotado para o Rio dos Sinos. Fonte: COMITESINOS (1990).

Variáveis	Pesos relativos (w_i)
Oxigênio dissolvido (% de saturação)	0,19
Coliformes fecais	0,17
pH	0,13
Demanda Bioquímica de Oxigênio	0,11
Fosfato total	0,11
Nitrato	0,11
Turbidez	0,09
Sólidos totais	0,09

2.3.5. Índice de Qualidade da Água da CETESB: IQA NSF-CETESB

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), a partir de estudos, realizou algumas adaptações ao IQA da NSF, e desde então vem utilizando-o para avaliar a qualidade das águas neste estado. O índice adaptado pela CETESB, incorpora também nove variáveis ambientais. Tendo como ponto principal de diferença, em relação ao IQA NSF, a substituição das variáveis fosfato e nitrato, por nitrogênio e fósforo totais (CETESB, 2002). A substituição destas variáveis parece pertinente, pois neste caso, as concentrações totais de nutrientes, tanto de nitrogênio quanto de fósforo trazem uma medida mais significativa do potencial de eutrofização para o ambiente aquático. Porém, é importante ressaltar que as concentrações de nitrato na água podem indicar risco à saúde humana. A Figura 2-88 mostra as variáveis, pesos e curvas utilizados pela CETESB.

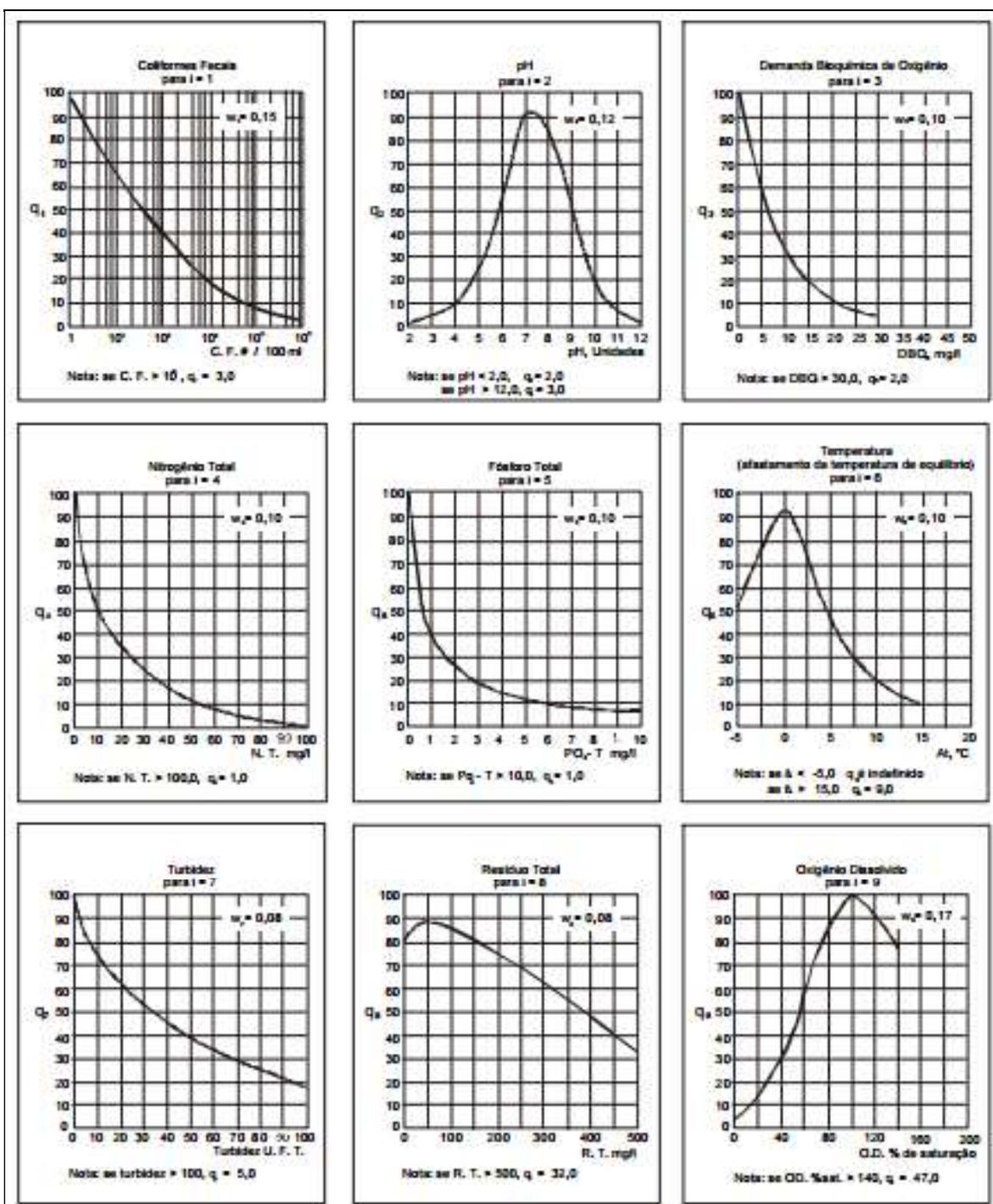


Figura 2-8 - Curvas médias de variação de qualidade das águas. Fonte: CETESB (2014).

O IQA/CETESB é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis ambientais: temperatura, pH, oxigênio dissolvido (% de saturação), etc.

saturação), demanda bioquímica de oxigênio, coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais e turbidez.

A seguinte fórmula é utilizada:

$$I = \prod_{i=1}^n I_i^{w_i}$$

Onde:

I: Índice de qualidade da água (um número entre 0 e 100);

i: qualidade da *i*-ésima variável ambiental (um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida e;
w_i: peso correspondente à *i*-ésima variável ambiental (um número entre 0 e 1), atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\text{onde : } \sum_{i=1}^n w_i = 1$$

em que:

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

3. HIPÓTESES E OBJETIVOS

3.1. Hipóteses de Trabalho

3.1.1. Hipótese 1

Existe diferença estatística significativa entre os quatro métodos de classificação da qualidade da água testados (Resolução Comana 357/2005, IQA NSF-CETESB, IQAs Coli 25 (versões 1 e 2)).

3.1.2. Hipótese 2

Dentre os três IQAs testados a classificação da qualidade da água pelo IQA Coli 25 (versão 2) é a que mais se assemelha à classificação pela Resolução Conama 357/2005.

3.2. Objetivos Gerais

Propor medidas de gerenciamento da qualidade da água e preservação da vida aquática, com base em estudos da dinâmica de variáveis limnológicas nos reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétrica, rios à jusante e outros ambientes límnicos brasileiros.

3.3. Objetivos Específicos

- Avaliar a dinâmica de variáveis limnológicas na área de estudo (reservatórios do Sistema Salto e rios à jusante);
- acompanhamento, em um gradiente, os efeitos gerados pelo incremento da poluição na qualidade da água;
- verificar tendências e selecionar as principais variáveis a serem monitoradas;
- aplicar e interpretar os resultados da utilização do IQA NSF-CETESB, a fim de identificar os pontos causadores de baixa restritividade (baixa sensibilidade à expressão de resultados condizentes com a realidade);
- propor alterações que tornem o IQA NSF-CETESB mais adaptado á realidade brasileira.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Materiais e Métodos do Artigo I

A escolha das estações amostrais (EAs) ocorreu em função dos trechos lênticos (reservatórios) e lóticos (rios) de maior importância, maior facilidade na obtenção de dados e proximidade às captações de água para abastecimento público. O Quadro 4-1 e as Figuras 4.1, 4.2 e 4.3 mostram a distribuição das estações amostrais, enquanto que as Figuras 4.4 a 4.16 ilustram melhor os ambientes estudados.

Em função do número de estações amostrais e da grande distância percorrida, cada campanha de amostragem foi realizada em dois dias: no primeiro dia eram percorridos todos os pontos localizados nos reservatórios Divisa, Blang e Salto (EA1 a EA8) e no segundo dia a saída do reservatório Salto e os demais pontos de jusante (EA9 a EA16). Em campo, as amostras foram acondicionadas em caixas de isopor, contendo gelo para a sua preservação.

Quadro 4-1 - Coordenadas geográficas, localizações (descrições) e justificativas para a distribuição da rede de estações amostrais - EAs.

EAs	Coordenadas geográficas	Localizações (descrições)	Justificativas
1	543875; 6760758	Tributário à direita do Reservatório da Divisa	Situação na entrada do sistema
2	544409; 6758511	Tributário à esquerda do Reservatório da Divisa	Situação na entrada do sistema
3	542149; 6759024	Centro do Reservatório Divisa	Situação dentro do reservatório
4	541778; 6758758	Saída do Reservatório da Divisa	Situação de saída do reservatório
5	539146; 6756563	Braço direito do Reservatório Blang	Situação do Blang neste braço
6	538876; 6755040	Braço esquerdo do Reserv. Blang	Situação do Blang neste braço
7	537069; 6755765	Saída do Reservatório da Blang	Situação de saída do reservatório
8	531537; 6757067	Centro do Reservatório do Salto	Situação dentro do reservatório
9	529505; 6753952	Saída do Reservatório do Salto	Situação de saída do reservatório
10	529008; 6753616	Centro do Reservatório da Canastra	Situação dentro do reservatório
11	521508; 6736750	Saída do Reservatório da Canastra	Situação de saída
12	520261; 6729804	Rio Paranhana (Município de Igrejinha)	Situação antes do ponto de captação da CORSAN
13	519727; 6717870	Paranhana (Município de Taquara)	Situação na foz
14	520439; 6716802	R. dos Sinos (Munic. de Taquara)	Situação antes da confluência com o Paranhana
15	495504; 6715733	R. dos Sinos (Munic. de Campo Bom)	Situação no ponto de captação da CORSAN
16	486599; 6708609	R. dos Sinos (Munic. N.Hamburgo)	Situação no ponto de captação da COMUSA

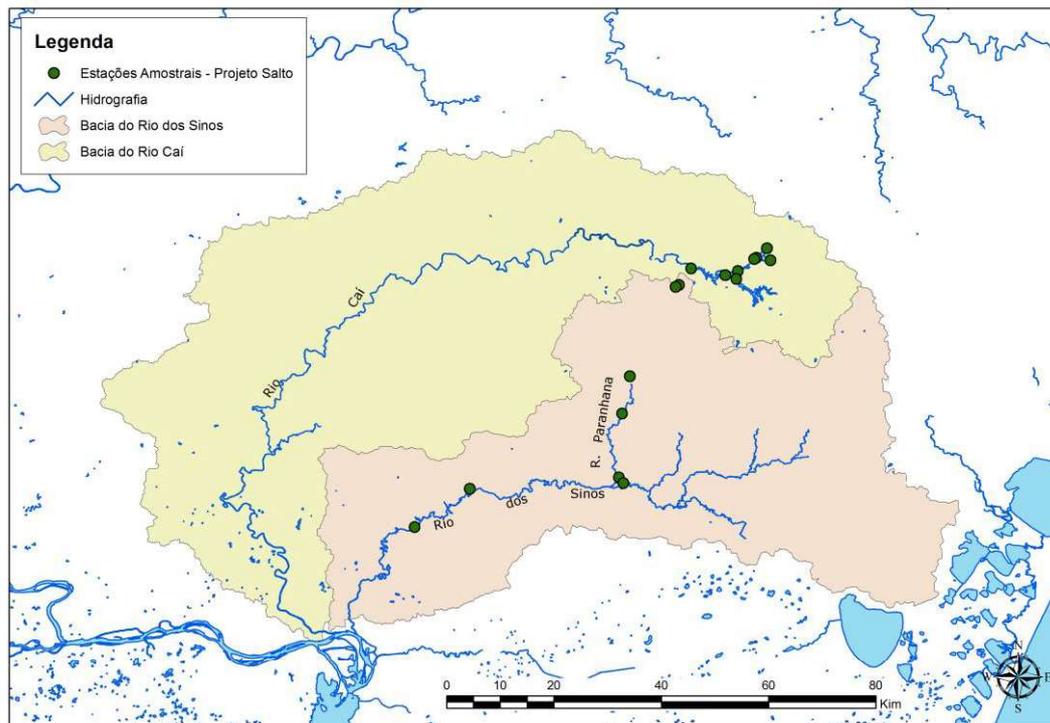


Figura 4-1 - Localização das Bacias dos rios Caí e Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul e distribuição das Estações Amostrais – EAs.

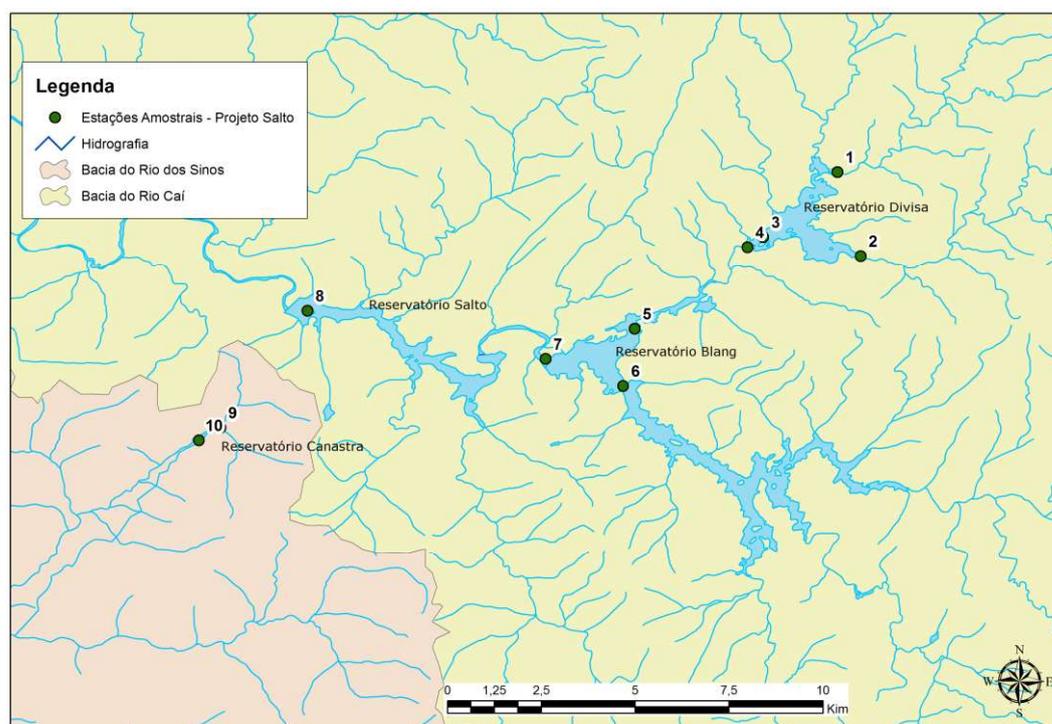


Figura 4-2 - Localização dos reservatórios Divisa (EAs 01 a 04), Blang (EAs 05 a 07), Salto (EAs 08), Canastra (EAs 09 e 10) e distribuição das Estações Amostrais – EAs, no Sistema Salto de Hidrelétrica.

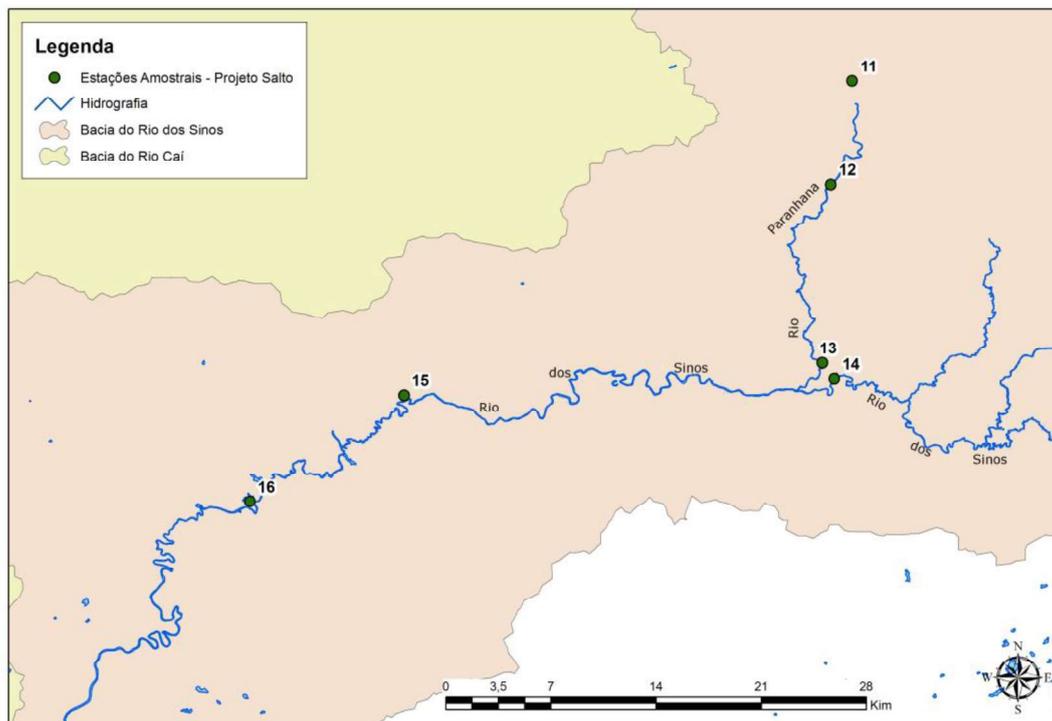


Figura 4-3 - Localização das Estações Amostrais EAs, no rio Paranhana (EAs 11 a 13) e no rio dos Sinos (EAs 14 a 16).



Figura 4-4 - EA1: tributário à direita do Reservatório da Divisa.

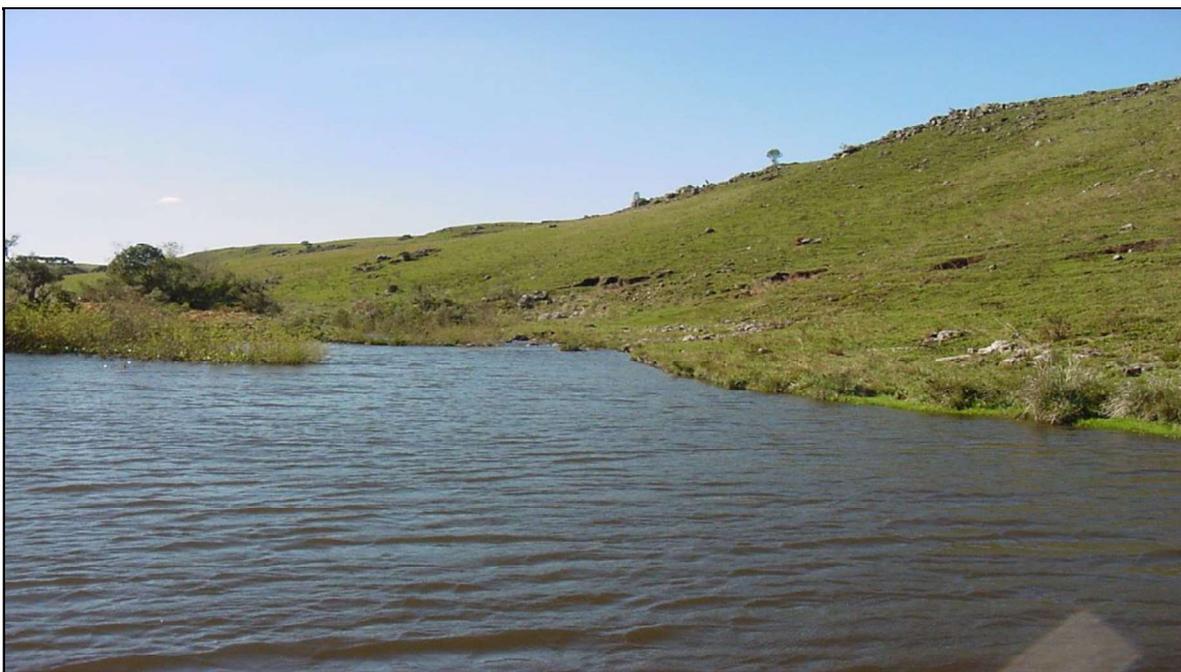


Figura 4-5 - EA2: tributário à esquerda do Reservatório da Divisa.



Figura 4-6 - EA3: centro do Reservatório da Divisa.



Figura 4-7 - EA4: saída do Reservatório da Divisa.



Figura 4-8 - EA5 e EA 6: braços direito e esquerdo do Reservatório Blang.



Figura 4-9 - EA7: saída do Reservatório Blang.



Figura 4-10 - EA8: centro do Reservatório do Salto.



Figura 4-11 - EA9: saída do Reservatório do Salto.



Figura 4-12 - EA10: centro do Reservatório da Canastra.



Figura 4-13 - EA13: Rio Paranhana (Município de Taquara).



Figura 4-14 - EA14: Rio dos Sinos (balneário do Município de Taquara).



Figura 4-15 - EA15: Rio dos Sinos (captação da CORSAN para o abastecimento do Município de Campo Bom).



Figura 4-16 - EA 16: Rio dos Sinos (captação da COMUSA para o abastecimento do Município de Novo Hamburgo)

Para a realização das amostragens no centro dos reservatórios e no meio da calha dos rios foi utilizado um barco movido a motor de popa. Na EA 04 (saída do reservatório

Divisa) amostrou-se a água proveniente do vertedouro, já que em todo o período de estudo a água não parou de verter e a comporta de fundo permaneceu fechada. Na EA 07 (saída do reservatório Blang), amostrou-se a água proveniente do vertedouro, durante os períodos de cheia e da descarga de fundo, nos períodos de estiagem, pois nas épocas de seca a liberação da água ocorria somente pela comporta de fundo.

4.1.1. Variáveis Limnológicas

A avaliação de variáveis limnológicas, nos ambientes de estudo, foi realizada com base no monitoramento de treze variáveis da água superficial. Os critérios para a seleção das variáveis estudadas foram os seguintes: maior relação com o desenvolvimento de florações de algas e indicadores de poluição de esgoto sanitário.

As variáveis ou características da água analisadas e relacionadas foram as seguintes: temperatura, transparência Secchi, turbidez, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), concentrações de nitrogênio e fósforo totais, teores de clorofila-*a* e concentração de coliformes totais e *Escherichia coli*. A transparência Secchi foi analisada apenas nas EAs localizadas no centro dos reservatórios Divisa, Blang e Salto, devido a maior probabilidade de desenvolvimento de florações de algas e cianobactérias, em função do maior tempo de residência e da baixa dinâmica da água. Os dados brutos obtidos no monitoramento encontram-se no Apêndice desta tese (Tabelas 10-1 à 10-14).

As campanhas de amostragens ocorreram no período de Maio/2001 a Junho/2003 com amostragens mensais (perfazendo um total de 24 amostragens) nas 16 estações amostrais. Para a amostragem em cada EA utilizou-se sete frascos, sendo um de plástico de 1 litro (para a análise de turbidez e nitrogênio total) um frasco plástico de 1 litro para a determinação de clorofila-*a*; um frasco de vidro de 500 ml para fósforo total e outro para análise de coliformes totais e fecais; um frasco de Winkler de 300 ml para OD e outro para DBO.

Temperatura, pH e condutividade elétrica foram medidos *in situ* através de sonda multiparâmetros modelo Quanta, marca Hidrolab. Turbidez, OD, DBO, concentrações de nutrientes, clorofila-*a* e coliformes foram determinados no laboratório do Setor de

Saneamento Ambiental, do Instituto de Pesquisa Hidráulicas (IPH), na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). As determinações, em laboratório, foram feitas de acordo com as metodologias listadas a seguir.

- *Turbidez*

A turbidez foi determinada pelo método nefelométrico, através de turbidímetro marca Micronal, modelo B250. Segundo APHA (1995).

- *Oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO)*

As concentrações de oxigênio dissolvido foram determinadas através do método iodométrico, com azida modificação. Enquanto que a DBO, pelo método de cinco dias, com OD final aferido também pelo método iodométrico (APHA, 1995).

- *Nitrogênio total e fósforo total*

A determinação do nitrogênio total foi realizada pelo método Macro-Kjeldahl, enquanto que a de fósforo total, pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1995).

- *Clorofila-a*

A clorofila-a foi determinada através de espectrofotometria, sendo a extração do pigmento realizada em acetona 90%, segundo APHA (1995). A análise deu-se a partir da filtração de um volume de 300 ml de amostra, visto que com um volume menor teve-se dificuldades na detecção devido a baixas concentrações e com um volume maior que o referido, foram apresentadas dificuldades na filtração, principalmente nas amostras das EAs mais a jusante dos reservatórios, devido a colmatção dos filtros por argilas e outros materiais em suspensão.

- *Coliformes*

As concentrações de coliformes totais e *E. coli* foram determinada pelo *Kit Colilert*, da IDEXX. A metodologia baseia-se em *Defined Substrate Technology* (Tecnologia de Substrato Definido, DST).

Quando os coliformes totais metabolizam o indicador ONPG de nutrientes de *Colilert*, a amostra toma uma coloração amarela. Quando a *E. coli* metaboliza o indicador MUG de nutrientes de *Collilert*, a amostra fluoresce. Esta metodologia pode detectar, de acordo com o fabricante, concentração de 1 UFC (Unidade Formadora de Colônia) a 2 milhões de UFC/100mL, dentro de 24 horas.

4.1.2. Aplicação do IQA NSF-CETESB

A metodologia para o cálculo do IQA foi executada conforme CETESB (2002) e CETESB (2014). Esta técnica surgiu a partir de um estudo realizado em 1970 pela *National Sanitation Foundation*, dos Estados Unidos. A CETESB fez uma adaptação na qual utiliza nove variáveis consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para abastecimento humano.

O IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de águas correspondentes às variáveis que integram o índice. As variáveis utilizadas no IQA adaptado pela CETESB são: Coliformes termotolerantes, pH, DBO, nitrogênio total, fósforo total, afastamento da temperatura de equilíbrio, turbidez, resíduos totais (sólidos totais) e percentual de saturação de oxigênio dissolvido.

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

Mais detalhes sobre a origem e aplicação do IQA podem ser encontrados no item 3.3 da revisão bibliográfica.

4.1.3. Tratamento Estatístico dos Dados

A análise de freqüências relativas foi realizada no intuito de comparação entre ambientes de reservatório (lênticos) e de rios (lóticos). Para tal, organizou-se os vinte e quatro meses de dados coletados, para cada uma das variáveis, em cinco intervalos de

classes. O resultado foi expresso em gráficos, tipo histogramas, de acordo com CALLEGARI-JACQUES (2003).

Dando seqüência a estatística dos dados, adotou-se o método de Análise de Componentes Principais (PCA), que é utilizado para a visualização de tendências gerais dos dados em casos onde se trabalha com séries de dados obtidos a partir da observação de múltiplas variáveis.

O objeto da análise é de representar um conjunto de dados contendo muitas variáveis por um número menor de variáveis compostas (componentes ou eixos). A covariância mais interessante e mais forte, entre as variáveis, emerge nos primeiros eixos (componentes), daí "componentes principais". Em outras palavras podemos dizer que, o objetivo da PCA é reduzir um conjunto de dados com n casos (objetos) e p variáveis (atributos) a um menor número de variáveis sintéticas que representam a maioria das informações nos dados originais. Assim, podemos reduzir um conjunto de n objetos dados em um espaço p -dimensional, para n objetos num espaço k -dimensional reduzido, onde k é tipicamente muito menor do que p (McCUNE e BRUCE, 2002).

Para a aplicação da PCA, foram realizadas duas matrizes, uma contendo os dados do monitoramento dos reservatórios e outra com os dados observados nos rios. A primeira matriz com 240 objetos (EAs) e 10 atributos (variáveis), enquanto que a segunda contendo 144 objetos e 10 atributos. Os dez atributos ou variáveis analisados foram: temperatura da água, turbidez, sólidos totais, pH, OD, DBO, fósforo total, nitrogênio total, coliformes feciais e clorofila-a.

Para casos em que se trabalha com múltiplas variáveis, que possuem diferentes unidades, o método exige a transformação/padronização dos dados, que pode ser feita utilizando-se o cálculo do qui-quadrado, do logarítimo ou da raiz quadrada dos valores observados, por exemplo. Entretanto, para casos em que ocorram valores entre 0 e 1 McCUNE e BRUCE (2002) recomendam o uso da transformação por raiz quadrada, que foi o procedimento tomado no presente artigo.

Após a transformação dos dados as duas PCAs foram geradas, com base em matrizes de variância. O pacote estatístico utilizado foi PAST versão 3.01 (UNIVERSITY OF OSLO, 2013).

Para averiguar a existência de diferença estatística significativa entre as frequências dos intervalos de classes dos dados de transparência Secchi, entre as estações amostrais, foi feito o teste de hipóteses não paramétrico de Kruskal-Wallis.

4.2. Materiais e Métodos do Artigo II

4.2.1. Aplicação do IQA NSF-CETESB

O IQA NSF-CETESB foi calculado para que se pudesse ter as referências críticas para a sua adequação e atualização pretendidas. Para tal fim foram utilizados dados de diferentes ambientes, que apresentam aspectos de qualidade da água diferentes, incluindo os reservatórios do Sistema Salto e rios Paranhana e dos Sinos (RS), o Lago Guaíba (RS) e rios e reservatório do Estado de São Paulo.

4.2.2. Identificação dos Pontos Causadores de Baixa Restritividade

Para a utilização e elaboração de índices, tendo-se os objetivos traçados, o primeiro passo é a seleção das variáveis que os compõem e que se prestarão ao cálculo dos sub-índices. Já que o valor de um índice é uma representação de uma determinada qualidade, obtida pelo agrupamento de sub-índices, que por sua vez tiveram sua origem na observação de determinadas variáveis.

Neste sentido, procurou-se identificar as variáveis pertencentes ao IQA NSF-CETESB, que apresentavam os maiores problemas referentes a qualidade da água, ou seja, aquelas significativamente mais importantes, dentro deste objetivo, foram observadas as variáveis que apresentavam os maiores desvios de uma situação de equilíbrio, como aquelas que tenderiam a apresentação de valores de sub-índices não condizentes com o seu papel, ou grau de interferência nos ambientes aquáticos.

4.2.3. Adequação do IQA NSF-CETESB: Desenvolvimento do IQA NSF-Coli 25

Partindo do IQA NSF-CETESB, que já têm um uso consagrado, procurou-se obter um índice de qualidade da água que pudesse ter maior facilidade em sua geração e mais adaptado a realidade atual brasileira. Tendo-se isto como objetivo foram realizados os seguintes passos: (1) identificação dos pontos causadores de baixa restritividade, que levaram a criação de uma nova curva de sub-índices para fósforo total; e a elevação do peso dos coliformes fecais (2) inclusão da clorofila-*a* e (3) ajuste dos pesos de todas as variáveis componentes, a partir da comparação entre os resultados obtidos com a aplicação do IQA NSF-CETESB, padrões das Resoluções 357/05 e definições de estado trófico para corpos de água doce tropicais.

É notório que o fósforo é o mais importante limitador do crescimento fitoplanctônico nos ecossistemas aquáticos continentais. Seus teores na água determinam o potencial gerador de biomassa de algas e cianobactérias que o corpo hídrico pode ter. Partindo-se deste princípio e das bases já abordadas, foi determinada a curva para o cálculo de sub-índices de fósforo total.

As principais referências bibliográficas utilizadas para a elaboração da curva de sub-índices foram as que trazem relações entre fósforo total e estado trófico, como as classificações adotadas por VOLLENWEIDER (1968), por TOLEDO (1990) e por WETZEL (1993), além das relações entre fósforo total e clorofila-*a*, descritas por CARLSON (1977), LAMPARELLI (2004), BUZELLI e CUNHA-SANTINO (2013).

A inclusão da clorofila-*a* foi realizada mediante a elaboração de uma curva de sub-índices por concentração, na qual teve-se por base a nova curva de sub-índices de fósforo total e a relações fósforo total-clorofila-*a*, descritas por CARLSON (1977).

Para o ajustamento dos pesos das variáveis, em primeiro lugar procurou-se classificar as variáveis pertencentes ao IQA em nível de importância, no que se refere à realidade atual brasileira, resultou em primeiro nível de importância os coliformes fecais; em segundo nível a clorofila-*a* e o percentual de Oxigênio dissolvido (%OD); em terceiro

nível o fósforo total, em quarto nível a DBO; em quinto o nitrogênio total e os sólidos totais; em sexto nível de importância a turbidez, o pH e a temperatura da água.

4.3. Materiais e Métodos do Artigo III

Para a realização deste trabalho, a fim de aperfeiçoar o IQA NSF-COLI 25, foi utilizada como área de estudo os reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétrica e nos rios Paranhana e dos Sinos, localizados a jusante deste sistema, no Estado do Rio Grande do Sul. O levantamento na área de estudo foi realizado através de um monitoramento com amostragens mensais durante 24 meses, em 16 estações amostrais, envolvendo a determinação de 14 parâmetros físicos, químicos e biológicos da qualidade da água, publicado por CYBIS, *et al.* (2005).

4.3.1. Elaboração da Curva de Coliformes Termotolerantes

A nova curva de sub-índices de coliformes termotolerantes foi elaborada a partir do significado das concentrações deste parâmetro para a qualidade da água, apresentados na Resolução Conama 357/2005.

Desta forma, estabeleceu-se ponderações ou notas para os quatro limites de classes de águas doces, dando origem, assim, a quatro pontos da nova curva de coliformes termotolerantes. A partir da obtenção destes quatro pontos da curva foi possível a elaboração do gráfico em dispersão e da inclusão da curva de tendências.

4.3.2. Análise de Correlação Entre Resultados

Para efeito de classificação, com base nos padrões da Resolução Conama 357/2005 e posterior comparação entre os IQAs e este método de classificação, adotou-se os

parâmetros comuns aos métodos comparados, a saber: temperatura da água, turbidez, pH, DBO, fósforo total e coliformes termotolerantes (fecais).

Em virtude da resolução Conama não especificar padrões para percentual de saturação de OD, sólidos (resíduos) totais e nitrogênio total, empregou-se os padrões de OD, sólidos dissolvidos totais e nitrato. Além destes parâmetros utilizou-se, também, a clorofila-a por este parâmetro compor as duas versões do IQA NSF COLI 25.

O primeiro passo para a verificação da similaridade entre as diferentes metodologias de classificação da qualidade da água foi a criação de uma escala de valores para representar quatro diferentes categorias de qualidade da água.

A escala foi feita tendo as premissas do Quadro 1. Onde o valor escalar ordinal 1 equivale à classe 1 da Resolução Conama 357, à classe boa do IQA NSF CETESB, ao IQA NSF COLI 25 (versões 1 e 2) bom; o valor escalar 2, à classe 2 da Resolução Conama, à classe regular do IQA NSF CETESB e do IQA NSF COLI 25 (versões 1 e 2), e assim sucessivamente.

Quadro 4-2: Valores escalares ordinais equivalentes às classes das quatro diferentes metodologias de classificação da qualidade da água estudadas.

Valor Escalar Ordinal	Métodos de Classificação			
	CONAMA	CETESB	COLI V1	COLI V2
1	Classe 1	Boa	Bom	Bom
2	Classe 2	Regular	Regular	Regular
3	Classe 3	Ruim	Ruim	Ruim
4	Classe 4	Péssima	Muito Ruim	Muito Ruim

Para este trabalho, adotou-se que à medida que os valores escalares aumentam a qualidade da água vai diminuindo. Este sentido de orientação da escala pode ser utilizado, pois de acordo com PEREIRA (2004) na escala ordinal, o pesquisador reconhece uma hierarquia entre os atributos e define o sentido de orientação da escala, de forma que a ordem aritmética dos números não reflete necessariamente a ordem hierárquica dos atributos.

Após a adoção da escala de valores ordinais, correspondentes aos quatro níveis de classificações dos métodos de classificação, realizou-se a verificação do nível de similaridade dos métodos, através de análise de correlação de Pearson.

4.3.3. Testes de Hipóteses

Para testar a hipótese de diferença entre os quatro métodos de classificação utilizados e correlacionados no item anterior, foram empregados dois testes de hipóteses. O primeiro teve como objetivo verificar se existem diferenças estatísticas significativas entre os métodos, para tal aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis, relativo à frequência de classes ou situações de qualidade da água.

O segundo teste de hipóteses foi aplicado a partir da comprovação da hipótese de diferenças significativas, com a finalidade de identificar o grupo ou os grupos onde observou-se tais diferenças, para este fim foram empregadas as comparações múltiplas das ordens (métodos), através do teste de Fisher (LSD – *Least Significant Difference*).

O teste de Kruskal-Wallis é um teste não paramétrico para comparar três ou mais populações. É usado para testar a hipótese nula de que todas as populações possuem funções de distribuições iguais contra a hipótese alternativa de que ao menos duas das populações possuem funções de distribuição diferentes. Já o procedimento de Fisher consiste em realizar testes t múltiplos, cada um ao nível de significância α (PORTAL ACTION, 2014).

As comparações múltiplas são procedimentos estatísticos que só tem sentido serem realizadas após a rejeição da hipótese de nulidade global. Isto acontece em função do aumento da probabilidade de ocorrência do Erro do Tipo I (rejeitar a hipótese nula), ou a diminuição do intervalo de confiança global.

5. ARTIGO I

PRINCIPAIS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS EM ESTUDOS DE AMBIENTES PASSÍVEIS DE IMPACTOS POR ESGOTOS SANITÁRIOS

Eudimar Nascimento de Carvalho (Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS), **Luiz Fernando Cybis** (Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS)
edmrvalho@gmail.com; lfcybis@ufrgs.br

RESUMO

As águas dos reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas, assim como os rios Paranhana e dos Sinos possuem importante relevância para a preservação da vida aquática, abastecimento humano e outros usos no Estado do Rio Grande do Sul. O presente estudo tem por finalidade avaliar a dinâmica de variáveis limnológicas destes ambientes, com o propósito de oferecer subsídios para o gerenciamento da qualidade da água. Foram estudadas 14 variáveis ao longo de uma rede de monitoramento de 16 estações amostrais. O tratamento dos dados foi feito com metodologias estatísticas para verificar o comportamento de cada variável, para tal utilizou-se análises estatísticas como, frequências relativas, teste de hipóteses, Análise de Componentes Principais-PCA, além da aplicação de Índice de Qualidade da Água-IQA e da observação dos padrões de qualidade da Resolução Conama 357/2005. Os reservatórios apresentaram, em geral, água de boa qualidade com alta transparência, teores de nutrientes característicos de ambientes oligotróficos e baixas concentrações de coliformes termotolerantes. A predominância de baixos teores de clorofila-a nos reservatórios ocorreu principalmente em função das baixas concentrações de fósforo total, visto que em geral as demais variáveis estudadas foram favoráveis ao crescimento fitoplanctônico. Nos rios houve uma tendência, em praticamente todos os períodos, de elevação dos valores no sentido de montante a jusante. Este aumento ocorreu especialmente na turbidez e nos coliformes, no caso destes últimos, ultrapassando dezenas de vezes o determinado na resolução CONAMA 357/2005, para águas doces de classe 3, a menos restritiva para águas destinadas ao abastecimento humano. Corroborando esta afirmação a aplicação da PCA mostrou que coliformes termotolerantes e sólidos totais foram as variáveis que mais influenciaram na diferenciação das estações amostrais. O resultado da avaliação da aplicação do IQA NSF-CETESB permitiu verificar que este índice de qualidade da água foi pouco restritivo, pois mostrou qualidade boa ou regular para trechos dos rios com qualidade da água comprometidos por despejos de efluentes sanitários.

Palavras-chave: Gerenciamento de Bacias Hidrográficas, Qualidade da Água, Limnologia, Bacia do Guaíba, Sistema Salto de Hidrelétricas, Rio dos Sinos, Rio Paranhana, Análise Estatística, PCA, IQA, Coliformes termotolerantes.

INTRODUÇÃO

O Sistema Salto de Hidrelétricas é constituído pelos reservatórios da Divisa, Blang, Salto e Canastra, ligados em série. Os três primeiros localizam-se na Bacia do Rio Caí e o último na Bacia do Rio dos Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul. Estas duas bacias hidrográficas estão ligadas, portanto, através de uma transposição realizada pela construção de um túnel de 2.080 metros de comprimento,

diâmetro de 2,2 metros e dimensionado para uma vazão de 7,4 m³/s.

Isto propicia a geração de 55,5 MW nas usinas hidrelétricas de Bugres e Canastra (CEEE, 2011).

O Sistema Salto foi construído nos anos cinquenta, para fins de geração de energia elétrica, alterando as características ambientais locais e criando uma nova paisagem. Inicialmente as barragens deste sistema funcionavam apenas para o armazenamento de água destinada à movimentação de turbinas, porém, posteriormente a paisagem as margens dos reservatórios sofreu grandes alterações pelo aumento de práticas agropecuárias, loteamentos e atividades turísticas.

Os aumentos progressivos das atividades antrópicas às margens dos reservatórios têm trazido impactos negativos significativos à qualidade da água, que podem se refletir nos corpos d'água a jusante (Rio Paranhana e Rio dos Sinos), importantes mananciais para o abastecimento público.

A preocupação com a qualidade da água ocorre principalmente pela possibilidade de desenvolvimento de florações de cianobactérias (cianofíceas) tóxicas, nos reservatórios, pois toxinas produzidas por estes organismos não são eliminadas pela forma convencional de tratamento de água.

No verão e outono de 1999, ocorreu um fenômeno de florações massivas de *Cylindrospermopsis raciborskii*, que teve como origem os ambientes de reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas e acabou por contaminar todos os mananciais a jusante, causando sérios problemas para o abastecimento de água em diversas cidades (CONTE *et al.*, 2000).

Quanto ao Rio Paranhana e ao Rio dos Sinos (trechos estudados) pode-se dizer que são sistemas hídricos atingidos por uma crescente degradação, principalmente devida à remoção das matas ciliares e consequentes processos de erosões das margens e assoreamento dos canais, sólidos em suspensão e coliformes totais e fecais.

Segundo PANTE (2006) os maiores conflitos pelo uso da água na bacia do rio Paranhana são de ordem qualitativa, especialmente no seu trecho inferior, onde

existem captações para abastecimento dos Municípios de Três Coroas, Igrejinha e Parobé. Já o rio dos Sinos abastece grandes municípios do Estado, como Campo Bom, São Leopoldo e Novo Hamburgo e convive com constantes problemas de quantidade e qualidade da água.

Entre 2000 e 2002 foram realizados estudos visando o gerenciamento ambiental integrado dos reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas, os quais envolveram além de estudos dos solos e sedimentos, o monitoramento de variáveis da qualidade da água, em diferentes trechos nos reservatórios do sistema Salto e rios Paranhana e dos Sinos, publicado por Cybis, *et al.* (2005). Este monitoramento deu origem ao presente artigo.

O objetivo deste trabalho é estudar a dinâmica de variáveis limnológicas nos reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétrica e rios à jusante (Rio Paranhana e Rio dos Sinos). Tendo como finalidade oferecer subsídios para o gerenciamento da qualidade da água e preservação da vida aquática.

MATERIAIS E MÉTODOS

A escolha das estações amostrais (EAs) ocorreu em função dos trechos lânticos (reservatórios) e lóticos (rios) de maior importância, maior facilidade na obtenção de dados e proximidade às captações de água para abastecimento público. O Quadro 1 e as Figuras 1, 2 e 3 mostram a distribuição das estações amostrais.

Cada campanha de amostragem foi realizada em dois dias, em função do número de estações amostrais e da grande distância percorrida: no primeiro dia foram percorridos todos os pontos localizados nos reservatórios Divisa, Blang e Salto (EA1 a EA8) e no segundo dia a saída do reservatório Salto, o reservatório Canastra e demais pontos a jusante (EA9 a EA16).

Quadro 1 - Coordenadas geográficas, localizações (descrições) e justificativas para a distribuição da rede de estações amostrais - EAs.

EAs	Coordenadas geográficas	Localizações (descrições)	Justificativas
1	543875; 6760758	Tributário à direita do Reservatório da Divisa	Situação na entrada do sistema
2	544409; 6758511	Tributário à esquerda do Reservatório da Divisa	Situação na entrada do sistema
3	542149; 6759024	Centro do Reservatório Divisa	Situação dentro do reservatório
4	541778; 6758758	Saída do Reservatório da Divisa	Situação de saída do reservatório
5	539146; 6756563	Braço direito do Reservatório Blang	Situação do Blang neste braço
6	538876; 6755040	Braço esquerdo do Reserv. Blang	Situação do Blang neste braço
7	537069; 6755765	Saída do Reservatório da Blang	Situação de saída do reservatório
8	531537; 6757067	Centro do Reservatório do Salto	Situação dentro do reservatório
9	529505; 6753952	Saída do Reservatório do Salto	Situação de saída do reservatório
10	529008; 6753616	Centro do Reservatório da Canastra	Situação dentro do reservatório
11	521508; 6736750	Saída do Reservatório da Canastra	Situação de saída
12	520261; 6729804	Rio Paranhana (Município de Igrejinha)	Situação antes do ponto de captação da CORSAN
13	519727; 6717870	Paranhana (Município de Taquara)	Situação na foz
14	520439; 6716802	R. dos Sinos (Munic. de Taquara)	Situação antes da confluência com o Paranhana
15	495504; 6715733	R. dos Sinos (Munic. de Campo Bom)	Situação no ponto de captação da CORSAN
16	486599; 6708609	R. dos Sinos (Munic. N.Hamburgo)	Situação no ponto de captação da COMUSA

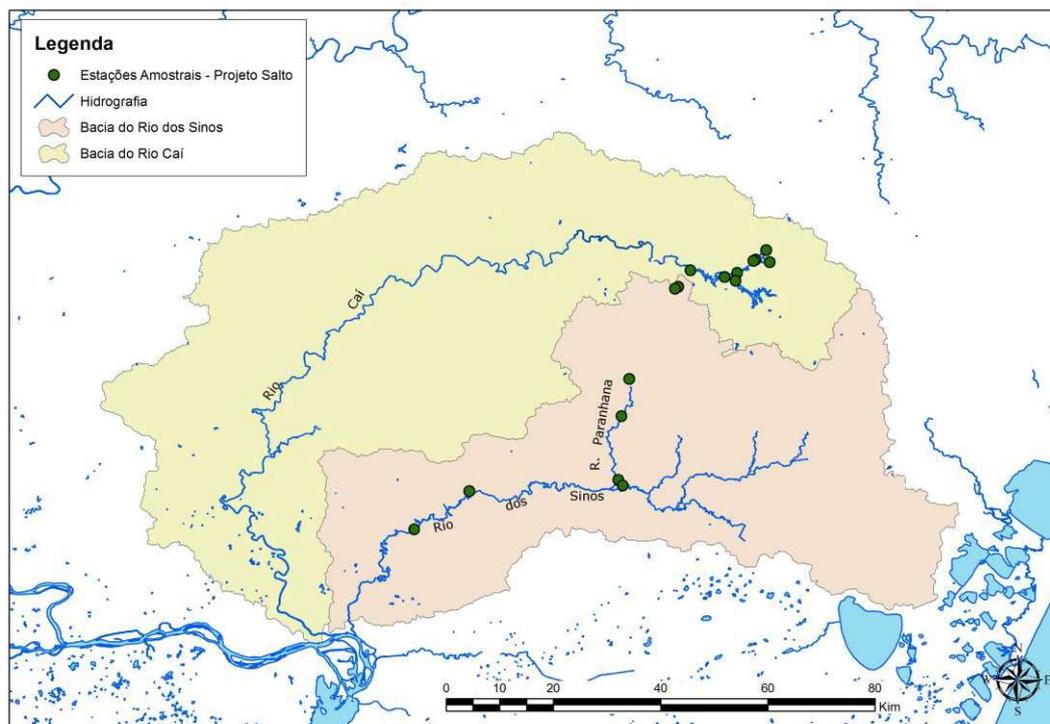


Figura 1 - Localização das Bacias dos rios Caí e Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul e distribuição das Estações Amostrais – EAs.

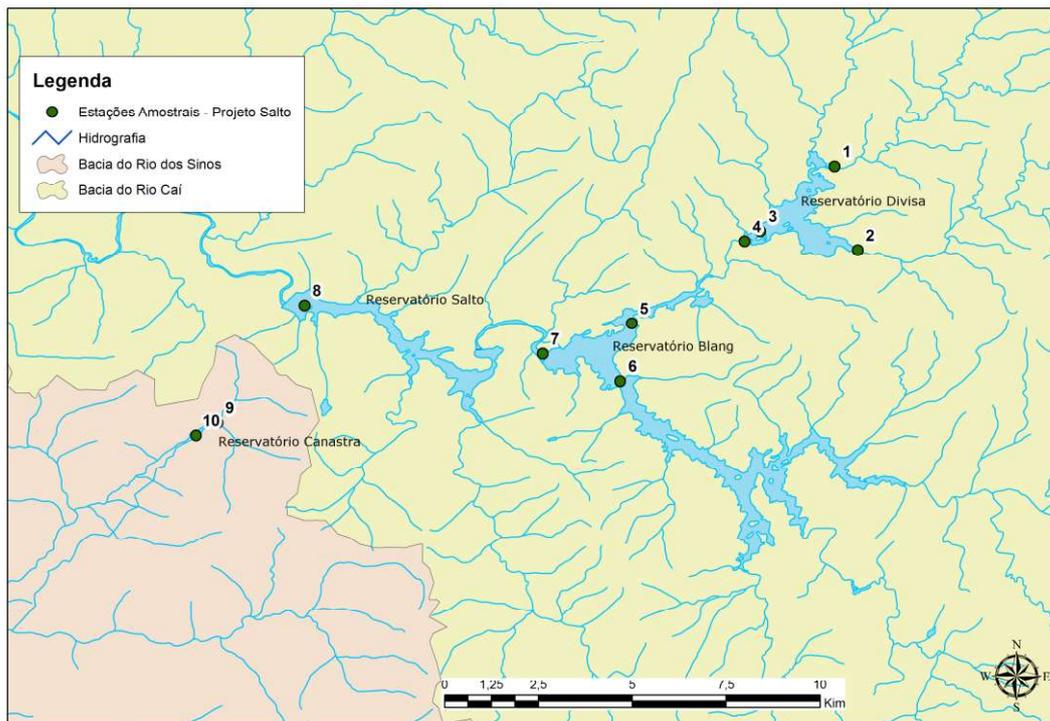


Figura 2 - Localização dos reservatórios Divisa (EAs 01 a 04), Blang (EAs 05 a 07), Salto (EAs 08), Canastra (EAs 09 e 10) e distribuição das Estações Amostrais – EAs, no Sistema Salto de Hidrelétrica.

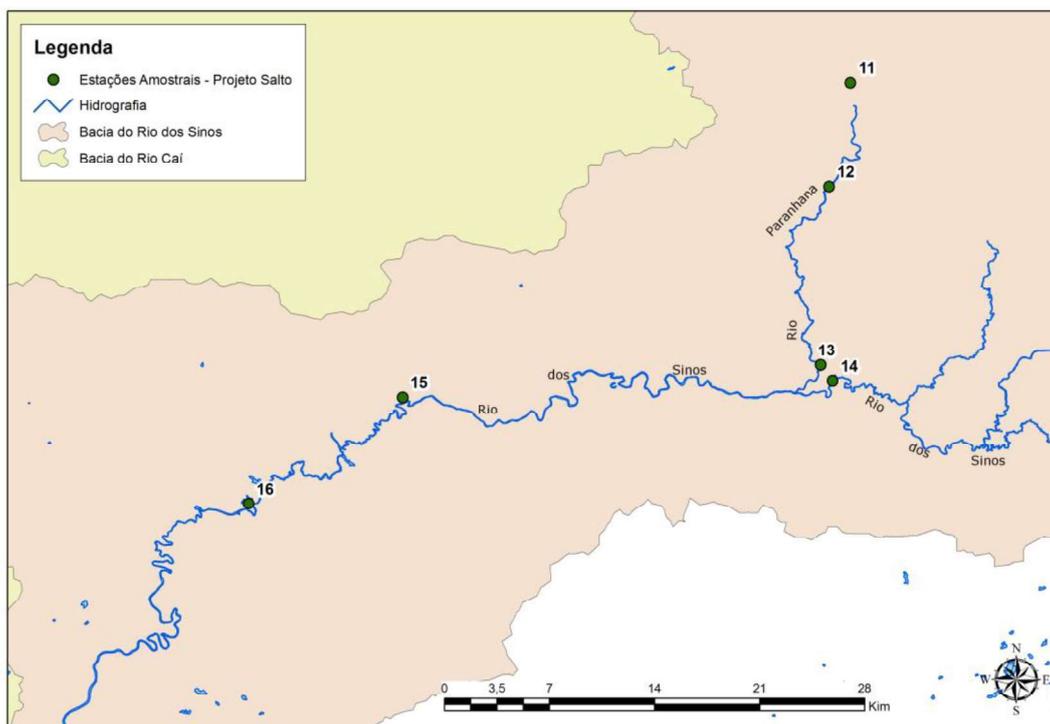


Figura 3 - Localização das Estações Amostrais EAs, no rio Paranhana (EAs 11 a 13) e no rio dos Sinos (EAs 14 a 16).

Dinâmica de Variáveis Limnológicas

A avaliação da dinâmica de variáveis limnológicas, foi realizada com base no monitoramento de quatorze variáveis da água superficial. Os critérios para a seleção das variáveis estudadas foram os seguintes: maior relação com o desenvolvimento de florações de algas e indicadores de poluição de origem doméstica, principalmente de esgoto sanitário, já que estes têm sido os principais fatores causadores de problemas em águas para abastecimento humano no Brasil. Além disso, escolheu-se também as variáveis necessárias para a aplicação do IQA.

As variáveis ou características da água analisadas e relacionadas foram as seguintes: temperatura, transparência Secchi, turbidez, sólidos totais, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), percentual de saturação de OD, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), condutividade elétrica, concentrações de nitrogênio total, fósforo total, clorofila-a, coliformes totais e coliformes termotolerantes.

A transparência Secchi foi analisada apenas nas EAs localizadas no centro dos reservatórios Divisa, Blang e Salto, devido a maior probabilidade de desenvolvimento de florações de algas e cianobactérias, em função do maior tempo de residência e da baixa dinâmica da água.

Temperatura, pH e condutividade elétrica foram medidos *in situ* através de sonda multiparâmetros modelo Quanta, marca Hidrolab. Turbidez, OD, DBO, concentrações de nutrientes, clorofila-a e coliformes foram determinados no laboratório do Setor de Saneamento Ambiental, do Instituto de Pesquisa Hidráulicas (IPH), na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). As determinações, em laboratório, foram feitas de acordo com as metodologias listadas a seguir (APHA, 1995).

As concentrações de coliformes termotolerantes e totais foram determinada pelo Kit Colilert, da IDEXX. A metodologia baseia-se em *Defined Substrate Technology* (Tecnologia de Substrato Definido, DST). Conforme já se sabe o Kit Colilert estima as

concentrações de *Escherichia coli* e não a totalidade dos coliformes.

Baseado no trabalho de ALLEN e EDBERG (1995), o qual afirma que o percentual de *E. coli*, no grupo coliformes, é de 94%, tanto para amostras de fezes humanas quanto para fezes de animais. E que este valor é muito representativo, pois se aproxima de 100%, adotou-se neste trabalho as concentrações de *E. coli* como concentrações de coliformes termotolerantes.

Aplicação do IQA

A metodologia para o cálculo do IQA foi executada conforme CETESB (2002) e CETESB (2014). Esta técnica surgiu a partir de um estudo realizado em 1970 pela *National Sanitation Foundation*, dos Estados Unidos. A CETESB fez uma adaptação na qual utiliza nove variáveis consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para abastecimento humano.

O IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de águas correspondentes às variáveis que integram o índice. As variáveis utilizadas no IQA adaptado pela CETESB são: Coliformes termotolerantes, pH, DBO, nitrogênio total, fósforo total, afastamento da temperatura de equilíbrio, turbidez, resíduos totais (sólidos totais) e percentual de saturação de oxigênio dissolvido.

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

Tratamento Estatístico dos Dados

A análise de frequências relativas foi realizada no intuito de comparação entre ambientes de reservatório (lênticos) e de rios (lóticos). Para tal, organizou-se os vinte e quatro meses de dados coletados, para cada uma das variáveis, em cinco intervalos de classes. O resultado foi expresso em gráficos, tipo histogramas, de acordo com CALLEGARI-JACQUES (2003).

Dando sequência a estatística dos dados, adotou-se o método de Análise de Componentes Principais (PCA), que é utilizada para a visualização de tendências gerais dos dados em casos onde se trabalha com séries de dados obtidos a partir da observação de múltiplas variáveis, conforme grande parte dos trabalhos em limnologia.

O objeto da análise é de representar um conjunto de dados contendo muitas variáveis por um número menor de variáveis compostas (componentes ou eixos). A covariância mais interessante e mais forte, entre as variáveis, emerge nos primeiros eixos (componentes), daí "componentes principais". Em outras palavras podemos dizer que, o objetivo da PCA é reduzir um conjunto de dados com n casos (objetos) e p variáveis (atributos) a um menor número de variáveis sintéticas que representam a maioria das informações nos dados originais. Assim, podemos reduzir um conjunto de n objetos dados em um espaço p -dimensional, para n objetos num espaço k -dimensional reduzido, onde k é tipicamente muito menor do que p (McCUNE e BRUCE, 2002).

Para a aplicação da PCA, foram realizadas duas matrizes, uma contendo os dados do monitoramento dos reservatórios e outra com os dados observados nos rios. A primeira matriz com 240 objetos (EAs) e 10 atributos (variáveis), enquanto que a segunda contendo 144 objetos e 10 atributos. Os dez atributos ou variáveis analisados foram: temperatura da água, turbidez, sólidos totais, pH, OD, DBO, fósforo total, nitrogênio total, coliformes feciais e clorofila-a.

Para casos em que se trabalha com múltiplas variáveis, que possuem diferentes unidades, o método exige a transformação/padronização dos dados, que pode ser feita utilizando-se o cálculo do qui-quadrado, do logarítimo ou da raiz quadrada dos valores observados, por exemplo. Entretanto, para casos em que ocorram valores entre 0 e 1 McCUNE e BRUCE (2002) recomendam o uso da transformação por raiz quadrada, que foi o procedimento tomado no presente artigo.

Após a transformação dos dados as duas PCAs foram geradas, com base em matrizes de variância. O pacote estatístico utilizado foi PAST versão 3.01 (UNIVERSITY OF OSLO, 2013).

Para averiguar a existência de diferença estatística significativa entre as frequências dos intervalos de classes dos dados de transparência Secchi, entre as estações amostrais, foi feito o teste de hipóteses não paramétrico de Kruskal-Wallis.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tendência Gerais e Frequências Relativas Por Estação Amostral

A maioria das variáveis estudadas oscilaram dentro de uma faixa de valores tidos como bons, excetuando a turbidez e os coliformes, que apresentaram um considerável incremento a jusante dos reservatórios. Especificamente no caso dos coliformes, ultrapassando dezenas de vezes o determinado na resolução CONAMA 357/2005, para águas doces de classe 3, a classe menos restritiva para águas destinadas ao tratamento para consumo humano. Ver Figuras 4 e 5 e discussão a seguir.

A temperatura da água variou conforme o esperado para ambientes subtropicais, sem sinal de oscilações fora do normal. Em geral foram observadas elevações de montante para jusante. Nos quatro reservatórios, a temperatura máxima foi de 29,6 °C no verão/2003 (EA 16) e a mínimo foi de 9,7 °C no inverno/2002 (EA 02).

Os resultados de frequências entre as cinco classes de valores estudados evidenciam o referido aumento da temperatura, pois nas EAs mais a montante, principalmente aquelas situadas na região dos reservatórios, ocorreu uma maior frequência de resultados dentro dos intervalos de classes de temperatura mais baixas, enquanto que nas EAs a jusante ocorreu o contrário.

A variação da temperatura numa faixa esperada é importante, desta forma observa-se que não existem indícios de impacto provenientes de efluentes ou despejos térmicos. A elevação ocorrida de montante para jusante mostra o efeito da mudança de cotas mais elevadas para mais baixas, na bacia, já que a EA 01 encontra-se a uma altitude 880 metros, enquanto que a EA 16 a 10 metros.

A transparência Secchi, nos reservatórios, variou de regular a boa, porém em alguns casos foi acima de 2,5 m, mas nunca superior a 3,0 m, nem inferior a 0,5m. As maiores transparências sempre foram observadas nas EAs 05 e 06 (reservatório Blang).

A EA 03 (reservatório Divisa) apresentou uma maior frequência de valores entre os intervalos de classes de menor valor, sendo que 83,3% dos dados de transparência da água ocorreram nos dois primeiros intervalos de classes, que situam-se entre 0,50 e 1,42 m. Já no reservatório Blang, a frequência aumentou nos intervalos de classes de maior valor, chegando a 41,7 % dos dados entre 1,43 e 1,88 m. No reservatório Salto ocorreu uma leve alteração, reduzindo, embora que sensivelmente, a frequência nos intervalos de classes de maior valor. Entretanto o teste de Kruskal-Wallis mostrou que, com nível de significância de 0,967, não existe diferença estatisticamente significativa entre estas estações amostrais, no que se refere à transparência da água.

Conforme já foi afirmado, em geral, ocorreu boa transparência da água nos reservatórios; isto é reflexo da qualidade destes ambientes. A transparência é uma característica favorável ao crescimento de fitoplâncton, pois possibilita uma maior penetração da luz, fator este indispensável à realização da fotossíntese.

A turbidez, até a EA 11 (saída do Sistema Salto para o rio Paranhana) foi baixa, ou muito baixa, porém nos rios sofreu um aumento considerável, ficando evidente uma tendência de crescimento de montante para jusante. Nos reservatórios, grande parte dos valores sempre estiveram abaixo de 10 UNT.

Os maiores valores de turbidez, nestes ambientes, foram observados no verão/2002, onde chegou-se a detectar 30 UNT (EA 10 – reservatório Canastra). Já nos rios foi relativamente bem mais elevada, chegando 71 UNT (EA 16) no inverno/2001.

Em termos de frequências relativas a turbidez, nos reservatórios, esteve com praticamente todos os valores dentro do intervalo de classe que vai de 1,9 a 16,1 UNT, nas EA 05 e EA 06 (reservatório Blang) 100 % dos valores ocorreram neste intervalo. A EA 11 (saída do sistema Salto e início do Rio Paranhana) ainda apresentou grande influência da água dos reservatórios a montante, mas a partir desta houve um considerável aumento nas frequências nos intervalos de maior valor.

Fica evidente, também, a influência da EA 14 (trecho do Rio dos Sinos, antes da confluência com o Paranhana) no aumento destas frequências, nos intervalos de classes de maiores valores, para as estações amostrais a jusante desta.

O aumento considerável da turbidez nas estações amostrais de jusante provoca maiores dificuldades operacionais e custos para o tratamento da água e ainda é um fator que limita o crescimento fitoplanctônico. Nos reservatórios, as baixas concentrações de sólidos totais determinaram os reduzidos valores de turbidez e a boa transparência da água, comentados anteriormente.

Os reservatórios, em geral, apresentaram baixas concentrações de sólidos totais, com alguns picos mais importantes, como 143,5 mg.L⁻¹ no inverno/2002 (EA 09 – entrada do reservatório Canastra), 222,2 mg.L⁻¹ no verão/2003 (EA 12 – trecho do Paranhana, em Igrejinha) e 202,5 mg.L⁻¹ no outono/2003 (EA 10). Nos rios ocorreu uma leve tendência de elevação, porém a maioria das concentrações ficou abaixo de 100 mg.L⁻¹.

No Sistema Salto a frequência relativa dos dados de sólidos totais esteve predominantemente entre os dois primeiros intervalos de classes menores, chegando esta influência até a EA 11 (início do Rio Paranhana), onde 83,3 % dos valores ocorreram nestes dois primeiros intervalos. Na EA 13 (foz do Rio Paranhana, antes da

confluência com o Rio dos Sinos) 75 % dos valores estiveram no intervalo de classe de 46,2 a 90,1 mg.L⁻¹, evidenciando uma redução dos sólidos em relação a EA 12, porém a frequência de valores mais altos voltou a subir nos intervalos de classes maiores, nas EAs 15 e 16, devido em parte a influência da água da EA 14, que apresentou 95,9% dos valores entre 46,2 e 134,18 mg.L⁻¹. Na EA 16 (trecho do Rio dos Sinos, em Novo Hamburgo) 83,3 % dos valores ficaram entre 90,2 e 178,24 mg.L⁻¹.

O pH apresentou a maioria dos valores oscilando próximos a neutralidade, não havendo grandes diferenças dos ambientes de reservatório para os de rio. É importante se ressaltar a ocorrência de dois valores baixos nos reservatórios, um de 5,4 no inverno/01 (EA 03 – Reservatório Divisa) e outro de 5,2 na primavera/2001 (EA07 – entrada do Reservatório Blang). O maior pH ocorreu, também, nos reservatórios no outono/03 (EA 08 – Reservatório Salto).

Em relação à frequência relativa dos dados de pH, pode-se dizer que a maioria dos valores, até a EA 11, ocorreram nos intervalos de classes que vão de 6,4 a 7,4. Nas EAs 12, 13 e 14 houve predomínio de valores entre 7,0 e 7,4, chegando a uma frequência de 66,7 % neste intervalo, na EA 13. Nas EAs 15 e 16 (trechos do Rio dos Sinos em Campo Bom e Novo Hamburgo, respectivamente) ocorreu novamente um aumento da frequência no intervalo de 6,4 a 6,9, evidenciando uma leve redução do pH em relação a EA 14 (trecho do Rio dos Sinos, antes da confluência com o Paranhana) e as demais estações amostrais no Rio Paranhana.

Tanto nos reservatórios como nos rios o pH esteve em boas condições e não foi obstáculo ao crescimento do fitoplâncton e nem do desenvolvimento da comunidade aquática.

As concentrações de oxigênio dissolvido, na maioria das EAs e em todos os períodos estudados, estiveram em um nível bom ou excelente para reservatórios e rios. Porém é importante se destacar os 10,8 mg.L⁻¹ detectados no inverno/2001 (EA 08 – Reservatório Salto), assim como o baixo nível

encontrado na EA 01 (entrada do Reservatório Divisa), no verão/2002, chegando a 2,4 mg.l-1 neste período. Nos rios, observou-se uma tendência da redução das concentrações, principalmente a partir da EA 13, sendo constatado o menor valor para estes ambientes , 3,6 mg. L⁻¹ no verão/2003 (EA 16).

A frequência relativa entre os valores de oxigênio dissolvido (OD) para os reservatórios e até a EA 13, foi predominante no terceiro e quarto intervalos de classes, que vão de 6,3 a 9,9 mg.L⁻¹ . Após a EA 13 a predominância de valores ocorreu entre 4,4 e 8,0 mg.L⁻¹, mostrando uma redução dos níveis de OD nestas estações mais a jusante.

O percentual de saturação de OD foi bom em grande parte das EAs e em todos os períodos estudados, com algumas supersaturações, dentre estas um pico de 110 % no outono/2002 (EA 12 – trecho do Paranhana, em Igrejinha). Contudo foram registradas algumas baixas saturações nos reservatórios e nos rios, tais como: de 26,8 % no verão/2002 (EA 01); 44,3 % no verão/2003 (EA16) e; de 32,1 % no outono/2003 (EA 03 – Reservatório Divisa).

A frequência dos valores do percentual de saturação de OD mostra um ótimo a bom estado de oxigenação da água, nos reservatórios e também nos rios, apesar de ter sido verificada uma considerável redução nas EAs 15 e 16.

As elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, assim como os bons percentuais de saturação deste gás na maioria dos períodos estudados, refletem a predominância de boas condições, sobre tudo nos ambientes de reservatório. Porém os baixos níveis encontrados no verão/2002 (EA 01) e no verão/2003 (EA 16), caracterizam más condições para a comunidade aquática em geral, nestes momentos amostrados. É importante se ressaltar que a redução do oxigênio dissolvido nas estações amostrais de jusante ocorreu, principalmente, em função destes ambientes apresentarem temperaturas mais elevadas que as registradas nos reservatórios. E não em decorrência do aumento da DBO.

No entanto, no trecho a jusante dos pontos monitorados, o rio dos Sinos apresenta frequentes problemas relacionados a baixas concentrações de oxigênio dissolvido. OLIVEIRA E HENKES (2013) relatam que o referido rio, na região metropolitana de Porto Alegre, apresenta alta concentração de poluentes e matéria orgânica, o que provoca a diminuição do oxigênio da água, causando a morte de animais aquáticos.

As demandas bioquímicas de oxigênio (DBO), em geral, foram baixas com a maioria dos valores abaixo de 3 mg.L^{-1} , que é o limite para a classe 1 da resolução CONAMA 357/2005. Apesar disto foram registrados alguns picos a serem destacados, como os do inverno/2001 de $5,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (EA 01) e $7,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (EA 02); de $5,6 \text{ mg.L}^{-1}$ no verão/02 (EA 03) e de $8,8 \text{ mg.L}^{-1}$ no inverno/2002 (EA 12). Não houve uma visível diferença entre os ambientes de reservatório e os de rios, a exceção do ocorrido no outono/2003 onde se observou uma tendência de aumento de DBO, nas EAs de jusante, a partir da EA 09.

No que se refere a frequências relativas, a maioria dos valores de DBO estiveram dentro dos intervalos de 0,0 a $2,8 \text{ mg.L}^{-1}$. É importante se ressaltar que esta demanda esteve mais elevada nas EAs 01, 02 e 03 (possivelmente em função de despejos de esgotos sanitários), após reduziu nas EAs 04 a 09 e voltou a subir da EA 10 em diante, este . Na EA 14, antes da confluência do Rio dos Sinos com o Paranhana, 100% dos valores estiveram dentro dos dois referidos intervalos de classes, mostrando que o Rio dos Sinos (neste trecho) está em uma melhor condição que a EA 13, foz do Paranhana.

O fato da maior parte dos valores de DBO terem ficado abaixo de 3 mg.L^{-1} pode ser um bom sinal, mas os picos de altas demandas, refletem momentos de elevação no grau de poluição, o que deve ser um alerta para que se busque medidas preventivas e de recuperação da qualidade da água.

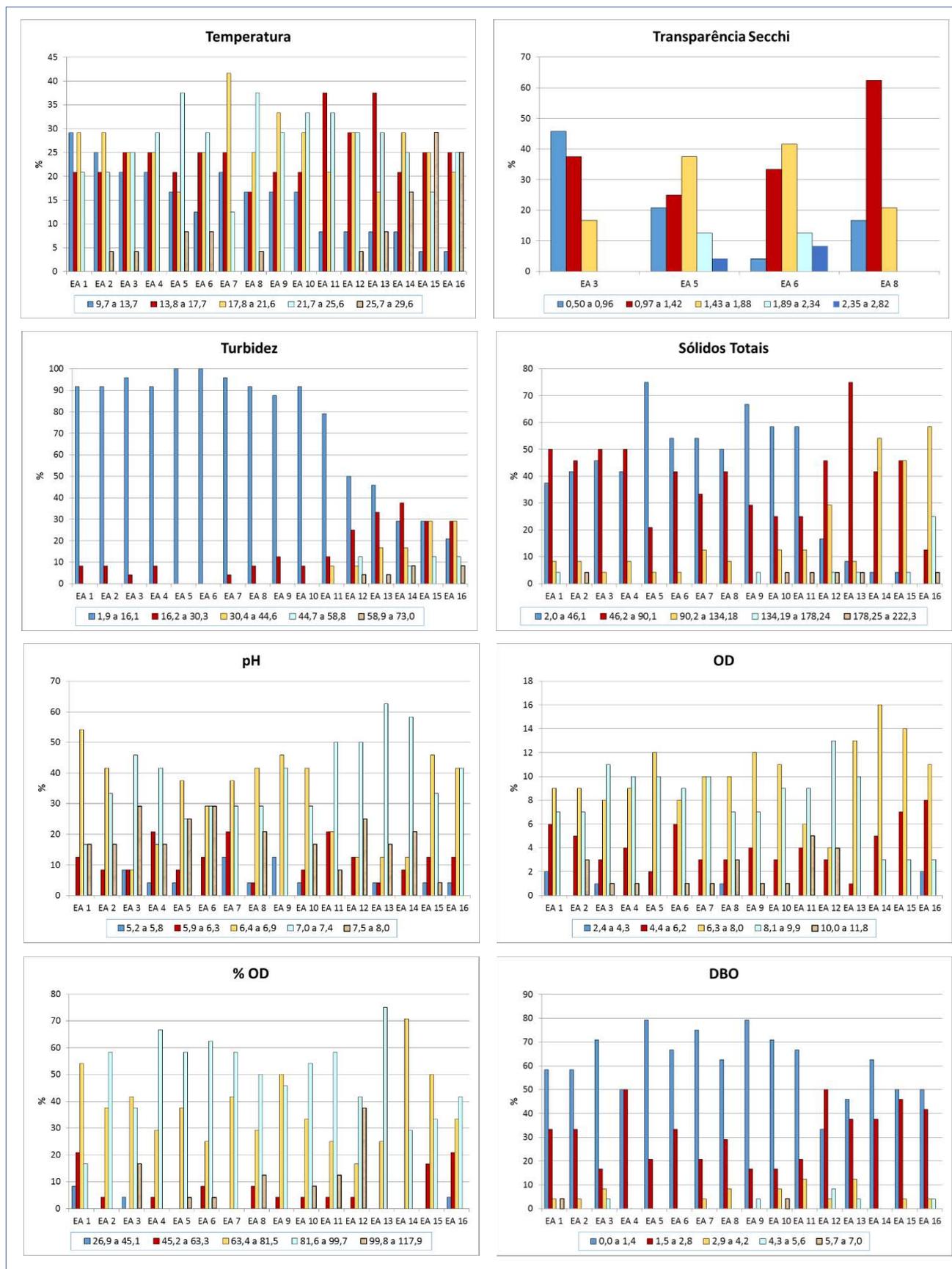


Figura 4: Frequências relativas das determinações de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), transparência Secchi (m), turbidez (NTU), sólidos totais (mg.L^{-1}), pH, oxigênio dissolvido – OD; percentual de saturação de oxigênio dissolvido - % OD e demanda bioquímica de oxigênio – DBO (mg.L^{-1}), nas dezesseis estações amostrais (EAs). Intervalos de classes em suas respectivas unidades.

A condutividade elétrica da água foi extremamente baixa nos reservatórios, com valor máximo de $29\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, no verão/2003 (EA 01). Nos rios esta variável sofreu aumento, chegando ao valor máximo de $126\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, ocorrido no outono/2003 (EA 15). Destaca-se que o referido aumento deu-se a partir da EA 12, localizada no rio Paranhana na altura do Município de Igrejinha.

Todas as EAs do Sistema Salto apresentaram 100% dos valores de condutividade no intervalo de classe entre 10 e $33\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Isto também ocorreu no trecho inicial do Paranhana (EA 11) e possibilitou uma redução, por diluição, dos impactos provocados pelos esgotos sanitários provenientes dos municípios de Três Coroas e Igrejinha, nas EAs 12 e 13. A partir desta última estação amostral foi ocorrendo um gradual aumento na condutividade elétrica da água, que pode ser observado pelo aumento da frequência relativa nos intervalos de classes de maiores valores.

A boa qualidade da água dos reservatórios, demonstrada através dos resultados já mencionados, é confirmada pela condutividade elétrica. Esta variável está diretamente relacionada à concentração de sais dissolvidos, que no caso dos ambientes límnicos tem uma das principais origens na decomposição de compostos orgânicos, como por exemplo os originários dos lançamentos de esgotos. Quando estes lançamentos ocorrem a condutividade sofre aumento, isto é observado nas estações amostrais de jusante, onde existem vários pontos de descarga de esgoto doméstico bruto.

O nitrogênio total, em geral, oscilou numa faixa de baixas concentrações com valores inferiores a $2,17\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Havendo apenas duas exceções com a apresentação de um pico de $7,6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, na primavera/2001 (EA 10) e de outro com $10,10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no mesmo período, porém na EA 15.

A frequência de valores baixos de nitrogênio total foi predominante, na maioria das EAs 100% das determinações ficaram no intervalo entre 0,00 e $2,02\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Nas EAs em que ocorreu o aparecimento de valores maiores, o referido intervalo de classe ainda

permaneceu com um percentual de até 87,5% das determinações.

Assim como a DBO e a condutividade, foram encontradas também boas concentrações de nitrogênio total, indicando um baixo nível de poluição por este nutriente. Apesar disso os valores extremos observados na primavera/2001, citados anteriormente, são sinais de alerta para que se busque a preservação dos ambientes estudados.

O Fósforo total apresentou uma concentração máxima de $181\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, no outono/2003 (EA 11). Sendo que a grande maioria ficou abaixo de $40\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, mostrando ser pequena a contaminação por fósforo nos ambientes estudados. Houve uma tendência, em praticamente todos os períodos, de uma elevação das concentrações no sentido de montante a jusante, sobre tudo a partir da EA 12. Nos reservatórios, os valores observados foram em sua maioria inferiores a $20\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, porém foi constatado um pico de $100\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, no outono/2003 (EA 07).

Até a EA 12, mais de 75% dos valores estiveram dentro do primeiro intervalo de classe ($0,0$ a $36\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), a partir desta estação amostral as concentrações de fósforo total foram aumentando progressivamente, atingindo 54,2% dos valores no intervalo entre 73 e $109\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, na EA 16.

Em relação à clorofila-*a*, na maioria dos casos, ocorreram baixos teores. Sendo importante se ressaltar alguns picos a partir de $20\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, ocorridos no verão/2003 e no outono/03, nos reservatórios. Como era de se esperar, os reservatórios apresentaram as mais elevadas concentrações, havendo uma tendência de decréscimo nas EAs dos rios, onde em alguns casos as análises mostraram concentrações não detectadas de clorofila. Nos rios, o maior valor encontrado foi de $17\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, no verão/2003 (EA 14).

Os dados de frequência relativa de clorofila-*a* mostram que a grande maioria dos valores ficaram no primeiro intervalo de classes, entre 0,0 e $7,3\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Valores acima deste intervalo foram observados sobre tudo nas EAs dos reservatórios (EAs 03 a 09), onde destaca-se os 16,7% no intervalo de classe que vai de 14,7 a $21,9\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

A predominância de baixos teores de clorofila-*a*, nos reservatórios, ocorreu principalmente em função das baixas concentrações de fósforo total, visto que em geral as demais variáveis estudadas foram favoráveis ao crescimento fitoplanctônico. Isto fica evidente quando se observa, sobretudo, os dados de temperatura, transparência Secchi e turbidez. O mesmo não pode ser dito para os rios, pois nestes ambientes a turbidez foi em sua maioria bem mais elevada, além das próprias condições de turbulência da água que atuam prejudicando o desenvolvimento do fitoplâncton.

As concentrações de coliformes totais foram elevadas sobre tudo nos rios, a partir da EA 11. Nos reservatórios, em geral, não se observou altas concentrações, com exceção do inverno/01 e da primavera/2001. No inverno detectou-se altas concentrações nas EAs 01, 02, 03 e 04, chegando a 120.000 NMP/100mL. Na primavera, as EAs 01 e 02 estiveram bem contaminadas, também, e apresentaram respectivamente, 29.090 e 86.640 NMP/100mL. Já o valor crítico nos rios chegou a 547.500 NMP/100mL, no outono/2002 (EA 14).

Os coliformes totais tiveram a maioria dos valores no primeiro intervalo de classe, entre 1 e 137.355 NMP/100mL. Especificamente no Sistema Salto (EA 01 a EA 10) 100% dos valores ficaram no referido intervalo, contudo na EA 13 ocorreram 4,2% dos dados no intervalo de classes de maiores valores e na EA 14 foram 8,4% das concentrações determinadas entre os intervalos três e quatro, que vão de 274.709 a 549.515 NMP/100mL.

Os coliformes termotolerantes estiveram em baixas concentrações nos reservatórios, com exceção do inverno/01, onde ocorreram dois picos nas EAs 01 e 02, de respectivamente 9.070 e 7.030 NMP/100ml e outros três picos na primavera/01 nas EAs 02, 03 e 04 com concentrações que se aproximaram de 10.000 NMP/100ml. Nos rios foram detectadas altas concentrações, principalmente a partir da EA 12, ocorrendo um valor extremamente elevado de 198.628 NMP/100ml, no outono/03 (EA 12).

Em relação às frequências relativas, (nas EAs do Sistema Salto e na EA 11, trecho inicial do Rio Paranhana) os coliformes termotolerantes apresentaram 100% dos valores dentro intervalo de classe entre 1 e 39.726 NMP/100ml, isto foi verificado também na EA 15. Na EA 12, onde ocorreram as maiores concentrações de coliformes termotolerantes, observou-se 4,2 % dos valores no último intervalo de classe, que tem concentrações até 198.628 NMP/100ml.

Dentro dos padrões de variáveis (parâmetros) da qualidade da água, fornecidos pela resolução CONAMA 357/2005, para diferentes usos, pode-se dizer que excetuando os coliformes termotolerantes, as demais variáveis estudadas estiveram, nos dois anos de monitoramento, em situações compatíveis com usos para abastecimento público.

Os coliformes termotolerantes, no Sistema Salto, ficaram dentro dos padrões para abastecimento público, estando 78,8% das determinações abaixo de 200 NMP/100ml. Entretanto, foi registrada uma situação crítica nos rios, onde 53,6% das determinações ficaram acima de 4.000 NMP/100ml, valor a partir do qual a referida Resolução CONAMA não prevê mais uso das águas para abastecimento público, contudo existem captações para abastecimento de vários municípios situados nas bacias do Rio Paranhana e Rio dos Sinos, tais como os municípios de Igrejinha, Campo Bom e Novo Hamburgo.

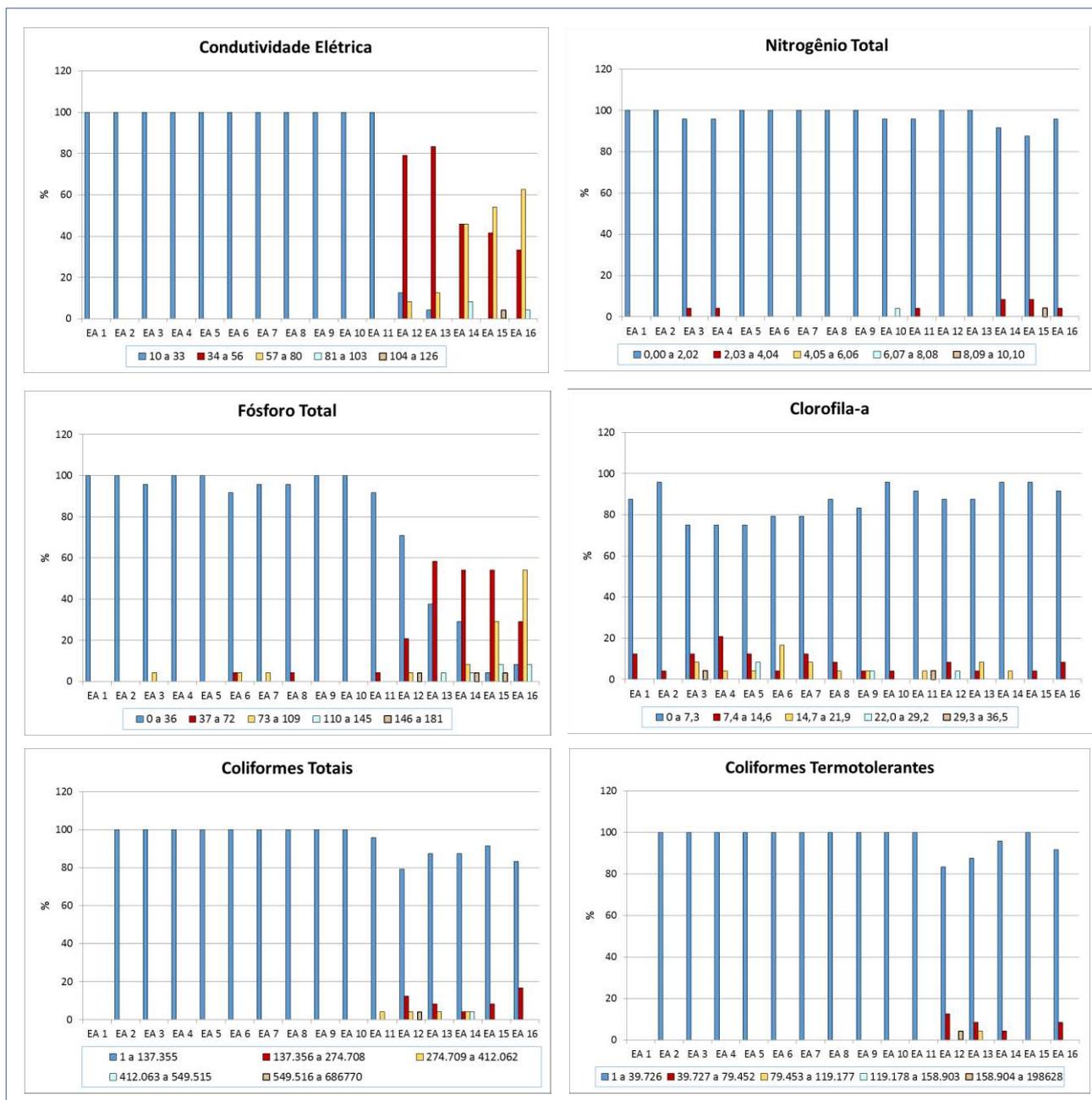


Figura 5: Frequências relativas das determinações de condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), nitrogênio total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), fósforo total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), clorofila-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), coliformes totais (NMP/100mL), coliformes termotolerantes (NMP/100mL), nas dezesseis estações amostrais (EAs). Intervalos de classes em suas respectivas unidades.

Identificação das Principais Variáveis nos Ambientes de Reservatório e de Rios

Para a identificação das principais variáveis estudadas, ou seja, aquelas que melhor explicam a ordenação das estações amostrais foram realizadas análises de componentes principais – PCA.

A PCA feita para os ambientes de reservatórios mostrou que 97,1% da variância dos dados é explicada pelo componente 1 e 1,4% pelo componente 2. Os coliformes termotolerantes apresentaram uma correlação de 0,99 com o componente 1, enquanto que os sólidos totais de 0,97 com o componente 2. Observando-se o alto percentual de explicação

de distribuição e comportamento dos dados pelo componente 1 e a alta correlação dos coliformes termotolerantes como este mesmo componente, pode-se dizer que esta variável ambiental é a principal e mais recomendada em um estudo de qualidade da água nestes ambientes.

Nos rios a PCA mostrou que 99,6% da variância dos dados é explicada pelo componente 1 e 0,2% pelo componente 2. Os coliformes termotolerantes apresentaram uma correlação de 0,99 com o componente 1, enquanto que o fósforo total de 0,78 com o componente 2. Neste caso também ficou evidente a alta contribuição do componente 1 na distribuição dos dados e os coliformes termotolerantes como a principal variável ambiental a ser inserida para um levantamento da qualidade da água nos ambientes estudados.

Verificação das Classes de Qualidade das Águas Segundo Padrões do Conama

Ao realizar a análise de frequência relativa dos resultados da aplicação dos padrões da Resolução Conama 357/2005, verificou-se que nos reservatórios até a EA 11, apresentaram 84,5% dos valores dentro dos referenciais para as classes 1 e 2. No trecho de jusante destas estações amostrais, Eas 12 à 16, observou-se 92,1% dos valores dentro dos padrões para classes 3 e 4 (Figura 6).

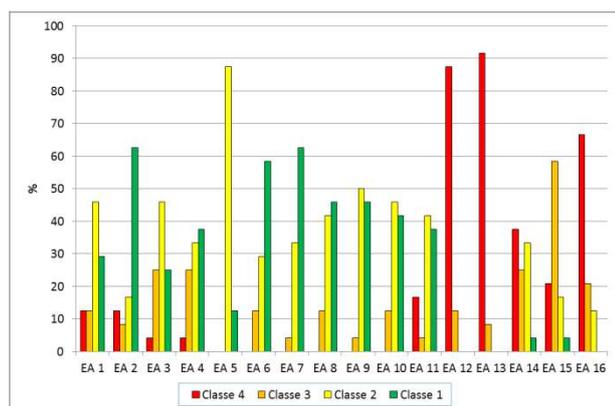


Figura 6: Frequência relativa das determinações de classes de qualidade da água, segundo Conama 357/2005.

Estes resultados corroboram as constatações feitas nas análises das variáveis estudadas, apresentadas anteriormente,

mostrando uma condição boa para as águas dos reservatórios e situações de degradação da qualidade nos trechos dos rios, situados a jusante.

Frequências Relativas das Classes de IQA NSF-CETESB

O cálculo do IQA NSF-CETESB para os dados obtidos no monitoramento das 16 EAs, mostrou o predomínio de condições boas a regulares de qualidade da água. Os reservatórios até a EA 11 ficaram com condições boas em mais de 70,0% das amostragens realizadas, a partir da EA 12 até a EA 16, 87,5% das verificações mostraram qualidade regular para as águas. Estas constatações ratificam as afirmações sobre a boa qualidade das águas nos reservatórios, feitas nas análises de frequências relativas e nas verificações das classes de qualidade da água com os padrões da Resolução Conama, no entanto, contradizem estas mesmas análises feitas para as EAs dos rios (Figura 7).

A comparação dos resultados obtidos com as análises de frequências relativas para cada uma das variáveis e para o levantamento das classes Conama, com o resultado da aplicação do IQA NSF-CETESB permite verificar que o índice de qualidade da água foi pouco restritivo, pois mostrou qualidade boa ou regular para ambientes com qualidade da água comprometida por despejos de efluentes sanitários.

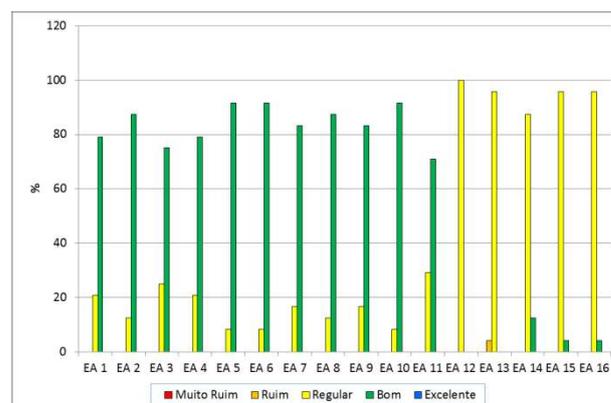


Figura 7: Frequências relativas das determinações IQA NSF-CETESB para as dezesseis estações amostrais.

CONCLUSÕES

Os reservatórios apresentaram, em geral, água de boa qualidade com alta transparência, teores de nutrientes característicos de ambientes oligotróficos, e baixas concentrações de coliformes termotolerantes.

A predominância de baixos teores de clorofila-a nos reservatórios ocorreu principalmente em função das baixas concentrações de fósforo total, visto que em geral as demais variáveis estudadas foram favoráveis ao crescimento fitoplanctônico.

Nos rios houve uma tendência, em praticamente todos os períodos, de elevação dos valores no sentido de montante a jusante. Este aumento ocorreu especialmente na turbidez e nos coliformes, no caso destes últimos, ultrapassando dezenas de vezes o determinado na resolução CONAMA 357/2005, para águas de classe 3, a menos restritiva para águas destinadas ao tratamento para consumo humano.

Corroborando com esta afirmação a aplicação da PCA mostrou que coliformes termotolerantes e sólidos totais foram as variáveis que mais influenciaram na diferenciação das estações amostrais. Sendo importante ressaltar que dentre estas duas variáveis os coliformes termotolerantes representam fundamentalmente a principal variável.

O resultado da aplicação do IQA NSF-CETESB permitiu verificar que o índice de qualidade da água foi pouco restritivo, pois mostrou qualidade boa ou regular para ambientes com qualidade da água comprometida por despejos de efluentes sanitários. Esta constatação deixa clara a necessidade da elaboração de trabalhos que permitam a adequação de IQAs que traduzam o mais próximo possível as condições de qualidade da água reais dos ambientes a que sejam aplicados.

Por fim, é importante se ressaltar a necessidade da preservação da água dos reservatórios, que se encontram em boas condições, assim como a recuperação da qualidade nos rios Paranhana e dos Sinos,

importantes mananciais de abastecimento de água na região metropolitana de Porto Alegre.

AGRADECIMENTOS

À UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pelo fornecimento da estrutura logística e laboratorial; à FINEP – financiadora de estudos e projetos, pelo financiamento do projeto e; ao CNPq - pela concessão das bolsas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, M.J., EDBERG, S.C. The public health significance of bacterial indicators in drinking water. International Conference “Coliforms and E. coli: Problem or solution?”, University of Leeds, UK, September 24-27, 1995.

APHA. **Standard methods for the examination of water and waste water.** 19 Ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 1995.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações.** Porto Alegre: Artmed, 2003.

CETESB, São Paulo. Revisão dos índices de qualidade da água da CETESB - Relatório interno. São Paulo: CETESB, 2002.

CETESB. IQA - Índice de qualidade das águas. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/02.pdf>. Acesso em 05 de maio de 2014.

CONTE, S.M.; RABELO, I.M.M.; GIORDANI, A.T. & DEWES, W. 2000. Ocorrência de *Cylindrospermopsis raciborskii* nas bacias hidrográficas dos Rios dos Sinos e Caí, RS. – Brasil. Pp. 273-274. In: **Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre, RS. 521p.

CYBIS, L.F.; YUNES, S.J.; MERTEN, G.H.; CARVALHO, E.N.; FRANZEN, M. E FRANTZ, A. Gerenciamento Ambiental Integrado da Qualidade da Água dos

Reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas (RS). 2005. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nr=000930501&loc=2014&l=9e0e73a10594d8e6>

PANTE, A. R. Aplicação de instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos na Bacia do Rio Paranhana. 2006. 138 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2006.

McCUNE, B. e GRACE, J.B. **Analysis of Ecological Communities**. Oregon, USA: MjM Software Design, 2002.

OLIVEIRA, L. A. e HENKES, J. A. Poluição Hídrica: Poluição Industrial no Rio dos Sinos-RS. **Revista Gestão Sustentável Ambiental**, Florianópolis, v.2, n.1, p186-221. Abr. /set. 2013.

UNIVERSITY OF OSLO. Past – Paleontological Statistics. Natural History Museum, 2013.
<http://folk.uio.no/ohammer/past/>

6. ARTIGO II



VI-106 - ADEQUAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA DA "NATIONAL SANITATION FOUNDATION" (NSF), DOS ESTADOS UNIDOS, À REALIDADE BRASILEIRA

Eudimar Nascimento de Carvalho⁽¹⁾

Biólogo – Universidade Federal de Goiás; Mestre em Ecologia – Centro de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul; Doutorando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Luiz Fernando Cybis⁽²⁾

Professor, orientador, pesquisador e consultor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Doutor em Engenharia Sanitária e Ambiental pela The University of Leeds, Inglaterra.

Endereço⁽¹⁾: Instituto de Pesquisas Hidráulicas; Av. Bento Gonçalves, 9500 – Campus do Vale/UFRGS – Porto Alegre RS – Caixa Postal 15029 – CEP 91501-970 - Brasil - Tel: (51) 3316-6564 - e-mail: eudimar@ppgiph.ufrgs.br

Endereço⁽²⁾: Instituto de Pesquisas Hidráulicas; Av. Bento Gonçalves, 9500 – Campus do Vale/UFRGS – Porto Alegre RS – Caixa Postal 15029 – CEP 91501-970 - Brasil - Tel: (51) 3316-6567 - e-mail: lfcybis@iph.ufrgs.br

RESUMO

No mundo atual existe um emprego considerável de índices, pois eles têm sido ferramentas imprescindíveis em áreas como administração, economia, saúde, engenharia e meio ambiente, por exemplo. Em relação à qualidade da água os índices podem ser utilizados para indicar a qualidade para abastecimento humano, preservação da vida aquática ou ainda procurar abranger as duas questões. Os objetivos do presente trabalho são, através da adequação do índice de qualidade da água da *National Sanitation Foundation* (NSF), obter um índice de qualidade da água a ser aplicado em estudos de avaliação de impactos e caracterização, bem como, em atividades de gerenciamento que levem a preservação e recuperação de mananciais utilizados para abastecimento humano. Para tal, foram estudados sete casos, em que a água apresentava diferentes qualidades. Pode-se observar que este índice expressou bem a qualidade da água quando esta encontrava-se em um bom nível, principalmente com baixas concentrações de coliformes fecais e alto percentual de saturação de OD. Porém, nos demais casos, o índice superestimou a qualidade da água. Neste trabalho procedeu-se a adequação do referido IQA, ou seja, a elaboração do IQA NSF Coli 25, onde foi elaborada uma nova curva de sub-índices de fósforo total, criada e incorporada uma curva de sub-índices de clorofila-a e adotados novos pesos para cada variável, na obtenção do IQA revisado. Dentro desta distribuição de pesos foram concedidos os maiores pesos para os coliformes e para a clorofila-a, devido as suas atuais importâncias na determinação da qualidade da água nos mananciais de água brasileiros.

PALAVRAS-CHAVE: IQA, Clorofila, Monitoramento da Água, IQA NSF Coli 25, Recursos Hídricos.

INTRODUÇÃO

Em sentido amplo um índice ambiental é um número ou uma classificação descritiva de uma grande quantidade de dados ou informações ambientais cujo propósito principal é simplificar a informação para que possa ser útil a diretores de entidades e ao público em geral. Também, pode-se utilizar índices em estudos de impactos.

Quanto aos estudos de impactos, os índices ambientais cumprem um ou mais dos seguintes objetivos: (a) resumir os dados ambientais existentes; (b) comunicar informações sobre a qualidade do meio afetado; (c) avaliar a vulnerabilidade ou susceptibilidade a contaminação de uma determinada categoria ambiental; (d) centrar-se seletivamente nos fatores ambientais chaves; (e) servir como base para a expressão de impacto ao predizer as diferenças entre o valor de índice com projeto e o valor do mesmo índice sem projeto.

Em relação à elaboração de índices, podemos dizer que partindo-se dos objetivos para os quais eles serão empregados, o primeiro passo é a seleção das variáveis que os compõem e que se prestarão ao cálculo dos sub-índices. Isso ocorre porque o valor de um índice é uma representação de uma determinada qualidade,



obtida pelo agrupamento de sub-índices, que por sua vez tiveram sua origem na observação de determinadas variáveis (parâmetros).

A proposta de utilização/criação de um índice é simplificar e passa por um processo de parcimônia e apresentação de um número de informações possíveis de uma forma conveniente e com significado necessário. A manipulação matemática procura reduzir duas ou mais variáveis para um simples número.

Neste trabalho procedeu-se a adequação do IQA NSF, chamado aqui NSF Coli 25, onde foi elaborada uma nova curva de sub-índices de fósforo total, criada e incorporada uma curva de sub-índices de clorofila-a e adotados novos pesos para cada variável, na obtenção do IQA revisado. Dentro desta distribuição de pesos foram concedidos os maiores pesos para os coliformes e para a clorofila-a, devido as suas atuais importâncias na determinação da qualidade da água nos mananciais de água brasileiros.

ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA

Os índices, segundo OTT (1978), apresentam duas etapas básicas na obtenção de seu valor final, assim resumidas: (a) cálculo dos sub-índices de cada uma das variáveis utilizadas no índice; (b) agregação dos sub-índices para obtenção do índice.

Para o cálculo dos sub-índices são utilizadas diferentes funções matemáticas específicas a cada um deles, procurando representar o resultado referente a uma determinada variável ambiental, genericamente assim definido (Equação 1):

Equação 1

$$I_i = f_i(X_i)$$

Sendo: X_i = valor observado no inésimo parâmetro;
 I_i = sub-índice calculado usando a função $f_i(X_i)$.

Depois de calculados os sub-índices, os mesmos serão agregados por uma segunda função matemática para gerar o Índice (Equação 2):

Equação 2

$$I = g(I_1, I_2, \dots, I_n)$$

Sendo: I = índice que se deseja obter;
 I_i = sub-índice calculado usando a função $f_i(X_i)$;
 n = número de parâmetros avaliados.

a) Forma Aditiva de agregação de sub-índices.

É a forma mais simples de agregação podemos simplesmente somar os sub-índices (Equação 3).

Equação 3

$$I = \sum_{i=1}^n I_i$$

Onde:
 I_i = sub-índice referente ao variável i ;
 n = número de variáveis.

A utilização desta forma poderá gerar uma região ambígua onde ocorrerão falhas, sendo que, quanto mais variáveis forem incluídas no índice maior a ambigüidade. Isto poderá ser diminuído com a utilização de um



coeficiente multiplicador para cada sub-índice, denominado peso. Neste caso os valores exagerados irão desaparecer e a região onde ocorre a ambigüidade diminuirá.

Usualmente os pesos são distribuídos para cada sub-índice de forma que sua soma seja 1. Portanto, com a forma aditiva utilizando pesos temos (Equação 4):

Equação 4

$$I = \sum_{i=1}^n w_i * I_i$$

onde:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

sendo:

w_i é o peso correspondente ao sub-índice i .

No caso de duas variáveis temos a seguinte relação (Equação 5):

Equação 5

$$I = I_1 * w_1 + I_2 * w_2$$

$$\text{sendo } w_1 + w_2 = 1$$

A região ambígua pode ainda ser reduzida ao se estabelecer a mesma faixa de valores para o sub-índice e para o índice, tal como o estabelecimento de uma faixa de variação entre 0 e 100.

A forma aditiva ponderada, apesar de conseguir reduzir o problema da ambigüidade, pode não ser adequada para evitar um problema também bastante sério que é o eclipsamento de resultados, o que resulta na subestimação (um sub-índice muito ruim que não altera o resultado final do índice) ou superestimação (um sub-índice muito bom que eclipsa os resultados ruins de outros) de sub-índices. Podem ainda ocorrer outras situações onde o índice não representa de forma coerente o que vem ocorrendo de uma maneira geral com todos os sub-índices ou, pelo menos, com os mais significativos (OTT, 1978).

Apesar destas limitações, a forma aditiva ponderada é a mais utilizada na agregação de sub-índices, pelo fato de poder atribuir pesos de acordo com a importância da variável.

b) Forma multiplicativa

A forma multiplicativa é usada em índices de escalas decrescentes e tornou-se a forma mais utilizada em índices. Uma de suas características é evitar o eclipsamento pois se um sub-índice é ruim ele afetará o índice significativamente, assim como se um sub-índice apresentar valor 0 (zero) o índice também será zerado (Equação 6).

Temos a equação básica:

Equação 6

$$I = \prod_{i=1}^n I_i^{w_i}$$

$$\text{onde: } \sum_{i=1}^n w_i = 1.$$

**• Considerações Sobre a Utilização de Índices de Qualidade da Água**

Atualmente existe um emprego considerável de índices, em todo o mundo. Com relação à qualidade da água, estes podem ser empregados para indicar a qualidade para abastecimento doméstico, preservação da comunidade aquática e ainda procurando abranger as duas questões, COUILLAR e LEFEBVRE (1985).

O índice de qualidade da água (IQA) da *National Sanitation Foundation* (NSF) é um dos índices de qualidade da água mais utilizados no Brasil. Em alguns casos com a sua metodologia original, em outros casos, com adaptações regionais, como é procedido pelo Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (COMITESINOS) e pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) do Estado de São Paulo.

• Índice de Qualidade da Água do COMITESINOS

Em 1990 uma comissão formada por técnicos de diversas entidades ligadas ao Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (COMITESINOS), estabelece um Índice de Qualidade da Água (IQA) para o Rio dos Sinos (RS), com base em diversos trabalhos até então existentes e a partir de critérios discutidos e adotados em alguns estados brasileiros e outros países.

A necessidade de adotar uma sistemática de informação ao público do Vale do Rio dos Sinos, surgiu em decorrência da implantação do COMITESINOS, onde os órgãos envolvidos com monitoramento foram solicitados pelas demais entidades representativas da comunidade e integrantes do Conselho Diretor, no sentido de fornecer periodicamente informações sobre a qualidade da água do rio.

A possibilidade da inclusão de cada variável, adotada no IQA NSF, foi discutida para cálculo do IQA a ser utilizado no Rio dos Sinos, ficando mantidas todas as variáveis, exceto o desvio da temperatura de equilíbrio. A metodologia completa para a aplicação do IQA encontra-se em COMITESINOS (1990).

• Índice de Qualidade da Água da CETESB

Originalmente para o IQA NSF foram adotadas nove variáveis (parâmetros) e cinco classes de qualidade, para o enquadramento dos valores finais obtidas através do cálculo deste IQA, conforme pode ser visto nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1: Pesos relativos adotados para o IQA/NSF. Fonte: (BROWN *et al.*, 1970).

Variáveis (parâmetros)	Pesos relativos
Oxigênio dissolvido (% saturação)	0,17
Coliformes fecais	0,15
pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio	0,10
Temperatura	0,10
Fosfato	0,10
Nitrato	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

Tabela 2: Classificação da qualidade, valor numérico e cor. De acordo com as cinco classes determinadas para valores do IQA/NSF. Fonte: CANTER (1998).

Classificação da qualidade	Valor numérico do IQA	Cor
Muito ruim	0-25	Vermelho
ruim	26-50	Laranja
Regular	51-70	Amarelo
Bom	71-90	Verde
Excelente	91-100	Azul



A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) do Estado de São Paulo, a partir de estudos, realizou algumas adaptações ao IQA da NSF, e desde então vem utilizando-o para avaliar a qualidade das águas neste estado. O índice adaptado pela CETESB, incorpora também nove variáveis ambientais. Tendo como ponto principal de diferença, em relação ao IQA NSF, a substituição das variáveis fosfato e nitrato, por nitrogênio e fósforo totais (CETESB, 2001). A substituição destas variáveis parece pertinente, pois neste caso, as concentrações totais de nutrientes, tanto de nitrogênio quanto de fósforo trazem uma medida mais significativa do potencial destes no ambiente. Porém, é importante ressaltar que as concentrações de nitrato na água podem indicar risco à saúde humana. A Figura 1, mostra as variáveis, pesos e curvas utilizados pela CETESB.

É notório que o fósforo é o mais importante limitador do crescimento fitoplanctônico nos ecossistemas aquáticos continentais. Seus teores na água determinam o potencial gerador de biomassa de algas e cianobactérias que o corpo hídrico pode ter. Partindo-se deste princípio e das bases já abordadas, foi determinada a curva para o cálculo de sub-índices de fósforo total.

As principais referências bibliográficas utilizadas para a elaboração da curva de sub-índices foram as que trazem relações entre fósforo total e estado trófico, como as classificações adotadas por VOLLENWEIDER (1968), por TOLEDO (1990) e por WETZEL (1993), além das relações entre fósforo total e clorofila-*a*, descritas por CARLSON (1977).

A inclusão da clorofila-*a* foi realizada mediante a elaboração de uma curva de sub-índices por concentração, na qual teve-se por base a nova curva de sub-índices de fósforo total e a relações fósforo total-clorofila-*a*, descritas por CARLSON (1977).

Para o ajustamento dos pesos das variáveis, em primeiro lugar procurou-se classificar as variáveis pertencentes ao IQA em nível de importância, no que se refere à realidade atual brasileira, resultou em primeiro nível de importância os coliformes fecais; em segundo nível a clorofila-*a* e o percentual de Oxigênio dissolvido (%OD); em terceiro nível o fósforo total, em quarto nível a DBO; em quinto o nitrogênio total e os sólidos totais; em sexto nível de importância a turbidez, o pH e a temperatura da água.

RESULTADOS

• Aplicação do IQA NSF-CETESB

Para analisar as diferentes respostas do IQA NSF-CETESB em função dos valores encontrados para cada uma das nove variáveis adotadas por este índice, foram utilizados dados de distintos corpos d'água do Rio Grande do Sul e do Estado de São Paulo. A seguir são colocados sete casos em que a água aparece em diferentes condições de qualidade.

No primeiro caso a amostra selecionada para análise foi do reservatório Divisa (RS) na qual tem-se um IQA com classificação boa (IQA = 89), a avaliação da qualidade da água neste caso foi satisfatória pois todas as variáveis estiveram em um bom estado, tanto no que diz respeito ao abastecimento humano (objetivo de aplicação deste IQA), quanto para a preservação da vida aquática. Porém por apresentar a concentração de coliformes fecais igual a 1 NMP/100ml esta amostra seria classificada pela Resolução CONAMA 357/05 como de classe 1, embora estando no limite para classe especial (Quadro 1).

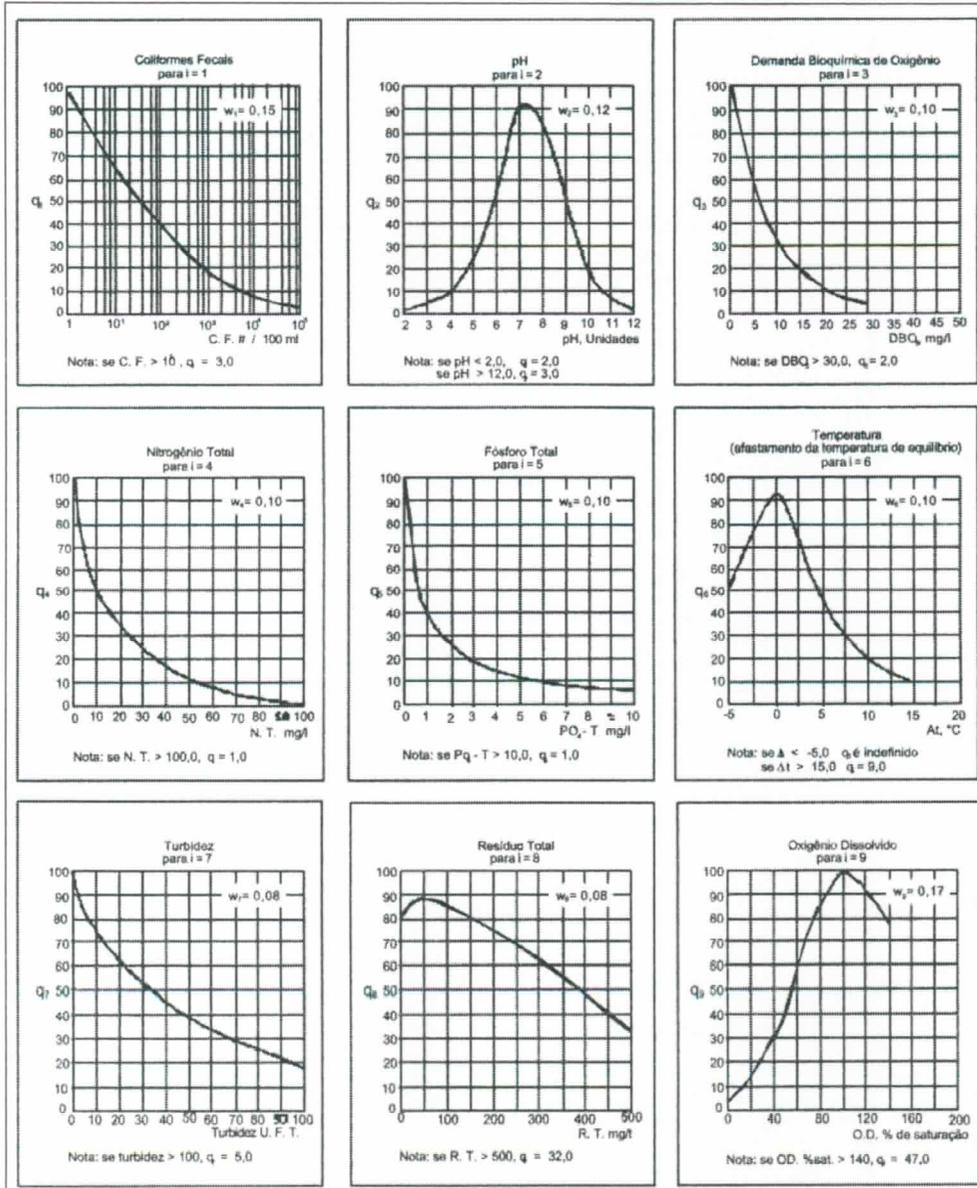


Figura 1: Curvas médias de variação de qualidade das águas. Fonte: CETESB (2000).

No segundo caso uma amostra do rio dos Sinos, no Município de Taquara (RS), onde obteve-se um classificação boa (IQA = 76) que, também, se considera uma avaliação aceitável pelo IQA, pois neste caso a água apresenta boas características em relação as variáveis físicas e químicas, sendo que os coliformes fecais estão em uma concentração mais elevada que no primeiro caso, o que fez cair o valor do índice mas ainda permitiu uma classificação dentro do intervalo de boa, assim como dentro da classe 1 da CONAMA 357/05 (Quadro 2).

O terceiro caso apresenta uma amostra do Rio Paranhana no Município de Três Coroas (RS) tendo-se a classificação regular (IQA = 56), revelando baixa sensibilidade para expressão da característica real da qualidade da água, pois a concentração de coliformes fecais é altíssima (57.940 NMP/100ml) com o sub-índice desta variável dando 4,9 e a referida amostra pertencendo a classe 4 da CONAMA 357/05 (Quadro 3).

**Quadro 1: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Reservatório Divisa (RS), (IQA = 89).**

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
Temperatura (°C)	22,1	-	92
Turbidez (FTU)	10	40 (para classe 1)	72
Sólidos totais (mg/L)	55	-	84
pH	7,5	6 a 9	92
%OD	87	-	92
DBO (mg/L)	1	3 (para classe 1)	89
P-Total (µg/L)	1,2	20 (para Classe 1)	91
N-Total (mg/L)	0,3	-	97
Colif. Fecais (NMP/100mL)	1	200 (para classe 1)	99

Quadro 2: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Rio dos Sinos, no Município de Taquara (RS), (IQA = 76).

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
Temperatura (°C)	23,8	-	92
Turbidez (FTU)	11,8	40 (para classe 1)	76
Sólidos totais (mg/L)	60,5	-	84
pH	6,9	6 a 9	87
%OD	80,5	-	87
DBO (mg/L)	1,6	3 (para classe 1)	83
P-Total (µg/L)	2,5	25 (para classe 1)	90
N-Total (mg/L)	0,2	-	98
Colif. Fecais (NMP/100mL)	145	200 (para classe 1)	36

Quadro 3: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Rio Paranhana, no Município de Três Coroas (RS), (IQA = 56).

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
Temperatura (°C)	19,8	-	92
Turbidez (FTU)	19	40 (para classe 1)	67
Sólidos totais (mg/L)	91	-	84
pH	7,1	6 a 9	90
%OD	97,9	-	95
DBO (mg/L)	1,6	3 (para classe 1)	84
P-Total (µg/L)	2,9	100 (para classe 1)	95
N-Total (mg/L)	1,4	-	85
Colif. Fecais (NMP/100mL)	57940	4000 (para classe 3)	5

No quarto caso tem-se amostra do Reservatório Guarapiranga (SP), onde a água foi classificada como de qualidade ruim (IQA = 45) quando de fato deveria estar classificada como muito ruim, devido à alta concentração de coliformes fecais e de fósforo total e do baixo percentual de saturação de oxigênio dissolvido. A título de exemplo a referida água pertencente a classe 4 da CONAMA 357/05, (Quadro 4).

No quinto caso temos uma amostra do Lago Guaíba - Estação 36 do DMAE (RS) – onde também foi observada uma concentração de coliformes fecais de 50000 NMP/100ml e a concentração de fósforo total praticamente dobrada (300 µg.l⁻¹), em relação a amostra anterior, e o percentual de saturação de OD baixo. A classificação da água, neste caso, foi dada regular e não muito ruim, como era de se esperar, apesar da concentração de fósforo total ter praticamente dobrado (Quadro 5).

**Quadro 4: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Reservatório Guarapiranga (SP), (IQA = 45).**

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
Temperatura (°C)	21	-	92
Turbidez (FTU)	15,3	40 (para classe 1)	72
Sólidos totais (mg/L)	111	-	82
pH	7,2	6 a 9	90
%OD	40,1	-	30
DBO (mg/L)	5	5 (para classe 2)	58
P-Total (µg/L)	170	50 (para classe 3)	87
N-Total (mg/L)	0,5	-	90
Colif. Fecais (NMP/100mL)	50000	4000 (para classe 3)	5

Quadro 5: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Lago Guaíba (RS), (IQA = 70).

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
Temperatura (°C)	23	-	92
Turbidez (FTU)	49	100 (para classe 2)	39
Sólidos totais (mg/L)	130	-	83
pH	7,1	6 a 9	89
%OD	44,3	-	34
DBO (mg/L)	2,8	3 (para classe 1)	74
P-Total (µg/L)	300	50 (para classe 3)	85
N-Total (mg/L)	2,09	-	80
Colif. Fecais (NMP/100mL)	50000	4000 (para classe 3)	5

Para o sexto caso foi selecionada uma amostra do Rio Piracicaba, na captação da cidade (Quadro 6), onde o percentual de saturação de OD foi baixo, a DBO elevada e as concentrações de nitrogênio e fósforo totais, assim como a de coliformes fecais foram elevadas, chegando a 30000 NMP/100ml. Contudo o IQA classificou a água como de qualidade ruim (IQA = 28) e não como muito ruim, como seria de esperar.

Quadro 6: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Rio Piracicaba (SP), (IQA = 28).

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
Temperatura (°C)	24	-	92
Turbidez (FTU)	160	100 (para classe 2)	5
Sólidos totais (mg/L)	467	-	35
pH	6,3	6 a 9	65
%OD	29,8	-	21
DBO (mg/L)	10	10 (para classe 3)	34
P-Total (µg/L)	504	150 (para classe 3)	55
N-Total (mg/L)	1,7	-	86
Colif. Fecais (NMP/100mL)	30000	4000 (para classe 3)	6

No Quadro 7 tem-se outra amostra do rio Piracicaba, esta com classificação ruim (IQA = 40). Neste caso o percentual de saturação de OD foi mais baixo ainda (25%) e as concentrações de N-total e P-total, assim como a de coliformes foram elevadas. Apesar de se ter uma classificação de ruim para a água, conforme mencionado, esta amostra também seria classificada como de classe 4 pela CONAMA 357/05, o que poderia equivaler a muito ruim no IQA.

**Quadro 7: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Rio Piracicaba (SP), (IQA = 40).**

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
Temperatura (°C)	24	-	92
Turbidez (FTU)	6	40 (para classe 1)	85
Sólidos totais (mg/L)	185	-	72
PH	7,0	6 a 9	91
%OD	25,0	-	18
DBO (mg/L)	3	3 (para classe 1)	72
P-Total (µg/L)	1780	150 (para classe 3)	28
N-Total (mg/L)	2,4	-	90
Colif. Fecais (NMP/100mL) [†]	17000	4000 (para classe 3)	7

Ao analisar os sete casos citados pode-se dizer que o IQA NSF-CETESB expressou bem a qualidade da água quando esta encontrava-se em um bom nível, principalmente com baixas concentrações de coliformes fecais e alto percentual de saturação de OD. Porém, nos demais casos quando se teve concentrações de coliformes acima de 4000 NMP/100ml, o índice superestimou a qualidade da água. O mesmo foi observado também com as concentrações de fósforo total.

Em relação aos pesos dados às variáveis quando da agregação para a obtenção do índice, ficou evidente que devido ao relativamente baixo peso dado aos coliformes fecais, o IQA NSF-CETESB superestimou a qualidade da água, principalmente nos casos onde esta classificação foi regular e ruim.

• Alterações

De acordo com o observado a curva de fósforo total oferece baixa restritividade, não dando importância às concentrações que de fato provocam o surgimento de florações fitoplanctônicas. A curva não mostra os gradientes de concentração do estado oligotrófico ao hipereutrófico, e sim, registra valores extremamente altos.

Para que se tenha uma idéia da importância do fósforo no crescimento fitoplanctônico, LUND (1965) realizou estudos que mostraram que 1,0 mg.P.l⁻¹ é capaz de produzir 15 milhões de algas *Asterionella*. O aumento da concentração de fósforo não implica somente no aumento da produção do fitoplâncton, mas também em mudanças qualitativas nesta comunidade. Isto significa dizer que a eutrofização artificial, de maneira geral, leva inicialmente a um aumento no número de espécies e no número de indivíduos. Porém, o surgimento de algumas espécies ocorre geralmente em detrimento do desaparecimento de outras (ESTEVEZ, 1998)

A fim de ilustrar melhor a baixa restritividade, ou sensibilidade, da curva de sub-índices de fósforo total no IQA NSF-CETESB mostra-se a Tabela 3, onde aparecem as relações entre concentrações e valores do sub-índice para este nutriente.

O trabalho de CARLSON (1977) realizado em lagos com baixa turbidez, traz relações entre fósforo total e teores de clorofila-*a* na água de superfície (Tabela 4), ficando clara a necessidade de alteração da curva de sub-índices do fósforo no IQA NSF-CETESB.

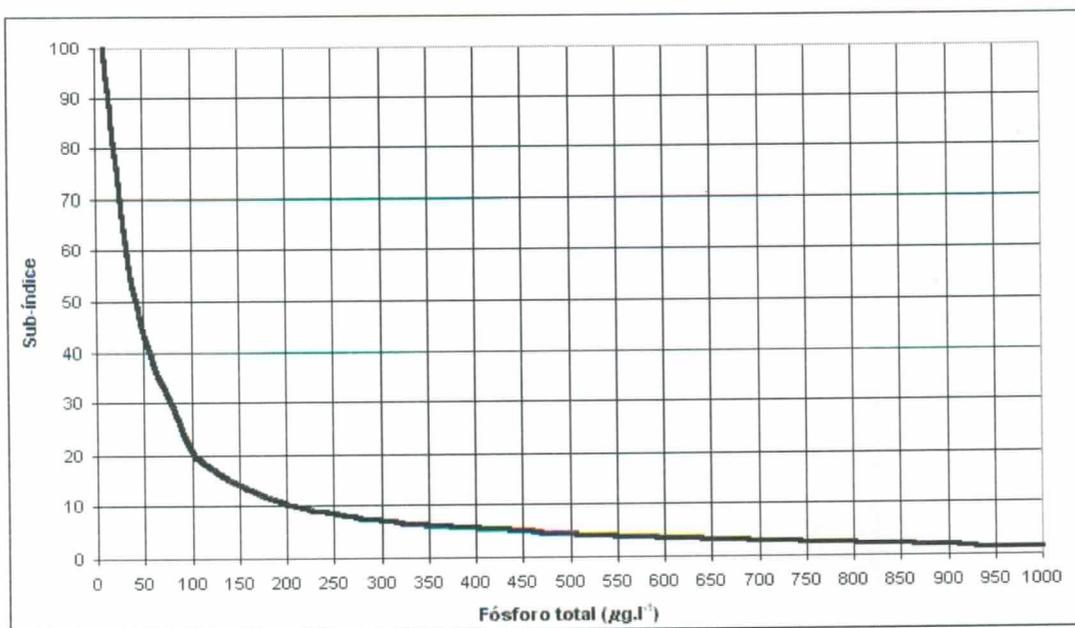
Portanto, foi elaborada uma nova curva de sub-índices de fósforo total, que teve como referência as relações entre fósforo total e estado trófico dadas por VOLLENWEIDER (1968), por TOLEDO (1990) e por WETZEL (1993) e também as relações fósforo total-clorofila-*a*, descritas por CARLSON (1977). A nova curva encontra-se na Figura 2.

**Tabela 3: Concentrações de fósforo total (em $\mu\text{g.l}^{-1}$) e valores equivalentes do sub-índice no IQA NSF-CETESB.**

Fósforo total	Sub-índice
250	90
500	60
1000	40
1500	30
2000	25
3000	18
4000	14
8000	8
10000	7

Tabela 4: Relação entre diferentes concentrações de fósforo total e teores de clorofila-a. Concentrações em $\mu\text{g.l}^{-1}$.

Fósforo total	Clorofila-a
0,75	0,04
1,5	0,12
3	0,12
6	0,94
12	2,6
24	6,4
48	20
96	56
192	154
384	427
768	1183

**Figura 2: Curva de sub-índice de fósforo total obtida para o IQA NSF Coli 25.**

Apesar do fósforo total ser uma variável que vem sendo utilizada para a classificação da qualidade da água em níveis tróficos, suas concentrações nem sempre representam o comprometimento desta qualidade, devido a presença de florações de algas e Cianobactérias. É por este motivo que a clorofila-a tem sido utilizada como variável importante na classificação da água, através dela, de fato, tem-se a biomassa de tais organismos



fitoplantônicos. Este é o motivo da adição dos teores de clorofila-*a* para a geração de um IQA para abastecimento público de água. A curva de sub-índices de clorofila gerada para o cálculo do IQA, foi baseada na classificação de estado trófico em função da concentração deste pigmento, dada por WETZEL (1993) e pela relação entre fósforo total e clorofila-*a* descrita por CARLSON (1977), ver Figura 3.

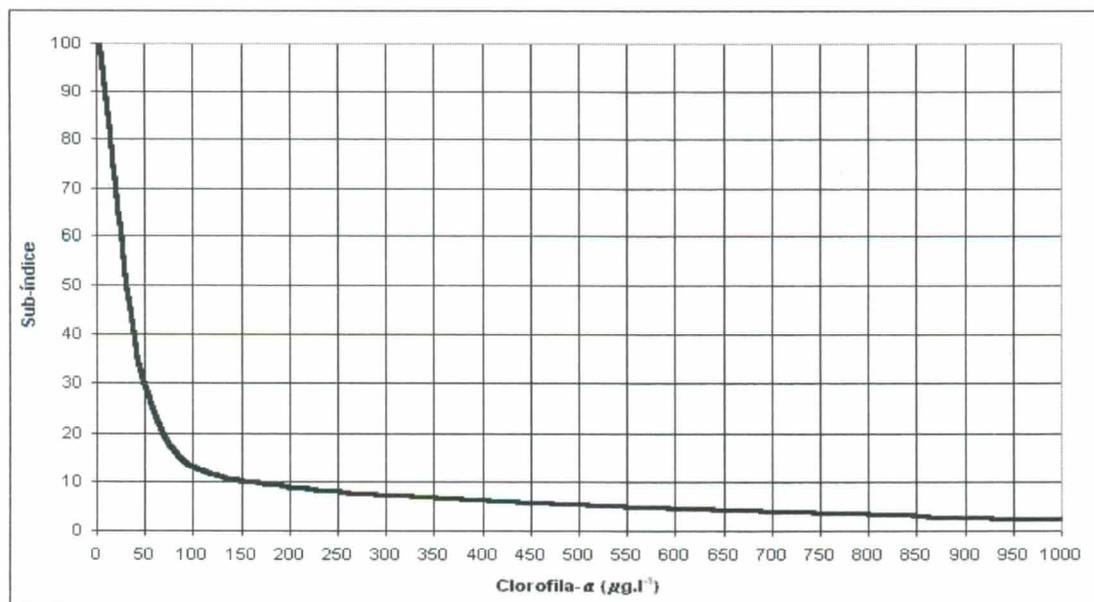


Figura 3: Curva de clorofila-*a* obtida para o IQA NSF Coli 25.

A aplicação do IQA NSF-CETESB, nos sete casos estudados, revelou também que as variáveis que de fato tem maior interesse, quando da obtenção do IQA, nos corpos d'água brasileiro não apresentaram pesos significativos. Evidenciando aqui outro fator causador de valores de índices superestimados. A partir desta constatação, realizou-se uma revisão dos pesos adotados na agregação de sub-índices.

Para resolver tal situação foi realizada uma classificação em nível de importância, observando-se o comportamento das variáveis nos ambientes da área de estudo, chegando-se a adoção dos seguintes pesos, para a agregação final dos sub-índices no IQA NSF coli 25: 0,25 para os coliformes fecais; 0,13 para a clorofila-*a*; 0,12 para o oxigênio dissolvido; 0,09 para a DBO e o fósforo total; 0,07 para os sólidos totais e o nitrogênio total; 0,06 para a temperatura da água, a turbidez e o pH.

A adequação do IQA NSF-CETESB trouxe uma maior confiabilidade na utilização do índice de qualidade da água, pois propiciou, a partir da agregação de informações necessárias, resultados mais precisos. A este índice com as novas características denominamos IQA NSF Coli 25, em função do peso 0,25 para os coliformes fecais.

• Comparação entre o IQA NSF Coli 25 e o IQA NSF-CETESB

Retornando ao uso dos sete casos citados no item 4.4.1, a fim de realizar-se comparações entre os dois IQAs em questão, constata-se que o IQA NSF-CETESB classificou a água em três classes diferentes, enquanto que as mesmas amostras foram classificadas pelo IQA NSF Coli 25 em cinco classes distintas, conforme pode ser visto no Quadro 8.

**Quadro 8: Valores e Classificação da qualidade da água dados pelos IQAs NSF-CETESB E NSF Coli 25.**

CASOS	IQA NSF-CETESB		IQA NSF Coli 25	
	Valor	Classificação (NSF original)	Valor	Classificação (NSF original)
Reservatório Divisa (RS)	89	Boa	91	Excelente
Rio dos Sinos (RS)	76	Boa	72	Boa
Rio Paranhana (RS)	56	Regular	42	Ruim
Reservatório Guarapiranga (SP)	45	Ruim	29	Ruim
Lago Guaíba (RS)	70	Regular	61	Regular
Rio Piracicaba (SP)	28	Ruim	21	Muito ruim
Rio Piracicaba (SP)	40	Ruim	26	Ruim

A classificação “excelente”, pelo IQA NSF Coli 25, na amostra do reservatório Divisa ocorreu principalmente em função da quase ausência de coliformes fecais (1 NMP/100mL), que foi valorizada por este índice. Já a classificação “muito ruim” para a amostra do rio Piracicaba, ocorreu sobre tudo pela altíssima concentração destes organismos (30000 NMP/100mL), considerada no cálculo do IQA. É importante se ressaltar que águas apresentando estas altas concentrações de coliformes fecais podem ser classificadas pela Resolução CONAMA 357/05 como pertencentes à classe 4 e portanto, seu uso deve restringir-se apenas à navegação e à harmonização paisagística.

CONCLUSÕES

O IQA NSF-CETESB expressa bem a qualidade da água quando esta encontra-se em um nível intermediário, quando as concentrações de coliformes fecais são baixas e o percentual de saturação de oxigênio dissolvido é alto, porém, nos demais casos, principalmente quando se tem concentrações de coliformes fecais acima de 4000 NMP/100 mL o índice superestima a qualidade da água. As concentrações de fósforo total praticamente não influenciaram no resultado do IQA, ou seja, o referido índice apresenta uma sensibilidade muito baixa às concentrações de fósforo total.

A adequação do IQA da *National Sanitation Foundation* trouxe uma melhora significativa, pois eleva os coliformes fecais e a clorofila-*a* à variáveis (parâmetros) de grande importância na classificação dos mananciais brasileiros, aproximando-se dos padrões de qualidade da água atuais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BROWN, R.M.; McCLELLAND, N.I.; DEININGER, R.A.; TOZER, R.G. Water quality index do we dare? *Wat. Sewage Works*, 10 October, p. 330-343, 1970.
2. CANTER, L.W. Manual de evaluación de impacto ambiental – Técnicas para la elaboración de estudios de impacto. Madrid: McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U. 1998. 841p.
3. CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnol Oceanogr.* 22:361-369, 1977.
4. CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das água interiores do estado de São Paulo/CETESB – São Paulo: CETESB, 2001.
5. COMITESINOS. Utilização de um índice de qualidade da água no Rio dos Sinos. Porto Alegre: COMITESINOS, 1990.
6. CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 1992. **Resoluções CONAMA: 1984 A 1991**. Brasília. 4ªed. 245 p.
7. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de março, 2005. Seção 1, p. 58.
8. COUILLARD D.Ç LEFEBVRE, Y. Analysis of water quality indices. *Journal of Environmental management.*, v. 21, p. 161-179, 1985.
9. ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2 Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. v. 3, 602 p.
10. LUND, J. W. B. The ecology of freshwater phytoplankton. *Biol. Rev.*, 40:231-293, 1965.
11. OTT, W.R. **Environmental indeces: Theory and practice**. Ann Arbor (Mich.): Ann Arbor Science Publishers, 1978.
12. TOLEDO, JR. A. P. Informe preliminar sobre estudos para obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes – Outubro, 1990.



23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

13. VOLLENWEIDER, R. A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication.** Paris Rep. Organization for Economic cooperation and Development 192 p.(DAS/CSI/68.27), 1968.
14. WETZEL, R. G. **Limnologia.** Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa, 1993.

7. ARTIGO III

APERFEIÇOAMENTO DO IQA NSF-COLI 25, ATRAVÉS DA INTRODUÇÃO DE NOVA CURVA DE SUB-ÍNDICES DE COLIFORMES, TENDO-SE COMO REFERÊNCIA OS PADRÕES DA RESOLUÇÃO CONAMA 357/2005

Eudimar Nascimento de Carvalho (Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS), **Luiz Fernando Cybis** (Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS)
edmrvalho@gmail.com; lfcybis@ufrgs.br

RESUMO

O uso de índices vem ganhando cada vez mais relevância em diversos seguimentos das atividades humanas fazendo crescer a necessidade de adequá-los aos usos pretendidos, para traduzirem e indicarem as características e situações essenciais para o planejamento e tomada de decisões. No caso dos recursos hídricos isto também é uma realidade. O IQA - Índice de Qualidade das Águas foi criado em 1970, nos Estados Unidos, pela NSF (*National Sanitation Foundation*). A partir de 1975 começou a ser utilizado pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), esta companhia realizou uma adequação do IQA, que vem sendo empregado atualmente em vários estados brasileiros. Em 2005, CARVALHO e CYBIS apresentaram uma nova adequação ao IQA NSF, denominada IQA NSF-COLI 25, na qual foi mantida a incorporação do fósforo e nitrogênio totais, feita pela CETESB, adicionando-se a clorofila-a como a décima variável constituinte. Embora tenham ocorrido estas adequações, verificou-se como ponto a ser ainda aperfeiçoado, a curva de sub-índices de coliformes termotolerantes (fecais), por esta apresentar baixa restritividade e este ser a principal variável adotado em monitoramentos da qualidade da água em ambientes passíveis de contaminação por esgotos sanitários. Desta forma, o objetivo do presente trabalho foi o de propor um aperfeiçoamento do IQA NSF COLI 25, através do desenvolvimento e introdução de uma nova curva de sub-índices de coliformes termotolerantes. Assim como, verificar a significância desta alteração, através de análises de correlações e testes de hipóteses, comparando classificações para a caracterização da qualidade da água, com o IQA NSF-CETESB, IQA NSF-COLI 25 e padrões da Resolução Conama 357/2005. Foram utilizadas como áreas de estudos os reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétrica e nos rios Paranhana e dos Sinos, localizados a jusante deste sistema, no Estado do Rio Grande do Sul. A alteração da curva de coliformes termotolerantes (fecais) possibilitou alcançar um aumento da correlação dos resultados de classificação do IQA NSF-COLI 25 com a classificação pela Resolução Conama, propiciando um melhor ajuste à metodologia de classificação da qualidade da água por IQAs.

Palavras-chaves: Gerenciamento de Bacias Hidrográficas, Qualidade da Água, Limnologia, IQA, IQA NSF-COLI 25, Coliformes Termotolerantes.

INTRODUÇÃO

A partir da constatação de que os índices vêm ganhando cada vez mais relevância em diversos seguimentos das atividades humanas, cresce a necessidade de torna-los mais aperfeiçoados para traduzir e indicar características e situações necessárias para o planejamento e tomada de decisões. No caso dos recursos hídricos isto também é uma realidade.

O Índice de Qualidade das Águas foi criado em 1970, nos Estados Unidos, pela NSF (*National Sanitation Foundation*). A partir de 1975 começou a ser utilizado pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Nas décadas seguintes, outros estados brasileiros adotaram o IQA, que hoje é o principal índice de qualidade da água utilizado no país (ANA, 2014).

O IQA mais utilizado no Brasil é um aperfeiçoamento ou adequação do índice original desenvolvido pela NSF, ele substituiu o fosfato e o nitrato por fósforo total e nitrogênio total. No presente trabalho o IQA aperfeiçoado pela CETESB é denominado IQA NSF-CETESB.

CARVALHO e CYBIS (2005) apresentaram uma nova adequação ao IQA NSF, na qual foi mantida a incorporação do fósforo e nitrogênio totais, feita pela CETESB. Além disso, adicionou-se a clorofila-a como a décima variável constituinte do IQA. A seguir, realizou-se uma nova distribuição de ponderações ou pesos.

Esta nova adequação, denominada IQA NSF-COLI 25, trouxe um aperfeiçoamento significativo ao se comparar com a classificação da qualidade da água utilizando os padrões da Resolução Conama 357/2005 (BRASIL, 2005). No entanto, observou-se a baixa restritividade da curva de coliformes termotolerantes (fecais) como um ponto de dissonância com os padrões da Resolução Conama.

Desta forma, o objetivo do presente trabalho foi fazer um aperfeiçoamento do IQA NSF-COLI 25, através do desenvolvimento e

introdução de uma nova curva de sub-índices de coliformes termotolerantes. Por fim, verificou-se a significância desta alteração, através de análises de correlações e testes de hipóteses.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização deste trabalho, a fim de aperfeiçoar o IQA NSF-COLI 25, foi utilizada como área de estudo os reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétrica e nos rios Paranhana e dos Sinos, localizados a jusante deste sistema, no Estado do Rio Grande do Sul. O levantamento na área de estudo foi realizado através de um monitoramento com amostragens mensais durante 24 meses, em 16 estações amostrais, envolvendo a determinação de 14 variáveis físicas, químicas e biológicas da qualidade da água, publicado por CYBIS, *et al.* (2005) e por CARVALHO (2014a).

A escolha das estações amostrais (EAs) ocorreu em função dos trechos lênticos (reservatórios) e lóticos (rios) de maior importância, maior facilidade na obtenção de dados e proximidade às captações de água para abastecimento público. O Quadro 1 e as Figuras 1, 2 e 3 mostram a distribuição das estações amostrais.

Quadro 1 - Coordenadas geográficas, localizações (descrições) e justificativas para a distribuição da rede de estações amostrais - EAs.

EAs	Coordenadas geográficas	Localizações (descrições)	Justificativas
1	543875; 6760758	Tributário à direita do Reservatório da Divisa	Situação na entrada do sistema
2	544409; 6758511	Tributário à esquerda do Reservatório da Divisa	Situação na entrada do sistema
3	542149; 6759024	Centro do Reservatório Divisa	Situação dentro do reservatório
4	541778; 6758758	Saída do Reservatório da Divisa	Situação de saída do reservatório
5	539146; 6756563	Braço direito do Reservatório Blang	Situação do Blang neste braço
6	538876; 6755040	Braço esquerdo do Reserv. Blang	Situação do Blang neste braço
7	537069; 6755765	Saída do Reservatório da Blang	Situação de saída do reservatório
8	531537; 6757067	Centro do Reservatório do Salto	Situação dentro do reservatório
9	529505; 6753952	Saída do Reservatório do Salto	Situação de saída do reservatório
10	529008; 6753616	Centro do Reservatório da Canastra	Situação dentro do reservatório
11	521508; 6736750	Saída do Reservatório da Canastra	Situação de saída
12	520261; 6729804	Rio Paranhana (Município de Igrejinha)	Situação antes do ponto de captação da CORSAN
13	519727; 6717870	Paranhana (Município de Taquara)	Situação na foz
14	520439; 6716802	R. dos Sinos (Munic. de Taquara)	Situação antes da confluência com o Paranhana
15	495504; 6715733	R. dos Sinos (Munic. de Campo Bom)	Situação no ponto de captação da CORSAN
16	486599; 6708609	R. dos Sinos (Munic. N.Hamburgo)	Situação no ponto de captação da COMUSA

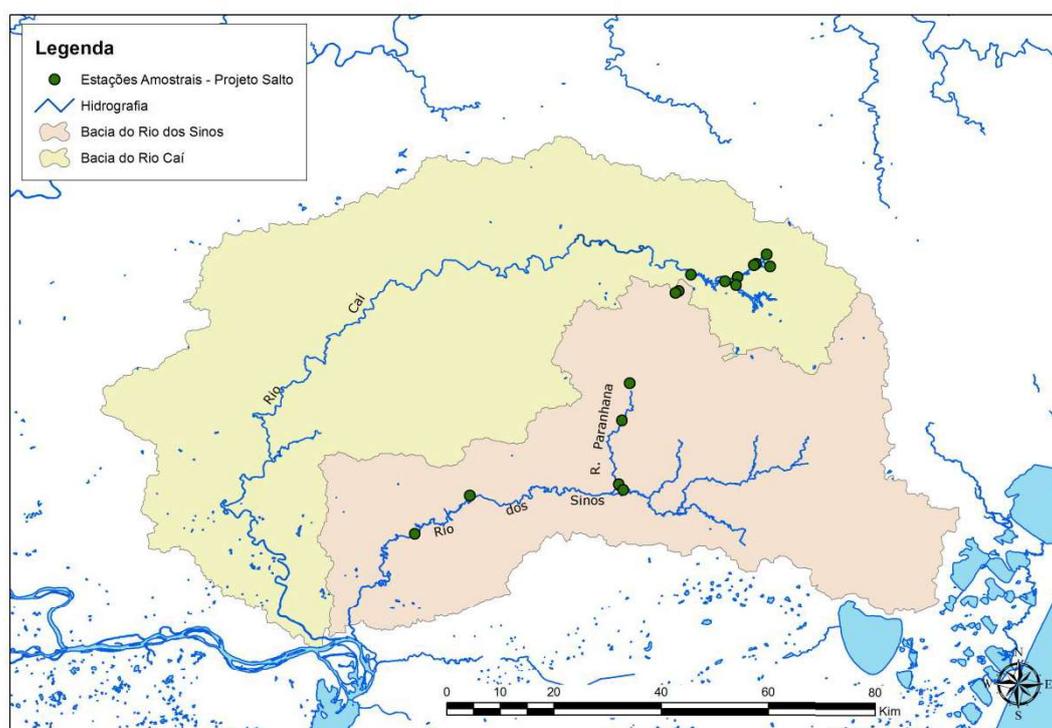


Figura 1 - Localização das Bacias dos rios Caí e Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul e distribuição das Estações Amostrais – EAs.

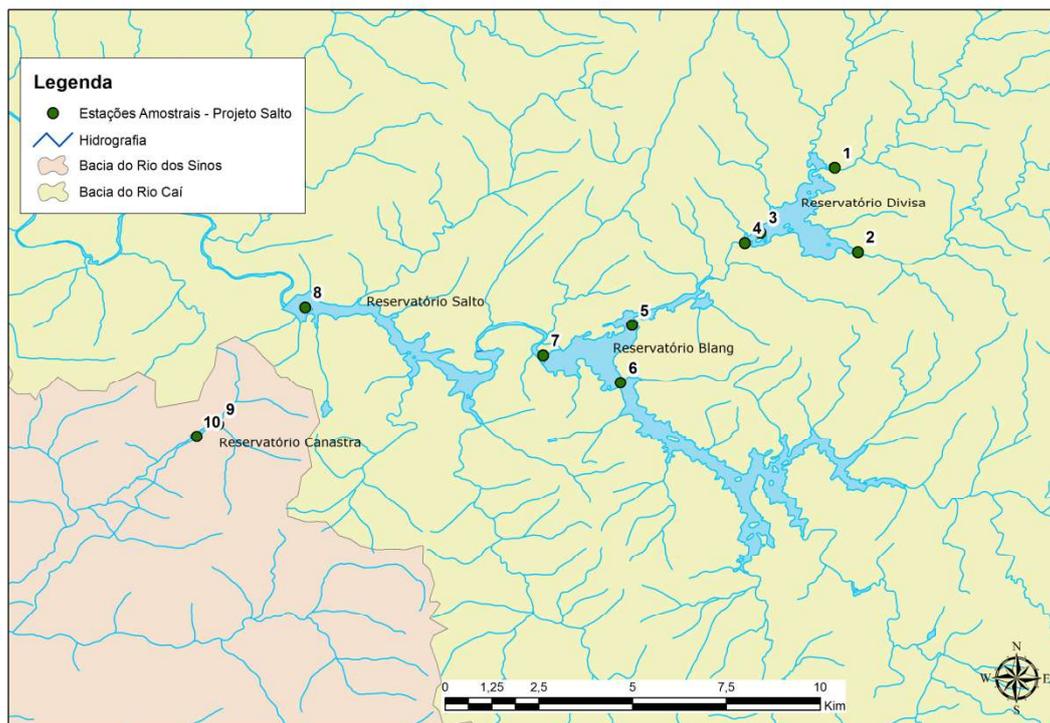


Figura 2 - Localização dos reservatórios Divisa (EAs 01 a 04), Blang (EAs 05 a 07), Salto (EAs 08), Canastra (EAs 09 e 10) e distribuição das Estações Amostrais – EAs, no Sistema Salto de Hidrelétrica.

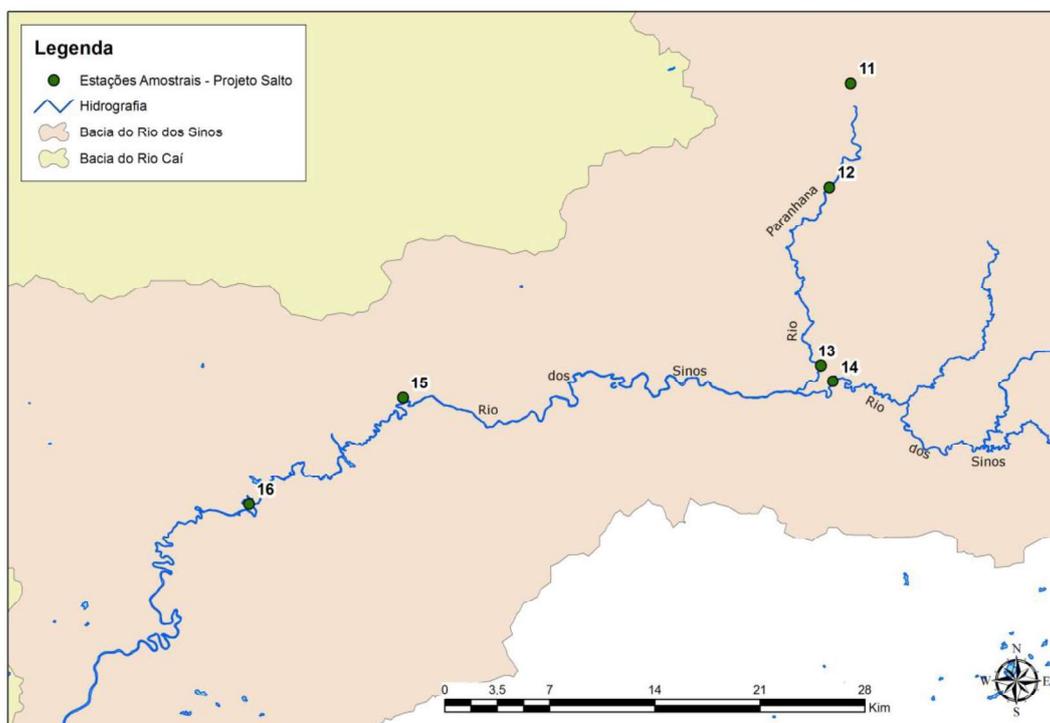


Figura 3 - Localização das Estações Amostrais EAs, no rio Paranhana (EAs 11 a 13) e no rio dos Sinos (EAs 14 a 16).

Elaboração da Curva de Coliformes Termotolerantes

A nova curva de sub-índices de coliformes termotolerantes foi elaborada a partir do significado das concentrações desta variável para a qualidade da água, apresentados na Resolução Conama 357/2005.

Desta forma, estabeleceu-se ponderações ou notas para os quatro limites de classes de águas doces, dando origem, assim, a quatro pontos da nova curva de coliformes termotolerantes. A partir da obtenção destes quatro pontos da curva foi possível a elaboração do gráfico em dispersão e da inclusão da curva de tendências.

Análise de Correlação Entre Resultados

Para efeito de classificação, com base nos padrões da Resolução Conama 357/2005 e posterior comparação entre os IQAs e este método de classificação, adotou-se as variáveis comuns aos métodos comparados, a saber: temperatura da água, turbidez, pH, DBO, fósforo total e coliformes termotolerantes (fecais).

Em virtude da resolução Conama não especificar padrões para percentual de saturação de OD, sólidos (resíduos) totais e nitrogênio total, empregou-se os padrões de OD, sólidos dissolvidos totais e nitrato. Além destas variáveis utilizou-se, também, a clorofila-a por esta variável compor as duas versões do IQA NSF-COLI 25.

O primeiro passo para a verificação da similaridade entre as diferentes metodologias de classificação da qualidade da água foi a criação de uma escala de valores para representar quatro diferentes categorias de qualidade da água.

A escala foi feita tendo as premissas do Quadro 2. Onde o valor escalar ordinal equivale à classe 1 da Resolução Conama 357, à classe boa do IQA NSF-CETESB, ao IQA NSF-COLI 25 (versões 1 e 2) bom; o

valor escalar 2, à classe 2 da Resolução Conama, à classe regular do IQA NSF-CETESB e do IQA NSF-COLI 25 (versões 1 e 2), e assim sucessivamente.

Quadro 2 - Valores escalares ordinais equivalentes às classes das quatro diferentes metodologias de classificação da qualidade da água estudadas.

Valor Escalar Ordinal	Métodos de Classificação			
	CONAMA ^a	CETESB ^b	COLI V1 ^c	COLI V2 ^d
1	Classe 1	Boa	Bom	Bom
2	Classe 2	Regular	Regular	Regular
3	Classe 3	Ruim	Ruim	Ruim
4	Classe 4	Péssima	Muito Ruim	Muito Ruim

a-classificação pelos padrões da Resolução Conama 357/2005; b-classificação pela IQA NSF-CETESB; c-classificação pelo IQA NSF-COLI 25 (versão 1) e; d-classificação pelo IQA NSF-COLI 25 (versão 2).

Para este trabalho, adotou-se que à medida que os valores escalares aumentam a qualidade da água vai diminuindo. Este sentido de orientação da escala pode ser utilizado, pois de acordo com PEREIRA (2004) na escala ordinal, o pesquisador reconhece uma hierarquia entre os atributos e define o sentido de orientação da escala, de forma que a ordem aritmética dos números não reflete necessariamente a ordem hierárquica dos atributos.

Após a adoção da escala de valores ordinais, correspondentes aos quatro níveis de classificações dos métodos de classificação, realizou-se a verificação do nível de similaridade dos métodos, através de análise de correlação de Pearson.

Testes de Hipóteses

Para testar a hipótese de diferença entre os quatro métodos de classificação utilizados e correlacionados no item anterior, foram empregados dois testes de hipóteses.

O primeiro teve como objetivo verificar se existem diferenças estatísticas significativas entre os métodos, para tal aplicou-se o teste de

Kruskal-Wallis, relativo à frequência de classes ou situações de qualidade da água.

O segundo teste de hipóteses foi aplicado a partir da comprovação da hipótese de diferenças significativas, com a finalidade de identificar o grupo, ou os grupos, onde observou-se tais diferenças. Para este fim foram empregadas as comparações múltiplas das médias ordens, através do teste de Fisher (LSD – *Least Significant Difference*). Este procedimento consiste inicialmente em fazer a conversão das observações em ordens e em seguida a realização do teste propriamente dito (MORÔCO, 2011).

O teste de Kruskal-Wallis é um teste não paramétrico para comparar três ou mais populações. É usado para testar a hipótese nula de que todas as populações possuem funções de distribuições iguais contra a hipótese alternativa de que ao menos duas das populações possuem funções de distribuição diferentes. Já o procedimento de Fisher consiste em realizar testes *t* múltiplos, cada um ao nível de significância α (PORTAL ACTION, 2014).

As comparações múltiplas são procedimentos estatísticos que só tem sentido serem realizadas após a rejeição da hipótese de nulidade global. Isto acontece em função do aumento da probabilidade de ocorrência do Erro do Tipo I (rejeitar a hipótese nula), ou a diminuição do intervalo de confiança global.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Elaboração da Curva de Coliformes Termotolerantes

Conforme já se sabe os coliformes termotolerantes são importantes indicadores da qualidade sanitária da água. A pesar de por si só, normalmente, não representarem um perigo à saúde, indicam fortemente a

possibilidade de presença de organismos patogênicos.

Conforme estudo elaborado por CARVALHO e CYBIS (2014b) os coliformes termotolerantes são a principal variável a ser adotada em monitoramentos da qualidade da água em ambientes passíveis de contaminação por esgotos sanitários.

O IQA NSF-CETESB é atualmente a metodologia mais utilizada no Brasil para sintetizar resultados de avaliação da qualidade da água, possuindo como uma das variáveis os coliformes, cuja curva de sub-índices encontra-se na Figura 4, a seguir.

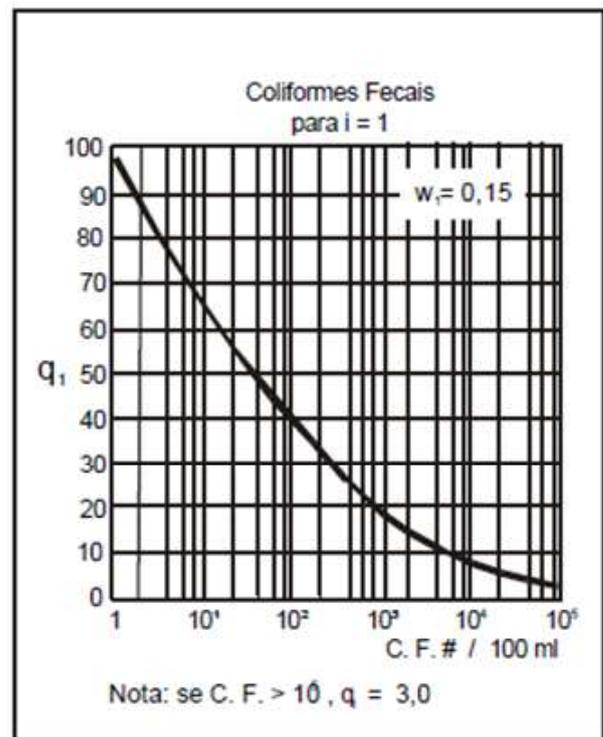


Figura 4 - Valores de sub-índice em função das concentrações de coliformes termotolerantes (fecais) (NMP/100mL). Onde: C.F.# / 100 ml são as concentrações de coliformes termotolerantes (fecais); q_1 a escala de sub-índice e; w_1 o peso do referido sub-índice.

A curva de sub-índices de coliformes fecais originalmente desenvolvida quando da concepção do IQA NSF e utilizada atualmente para os cálculos de IQAs, considera uma

deterioração progressiva da qualidade da água a medida que as concentrações aumentam numa faixa de 1 à 1.10^5 NMP/100mL.

O sub-índice é 100 quando a concentração de coliformes for igual ou menor que 1 NMP/100mL; 70 quando a concentração for em torno de 1.10^1 NMP/100mL; 40 quando a concentração for em torno de 1.10^2 ; 20 para concentração de 1.10^3 , 8 quando a concentração for 1.10^4 e finalmente, 3 quando a concentração de coliformes for igual ou superior a 1.10^5 NMP/100mL.

Em uma comparação com os padrões de referências encontrados na Resolução Conama 357/2005 verifica-se que concentrações de coliformes termotolerantes de 1.10^1 NMP/100 mL e 1.10^2 NMP/100mL são características de águas de classe 1; a de 1.10^3 dentro da faixa de classe 2; as concentrações de 1.10^4 e 1.10^5 dentro da faixa de classe 4.

Águas com concentrações de coliformes termotolerantes acima de 4.10^3 NMP/100mL são impróprias para a captação e tratamento destinados ao consumo humano e o seu uso é limitado à navegação e a harmonia paisagística (BRASIL, 2005).

Esta faixa de limitação do uso das águas para o consumo humano baseia-se nos altos riscos à saúde que podem estar presentes, em água com concentrações de coliformes acima de 4.10^3 NMP/100mL. A curva de coliformes termotolerantes utilizada atualmente no cálculo do IQA NSF-CETESB oferece baixa restritividade no que se refere a esta variável de qualidade.

Nos estudos de CARVALHO e CYBIS (2014b), onde concluiu-se que os coliformes termotolerantes são a principal variável a ser incluída em programas de avaliação e monitoramento da qualidade da água, em ambientes passíveis de contaminação por esgotos sanitários, observou-se que 21% das determinações de *Escherichia coli* ficaram com valores acima de 4.10^4 NMP/100mL. Considerando que *E. coli* é a principal espécie componente do grupo coliformes

termotolerantes, significa dizer que uma proporção similar dos valores de IQAs calculados com a utilização da curva original, mostrada na Figura 4, foi superestimada, ou seja, a qualidade da água foi estimada melhor do que realmente era ao se levar em consideração os padrões do Conama 357/2005.

Em função do exposto no parágrafo anterior foi desenvolvida uma nova curva de sub-índices de coliformes termotolerantes, a qual é mostrada na Figura 5.

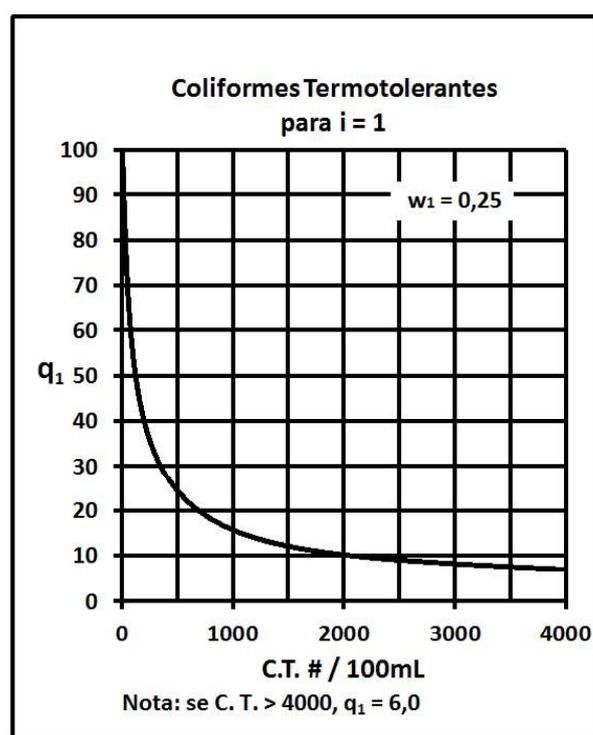


Figura 5 – Curva de sub-índices de coliformes termotolerantes desenvolvida para o IQA NSF-COLI 25.

Esta nova curva apresenta sub-índice 100 para ausência de coliformes termotolerantes, 95 para 1 NMP/100mL, 80 para 200 NMP/100mL, 50 para 1000 NMP/mL, 3 para concentração igual ou superior a 4000 NMP/100mL. Neste caso o sub-índice 100, 95 e 80 equivalendo a classe 1; o sub-índice 50 correspondendo a classe 2 e o sub-índice 3 à classe 3. Valores de sub-índice abaixo de 3 equivalem à classe 4. Desta forma conseguiu-se uma relação melhor e mais condizente com

a realidade, entre concentrações e valores de sub-índice para a variável coliformes.

IQA NSF-COLI 25 Versão 2

A versão 1 do IQA NSF-COLI 25 foi uma adequação do IQA NSF-CETESB que alterou a curva de fósforo total, e incluiu uma variável nova ao IQA, inserindo uma curva de sub-índices para clorofila-a. Além destas alterações, houve uma nova redistribuição de pesos na qual os coliformes termotolerantes (fecais) ficaram com o peso 0,25 (CARVALHO e CYBIS, 2005).

Nesta nova versão do IQA NSF-COLI 25 (versão 2) foram mantidas as 10 (dez) variáveis e pesos de sub-índices apresentados na primeira versão (versão 1). No entanto, alterou-se a curva de coliformes, a fim dar maior confiabilidade aos resultados obtidos com esta metodologia. Na Figura 6 são apresentadas então as curvas de sub-índices para o cálculo do IQA NSF-COLI 25 Versão 2.

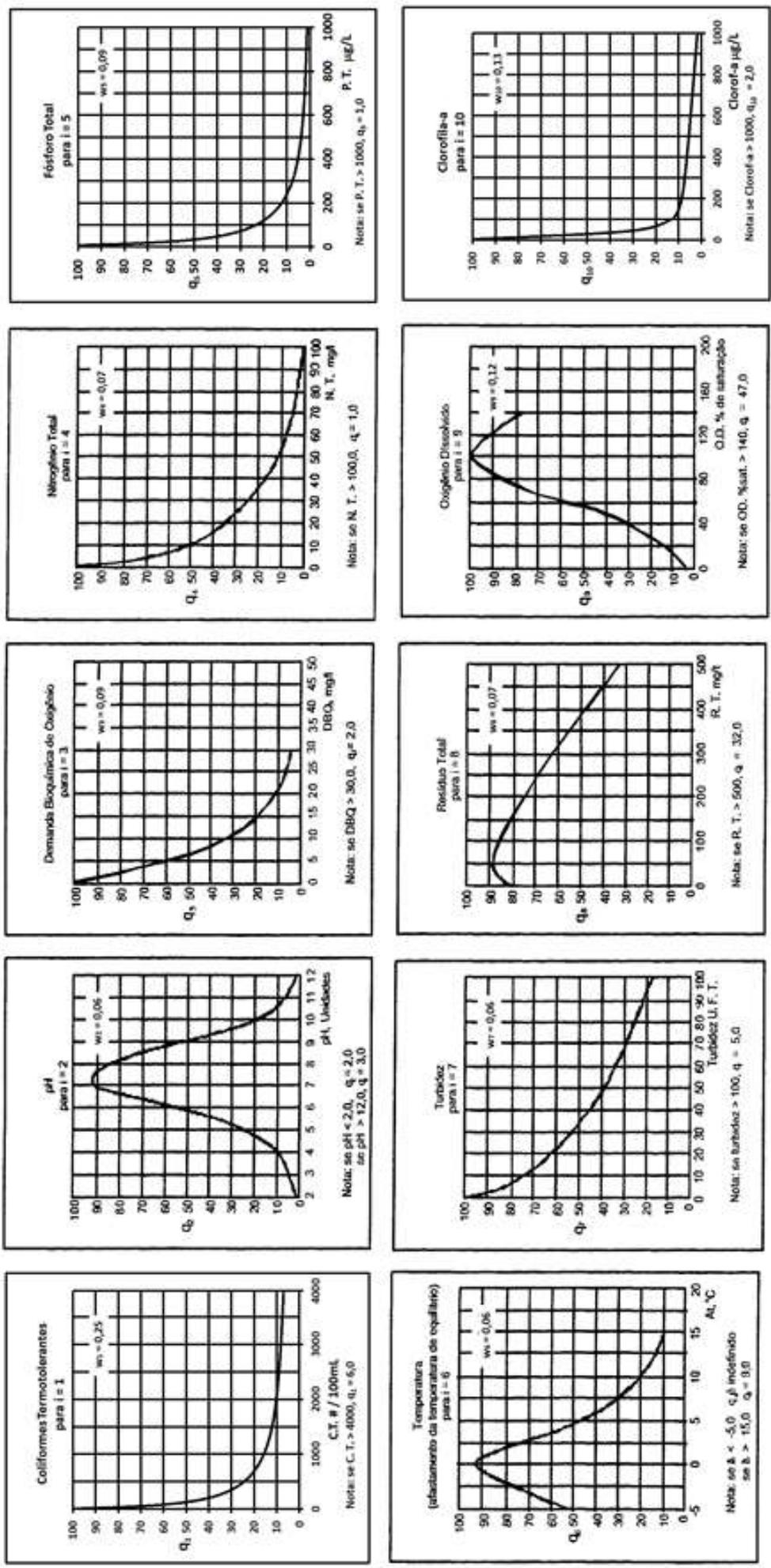


Figura 6 - Curvas de sub-índices para as dez variáveis que compõem o IQA NSF-COLI 25 (versão 2).

A função matemática para agregação de sub-índices e geração do índice (Equação 1); os valores do índice variando em uma escala de 0 a 100; as ponderações e categorias, todos foram mantidos conforme CARVALHO e CYBIS (2005), ver Quadro 3.

Equação 1

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

média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida e;

w_i : peso correspondente à i -ésima variável, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

Onde:

IQA: índice de qualidade da água, um número entre 0 a 100;

q_i : qualidade da i -ésima variável, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva

em que:

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

Quadro 3 - Classificação da qualidade, valor numérico e cor. De acordo com as cinco classes determinadas para valores do IQA/NSF. Fonte: CANTER (1998).

Classificação da qualidade	Valor numérico do IQA	Cor
Muito ruim	0-25	Vermelho
Ruim	26-50	Laranja
Regular	51-70	Amarelo
Bom	71-90	Verde
Excelente	91-100	Azul

Resumo Estatístico

Na Tabela 1 é apresentado um resumo estatístico com valores mínimos, máximos, médias e desvios-padrão para os resultados de

sub-índices com a curva de coliformes original (CETESB) e com a nova curva (COLI 25) para as dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

Tabela 1 - Resumo estatístico referente aos valores de sub-índices de coliformes termotolerantes, demonstrativos para aplicação antes e depois da alteração da curva, para as dezesseis estações amostrais estudadas.

	Valor Mínimo		Valor Máximo		Média		Desvio-Padrão	
	CETESB	COLI 25	CETESB	COLI 25	CETESB	COLI 25	CETESB	COLI 25
EA 1	9,3	0,1	70,2	71,0	43,9	43,9	15,4	16,9
EA 2	9,2	0,0	66,5	67,4	43,0	42,6	16,5	19,3
EA 3	9,7	0,9	100,0	98,1	58,3	57,2	31,0	31,7
EA 4	9,4	0,5	100,0	98,1	60,6	59,7	29,1	29,8
EA 5	20,4	17,4	100,0	98,1	63,9	63,9	23,6	23,1
EA 6	19,5	16,2	100,0	98,1	66,0	65,8	25,4	24,9
EA 7	25,8	24,4	100,0	98,1	66,0	66,0	22,5	22,0
EA 8	16,8	12,5	100,0	98,1	50,5	50,5	22,4	22,7
EA 9	13,9	8,2	82,5	82,4	42,1	42,0	16,5	17,6
EA 10	15,3	10,4	83,0	82,8	43,7	43,6	18,2	19,0
EA 11	10,3	2,2	53,5	54,7	31,0	29,7	11,4	14,0
EA 12	4,7	0,0	15,8	11,0	9,2	2,2	3,1	3,3
EA 13	4,5	0,0	17,2	13,1	9,5	2,2	3,1	3,7
EA 14	4,9	0,0	36,2	36,5	16,1	11,5	8,5	11,0
EA 15	5,5	0,0	39,7	40,3	16,3	11,6	6,9	8,9
EA 16	5,4	0,0	27,5	26,5	13,3	7,9	6,8	8,8

CETESB: valores referentes à curva original do IQA NSF-CETESB; COLI 25: valores referentes à nova curva desenvolvida para o IQA NSF-COLI 25 versão 2.

Embora em alguns casos tenha havido uma grande diferença entre os valores mínimos e máximos, de uma maneira geral, as médias representaram bem as séries de dados de cada estação amostral, isto pode ser visto observando-se os desvios-padrão abaixo das médias.

As médias dos sub-índices foram mais altas nas EAs mais a montante (EA 01 a 11) e sofreram uma redução nas EAs mais a jusante (EAs 12 a 16), isto ocorreu pelo aumento dos despejos esgotos sanitários nos rios.

Ao realizar-se comparação das médias dos sub-índices com a curva original e com a nova

curva de coliformes termotolerantes, uma constatação a ser destacada é que as médias dos valores de sub-índices ficaram próximas na EA 01 até a EA 11, após isto as médias se tornaram divergentes, mostrando que a nova curva levou a uma avaliação mais restritiva dos coliformes quando as concentrações estão muito elevadas.

Na Tabela 2 são apresentados valores mínimos, máximos, médias e desvios-padrão para os resultados da aplicação do IQA NSF-CETESB e IQA NSF-COLI 25 versão 2, para as dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

Tabela 2 - Resumo estatístico referente aos valores de IQA, demonstrativos para aplicação antes e depois da alteração da curva, para as dezesseis estações amostrais estudadas.

	Valor Mínimo		Valor Máximo		Média		Desvio Padrão	
	CETESB	COLI 25	CETESB	COLI 25	CETESB	COLI 25	CETESB	COLI 25
EA 1	56,5	16,7	81,2	77,5	72,3	67,0	5,5	12,0
EA 2	53,5	10,7	82,3	80,5	74,8	67,1	7,4	17,6
EA 3	56,3	26,0	89,4	89,8	76,6	70,6	9,9	15,1
EA 4	59,2	22,8	87,9	89,3	78,0	72,7	8,2	15,0
EA 5	69,3	57,5	88,7	90,6	80,3	77,4	5,9	8,5
EA 6	65,8	55,1	88,7	90,3	80,9	77,8	6,7	9,6
EA 7	66,9	59,0	88,4	89,5	79,3	77,9	6,2	8,1
EA 8	66,4	53,1	85,5	85,7	76,6	72,4	5,6	9,1
EA 9	65,3	48,3	84,5	84,8	74,2	68,9	4,6	8,2
EA 10	64,7	50,4	83,3	84,7	75,0	70,3	5,0	8,2
EA 11	61,5	34,7	78,1	75,7	71,1	61,7	5,1	12,1
EA 12	52,7	0,0	62,9	46,6	58,4	16,9	3,0	18,9
EA 13	49,8	0,0	65,7	51,2	59,5	15,2	4,0	19,3
EA 14	51,9	0,0	76,7	69,2	62,5	35,4	6,5	24,5
EA 15	50,8	0,0	70,1	62,3	61,6	40,7	5,1	17,0
EA 16	50,9	0,0	71,9	58,8	58,3	28,2	5,9	21,7

CETESB: valores referentes ao IQA NSF CETESB; COLI 25: valores referentes ao IQA NSF COLI 25 versão 2.

Da mesma forma que o comentado para os sub-índices de coliformes termotolerantes, embora em alguns casos tenha havido uma grande diferença entre os valores mínimos e máximos, de uma maneira geral, as médias representaram bem as séries de dados de cada estação amostral, isto pode ser visto observando-se os desvios-padrão abaixo das médias.

Os IQAs médios foram mais altos nas EAs de montante (EA 01 à 11) e sofreram uma redução nas EAs mais a jusante (EAs 12 a 16), acompanhando o que ocorreu com os valores de sub-índices de coliformes.

Ao realizar-se comparação das médias do IQA NSF-CETESB com o IQA NSF-COLI 25 versão 2, foi possível verificar que as médias dos valores de IQAs ficaram próximas na EA 01 até a EA 11, após isto as médias se tornaram divergentes, mostrando os efeitos da inserção da nova curva de coliformes termotolerantes.

Análise de Correlação Entre Resultados

Com a incorporação da nova curva de coliformes termotolerantes ao IQA NSF-COLI 25, foi possível fazer comparações através de análise de correlação entre os resultados da classificação obtidos com as diferentes metodologias: Resolução Conama 357/2005, IQA NSF-CETESB, IQA NSF-COLI 25 (versões 1 e 2).

A classificação pelo método do Conama apresentou correlação de 0,73, com o método da classificação pelo IQA NSF-CETESB; 0,82 com o método do IQA NSF-COLI 25 Versão 1 e; 0,85 com a versão 2 do IQA NSF-COLI 25. Em geral, valores de correlações acima de 0,80 são considerados bons em estatística.

A alteração da curva de coliformes termotolerantes (fecais) possibilitou este aumento da correlação dos resultados de classificação dos IQAs com a classificação pela Resolução Conama, propiciando um

progresso na metodologia de classificação da qualidade da água por IQAs.

É importante se ressaltar que o aumento do peso dos coliformes, na agregação de sub-índices, inserido na adequação do IQA realizada por CARVALHO e CYBIS (2005), seguido da inclusão de uma curva de sub-índice mais restritiva para esta variável foi a causa deste progresso do IQA.

Testes de Hipóteses

O resultado da execução do teste de Kruskal-Wallis permite afirmar, com um nível de significância de 0,05, que existem diferenças significativas entre a classificação com a metodologia dos padrões do Conama e a aplicação dos IQAs.

As comparações múltiplas das médias das ordens, com o teste LSD de Fisher, considerando um nível de significância de 0,05, mostraram que existem diferenças significativas entre as distintas classificações utilizadas, ver Quadro 4.

Quadro 4 - Nível de significância do teste de hipóteses entre resultados de classificação da qualidade da água com padrões da resolução Conama 357/2005 e IQAs.

IQAs	Nível de Significância
IQA NSF CETESB	0,000
IQA NSF COLI 25 Versão 1	0,000
IQA NSF COLI 25 Versão 2	0,007

Quando se comparou as duas versões do IQA NSF-COLI 25, o teste mostrou que não existe diferença significativa, apesar disto ocorreu uma alteração para melhor, haja visto o melhoramento das correlações mostrado anteriormente. A diferença da versão 1 para a versão 2 pode ser acentuada quando estas metodologias forem aplicadas a águas cujas concentrações de coliformes termotolerantes forem mais elevadas, com valores acima de 4.10^4 NMP/100mL.

CONCLUSÕES

A alteração da curva de coliformes termotolerantes (fecais) possibilitou alcançar um aumento da correlação dos resultados de classificação do IQA NSF-COLI 25 com a classificação pelos padrões da Resolução Conama 357/2005, propiciando uma maior adequação à metodologia de classificação da qualidade da água por IQAs.

AGRADECIMENTOS

À UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pelo fornecimento da estrutura logística e laboratorial; à FINEP – financiadora de estudos e projetos, pelo financiamento do projeto e; ao CNPq - pela concessão das bolsas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA. **Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. 2014. Disponível em <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>> Data de acesso: 20/10/2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de março, 2005. Seção 1, p. 58. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Data de acesso: 20/10/2014.

CARVALHO, E.N. e CYBIS, L.F. Adequação do Índice de Qualidade da Água da “National Sanitation Foundation” (NSF), dos Estados Unidos, à Realidade Brasileira. In: 23º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais, CD-ROM, 2005.

CARVALHO, E.N. **Análise Estatística de Variáveis Limnológicas, Aplicação e Adequação de IQA, com Base em Monitoramento dos Reservatórios do Sistema Salta e Bacias dos Rios Paranhana**

e dos Sinos (RS). 2014. 150 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

CARVALHO, E.N. e CYBIS, L.F. Análise Estatística da Dinâmica de Variáveis Limnológicas, e Aplicação de IQA, nos Reservatórios do Sistema Salto e Bacias dos Rios Paranhana e dos Sinos (RS, Brasil). **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. No prelo 2014b.

CYBIS, L.F.; YUNES, S.J.; MERTEN, G.H.; CARVALHO, E.N.; FRANZEN, M. E FRANTZ, A. **Gerenciamento Ambiental Integrado da Qualidade da Água dos Reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas (RS)**. 2005. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nr=000930501&loc=2014&l=9e0e73a10594d8e6>

MORÔCO, J. **Análise Estatística com o SPSS Statistics**. 5ª Edição – Piro Pinheiro: Rolo e Filho II, AS, Piro Pinheiro, 2011.

PEREIRA, J. C. R. **Análise de Dados Qualitativos: Estratégias Metodológicas para as Ciências da Saúde, Humanas e Sociais**. 3ª Edição – São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2004.

PORTAL ACTION. Teste de Fisher. 2014. Disponível em <http://www.portalaction.com.br/content/32-teste-de-fisher> > Data de acesso: 07/10/2014.

8. CONCLUSÕES

Dentro do estudo limnológico exposto no artigo I, foi possível observar que os reservatórios apresentaram, em geral, água de boa qualidade com alta transparência, teores de nutrientes característicos de ambientes oligotróficos, e baixas concentrações de coliformes termotolerantes (fecais).

A predominância de baixos teores de clorofila-a nos reservatórios ocorreu principalmente em função das baixas concentrações de fósforo total, visto que em geral as demais variáveis estudadas foram favoráveis ao crescimento fitoplanctônico.

Nos rios houve uma tendência, em praticamente todos os períodos, de elevação dos valores no sentido de montante a jusante. Este aumento ocorreu especialmente na turbidez e nos coliformes, no caso destes últimos, ultrapassando dezenas de vezes o determinado na resolução CONAMA 357/2005, para águas de classe 3, a menos restritiva para águas destinadas ao tratamento para consumo humano.

No artigo II, que apresenta a adequação do IQA, a análise da aplicação do IQA NSF-CETESB permitiu verificar que o índice de qualidade da água foi pouco restritivo, pois mostrou qualidade boa ou regular para ambientes com qualidade da água comprovadamente comprometida por despejos de efluentes sanitários. Isto ocorreu principalmente em função do significado dos coliformes termotolerantes na composição final do referido índice.

Nos artigos II e III, o IQA NSF-COLI 25, trouxe a nova adequação do IQA da *National Sanitation Foundation*, através das alterações dadas pelas novas curvas de sub-índices de coliformes termotolerantes e fósforo total, pela incorporação de uma curva de sub-índices de clorofila-a e pela revisão dos pesos concedidos, em função da atual importância de cada uma das variáveis componentes do índice. Estas adequações, trouxeram um avanço a tradução de resultados por IQAs. Este avanço foi constatado pela verificação do aumento das correlações dos resultados de classificação da qualidade da água pelo IQA e pela Resolução Conama 357/2005, que cresceram de 73 à 85 por cento.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEN, M.J., EDBERG, S.C. The public health significance of bacterial indicators in drinking water. International Conference “Coliforms and E. coli: Problem or solution?”, University of Leeds, UK, September 24-27, 1995.
- ANA – Agência Nacional de Águas. **Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. 2014. Disponível em <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>> Data de acesso: 20/10/2014.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and waste water**. 19 Ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 1995.
- BANKER, P.D.; CARMELI, S.; TELTSCH, B.; PORAT, R.; SUKENID, A. Identification of cylindrospermopsin in the cyanobacterium *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanophyceae) isolated from Lake Kinneret, Israel. **J. Phycol.** 33, 613-616, 1997.
- BEATTIE, K.A.; KAYA, K.; SANO, T.; CODD, G.A. Three dehydrobutyrine (Dhb)-containing microcystins from the cyanobacterium *Nostoc* sp. **Phytochemistry**, 47 (7), 1289-1292, 1998.
- BECKER, V. A importância do regime de mistura sobre a dinâmica fitoplanctônica em reservatórios monomíticos: uma abordagem em diferentes escalas temporais. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Botânica) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, Rio de Janeiro, 2008.
- BOLLMANN, H.A.; MOTTA MARQUES, D.M.L. Bases de estruturação de indicadores de qualidade de água. In: TUCCI, C.E.M.; MOTTA MARQUES, D.M.L. **Avaliação e controle da drenagem urbana**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2000. 558 p.
- BONUCCI, J.M. Comunicação pessoal. Rio Claro (SP), 2002.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de março, 2005. Seção 1, p. 58. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Data de acesso: 20/10/2014.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Disponível em: http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html.
- BROWN, R.M.; McCLELLAND, N.I.; DEININGER, R.A.; TOZER, R.G. Water quality index do we dare? **Wat. Sewage Works**, 10 October, p. 330-343, 1970.

- BROWN, R.M.; McCLELLAND, N.I.; DEININGER, R.A.; TOZER, R.G. Water quality index do we dare? **Wat. Sewage Works**, 10 October, p. 330-343, 1970.
- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**: v. 8, n.1, 2013.
- CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2003.
- CANTER, L.W. Manual de evaluación de impacto ambiental – Técnicas para la elaboración de estudios de impacto. Madrid: McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U. 1998. 841p.
- CARBIS, C.R.; RAWLIN, G.T.; GRANT, P.; MITCHELL, G.F.; ANDERSON, J.W.; MCCAULEY, I. A study of feral carp *Cyprinus carpio* L., exposed to *Microcystis aeruginosa* at Lake Moloan, Australia, and possible implication on fish health. **J. Fish Diseases**, 20, 81-91, 1997..
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnol Oceanogr.** 22:361-369, 1977.
- CARMICHAEL, W.W. The toxins of Cyanobacteria. **Sci. Amer.**, v. 1, n. 270, 1994.
- CARMICHAEL, W.W.. Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins. **J.Appl. Bact.**, 72: 445-459, 1992.
- CARMICHAEL, W.W.; BEASLEY, V.R.; BUNNER, D.L.; ELOFF, J.N.; FALCONER, I.R.; GORHAM, P.R.; HARADA, K.I.; YU, M.J.; KRISHNAMURTHY, T.; MOORE, R.E.; RINEHART, K.L.; RUNNEGAR, M.T.C.; SKULBERG, O.M.; WATANABE, M. Naming of cyclic heptapeptide toxins of cyanobacteria (blue-green algae). **Toxicon.** 26: 971-973, 1988.
- CARVALHO, E.N. e CYBIS, L.F. Adequação do Índice de Qualidade da Água da “National Sanitation Foundation” (NSF), dos Estados Unidos, à Realidade Brasileira. In: 23º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais, CD-ROM, 2005.
- CARVALHO, E.N. e CYBIS, L.F. Análise Estatística da Dinâmica de Variáveis Limnológicas, e Aplicação de IQA, nos Reservatórios do Sistema Salto e Bacias dos Rios Paranhana e dos Sinos (RS, Brasil). RBRH – **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. No prelo 2014b.
- CEEE - Companhia Estadual de Geração e Transmissão de Energia Elétrica do Rio Grande do Sul. Plano de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório da UHE Canastra. 2011. Disponível em: http://www.ceee.com.br/pportal/ceee/archives/solo/salto/reservatorio_canastra.pdf .
- CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo/CETESB – São Paulo: CETESB, 2001.

- CETESB, São Paulo. Revisão dos índices de qualidade da água da CETESB - Relatório interno. São Paulo: CETESB, 2002.
- CETESB. IQA - Índice de qualidade das águas. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/02.pdf>. Acesso em 05 de maio de 2014.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic Cyanobacteria in water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. – World Health Organization. E & FNSpon, London and New York. 1999, 416pp.
- CODD, G. A.; BELL, S.G.; BROOKS, W.P. Cyanobacterial toxins in water. **Wat. Sci. Tech.**, v. 21, n. 3, p. 1-13, 1989.
- COMITESINOS. Utilização de um índice de qualidade da água no Rio dos Sinos. Porto Alegre: COMITESINOS, 1990.
- CONTE, S.M.; RABELO, I.M.M.; GIORDANI, A.T. & DEWES, W. 2000. Ocorrência de *Cylindrospermopsis raciborskii* nas bacias hidrográficas dos Rios dos Sinos e Caí, RS. – Brasil. Pp. 273-274. In: **Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre, RS. 521p.
- COSTA, E. R. H. Aumento da capacidade de estações de tratamento de água através da seleção de coagulantes e auxiliares de floculação especiais, XVIII CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL 1995. Anais. Salvador BA, 1995.
- COSTA, E. R. H. Estudo de Polímeros Naturais como Auxiliares de Floculação com Base no Diagrama de Coagulação do Sulfato de Alumínio. São Carlos. 1992. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo 1992.
- COSTA, E. R. H. Metodologia para o uso combinado de polímeros naturais como auxiliares de coagulação. XVII CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA. 1993. Anais. Natal RN, 1993.
- COUSINS, I. T.; BEALING, D.J.; JAMES, H.A.; SUTTON, A. Biodegradation of microcystin-LR by indigenous mixed bacterial populations. **Wat. Res.**, 30, 381-485, 1996.
- CYBIS, L.F.; YUNES, S.J.; MERTEN, G.H.; CARVALHO, E.N.; FRANZEN, M. E FRANTZ, A. **Gerenciamento Ambiental Integrado da Qualidade da Água dos Reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas (RS)**. 2005. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=000930501&loc=2014&l=9e0e73a10594d8e6>
- DI BERNARDO, L, Comunicação pessoal sobre Técnicas de Tratabilidade, 1993/1995.
- DI BERNARDO, L. Comparação da Eficiência da Coagulação com Sulfato de Alumínio e com Cloreto Férrico - Estudo de Caso - VI SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 1994. Anais. Florianópolis, 1994.

- DI BERNARDO, L. Métodos e Técnicas de tratamento de Água - V. I e II. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, Brasil, 1993.
- ERIKSSON, J.E.; MERILUOTO, J.A.; LINDHOLM, T. Accumulation of peptide toxin from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii* in the freshwater mussel *Anodonta cygnea*. **Hydrobiologia**, 183, 211-216, 1989.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2 Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. v. 3, 602 p.
- FALCONER, I.R. Algal toxins and human health. In: The handbook of Environmental Chemistry. Vol 5. Part C. Quality and Treatment of Drinking Water II. Ed.J.Hrubec. Springer. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 53-82, 1998.
- FALCONER, I.R.; BURCH, M.D.; STEFFENSEN, D.A.; CHOICE, M.; CAVERDALE, O.R. Toxicity of the blue-green alga (cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment. **Environ. Toxicol. Water Qual.** J. 9:131-139, 1994.
- FALCONER, I.R.; CHOICE, A.; HOSJA, W. Toxicity of the edible mussel (*Mytilus edulis*) growing naturally in an estuary during a water-bloom of the blue-green alga *Nodularia spumigena*. **J.Environ. Toxicol. Water Qual.**, 7, 199-223, 1992.
- FAWELL, J. K.; JAMES, C.P.; JAMES, H.A. Toxins from blue-green algae: Toxicological assessment of microcystin-LR and a method for its determination in water. **Water Research Centre, Medmenham, UK**, 1-46, 1994.
- FERRÃO FILHO, A.S.; KOLOWSKI-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S.M.F.O. Acumulação de microcistinas no zooplâncton da Lagoa de Jacarepaguá (RJ). Resumos do VI Encontro de Ecotoxicologia. São Carlos: SETAC Brasil, p. 91-92, 2000.
- FRAZIER, K.; COLVIN, B.; STYER, E.; HULLINGER, G.; GARCIA, R. Microcystin toxicosis in cattle due to overgrowth of blue-green algae. **Veterinary and Human Toxicology**, v. 40, n. 1, p. 23-24, 1998.
- GUAÍBA ESVERDEADO NA ZONA SUL. Jornal Correio do Povo, Porto Alegre, P.5.; 25 Março. 2002
- HARADA, K.I.; OGAWA, K.; KIMURA, Y.; MURATA, H.; SUZUKI, M.; THORM, P.M.; EVANS, W.R.; CARMICHAEL, W.W. Microcystins from *Anabaena flos-aquae* NRC 525-17. **Chem. Res. Toxicol.**, 4, 535-540, 1991a.
- HARADA, K.I.; OGAWA, K.; MATSUURA, K.; MURATA, H.; SUZUKI, M.; WATANABE, M.F.; ITOZONO, Y.; NAKAYAMA, N. Structural determination of geometrical-isomers of microcystins LR and RR from cyanobacteria by two-dimensional NMR spectroscopic techniques. **Chemical Research Toxicology**. 3: 473-481, 1990.

- HARADA, K.I.; OHTANI, I.; IWAMOTO, K.; SUZUKI, M.; WATANABE, M.; TERAOKA, K. Isolation of Cylindrospermopsin From a Cyanobacterium *Umezakia natans* and Its Screening Method. **Toxicon**, 1994, 32, 73-84.
- JONES, G.J.; BLACKBURN, S.I.; PARKER, N.S. A toxic bloom of *Nodularia spumigena* Mertens in Orielton Lagoon, Tasmania. **Australian J. Mar. Freshwat. Res.**, 45 787-800. 1994.
- KENNEDY, R.H. Lake-river interactions: implications for nutrient dynamics in reservoirs. pp. 266-271. In: **Proceedings of the Third Annual Conference of the North American Lake Management Society**, EPA-440/5.84-001, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 1984.
- KENNEDY, R.H. Reservoir design and operation: Limnological implications and management opportunities. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology, 1999. 585p.
- KIVIRANTA, J.; SIVONEN, K.; LUUKKAINEN, R.; LAHTI, K.; NIEMELÄ, S.I. Production and biodegradation of cyanobacterial toxins; a laboratory study, **Arch. Hydrobiol.**, 121, 281-294, 1991..
- LAHTI, K.; NIEMI, M.R.; SIVONEN, K. Biodegradation of cyanobacterial hepatotoxins – characterization of toxin degrading bacteria. **Proceedings of the VII International Conference on Harmful Algae**, 1997a..
- LAHTI, K.; RAPALA, J.; FÄRDIG, M.; NIEMELÄ, M.; SIVONEN, K. Persistence of cyanobacterial hepatotoxin, microcystin-LR, in particulate material and dissolved lake water. **Wat. Res.**, 31 (5), 1005-1012, 1997b.
- LAM, A.K.-Y.; FEDORAK, P.M.; PREPAS, E.E. Biotransformation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin-LR, as determined by HPLC and protein phosphatase bioassay. **Environ. Sci. Technol.**, 29 (1), 242-246, 1995.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 238f. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LAMPERT, W. Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on *Daphnia*. **Int. Revue ges. Hydrobiol.**, v. 66, n. 3, p. 285 – 298, 1981.
- LIND, O. Patterns of phytoplankton populations and their relationship to trophic state in a elongated reservoir. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, 22: 1465-1469, 1984.
- MACHADO, C.E.M. Grandes barragens e meio ambiente: dois aspectos importantes. In: **Encontro nacional sobre limnologia, piscicultura e pesca continental** (anais). 1: 301-306. 1976.
- MAGALHÃES, V.F.; OLIVEIRA, A.C.; MARINHA, M.M.; DOMINGOS, P.; COSTA, S.M.; AZEVEDO, L.O.; AZEVEDO, S.M.F.O. Detecção de microcistinas

- (hepatotoxinas de cianobactérias) na água, séston e pescado da Baía de Sepetiba (RJ).). Resumos do VI Encontro de Ecotoxicologia. São Carlos: SETAC Brasil, p. 95, 2000.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Editorial Omega, 1983. 1009 p.
- MATSUNAGA, S.; MOORE, R.E.; MIEZCZURA, W.P.; CARMICHAEL, W.W. Anatoxin-a(S), a potent anticholinesterase from *Anabaena flos-aquae*. **Journal of American Chemical Society**. 111: 8021-8023, 1989.
- MATTHIENSEN, A.; YUNES, J.S.; CODD, G.A. Ocorrência Distribuição e toxicidade de *Microcystis aeruginosa* no estuário da Lagoa dos Patos. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p.1-55, 1999.
- McCUNE, B. e GRACE, J.B. **Analysis of Ecological Communities**. Oregon, USA: MjM Software Design, 2002.
- MORÔCO, J. **Análise Estatística com o SPSS Statistics**. 5ª Edição – Piro Pinheiro: Rolo e Filho II, AS, Piro Pinheiro, 2011.
- NASELLI-FLORES, L. Phytoplankton assemblages in reservoirs: are chemical or physical constraints which regulate their structure? **Intern. Ver. Hydrobiol.**, 83, 1998.
- OHTANI, L.; MOORE, R.E. e RUNNEGAR, M.T.C. Cylindrospermopsin, a Potent Hepatotoxin From the Blue-Green Alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. **J. Am. Chem. Soc.** 1992, 114, 7941-7942.
- OLIVEIRA, L. A. e HENKES, J. A. Poluição Hídrica: Poluição Industrial no Rio dos Sinos-RS. **Revista Gestão Sustentável Ambiental**, Florianópolis, v.2, n.1, p186-221. Abr. /set. 2013.
- OTT, W.R. **Environmental indices: Theory and practice**. Ann Arbor (Mich.): Ann Arbor Science Publishers, 1978.
- NISHIWAKI-MATSUSHIMA, R.; OHTA, T.; NISHIWAKI, S.; SUGUNUMA, M.; KOHYAMA, K.; ISHIKAWA, T.; CARMICHAEL, W.W. E FUJIKI, H. Liver Tumor Promotion by the Cyanobacterial Cyclic Peptide Toxin Microcystin-LR. **J. Cancer Res. Clin. Oncol.**, 1992, 118: 420-424
- PAERL, H.W. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters. **Limnology and Oceanography**, v. 33, n. 4, p. 823-847, 1988.
- PAIVA, M.P. **Grandes represas do Brasil**. Brasília: editerra. 1982. 292p.
- PANTE, A. R. Aplicação de instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos na Bacia do Rio Paranhana. 2006. 138 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2006.

- PEREIRA, J. C. R. **Análise de Dados Qualitativos: Estratégias Metodológicas para as Ciências da Saúde, Humanas e Sociais**. 3ª Edição – São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2004.
- PORTAL ACTION. Teste de Fisher. 2014. Disponível em <<http://www.portalaction.com.br/content/32-teste-de-fisher> > Data de acesso: 07/10/2014.
- POURIA, S; ANDRADE, A; BARBOSA, J; CAVALCANTI, R.L.; BARRETO, V.T.S.; WARD, C.J.; PREISER, W.; POON, G.; NEILD, G.H.; CODD, G.A. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. **The Lancet**, v. 352, p. 21-26, 1998.
- PREPAS, E.E.; KOTAK, B.G.; CAMPBELL, L.M.; EVANS, J.C.; HRUCEY, S.E.; HOLMES, C.F.B. Accumulation and elimination of cyanobacterial hepatotoxins by the freshwater clam *Anodonta grandis simpsoniana*. **Can.J.Fish. Aquat. Sci.**, 54, 41-46, 1997.
- RABELO, I.M. Comunicação pessoal. Porto Alegre (RS), 2002.
- RAPALA, J.; LAHTI, K.; SIVONEN, K.; NIEMELÄ, S.I. Biodegradability and adsorption on lake sediments of cyanobacterial hepatotoxins and anatoxin-a. *Letters in Applied Microbiol.*, 19, 423-428, 1994..
- REYNOLDS, C.S. Algae. In: CALOW, P.; PETTS, G.E. **The rivers handbook: Hydrological and ecological principles**. London: Blackwell Scientific Publications, 1994. 526p.
- REYNOLDS, C.S. Vegetation processes in the pelagic: A model for ecosystem theory. Ecology institute Oldendorf., 1997. 371p.
- RIBEIRO, M.L.; DEUS, A.B.S.; DE LUCA, S.J. Bacia hidrográfica do Rio Cai/RS: Índices podem mascarar a avaliação da qualidade da água?. *Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro: ABES, p. 2373-2379, 1999.
- SEAWRIGHT, A.A.; NOLAN, C.C.; SHAW, G.R.; CHISWELL, R.K.; NORRIS, R.L.; MOORE, M.R.; SMITH, M.J. The Oral Toxicity for Mice of the Tropical Cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska). *Environmental Toxicology*, 14: 135-142, 1999.
- SHAW, G.; SEAWRIGHT, A.; SHAHIN, M.; SENOGLES, P.; MUELLER, J.; MOORE, M. **The cyanobacterial toxin, Cylindrospermopsis: Human health risk assessment**. Report from the National Research Centre for Environmental Toxicology – Australia, 2000.
- SHAW, G.R.; SUKENIK, A.; LIVNE, A.; CHISWELL, R. K.; SMITH, M.J.; SEAWRIGHT, A.A.; NORRIS, R.L.; EAGLESHAM, G.K.; MOORE, M.R. Blooms of the cylindrospermopsis containing cyanobacterium, *Aphanizomenon ovalisporum*

- (Forti) in newly constructed lakes, Queensland, Australia. **Environ. Toxicol** 14:167-177, 1999.
- SIVONEN, K.; NAMIKOSHI, M.; LUUKKAINEN, R.; FÄRDIG, M.; ROUHIAINEN, L.; EVANS, W.R.; CARMICHAEL, W.W.; RINEHART, K.L.; NIEMELÄ, S.I. Variation of cyanobacterial hepatotoxins in Finland. In: M.Munawar and M. Luotola [Eds] *The Contaminants in the Nordic Ecosystem, Dynamics, Processes and Fate. Ecovision World Monograph Series*, SPB Academic Publishing, Amsterdam, 163-169, 1995.
- SKULBERG, O.M.; CARMICHAEL, W.W.; CODD, G.A.; SKULBERG, R. Taxonomy of Toxic Cyanophyceae (Cyanobacteria). **Algal Toxins in Seafood and Drinking Water**. Chapter 9, Academic Press Ltda. 1993.
- STANIER, R.Y. The origins of photosynthesis in eukaryotes. **Soc. Gen. Microbil.**, v. 24, p.219-240, 1974.
- STEINBERG, C; MELZER, A. Stoffkreisläufe um Binnengewässern. Bayerisches Landesamt wasserw. Munchea. Rischafft, 1982.
- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. Vol. 9: Gerenciamento da qualidade da água em reservatórios. ILEC. São Carlos-SP, 2000.
- TERAO, K.; OHMORI, S.; IGARASHI, K.; OHTANI, I.; WATANABE, M.G.; HARADA, K.I.; ITO, E.; WATANABE, M. Electron microscopic studies on experimental poisoning in mice induced by cylindrospermopsin isolated from blue-green alga Umezakia Natans. **Toxicon** 32: 833-843, 1994.
- THRELKELD, S.T. Water renewal effects on reservoir zooplankton communities. **Can. Wat. Res. J.**, 7: 151-166, 1982.
- TOLEDO, JR. A. P. Informe preliminar sobre estudos para obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes – Outubro, 1990.
- TORGAN, L.C. Florações de algas: composição, causas e conseqüências. **Ínsula**, Florianópolis, v. 19, p 15-34, 1989.
- TUNDISI, J.G. Reservatórios como sistemas complexos: Teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In *Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais* (R. Henry, ed.). Fundbio / Fapesp, Botucatu / São Paulo, p.19-38, 1999.
- TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T. & ROCHA, O. Theoretical basis for reservoir management. In *Theoretical reservoir ecology and its applications*. (J.G. Tundisi & M. Straskraba, eds.). International Institute of Ecology, São Carlos and Backhuys Publishers, AH Leiden, p.505-528, 1999.
- UNIVERSITY OF OSLO. Past – Paleontological Statistics. Natural History Museum, 2013. <http://folk.uio.no/ohammer/past/>

- VOLLENWEIDER, R. A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication.** Paris Rep. Organization for Economic cooperation and Development 192 p.(DAS/CSI/68.27), 1968.
- WATANABE, M.F.; PARK, H-D.; KONDO, F.; HARADA, K.I.; HAYASHI, H.; OKINO, T. Identification and estimation of microcystins in freshwater mussels. **Nat. Toxins**, 5, 31-35, 1997.
- WATANABE, M.M.; KAYA, K.; TAKAMURA, N. Fate of the toxic cyclic heptapeptides, the microcystins, from blooms of *Microcystis* (cyanobacteria) in a hypertrophic lake. **J.Phycol.**, 28, 761-767, 1992.
- WETZEL, R. G. **Limnologia.** Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa, 1993.
- WHO. **Guideline for drinking water quality.** Second edition, Addendum to volume 2 Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Geneva, 1998.
- YUNES, J.S. Comunicação pessoal. Porto Alegre (RS), 2002.
- YUNES, J.S.; NIENCHESKI, L.F.H., SALOMON, P.S.; PARISE, M.; BEATTIE, K.A.; RANGGETT, S.L.; CODD, G.A. Development and toxicity of cyanobacteria in the Patos Lagoon Estuary, southern Brazil. **IOC Workshop Report (COI/UNESCO)**, v. 101, n. III, p. 14-19, 1994.
- YUNES, J.S.; NIENCHESKI, L.F.H.; SALOMON, P.S.; PARISE, M.; BEATTIE, K.A., RAGGETT, S.L.; CODD, G.A. The effect of nutrient balance and physical factor on blooms of toxic Cyanobacteria in the Patos Lagoon, Southern Brasil. **Verh. Internat. Verein. Limnologie.** v. 26, p.1796-1800, 1998a.
- ZANATA, L.H.; ESPÍNDOLA, E.L.G. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. **Brazilian Journal of Biology** 62:347-361, 2002.

10. APÊNDICE

Tabela 10-1 - Temperatura da água (°C) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01			primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03		
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
Am 1	11,8	9,7	14,7	12,8	15,0	18,9	19,4	23,3	20,3	21,3	22,2	18,0	14,3	10,0	12,3	13,2	14,5	14,1	18,6	25,5	25,3	22,4	20,0	12,7
EA 1	11,8	9,9	14,5	12,4	15,0	18,5	19,4	22,2	21,3	21,7	22,0	19,0	14,5	9,7	12,8	13,9	19,1	14,5	18,8	24,5	25,7	23,1	19,0	12,1
EA 2	12,5	12,8	15,5	15,9	16,0	21,3	21,4	23,1	22,4	22,2	22,0	19,0	13,3	12,1	12,4	15,7	18,7	17,5	19,0	25,3	25,8	24,3	20,8	16,4
EA 3	12,4	12,9	16,1	15,8	16,0	21,3	21,4	23,2	23,1	23,0	23,0	19,0	13,4	12,2	12,4	16,1	19,1	17,6	19,0	25,2	25,4	24,1	20,7	16,3
EA 4	13,2	13,5	14,5	16,5	18,0	22,3	22,6	24,1	23,0	22,5	22,0	19,0	13,7	13,1	14,5	16,7	19,6	18,5	21,8	27,2	26,6	25,2	22,5	17,1
EA 5	13,7	13,3	15,1	16,4	18,0	22,2	22,9	23,9	24,0	22,5	21,0	19,0	14,1	12,7	15,1	17,1	20,0	18,2	21,6	27,9	26,6	25,1	22,0	17,4
EA 6	12,8	13,0	12,5	15,6	16,0	19,8	19,9	21,3	22,5	21,3	20,0	17,0	12,2	12,7	13,8	16,4	19,2	18,1	21,6	20,0	22,3	24,3	21,0	17,5
EA 7	13,5	13,1	15,9	16,7	19,0	20,8	22,6	24,9	23,3	25,0	22,0	18,1	14,1	12,3	13,7	17,8	20,3	18,8	21,8	26,8	25,4	24,7	22,3	16,8
EA 8	13,2	12,8	14,7	16,4	18,0	20,4	21,2	23,1	22,7	22,5	22,1	18,0	13,8	12,5	13,1	15,8	18,4	17,8	21,5	23,3	24,2	23,1	20,9	16,2
EA 9	13,0	12,8	16,0	17,5	19,0	20,6	22,6	22,8	24,7	23,0	22,0	18,0	14,0	12,4	13,6	16,7	18,3	17,8	21,5	23,9	24,0	22,9	21,1	16,2
EA 10	14,0	13,2	15,5	16,8	18,0	19,9	21,9	23,5	23,0	24,5	22,5	18,7	14,8	12,8	14,3	16,2	17,3	17,3	20,7	24,2	24,4	22,6	20,7	15,8
EA 11	16,2	13,5	17,8	18,9	20,0	19,8	24,4	26,3	23,9	25,0	23,2	20,1	17,0	13,1	16,2	16,8	17,1	17,3	20,9	25,3	25,2	22,6	21,0	15,7
EA 12	13,9	13,1	17,3	17,7	18,0	19,8	23,2	24,2	23,8	25,0	24,2	20,5	16,7	12,5	15,2	16,4	17,6	17,0	21,7	26,1	26,0	23,9	20,7	15,5
EA 13	15,2	13,5	18,9	19,5	20,0	21,8	23,5	25,0	25,4	27,0	25,0	21,0	17,0	12,6	15,6	16,6	18,5	19,1	23,8	28,1	29,0	25,8	21,3	16,2
EA 14	15,7	14,5	19,4	20,2	21,0	22,6	24,6	26,1	26,0	26,5	26,3	21,6	16,9	13,4	15,7	17,3	18,2	19,7	24,1	28,0	28,0	25,6	21,7	16,6
EA 15	15,4	15,1	19,8	20,4	21,0	22,7	24,6	26,5	26,2	27,0	26,6	21,8	17,0	13,3	15,4	17,4	18,1	20,0	24,4	29,0	29,6	25,6	22,1	17,0
EA 16	15,4	15,1	19,8	20,4	21,0	22,7	24,6	26,5	26,2	27,0	26,6	21,8	17,0	13,3	15,4	17,4	18,1	20,0	24,4	29,0	29,6	25,6	22,1	17,0

Tabela 10-2 – Transparência da água - transparência Secchi (m) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01			primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03		
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
Am 1	1,50	0,60	0,68	0,64	0,50	0,80	0,98	1,16	1,30	1,70	1,30	1,00	0,80	1,10	0,70	0,68	0,59	0,91	0,78	1,75	1,85	1,37	1,19	1,01
EA 3	1,50	0,70	0,95	1,20	0,75	1,50	1,55	1,70	1,56	2,30	1,55	1,30	0,82	1,39	1,49	1,03	0,93	1,22	1,10	2,75	2,14	1,90	1,79	1,68
EA 5	1,50	0,80	1,31	1,18	1,31	1,45	1,60	2,10	1,85	2,50	1,75	1,52	1,24	1,75	2,00	1,20	0,99	1,23	1,09	2,82	2,10	1,85	1,83	1,80
EA 6	1,42	0,92	1,09	0,98	0,84	1,10	1,30	1,03	1,45	1,55	1,40	1,27	1,14	1,49	1,41	1,02	0,68	0,96	1,01	1,70	1,40	1,20	1,36	1,52
EA 8	1,42	0,92	1,09	0,98	0,84	1,10	1,30	1,03	1,45	1,55	1,40	1,27	1,14	1,49	1,41	1,02	0,68	0,96	1,01	1,70	1,40	1,20	1,36	1,52

Tabela 10-3 – Turbidez (FTU) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01			primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03		
	Mai	Jun	Jul	ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
EA 1	5,6	3,4	6,0	9,0	10,0	10,0	8,0	22,0	14,0	18,0	11,5	4,7	9,0	3,4	4,4	5,1	4,6	4,1	6,1	8,1	8,2	8,3	8,2	6,8
EA 2	5,3	2,5	5,0	7,0	14,0	11,0	7,0	23,0	13,0	18,0	9,1	4,1	5,1	2,4	2,8	5,3	8,6	3,0	5,0	6,9	6,0	5,0	6,7	5,7
EA 3	5,0	15,0	13,0	14,0	16,0	10,0	10,0	21,0	11,0	16,0	9,8	5,4	8,5	5,6	6,5	8,0	9,5	7,1	5,7	4,3	4,7	5,0	6,9	5,5
EA 4	5,1	16,0	11,0	13,0	17,0	10,0	10,0	22,0	9,0	15,5	8,9	4,6	8,8	5,5	6,5	9,0	9,6	6,9	5,5	4,1	4,7	5,2	6,1	6,4
EA 5	2,2	11,0	7,0	5,0	10,0	5,0	6,0	15,0	7,0	11,0	7,5	3,5	8,0	3,1	2,5	5,0	6,7	4,8	3,6	2,4	2,7	2,9	4,7	4,5
EA 6	1,9	9,0	5,0	4,0	9,0	5,0	5,0	15,0	5,0	10,0	5,0	3,0	5,0	2,6	2,0	4,1	5,6	3,7	3,0	2,2	6,2	10,1	3,5	3,9
EA 7	2,1	6,0	8,0	5,0	9,0	5,0	6,0	19,0	9,0	14,0	7,0	4,4	5,0	2,8	2,5	4,4	5,2	3,6	4,3	5,0	4,9	4,8	5,7	5,2
EA 8	2,7	7,0	6,0	6,0	10,0	6,0	8,0	24,0	15,0	19,5	10,8	3,9	6,5	3,4	3,0	5,2	6,6	4,7	4,1	3,4	5,1	6,7	5,4	8,9
EA 9	3,1	7,0	6,0	7,0	10,0	7,0	8,0	27,0	20,0	23,5	13,5	4,2	7,0	3,5	3,0	6,4	8,0	5,0	5,6	6,1	7,5	8,8	7,5	7,8
EA 10	3,3	8,0	6,0	8,0	10,0	6,0	9,0	30,0	15,0	22,5	11,0	4,2	7,0	3,4	3,1	6,3	9,0	4,6	4,6	4,5	7,0	9,4	8,0	8,1
EA 11	3,8	8,0	6,0	9,0	10,0	12,0	8,0	29,0	32,0	30,5	21,0	5,9	9,9	3,9	3,5	6,1	16,0	6,2	5,9	5,6	10,3	14,9	20,8	14,0
EA 12	17,0	16,0	12,0	20,0	15,0	19,0	9,0	30,0	73,0	51,5	47,0	12,5	21,0	6,2	7,9	7,5	35,0	10,0	7,4	4,7	26,1	47,5	35,3	13,8
EA 13	16,0	21,0	9,0	26,0	18,0	30,0	10,0	31,0	31,0	31,0	27,3	14,0	23,5	7,2	8,2	8,2	16,0	12,0	9,8	7,6	35,3	62,9	24,2	16,4
EA 14	21,0	53,0	12,0	40,0	27,0	28,0	21,0	70,0	50,0	60,0	41,0	19,0	32,0	12,0	32,0	20,0	26,0	15,0	11,9	8,7	16,1	23,5	13,3	28,2
EA 15	29,0	56,0	14,0	43,0	26,0	34,0	21,0	54,0	36,0	45,0	35,5	20,8	34,9	12,0	26,0	16,0	42,0	16,0	15,7	15,4	28,9	42,3	15,2	26,5
EA 16	32,0	71,0	11,0	46,0	27,0	41,0	21,0	50,0	44,0	47,0	41,0	22,6	38,0	13,0	28,0	20,0	32,0	16,0	15,7	15,3	42,8	70,2	24,4	30,3

Tabela 10-4 – Sólidos totais (mg.L⁻¹) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01			primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03		
	Mai	Jun	Jul	ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
EA 1	58,5	24,0	33,5	32,5	36,0	56,0	68,5	74,0	98,0	70,5	61,5	54,5	41,5	38,0	56,5	96,5	54,5	41,0	40,5	35,0	61,5	53,0	84,5	177,5
EA 2	41,0	41,0	44,5	28,5	45,0	61,5	67,0	71,5	85,0	118,5	60,5	36,0	38,0	33,0	26,5	63,0	54,5	112,5	44,0	213,0	47,0	49,0	68,5	54,0
EA 3	28,0	51,5	43,0	42,0	26,5	53,5	66,5	64,0	42,0	60,5	52,0	57,0	40,5	29,5	93,0	59,5	26,0	39,0	48,5	36,0	73,0	43,5	68,5	59,4
EA 4	34,5	17,5	8,0	30,5	28,0	55,5	66,5	63,5	85,5	105,0	46,5	44,0	74,0	62,5	11,0	58,5	114,5	28,0	50,5	26,5	40,5	49,5	65,0	66,3
EA 5	21,0	7,5	26,0	50,5	22,0	42,0	45,0	59,0	60,0	96,5	34,5	32,0	81,5	23,0	35,0	43,0	48,0	36,0	44,5	7,5	34,0	33,5	37,5	37,5
EA 6	92,0	40,5	47,0	18,5	30,8	43,0	56,0	52,0	66,5	55,0	43,0	33,5	31,0	16,5	24,0	47,0	58,0	54,5	46,0	78,0	31,0	36,5	70,5	37,5
EA 7	40,5	15,0	42,5	20,0	22,5	42,0	60,0	54,5	82,5	119,5	42,5	30,0	36,5	28,0	5,5	46,0	51,5	48,0	119,0	131,0	28,0	48,5	41,0	46,9
EA 8	34,5	38,5	21,5	2,0	38,0	23,0	41,5	66,5	11,0	36,0	25,0	25,0	21,5	65,0	52,0	40,0	49,5	43,5	48,5	65,5	26,0	96,0	41,0	61,2
EA 9	40,5	32,0	5,5	73,5	46,0	44,0	103,5	85,0	77,0	24,5	39,5	31,5	23,5	41,5	7,0	42,0	32,0	81,5	131,0	61,0	61,0	56,0	202,5	31,9
EA 10	28,5	42,5	9,5	25,5	10,5	61,0	43,5	102,0	40,5	49,0	31,5	31,8	32,0	43,0	74,0	51,0	21,0	34,3	47,5	47,5	105,5	184,5	97,0	36,3
EA 11	67,5	57,0	24,0	55,5	98,0	91,0	82,5	72,5	72,5	57,0	44,0	80,8	117,5	107,5	92,0	65,0	162,0	113,0	64,0	64,0	39,0	222,3	133,6	45,0
EA 12	65,0	59,0	31,5	79,0	70,0	118,0	74,5	136,5	87,0	67,0	66,5	72,3	78,0	60,0	74,0	72,0	76,0	75,3	74,5	74,5	79,5	204,0	124,5	44,4
EA 13	94,0	53,5	70,5	116,0	81,0	121,5	84,5	121,0	92,0	38,0	106,0	99,8	93,5	88,5	111,5	92,5	84,5	72,5	60,5	60,5	98,0	74,5	106,0	106,0
EA 14	81,0	72,0	57,5	75,5	88,5	124,0	91,5	119,0	129,0	79,0	101,5	54,3	7,0	82,0	91,0	95,0	136,5	111,8	87,0	87,0	106,0	121,5	65,5	93,5
EA 15	107,5	76,0	55,0	139,5	103,0	153,0	96,5	172,5	122,0	99,5	101,5	123,5	145,5	142,0	98,0	106,5	92,0	94,8	97,5	97,5	106,5	139,0	198,0	85,0

Tabela 10-5 – Potencial hidrogeniônico (pH) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01		primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03				
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	
EA1	7,4	6,5	6,6	7,5	6,0	6,1	6,6	6,4	6,5	6,4	7,2	6,8	7,0	7,8	6,7	8,0	6,9	7,7	7,2	6,7	6,4	6,7	6,7	6,7	6,3
EA2	6,5	6,5	6,6	7,8	6,0	6,2	6,9	6,8	6,7	6,9	7,6	6,9	7,2	7,4	6,9	7,9	7,3	7,7	7,3	7,4	6,5	7,2	7,4	7,4	6,4
EA3	7,4	5,2	6,4	7,0	5,4	6,0	7,1	7,8	6,7	7,7	7,9	7,0	7,0	7,0	6,9	8,0	7,1	7,7	7,3	7,4	7,7	7,2	7,6	6,3	6,3
EA4	6,6	6,0	6,2	6,8	5,4	6,3	6,7	7,0	7,1	7,4	7,5	7,1	7,0	7,0	7,0	6,1	6,2	6,9	7,0	7,5	7,5	7,1	7,6	6,7	6,7
EA5	7,1	6,1	5,4	6,5	6,6	6,1	6,9	7,4	6,8	7,7	7,6	6,9	6,9	6,7	6,9	7,0	6,7	7,1	7,2	7,7	7,5	7,7	7,8	7,8	6,5
EA6	6,6	6,3	6,6	6,3	6,6	6,3	7,2	7,0	7,3	7,5	7,7	6,8	6,9	6,8	7,0	7,6	6,8	7,4	7,1	7,6	7,4	7,5	7,4	7,4	6,4
EA7	6,3	6,0	5,8	6,2	5,2	6,0	6,3	6,4	6,6	6,8	7,2	6,6	6,7	6,9	6,7	7,4	5,6	7,2	7,2	6,6	6,4	7,0	7,1	8,0	6,7
EA8	7,2	5,8	6,5	6,7	5,9	6,6	6,9	6,8	6,7	7,4	7,4	7,5	7,6	7,3	6,8	7,4	6,8	7,0	7,0	7,5	6,8	7,1	8,0	6,4	6,4
EA9	5,8	6,4	5,8	6,6	5,8	6,8	6,9	6,5	6,5	7,4	7,2	7,0	6,7	7,1	7,2	7,3	7,3	7,0	7,0	7,5	6,7	6,7	7,2	6,6	6,6
EA10	5,9	6,6	6,4	6,2	5,8	6,8	6,9	6,5	6,7	7,0	7,5	7,3	7,0	6,8	7,4	7,7	7,4	7,7	7,2	6,9	6,8	7,0	7,2	6,7	6,7
EA11	6,3	6,0	6,1	6,9	6,1	6,8	7,0	6,9	7,0	7,2	7,5	7,3	7,1	6,7	7,1	6,4	7,5	7,4	7,4	7,3	7,0	7,2	7,3	6,3	6,3
EA12	5,9	6,7	6,2	6,3	7,0	7,2	7,3	7,4	7,2	7,4	7,6	7,3	6,9	6,7	7,1	6,6	7,4	7,2	7,6	7,7	7,3	7,6	7,7	7,3	7,3
EA13	6,8	6,3	7,0	5,8	6,5	7,3	7,0	7,0	6,9	7,3	7,2	7,3	7,4	7,2	7,5	7,8	7,4	7,6	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,1	7,3
EA14	7,0	6,2	6,8	6,0	6,6	7,0	6,8	7,0	7,0	7,2	7,2	7,2	7,2	7,1	7,3	7,8	7,2	7,5	7,0	7,5	7,5	7,3	7,3	7,5	7,2
EA15	5,6	6,2	6,6	6,1	6,4	6,9	6,8	6,7	7,0	7,1	6,9	6,7	6,6	6,7	6,5	6,2	7,1	6,9	7,0	7,4	7,2	7,1	7,3	7,5	7,5
EA16	6,4	6,3	6,7	6,1	6,5	6,9	6,8	6,7	6,9	7,0	7,0	6,4	5,8	6,8	6,9	6,3	7,3	6,6	7,0	7,2	7,2	7,0	7,2	7,0	7,2

Tabela 10-6 – Oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01		primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03				
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	
EA1	8,9	9,6	8,1	7,8	9,8	6,4	6,6	5,0	6,4	2,4	6,0	6,8	7,6	9,4	9,2	8,4	7,5	7,3	5,5	3,6	5,2	5,2	4,8	6,4	6,4
EA2	10,0	10,0	9,2	9,4	5,8	8,0	7,8	7,0	7,6	6,4	7,8	8,2	8,8	10,6	9,6	8,9	8,1	7,7	6,8	5,8	6,2	6,2	6,2	6,2	7,2
EA3	8,9	8,7	8,6	8,0	8,4	6,6	7,8	8,6	9,2	7,8	8,8	8,4	8,8	11,4	9,2	8,3	7,3	7,1	6,5	5,8	5,8	5,8	6,8	3,2	3,2
EA4	9,6	9,2	9,2	9,2	8,8	7,8	7,6	7,6	5,4	7,0	7,6	9,2	9,6	9,6	10,2	9,2	8,1	7,7	6,8	5,9	6,2	6,2	6,4	7,0	7,0
EA5	9,6	9,4	8,7	8,4	9,2	7,6	7,8	7,8	6,8	7,6	8,8	7,6	9,4	9,6	9,8	8,6	7,4	6,3	6,4	6,4	6,0	6,0	6,4	6,6	6,6
EA6	9,2	8,7	7,8	8,4	5,3	7,4	8,0	7,8	7,8	7,6	9,0	8,4	9,4	9,4	10,0	8,9	7,7	6,9	6,0	6,0	6,0	6,0	6,4	5,8	5,8
EA7	10,0	8,7	8,0	8,6	8,8	7,8	7,6	7,8	7,4	7,2	8,2	8,8	9,6	9,8	9,6	8,8	7,9	7,5	7,1	6,7	6,0	6,0	6,4	6,2	6,2
EA8	10,8	9,7	9,5	6,8	9,4	7,8	7,8	7,6	6,8	7,0	8,6	8,9	9,2	11,8	10,4	9,1	7,7	6,9	5,5	4,0	6,0	6,0	6,8	6,6	6,6
EA9	9,4	9,2	8,9	9,0	8,6	8,4	8,4	7,6	7,2	7,0	7,6	7,5	7,4	10,4	7,8	7,7	7,5	6,5	6,2	6,0	5,4	5,4	6,2	7,2	7,2
EA10	9,4	9,2	10,0	9,8	8,8	8,0	8,0	7,4	7,4	6,4	7,8	8,5	9,2	9,6	9,2	8,3	7,3	7,3	6,9	6,5	5,6	5,6	6,6	6,2	6,2
EA11	10,2	10,5	10,5	9,2	9,4	9,0	8,2	7,0	8,2	7,8	8,8	9,5	10,2	7,2	10,0	9,4	8,9	7,5	7,2	6,9	6,2	6,2	6,0	5,6	5,6
EA12	10,2	9,7	9,2	10,0	9,0	9,0	8,4	9,4	6,6	8,8	9,4	9,4	9,4	11,2	10,0	9,1	8,3	8,1	7,6	7,1	6,0	6,0	6,4	5,4	5,4
EA13	8,9	9,4	8,9	8,0	8,8	7,8	6,8	7,4	7,8	7,2	8,0	8,3	8,6	9,8	9,0	8,6	8,1	7,5	7,2	7,0	6,4	6,4	6,2	7,0	7,0
EA14	9,4	7,3	8,4	6,0	7,2	7,2	6,4	6,6	6,0	6,0	7,4	7,6	7,8	9,6	7,6	7,3	6,9	7,3	6,8	6,3	5,2	5,2	6,8	6,6	6,6
EA15	8,6	7,0	7,1	8,2	6,6	6,4	6,2	4,8	8,0	6,2	7,6	7,7	7,8	8,8	7,2	7,2	7,1	7,9	7,0	6,2	4,4	4,4	6,6	6,2	6,2
EA16	8,7	6,2	7,6	7,8	5,6	5,8	5,8	5,2	5,8	7,6	6,7	7,3	7,8	8,8	7,2	6,8	6,3	9,1	7,7	6,3	3,6	3,6	4,7	5,8	5,8

Tabela 10-7 – Percentual de saturação de oxigênio dissolvido na água durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01			primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03			
	Mai	Jun	Jul	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
EA 1	81,4	83,4	78,9	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA 2	91,3	87,6	89,1	86,6	84,1	80,2	85,4	72,5	89,0	87,6	89,0	89,0	89,8	83,0	104,8	85,1	82,1	86,8	79,8	72,6	81,9	75,7	73,2	73,0	73,8
EA 3	82,6	81,1	85,4	79,5	84,1	87,9	100,5	105,9	100,4	89,8	83,0	104,8	85,1	82,1	86,8	79,8	72,6	81,9	75,7	73,2	73,0	73,2	73,0	73,0	73,8
EA 4	88,5	86,1	92,3	91,8	88,1	87,7	85,6	89,0	89,0	88,3	90,8	88,4	94,2	91,8	86,8	79,8	72,6	81,9	75,7	73,2	73,0	73,2	73,0	73,0	73,8
EA 5	90,0	89,2	84,2	85,1	96,2	87,3	90,2	93,2	93,2	79,3	87,7	100,4	81,2	89,4	90,1	95,0	87,4	80,2	66,8	72,3	81,9	75,7	73,2	73,0	73,8
EA 6	87,6	82,0	76,8	84,9	55,1	84,8	93,1	92,8	87,7	85,4	80,8	89,6	90,0	88,4	91,2	91,6	88,4	84,2	93,0	67,9	77,9	75,7	73,2	73,0	73,8
EA 7	93,3	81,5	74,6	85,0	88,1	84,8	82,8	87,7	85,4	80,8	85,3	98,1	93,2	88,3	108,8	98,9	94,2	84,7	73,5	62,0	73,1	68,9	72,0	71,5	64,0
EA 8	102,3	91,2	94,8	69,3	100,5	86,7	90,2	92,4	92,4	79,8	85,3	98,1	93,2	88,3	70,6	73,2	76,3	79,1	67,8	70,4	70,0	64,7	72,6	78,1	67,2
EA 9	88,7	85,9	86,7	91,0	89,9	92,6	94,2	88,9	88,9	83,4	80,8	86,9	78,3	70,6	96,5	73,2	76,3	79,1	67,8	70,4	70,0	64,7	72,6	78,1	67,2
EA 10	88,3	85,9	100,1	101,5	94,0	88,5	92,5	85,9	85,9	89,6	74,7	89,0	88,9	88,1	88,9	87,3	83,9	77,0	76,0	77,7	76,9	66,8	65,2	73,9	62,3
EA 11	97,9	98,9	104,0	93,7	98,3	98,1	93,4	82,6	95,7	94,0	101,5	100,7	100,7	99,4	67,1	96,3	95,0	91,5	77,3	79,7	82,1	74,6	71,7	66,6	55,8
EA 12	102,7	92,0	95,8	106,7	98,3	97,9	101,0	117,9	78,5	107,3	110,1	102,9	96,2	105,1	100,5	93,2	85,1	83,5	84,4	84,4	86,5	73,4	69,4	71,4	53,7
EA 13	85,2	88,5	91,8	82,6	92,0	84,8	79,7	88,6	92,6	87,8	95,8	91,6	87,4	87,4	90,8	88,5	86,2	84,0	76,8	81,9	86,8	79,7	76,1	68,8	69,3
EA 14	92,6	69,3	89,6	64,4	78,6	81,8	75,5	80,4	73,8	76,4	90,2	84,9	79,8	79,8	89,2	75,3	73,5	73,1	78,3	80,5	81,6	69,2	64,4	76,5	66,3
EA 15	85,7	68,1	76,6	90,0	73,7	74,0	74,9	59,9	99,7	78,1	95,2	87,1	79,6	83,2	71,5	73,7	74,7	85,8	84,0	80,0	57,3	54,4	74,8	62,9	
EA 16	85,9	60,4	82,8	86,0	62,5	67,2	70,1	65,5	72,6	96,8	84,6	82,4	79,8	83,1	71,2	69,7	66,2	99,2	92,7	84,4	48,5	44,4	53,8	59,3	

Tabela 10-8– Demanda bioquímica de oxigênio (mg.L⁻¹) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01			primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03			
	Mai	Jun	Jul	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
EA 1	0,5	0,4	5,8	1,2	2,8	2,8	1,6	1,0	2,0	2,0	1,4	2,0	2,1	2,2	0,2	3,2	1,9	0,6	0,2	1,9	0,6	0,2	1,2	0,2	0,4
EA 2	0,0	0,6	7,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,6	2,4	1,6	2,2	3,6	2,1	0,6	0,6	0,0	1,0	2,0	1,8	1,0	2,0	1,8	1,4	0,2	0,8
EA 3	0,5	1,7	0,8	1,2	1,2	1,2	1,0	0,8	2,4	5,6	2,4	3,4	2,4	1,4	3,8	1,4	1,0	0,7	0,4	1,0	0,7	0,4	0,8	0,4	0,2
EA 4	1,3	1,1	1,4	1,4	1,2	1,2	1,2	2,0	2,8	0,4	1,2	2,0	1,8	1,6	0,6	1,8	1,7	1,6	0,6	1,7	1,6	0,6	1,8	0,2	0,4
EA 5	0,7	1,4	0,9	1,0	1,8	0,6	0,6	0,8	1,4	1,2	1,2	2,2	1,8	1,4	1,6	1,6	1,2	0,9	0,8	1,2	0,9	0,8	1,2	0,4	0,4
EA 6	0,4	1,4	0,9	1,0	1,7	1,0	1,0	0,8	1,4	1,8	1,0	2,2	1,1	0,0	1,0	2,0	1,7	1,4	0,6	1,7	1,4	0,6	1,8	0,4	0,2
EA 7	1,0	0,7	0,9	0,8	1,6	0,0	0,2	1,3	1,3	0,6	1,0	1,6	1,2	0,8	1,0	3,6	2,5	1,4	0,4	2,5	1,4	0,4	2,2	0,2	0,4
EA 8	2,1	1,1	0,9	0,0	2,0	2,0	1,2	1,3	1,3	0,6	0,6	3,2	2,0	0,8	2,2	4,2	2,7	1,2	1,4	2,7	1,2	1,4	2,4	0,2	0,4
EA 9	0,5	0,5	0,5	1,6	1,2	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8	0,8	2,0	1,4	0,8	0,8	4,8	2,8	0,8	0,6	2,8	0,8	0,6	0,6	0,4	1,0
EA 10	0,5	0,8	1,6	2,0	1,0	0,8	1,1	1,1	1,1	1,4	0,6	2,8	1,7	0,6	0,6	6,0	3,5	1,0	0,6	3,5	1,0	0,6	0,8	0,6	1,2
EA 11	1,3	1,3	1,1	1,0	1,6	1,2	1,2	1,2	1,2	0,8	0,6	2,6	2,8	3,0	3,3	3,6	2,3	1,1	0,8	2,3	1,1	0,8	0,4	0,2	1,4
EA 12	1,4	0,5	1,1	1,8	1,4	1,6	1,7	1,7	1,7	2,0	1,6	3,8	2,4	1,0	1,6	8,8	5,6	2,4	1,8	5,6	2,4	1,8	1,4	0,4	1,4
EA 13	1,5	1,0	1,9	0,4	2,2	0,2	0,2	1,5	1,5	2,2	1,4	2,8	1,8	0,8	1,4	5,0	2,9	0,8	0,8	2,9	0,8	0,8	3,2	0,6	1,6
EA 14	0,8	0,7	1,1	0,0	1,2	1,2	1,2	1,6	1,6	2,4	1,6	1,6	1,3	1,0	1,0	2,6	1,7	0,8	1,0	1,7	0,8	1,0	1,6	0,4	1,2
EA 15	1,3	0,9	1,1	2,2	3,6	1,4	2,2	2,2	2,2	1,6	1,4	1,5	1,2	0,8	1,2	2,0	1,8	1,6	1,2	1,8	1,6	1,2	1,6	0,2	1,4
EA 16	1,8	0,7	2,2	1,6	0,4	2,0	1,7	1,7	1,7	2,8	4,6	3,2	2,1	1,0	1,6	1,0	1,1	1,2	1,4	1,1	1,2	1,4	1,4	0,6	2,2

Tabela 10-9– Condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01		primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03			
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
EA 1	16	16	22	17	20	12	20	22	24	23	21	22	15	20	20	23	18	19	22	23	29	22	21	17
EA 2	16	16	20	18	14	10	18	19	20	20	18	15	14	18	18	21	16	17	19	25	25	21	23	17
EA 3	11	11	12	15	10	14	14	16	17	12	15	11	13	14	14	18	17	15	23	17	18	15	16	18
EA 4	11	11	12	15	10	14	14	18	18	17	15	12	13	14	14	15	17	15	20	19	20	16	16	18
EA 5	13	13	13	14	10	13	14	15	15	13	13	16	13	14	12	15	17	16	16	16	15	15	15	16
EA 6	12	12	12	15	14	13	14	15	15	12	13	14	13	14	16	18	17	15	16	15	15	15	15	16
EA 7	14	14	12	15	10	15	16	18	18	18	15	12	12	14	15	18	16	15	16	19	19	15	17	18
EA 8	13	13	14	15	10	14	15	16	16	20	15	14	12	14	13	19	17	17	16	17	18	17	15	17
EA 9	14	14	15	19	10	15	15	16	16	16	12	14	15	15	15	19	17	19	17	19	18	17	16	17
EA 10	15	15	15	15	10	15	15	16	17	18	15	15	15	16	16	19	18	18	17	18	18	17	16	17
EA 11	18	18	16	15	20	22	17	17	19	19	15	19	22	18	19	20	25	24	24	23	19	23	21	21
EA 12	47	47	39	45	50	49	43	38	33	33	26	41	56	43	55	41	53	50	51	41	46	60	66	41
EA 13	48	48	38	45	40	45	45	39	38	35	32	42	51	42	50	52	51	52	57	53	59	63	51	45
EA 14	45	45	77	51	50	58	56	57	74	62	54	54	54	62	49	68	63	53	54	83	89	64	76	80
EA 15	42	42	65	55	60	57	57	55	61	58	48	51	54	60	51	65	59	56	53	75	75	57	62	126
EA 16	38	38	68	53	50	62	58	60	70	69	70	61	52	65	51	70	59	57	52	83	80	55	74	73

Tabela 10-10– Nitrogênio total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01		primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03			
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
EA 1	0,83	0,80	0,51	0,65	0,80	1,45	0,80	0,45	0,28	0,23	0,26	0,19	0,11	0,07	0,11	0,07	0,16	0,55	0,52	0,45	0,45	0,36	0,15	0,08
EA 2	0,81	0,80	0,36	0,96	1,20	1,45	0,80	0,50	0,33	0,80	0,50	0,33	0,11	0,07	0,11	0,07	0,40	0,56	0,34	0,30	0,22	0,30	0,13	0,12
EA 3	0,80	0,80	2,07	0,55	0,75	0,96	1,45	1,27	0,50	0,42	0,28	0,28	0,28	0,23	0,17	0,14	0,28	0,66	0,31	0,58	0,34	0,21	0,10	0,10
EA 4	0,76	0,62	0,47	0,80	0,48	2,17	0,64	0,53	0,50	0,53	0,50	0,28	0,24	0,26	0,28	0,22	0,32	0,59	0,38	0,43	0,32	0,18	0,03	0,07
EA 5	0,90	0,28	0,46	1,60	0,80	1,81	0,80	0,59	0,39	0,39	0,39	0,28	0,28	0,24	0,20	0,31	0,37	0,57	0,22	0,20	0,22	0,25	0,07	0,21
EA 6	1,00	0,80	0,43	0,32	0,52	0,72	0,59	0,45	0,39	0,39	0,38	0,38	1,10	0,19	0,18	0,25	0,35	0,37	0,32	0,39	0,32	0,31	0,16	0,15
EA 7	0,76	0,80	0,48	0,72	0,96	1,08	0,64	0,56	0,56	0,56	0,56	0,65	0,29	0,25	0,21	0,21	0,24	0,44	0,49	0,47	0,28	0,11	0,41	0,16
EA 8	0,95	0,64	0,37	0,28	0,68	1,08	0,37	0,65	0,45	0,21	0,21	0,28	0,28	0,29	0,30	0,12	0,25	0,00	0,43	0,41	0,21	0,26	0,31	0,20
EA 9	0,88	0,00	0,46	0,64	1,08	1,81	0,84	0,65	0,45	0,45	0,23	0,45	0,45	0,23	0,14	0,24	0,27	0,07	0,49	0,25	0,15	0,22	0,29	0,11
EA 10	1,27	1,27	0,78	0,80	1,08	1,08	0,28	0,56	0,56	0,22	0,22	0,22	0,22	0,29	0,29	0,23	0,41	0,43	0,16	0,75	0,31	0,12	0,20	0,19
EA 11	0,38	0,38	0,37	0,96	0,72	2,17	0,47	0,56	0,50	0,24	0,20	0,50	0,24	0,20	0,26	0,10	0,13	0,41	0,47	0,49	0,22	0,18	0,15	0,10
EA 12	0,64	0,64	0,57	0,64	1,08	1,45	0,47	0,65	0,84	0,18	0,84	0,18	0,45	0,38	0,31	0,17	0,18	0,43	0,48	0,47	0,25	0,21	0,18	0,18
EA 13	1,27	1,27	1,12	0,96	1,81	1,08	0,98	0,56	0,73	0,30	0,21	0,45	0,70	0,37	0,52	0,19	0,33	0,28	0,32	0,56	0,39	0,31	0,46	0,15
EA 14	0,29	0,29	1,02	0,37	1,81	2,17	0,56	0,54	0,52	2,17	0,56	0,54	0,56	0,54	0,27	0,20	0,62	0,31	0,25	0,44	0,19	0,26	0,11	0,08
EA 15	0,80	0,80	0,78	0,96	10,10	2,17	0,33	0,80	0,80	2,17	0,33	0,80	0,56	0,43	0,30	0,21	0,39	0,39	0,34	0,40	0,29	0,32	0,36	0,11
EA 16	0,80	0,90	1,01	1,04	1,08	2,17	1,46	0,78	0,83	0,89	0,83	0,89	0,56	0,48	0,40	0,15	0,32	0,18	0,18	0,32	0,36	0,49	0,31	0,13

Tabela 10-11— Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01			primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03		
	Mai	Jun	Jul	Jul	Out	Nov	Dez	Jan	Jan	Feb	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Jan	Feb	Mar
EA1	10,1	4,5	7,4	18,5	15,6	29,8	8,0	13,3	9,2	16,4	22,2	27,5	16,2	10,2	18,9	16,2	15,5	12,2	12,9	24,5	31,5	29,8	28,7	3,5
EA2	7,1	6,5	7,6	15,4	18,6	21,7	8,9	10,2	11,0	13,9	13,7	12,9	17,4	13,6	15,2	17,4	32,1	10,7	10,9	29,4	14,1	9,7	27,8	4,4
EA3	10,4	19,4	16,3	18,4	27,9	14,6	13,8	12,9	12,6	9,1	8,3	19,0	30,3	24,7	27,0	30,3	33,3	26,3	23,6	14,6	12,5	10,7	89,3	10,0
EA4	8,2	18,2	12,9	15,2	27,3	16,0	15,0	14,1	8,5	13,1	10,9	33,8	19,0	19,9	29,6	31,0	32,9	21,8	33,7	12,5	18,1	5,1	26,3	6,2
EA5	2,7	12,1	8,7	8,5	16,5	9,4	8,0	9,3	7,2	10,8	7,4	24,1	15,7	12,3	11,5	21,8	23,8	17,8	20,4	7,8	10,6	30,3	10,9	7,2
EA6	2,3	11,8	9,5	6,4	5,7	4,9	6,8	6,2	4,2	12,9	10,6	10,6	13,2	14,1	16,2	19,9	21,7	15,2	4,9	51,1	6,7	86,7	24,5	8,3
EA7	1,9	9,5	7,0	7,7	15,3	11,7	8,0	5,9	5,9	12,0	12,0	10,2	7,9	12,7	18,7	17,3	18,0	13,6	12,2	13,6	9,9	8,1	102,4	2,1
EA8	2,7	7,5	4,8	3,1	12,2	11,6	7,7	6,7	8,1	8,6	17,1	14,6	12,2	13,7	23,1	16,7	22,7	17,6	20,3	7,2	13,0	67,0	15,2	8,6
EA9	5,0	10,9	8,1	3,6	14,5	9,2	10,1	10,5	10,5	16,7	12,7	13,4	14,1	15,0	21,8	23,6	23,1	16,9	12,3	18,7	17,3	11,8	26,4	15,7
EA10	2,3	5,3	10,4	8,2	13,1	10,1	7,4	13,5	9,7	13,7	19,0	16,1	13,2	15,5	13,9	17,6	27,3	13,2	19,7	12,3	12,2	18,0	21,3	6,7
EA11	4,9	0,1	12,4	12,1	14,8	6,8	7,4	12,4	13,9	8,3	18,9	18,0	17,1	32,2	12,9	24,1	41,2	18,9	25,2	19,9	6,2	26,3	12,9	181,5
EA12	20,5	16,9	20,6	24,0	33,3	29,8	22,6	24,9	70,2	11,6	22,0	32,7	43,3	54,1	33,8	29,4	151,9	27,5	63,1	23,1	36,5	89,3	6,9	8,3
EA13	29,9	23,0	31,1	30,5	47,6	55,9	38,8	29,4	42,7	32,4	54,3	53,3	52,3	52,2	46,0	55,2	48,6	47,9	45,6	64,7	119,6	18,0	22,6	15,2
EA14	23,2	31,7	21,4	38,4	38,6	32,6	34,7	46,0	59,1	49,7	72,4	68,4	64,3	43,7	70,5	43,5	51,8	41,1	25,7	48,3	120,2	85,6	147,3	5,1
EA15	42,4	42,8	41,3	61,1	43,1	66,9	53,5	76,4	53,4	55,4	82,5	81,8	81,2	62,4	75,2	62,9	72,2	48,3	63,6	106,4	127,0	149,2	115,1	24,8
EA16	56,5	57,2	57,8	73,4	46,7	43,7	65,2	83,2	80,4	82,6	81,5	90,8	100,1	84,8	87,7	100,3	96,9	56,2	76,5	119,5	138,1	102,4	28,5	18,0

Tabela 10-12— Clorofila- a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01			primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03		
	Mai	Jun	Jul	Jul	Out	Nov	Dez	Jan	Jan	Feb	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Jan	Feb	Mar
EA1	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	1,3	1,1	1,1	4,5	1,2	0,3	0,0	4,8	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	4,0	1,6	11,8	12,8	8,8
EA2	0,0	0,0	1,0	0,0	0,7	1,5	0,5	4,5	1,6	1,4	0,4	1,1	0,0	0,9	0,0	4,3	4,8	0,0	0,0	4,8	0,0	2,6	8,4	4,9
EA3	1,0	0,5	0,0	1,3	0,0	3,9	2,7	5,3	4,3	7,2	7,6	13,9	0,0	3,0	3,3	17,7	4,5	2,7	0,0	2,7	5,8	16,6	35,9	13,2
EA4	2,0	1,0	0,0	1,9	0,0	0,6	2,6	8,1	1,1	5,7	1,9	7,2	2,2	3,1	2,8	16,5	7,3	9,7	6,4	2,0	4,0	14,1	13,4	14,2
EA5	7,0	4,5	2,0	2,0	1,7	1,6	2,5	0,9	3,1	3,6	2,6	1,2	2,3	2,2	4,5	17,9	11,5	8,0	3,7	3,4	4,9	27,1	8,9	22,3
EA6	5,0	5,0	5,0	3,9	3,4	2,9	2,2	2,3	2,9	1,5	2,0	1,6	1,9	4,5	2,0	19,1	15,7	5,8	4,5	2,2	2,5	12,5	16,8	18,9
EA7	0,0	1,0	2,0	1,4	1,3	0,0	0,5	1,8	2,8	0,1	1,8	1,7	0,7	2,3	2,8	12,5	13,6	3,0	4,5	1,1	1,5	19,4	12,6	14,7
EA8	3,0	3,5	4,0	2,3	1,7	1,7	1,9	0,4	0,5	2,3	1,0	0,9	0,9	2,0	0,4	1,2	6,9	5,3	1,8	2,0	4,2	18,8	11,4	13,1
EA9	2,0	2,0	2,0	1,5	1,8	2,6	0,6	1,4	0,0	0,3	0,4	0,8	1,0	1,2	0,0	8,9	7,1	1,0	3,1	1,2	5,3	21,5	27,2	6,7
EA10	2,0	2,0	2,0	0,0	1,0	1,7	0,6	0,9	0,4	0,1	0,8	0,4	0,1	0,0	0,4	0,5	3,3	2,0	2,9	1,7	3,4	2,0	0,0	11,1
EA11	0,0	0,5	1,0	0,0	1,1	0,7	0,2	1,5	1,1	0,4	0,6	0,3	0,0	1,6	0,0	4,5	0,5	0,1	2,9	1,8	3,9	16,2	36,5	4,5
EA12	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,7	0,7	1,2	0,4	0,2	0,4	0,2	0,0	0,6	0,4	4,7	1,5	0,7	1,7	0,4	2,7	7,5	25,6	9,7
EA13	0,0	1,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,7	0,0	0,2	0,1	0,0	0,9	0,0	5,6	0,3	1,2	0,8	0,8	1,7	8,8	16,0	15,0
EA14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	1,4	2,8	2,2	17,4	4,2	4,2
EA15	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,7	2,0	1,2	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	1,2	0,9	3,7	1,7	5,2	9,7	2,8
EA16	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,4	0,9	0,5	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,3	2,3	5,2	3,1	8,2	8,2	1,7

Tabela 10-13— Coliformes totais (NMP/100 mL) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01			primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03		
	Mai	Jun	Jul	Agosto	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Agosto	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
EA 1	16690	3076	2063	19930	2481	29090	5794	2602	3873	3654	5475	7270	4786	1376	2419	1414	2419	1497	4884	2755	3540	9804	19863	205
EA 2	7080	13200	959	22350	54495	86640	2400	4884	4611	4884	7215	5475	3282	376	770	727	6488	2014	2419	2723	8664	2419	10462	1918
EA 3	791	2418	1553	104624	5794	56	225	3873	5794	5475	2419	1120	12997	225	411	488	2419	107	687	73	1	1150	1986	291
EA 4	755	2418	411	120331	3448	46	613	24192	9208	24192	24192	1203	15531	249	365	250	2419	150	1553	3255	9606	6488	2419	158
EA 5	205	424	386	546	961	12	172	214	99	154	125	770	4034	117	238	344	8164	435	727	129	1011	816	517	196
EA 6	284	2418	260	411	210	9	173	133	53	64	31	328	2419	133	161	249	17329	921	308	42	411	1733	687	308
EA 7	313	1733	199	578	2602	1	201	139	162	93	31	1733	416	125	387	727	24192	1674	2419	461	150	9208	613	1986
EA 8	525	1299	275	1202	1300	179	219	219	461	210	326	548	770	387	1414	816	17329	1414	1120	387	1986	2098	3282	248
EA 9	830	1050	649	1553	1985	20	2419	1986	687	613	141	1065	1990	397	2419	1300	24192	4198	1986	1643	1300	4352	3255	2602
EA 10	914	2012	721	2418	2359	19	1414	1553	727	2419	2613	1767	921	866	3654	1990	17329	7270	376	12633	24890	4611	5794	2909
EA 11	961	4106	1300	1733	2909	219	3441	1986	6867	7270	12997	8900	4804	556	2419	1918	22240	5794	19863	13566	7270	51720	275500	11199
EA 12	72730	101110	61310	68670	57940	11199	61310	72700	98040	48840	51720	56515	61310	155307	686770	23590	298700	29090	141360	93735	46110	61310	173287	17329
EA 13	21870	12996	19863	14830	23820	2333	24192	72700	120331	86670	173287	135664	98040	43520	61310	41060	92080	72700	24810	61425	98040	241917	387300	48840
EA 14	31840	17329	19890	38730	155307	156	12997	22470	17329	81640	547500	312255	77010	7270	9208	11199	24192	32820	24192	27746	31300	41060	86640	29090
EA 15	72150	10461	68670	29090	17329	3654	51720	241917	193500	129965	161733	98071	34410	64880	14136	51720	24192	30760	17329	21729	26130	198628	111985	2419
EA 16	72150	10461	68670	29090	17329	3654	51720	241917	193500	129965	161733	98071	34410	64880	14136	51720	30760	32550	12033	30437	48840	21050	241917	29090

Tabela 10-14— *Escherichia coli* (NMP/100 mL) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

	inverno/01			primavera/01			verão/02			outono/02			inverno/02			primavera/02			verão/03			outono/03		
	Mai	Jun	Jul	Agosto	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Agosto	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
EA 1	755	219	30	9070	299	450	63	10	41	63	10	148	464	31	143	56	111	71	128	11	20	118	13	7
EA 2	126	126	41	7030	9208	9208	20	31	10	74	10	74	44	31	24	36	548	120	80	15	260	50	10	162
EA 3	182	1733	11	125	225	8164	1	1	2	1	1	44	3076	25	88	43	488	5	40	1	1046	3	1	27
EA 4	126	1414	8	62	219	8664	2	2	1	1	1	40	2419	31	148	20	517	8	31	1	3	7	1	27
EA 5	16	194	12	18	110	397	11	3	1	1	41	31	1046	7	38	9	96	15	31	1	3	21	1	1
EA 6	23	1202	1	19	203	387	4	5	2	1	1	9	365	10	28	14	72	26	22	1	1	59	1	7
EA 7	17	247	4	12	49	416	7	3	2	1	1	78	40	5	23	9	58	8	16	1	3	488	1	16
EA 8	65	284	12	111	59	1850	4	3	44	4	2	275	548	45	131	26	770	133	38	1	179	50	4	201
EA 9	249	556	5	205	156	3130	50	17	84	10	3	492	980	46	131	166	488	91	25	31	37	199	111	134
EA 10	213	512	3	199	121	2400	27	11	23	3	5	604	1203	64	131	120	517	93	22	62	101	179	40	148
EA 11	299	605	28	156	227	6867	260	65	206	108	30	458	886	97	131	148	4611	196	236	188	140	5172	4611	384
EA 12	5247	57170	10220	51720	8664	57940	8164	12997	9804	4611	9804	13566	17329	6488	6131	5794	29090	5475	24192	13550	2909	2224	198628	2495
EA 13	5247	15531	4360	104624	14136	46110	15531	12997	1956	1720	14136	11672	9208	4884	11199	5172	9208	4884	9203	9503	9804	19863	51720	5475
EA 14	830	460	11120	14830	727	57940	2987	3654	28510	14210	34410	19189	3968	785	471	404	650	443	145	3708	7270	1450	6131	3130
EA 15	500	769	2460	38730	3873	15390	1723	2987	3654	2987	1153	2753	4352	2602	101	1439	1782	794	676	3973	7270	14136	2247	2419
EA 16	659	769	5370	29090	1317	41060	7701	17790	41060	18600	29830	17653	5475	6488	1311	7270	2481	1187	393	1175	1956	644	23100	8164

