

Trabalho Final de Mestrado em Engenharia Ambiental
Modalidade: Dissertação

QUALIDADE DA ÁGUA E INTEGRIDADE BIÓTICA: ESTUDO DE CASO NUM TRECHO FLUMINENSE DO RIO PARAIBA DO SUL

Autor: *Eduardo Shinji Togoro*
Orientadora: *Marcia Marques Gomes*
Co-orientador: *Luciene Pimentel da Silva*

Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia
Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente

Fevereiro de 2006

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

QUALIDADE DA ÁGUA E INTEGRIDADE BIÓTICA: ESTUDO DE CASO NUM TRECHO FLUMINENSE DO RIO PARAIBA DO SUL

Eduardo Shinji Togoro

Trabalho Final submetido ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof^a Marcia Marques Gomes, PhD

Co-orientador: Prof^a Luciene Pimentel da Silva, PhD

Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental

Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Fevereiro de 2006

TOGORO, EDUARDO SHINJI

Qualidade da água e integridade biótica: estudo de caso num trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul [Rio de Janeiro] 2006.

159p. 29,7 cm (FEN/UERJ, Mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – Área de Concentração: Saneamento Ambiental: Gestão Sustentável dos Recursos Hídricos, 2006).

Dissertação - Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

1. Parâmetros de qualidade da água, 2. Integridade biótica, 3. Monitoramento de bacias hidrográficas

I. FEN/UERJ II. Título (série)

QUALIDADE DA ÁGUA E INTEGRIDADE BIÓTICA: ESTUDO DE CASO NUM TRECHO FLUMINENSE DO RIO PARAIBA DO SUL

Eduardo Shinji Togoro

Data da defesa: 22/02/2006

Aprovada por:

Orientador: Marcia Marques Gomes, Ph.D., UERJ

Co-orientador: Luciene Pimentel da Silva, Ph.D., UERJ

Membro externo: Dra Mirian Araujo Carlos Crapez, UFF

Membro externo: Dra Christina Wyss Castelo Branco, UNIRIO

**Aos meus pais,
por todo o apoio na confecção deste trabalho.**

Agradecimentos

Agradeço especialmente à minha família, pelo apoio, carinho e confiança;

Agradeço ainda, minha orientadora, Prof^a Marcia Marques, pela confiança, apoio e dedicação que muito contribuiu para a realização deste trabalho;

À minha co-orientadora, Prof^a Luciene Pimentel, pelos ensinamentos e pela co-orientação;

À Ilana Fichberg, por ceder seus dados de sua Dissertação de Mestrado;

À Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente – FEEMA por disponibilizar a série histórica dos dados de parâmetros físico-químicos das estações de monitoramento da região de estudo;

À Christiane Rosas pelo amor, companhia e pelo auxílio e ensinamentos na formatação do texto final, das figuras e na tabulação de dados;

À Sra. Elenice Rosas, pelo carinho e compreensão;

Ao João Prado pela amizade, apoio e incentivo;

À toda equipe da GeoAmbient, pela amizade e compreensão da minha ausência para a conclusão deste trabalho;

Aos mestres pelo constante apoio e incentivo para a conclusão deste trabalho;

Aos amigos e colegas da sala 5024E da UERJ pela amizade;

Aos amigos e colegas de curso pelos ótimos momentos, discussões e trocas de experiências;

À todos que de alguma forma contribuíram para a elaboração deste trabalho que sem este não teria sido possível; meus sinceros agradecimentos.

Resumo da Dissertação apresentada à FEN/UERJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.).

Eduardo Shinji Togoro

Fevereiro/ 2006

Orientador: Marcia Marques Gomes, Ph.D., UERJ.

Co-orientador: Luciene Pimentel da Silva, Ph.D., UERJ.

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Controle da Poluição Urbana e Industrial

O monitoramento da qualidade da água, particularmente em rios de importância no abastecimento humano, tem focalizado historicamente em parâmetros físico-químicos e limites relevantes ao tratamento e potabilidade. Ao mesmo tempo, a integridade dos ecossistemas aquáticos é foco tradicional de estudos de ecologia e de biologia aquática e só recentemente, passou a fazer parte de programas de monitoramento governamentais nos países da Comunidade Européia. A bacia do Rio Paraíba do Sul abrange uma das áreas industriais mais desenvolvidas do país e reflete através dos impactos das ações antrópicas, todo o seu processo histórico de ocupação e crescimento desordenado. O presente estudo apresenta uma breve revisão das políticas recentes de recursos hídricos do Brasil, EUA e Comunidade Européia no tocante ao monitoramento de rios, faz uma análise dos programas de monitoramento oficiais nos três estados que compartilham a bacia do Rio Paraíba do Sul e analisa séries históricas de monitoramento de qualidade da água (amostras quinzenais de Jan 1997 a Dez 2003) e de ictiofauna (amostras mensais de Out 1997 a Set 1998) num trecho fluminense do rio, sob a influência de indústrias de porte. O trabalho discute a relevância de ambos os grupos indicadores (qualidade de água e integridade biótica) no monitoramento de rios e o significado de ambos em termos de diagnóstico da degradação de ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: poluição hídrica, monitoramento de rios, integridade biótica, ecossistemas aquáticos

Abstract of Dissertation presented to FEN/UERJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science in Environmental Engineering (M.Sc.)

Eduardo Shinji Togoro

February/ 2006

Orientador: Marcia Marques Gomes, Ph.D., UERJ.

Co-orientador: Luciene Pimentel da Silva, Ph.D., UERJ.

Post-graduation Program Environmental Engineering - Urban and Industrial Pollution Control

The water quality monitoring - particularly in rivers with importance for the human supply – has traditionally focused on physical-chemical parameters and threshold limits relevant for water treatment. At the same time, the integrity of aquatic ecosystems has traditionally been a concern for ecology and aquatic biology investigations; only recently it became part of monitoring programs in the European Union states. Paraíba do Sul River basin encompasses one of the most developed industrial areas of Brazil. The basin reflects through the impacts of anthropogenic activities, the historical process of chaotic occupation, land uses and economic growth. This study presents a brief review of recent water resources policy on water quality monitoring in Brazil, USA and the European Union. It also addresses the monitoring program carried out by the environmental agencies of the three Brazilian states that share the Paraíba do Sul basin. Finally it presents the results of time series analyses of water quality physical-chemical variables (bimonthly sampling from Jan 1997 to Dec 2003) and ictiofauna (monthly sampling from Oct 1997 to Sep 1998) in a section of the river within Rio de Janeiro state limits. The study includes a discussion about the meaning of using each type of indicators (physical-chemical water quality parameters and ictiofauna diversity and abundance) in monitoring programs, as well as the meaning of these indicators in terms of diagnosis of aquatic ecosystems integrity.

Keywords: water pollution, river monitoring, biotic integrity, aquatic ecosystems

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS.....	XII
LISTA DE QUADROS	XV
LISTA DE EQUAÇÕES.....	XVI
LISTA DE ABREVIATURAS	XVII
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Contextualização do Tema.....	1
1.2. Relevância do Tema	3
1.3. Importância do estudo de caso selecionado.....	5
2. OBJETIVOS.....	6
2.1. Abordagem Metodológica.....	6
2.2. Hipótese de Trabalho	7
3. MARCO LEGAL NO MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS	8
3.1. Histórico e instrumentos da legislação hídrica no Brasil.....	8
3.1.1. Código de Águas – Decreto 24.643 de 10 de julho de 1934	10
3.1.2. Constituição Federal de outubro de 1988.....	11
3.1.3. Lei das Águas Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997.....	11
3.1.4. Resolução CONAMA 357/05.....	13
3.1.5. CEIVAP.....	14
3.1.6. Legislações Estaduais	14
3.2. Federal Water Pollution Control Act (Clean Water Act).....	16
3.3. Legislação da Comunidade Comum Européia	17
3.4. Conclusões com base na análise comparativa das legislações	20
4. QUALIDADE AMBIENTAL E INTEGRIDADE BIÓTICA	21
4.1. Monitoramento ambiental	21

4.2.	Monitoramento biológico	24
4.3.	Indicadores e índices	26
4.4.	Histórico do uso dos índices bióticos e de diversidade	28
4.5.	Índice de Integridade Biótica.....	32
4.6.	Uso da Ictiofauna na Avaliação de Ecossistemas Aquáticos	36
5.	BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL.....	42
5.1.	Relevância da bacia	42
5.2.	Aspectos gerais da bacia	42
5.3.	Hidrografia.....	46
5.4.	Impactos ambientais na bacia	46
6.	ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA (SP, MG, RJ).....	51
6.1.	CETESB, SP.....	51
6.1.1.	Índices utilizados pela CETESB	53
6.2.	IGAM, MG.....	63
6.3.	FEEMA, RJ	67
6.4.	Análise comparativa entre os estados	69
7.	MATERIAIS E MÉTODOS	73
7.1.	Segmento do rio estudado, estações e pontos de amostragem	73
7.1.1.	Descrição dos pontos de Amostragem dos dados bióticos.....	75
7.2.	Tratamento estatístico dos dados	76
7.3.	Metodologia de amostragem de ictiofauna utilizado por Fichberg (2000).....	78
7.3.1.	Dados quantitativos e qualitativos de ictiofauna utilizados	79
7.4.	Aplicação do Índice de Integridade Biótica	80
7.4.1.	Descrição das métricas utilizadas.....	80
7.4.2.	Pontuação utilizada no cálculo do IBI.....	83
8.	RESULTADOS	85
8.1.	Análises dos dados de qualidade da água do trecho estudado	85
8.1.1.	Teste de normalidade das séries históricas	85
8.1.2.	Comparação entre as estações e análise de tendência da qualidade da água no sentido montante-jusante	87

8.1.3.	Análise de tendência da qualidade da água no tempo	106
8.2.	Integridade biótica (IBI)	121
8.2.1.	Comparação entre pontos e análise de tendência da integridade biótica no sentido montante-jusante	121
8.2.2.	Comparação do IIB entre Zonas I, II e III	124
8.2.3.	Análise de tendência no tempo para o IIB.....	125
8.3.	Similaridade entre as estações ou pontos quanto ao conjunto de dados	129
8.3.1.	Parâmetros de qualidade da água.....	129
8.3.2.	Índices de Integridade Biótica IIB.....	130
9.	DISCUSSÃO.....	133
10.	CONCLUSÕES	143
11.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	145

Lista de Figuras

Figura 1 - Diagrama sobre os cinco principais fatores determinantes da integridade dos ecossistemas aquáticos. Retirado de Gerritsen <i>et. al.</i> , (2003).....	41
Figura 2 – Mapa de localização da Bacia do Rio Paraíba do Sul.....	43
Figura 3 – Mapa de localização das UGRHIs do Estado de São Paulo. Os números se referem às UGRHIs do Estado de São Paulo e as cores aos usos preponderantes (CETESB, 2005a).	52
Figura 4 - Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas. Fonte: (CETESB, 2005b).....	57
Figura 5 Mapa de localização das 34 UGRHIs do Estado de Minas Gerais, sendo que PS1 e PS2 referem-se à bacia do Paraíba do Sul em trecho mineiro (Fonte: IGAM, 2004).....	64
Figura 6 - Exemplo gráfico de série histórica do IGAM para o parâmetro Fósforo (mg/L P) em uma estação de monitoramento e respectivo limite de Classe 2, dentro da qual o Rio Paraíba do Sul é classificado.	65
Figura 7 - Mapa com a localização das estações de monitoramento da FEEMA no Estado do Rio de Janeiro.	68
Figura 8 – Trecho do Rio Paraíba do Sul com as sete estações de monitoramento de qualidade da água da FEEMA (0410, 0413, 0415, 0418, 0419, 0421 e 0423) e pontos de amostragem de ictiofauna (1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7).....	73
Figura 9 – Exemplo de teste de normalidade onde H_0 é aceita: pH, estação 0410.....	86
Figura 10 – Exemplo de teste de normalidade onde a H_0 é rejeitada: Coliformes fecais estação 0410.	86
Figura 11 – Boxplot de oxigênio dissolvido: Perfil comparativo para as sete estações. (Padrão CONAMA para Classe 2 = 5 mg/l).	88
Figura 12 – Número de ocorrência de amostras com oxigênio dissolvido abaixo do limite estabelecido para rios Classe 2, segundo a Resolução CONAMA 357.	88
Figura 13 – Valores de Mediana de OD para as estações estudadas.....	89
Figura 14 - Perfil comparativo em box plot de pH para todas as estações.....	90
Figura 15 – Medianas para os dados de pH nas estações estudadas.....	91
Figura 16 – Perfil comparativo em Box Plot da condutividade para todas as estações.....	92
Figura 17 – Valores medianos de Condutividade.....	93

Figura 18 - Perfil comparativo em Box plot de DBO. para todas as estações. Padrão CONAMA 357 para rio Classe 2: 5 mg/l.	94
Figura 19 - Número de ocorrência de DBO fora do limite de classe 2 da Resolução CONAMA 357. Padrão CONAMA 357 – 5 mg/l.	95
Figura 20 - Perfil comparativo em Box Plot de DQO para todas as estações.	96
Figura 21 – Mediana de DQO.	97
Figura 22 - Perfil comparativo em Box Plot de nitrato para todas as estações. Padrão CONAMA 357 – 10 mg/l.	98
Figura 23 – Mediana de Nitrato.	99
Figura 24 - Perfil comparativo em Box Plot de nitrito para todas as estações. Padrão CONAMA 357 – 1 mg/l.	100
Figura 25 – Mediana de Nitrito.	101
Figura 26 - Perfil comparativo em Box Plot de turbidez para todas as estações.	102
Figura 27 - Número de amostras com Turbidez fora do limite para Classe 2 da Resolução CONAMA 357.	103
Figura 28 – Valores medianos de Turbidez para as estações estudadas.	103
Figura 29 - Perfil comparativo em Box Plot de Coliformes Fecais para todas as estações.	104
Figura 30 - Número de ocorrência de Coliformes fecais fora do limite de classe 2 da Resolução CONAMA 357.	105
Figura 31 – Mediana de Coliformes fecais.	105
Figura 32 - Análise de Tendência de OD, estação 0410.	106
Figura 33 - Análise de Tendência de OD, estação 0413.	106
Figura 34 - Análise de Tendência de OD, estação 0415.	107
Figura 35 - Análise de Tendência de OD, estação 0418.	107
Figura 36 - Análise de Tendência de OD, estação 0419.	107
Figura 37 - Análise de Tendência de OD, estação 0421.	108
Figura 38 - Análise de Tendência de OD, estação 0423.	108
Figura 39 - Análise de Tendência de pH, estação 0410.	108
Figura 40 - Análise de Tendência de pH, estação 0413.	109
Figura 41 - Análise de Tendência de pH, estação 0415.	109
Figura 42 - Análise de Tendência de pH, estação 0418.	109
Figura 43 - Análise de Tendência de pH, estação 0419.	110
Figura 44 - Análise de Tendência de pH, estação 0421.	110
Figura 45 - Análise de Tendência de pH, estação 0423.	110

Figura 46 – Análise de tendência de Condutividade, estação 0410.	111
Figura 47 – Análise de Tendência de Condutividade, estação 0413.	111
Figura 48 - Análise de Tendência de Condutividade, estação 0415.....	112
Figura 49 - Análise de Tendência de Condutividade, estação 0418.....	112
Figura 50 - Análise de Tendência de Condutividade, estação 0419.....	112
Figura 51 - Análise de Tendência de Condutividade, estação 0421.....	113
Figura 52 - Análise de Tendência de Condutividade, estação 0423.....	113
Figura 53 - Análise de Tendência de DBO, estação 0410.....	114
Figura 54 - Análise de Tendência de DBO, estação 0413.....	114
Figura 55 - Análise de Tendência de DBO, estação 0415.....	114
Figura 56 - Análise de Tendência de DBO, estação 0418.....	115
Figura 57 - Análise de Tendência de DBO, estação 0419.....	115
Figura 58 - Análise de Tendência de DBO, estação 0421.....	115
Figura 59 - Análise de Tendência de DBO, estação 0423.....	116
Figura 60 - Análise de Tendência de DQO, estação 0410.....	116
Figura 61 - Análise de Tendência de DQO, estação 0413.....	117
Figura 62 - Análise de Tendência de DQO, estação 0415.....	117
Figura 63 - Análise de Tendência de DQO, estação 0418.....	117
Figura 64 - Análise de Tendência de DQO, estação 0419.....	118
Figura 65 - Análise de Tendência de DQO, estação 0421.....	118
Figura 66 - Análise de Tendência de DQO, estação 0423.....	118
Figura 67 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0410.....	119
Figura 68 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0413.....	119
Figura 69 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0415.....	119
Figura 70 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0418.....	120
Figura 71 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0419.....	120
Figura 72 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0421.....	120
Figura 73 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0423.....	121
Figura 74 – Estatísticas descritivas paramétricas (diamante) e não-paramétrica (boxplot) dos IIB de sete pontos de coleta de ictiofauna.....	122
Figura 75 – Box Plot IIB por zona.	125
Figura 76 - Análise de tendência do IIB, ponto de coleta 1 (ciclo sazonal: 4 meses).....	126
Figura 77 - Análise de tendência do IIB, ponto de coleta 2 (ciclo sazonal: 4 meses).....	126

Figura 78 - Análise de tendência do IIB, ponto de coleta 3 (ciclo sazonal: 4 meses).....	127
Figura 79 - Análise de tendência do IIB, ponto de coleta 4 (ciclo sazonal: 4 meses).....	127
Figura 80 - Análise de tendência do IIB, ponto 5 (ciclo sazonal simulado: 4 meses).....	128
Figura 81 - Análise de tendência do IIB, ponto de coleta 6 (ciclo sazonal: 4 meses).....	128
Figura 82 - Análise de tendência do IIB, ponto de coleta 7 (ciclo sazonal: 4 meses).....	129
Figura 83 - Dendograma de similaridade entre as estações de monitoramento de qualidade da água. Estações (eixo X) e grau de semelhança (eixo y).....	130
Figura 84 - Dendograma de similaridade entre os pontos de coleta de ictiofauna quanto à ocorrência e frequência de indivíduos por espécie. Estações (eixo X) e grau de semelhança (eixo y).	131
Figura 85 - Dendograma de similaridade entre os pontos de coleta de ictiofauna quanto à biomassa total coletada por estação. Estações (eixo X) e grau de semelhança (eixo y).....	132

Lista de Tabelas

Tabela 1 – Resumo da UGRHI da bacia do rio Paraíba do Sul no estado de São Paulo.....	52
Tabela 2 - Classificação do Estado Trófico segundo o Índice e Carlson Modificado.	63
Tabela 3 - Número de estações de amostragem, população e área de drenagem nas sub-bacias do rio Paraíba do Sul.	64
Tabela 4 - Resumo da rede de monitoramento da FEEMA no Estado do Rio de Janeiro.....	68
Tabela 5 – Resumo dos parâmetros analisados pelas agências ambientais de SP, MG e RJ.....	69
Tabela 6 - Pontos de amostragem dos parâmetros físico-químicos analisados pela FEEMA.....	74
Tabela 7 – Pontos de amostragem da ictiofauna (Fichberg (2000)).	74
Tabela 8 – Grupo trófico, origem geográfica, tolerância, ocorrência e habitat dos peixes capturados nas Zonas 1, 2, 3 do Rio Paraíba do Sul, Outubro 1998 – Setembro 1999.....	79
Tabela 9 – Atributos do índice de integridade biótica (IIB) adaptado e faixas de valores.....	83
Tabela 10 - Resultados dos Testes de Normalidade de Kolmogorov-Smirnov, para todos os parâmetros analisados nas estações do trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul (dados seguem distribuição normal = aceita; dados não seguem distribuição normal = rejeita).	85
Tabela 11 - Estatísticas descritivas do parâmetro OD para as estações estudadas.....	87
Tabela 12 - Oxigênio dissolvido: Diferenças estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=) entre medianas das estações estudadas.	88
Tabela 13 - Diferenças sazonais significantes (< ou >) ou não significantes (=) entre os valores medianos de OD nas estação de monitoramento.....	89
Tabela 14 - Estatística descritiva de pH para as estações estudadas.	90
Tabela 15 - pH: Diferenças estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=) entre medianas das estações estudadas.....	90
Tabela 16 - Diferenças sazonais significantes (< ou >) ou não significantes (=) entre os valores medianos de pH nas estação de monitoramento.....	91

Tabela 17 - Estatística descritiva de Condutividade para todas as estações.....	92
Tabela 18 - Condutividade: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	92
Tabela 19 – Condutividade: diferenças entre as medianas sazonalmente de cada estação de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	93
Tabela 20 - Estatística descritiva de DBO para todas as estações.....	94
Tabela 21 - DBO: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	94
Tabela 22 – Diferenças sazonais significantes (< ou >) ou não significantes (=) entre os valores medianos de DBO nas estação de monitoramento.	95
Tabela 23 - Estatística descritiva de DQO para todas as estações.....	96
Tabela 24 - DQO: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	96
Tabela 25 – DQO: diferenças entre as medianas sazonalmente de cada estação de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	97
Tabela 26 – Estatística descritiva de Nitrato para todas as estações.	98
Tabela 27 - Nitrato: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	98
Tabela 28 – Nitrato: diferenças entre as medianas sazonalmente de cada estação de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	99
Tabela 29 - Estatística descritiva de Nitrito para todas as estações.....	99
Tabela 30 - Nitrito: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	100
Tabela 31 – Nitrito: diferenças entre as medianas sazonalmente de cada estação de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	101
Tabela 32 – Estatística descritiva de Turbidez para todas as estações.	102

Tabela 33 - Turbidez: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	102
Tabela 34 – Turbidez: diferenças entre as medianas sazonalmente de cada estação de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	103
Tabela 35 - Estatística descritiva de Coliformes fecais para todas as estações.	104
Tabela 36 – Coliformes fecais: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	104
Tabela 37 – Coliformes fecais: diferenças entre as medianas sazonalmente de cada estação de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).	105
Tabela 38 – Resumo do IIB por ponto de amostragem	122
Tabela 39 – Estatística descritivas de IIB no trecho estudado.	122
Tabela 40 – Tabela IIB por zona.	125
Tabela 41 - Amalgamation Steps in the Hierarchical Cluster Analysis.	130
Tabela 42 - Amalgamation Steps.	131
Tabela 43 - Amalgamation steps: Biomassa coletada mensalmente, em nove pontos de coleta.	132

Lista de Quadros

Quadro 1 - Atributo dos peixes que os fazem componentes biológicos desejáveis para programas de avaliação e monitoramento.	40
Quadro 2 – Classes de integridade biótica com faixas, valores e descrição.....	84

Lista de Equações

Equação 1 – Equação do IQA.	58
Equação 2 – Equação para cálculo do peso correspondente para cada parâmetro.	58
Equação 3 – Equação para cálculo do IAP.	59
Equação 4 – Equação para cálculo do IVA.	60
Equação 5 – Equação para cálculo do IPMCA.	61
Equação 6 – Equação para cálculo do IET.	62
Equação 7 - Modelo linear de tendência	77

Lista de abreviaturas

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ANA – Agência Nacional de Águas

CEIVAP – Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul

CETEC - Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CSN – Companhia Siderúrgica Nacional

DQA - Diretiva Quadro da Água

EPA – Environmental Protection Agency

FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente

FUNDRHI -Fundo Estadual de Recursos Hídricos

HCA - Análise Hierárquica de Agrupamentos (Hierarchical Cluster Analysis)

IAP - Índice de qualidade de água bruta para fins de abastecimento público

IET - Índice do Estado Trófico

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas

IIB – Índice de Integridade Biótica

IPMCA - Índice de parâmetros mínimos para a preservação da vida aquática

IQA – Índice de Qualidade de Águas

ISTO - Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas

IVA - Índice de qualidade de água para proteção da vida aquática

MMA – Ministério do Meio Ambiente

ONG – Organização não-governamental

ONU - Organização das Nações Unidas

PBH - Planos de Bacia Hidrográfica

PROHIDRO - Programa Estadual de Conservação e Revitalização de Recursos Hídricos

RH - Regiões Hidrográficas

SIGRH - Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos

ST - Substâncias Tóxicas

THM – Trihalometanos

UGRHIs - Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos

1. INTRODUÇÃO

1.1. Contextualização do Tema

O crescimento desordenado da sociedade moderna, aliado à intensificação das atividades de caráter poluidor e de utilização dos recursos naturais tem provocado o comprometimento da integridade dos ecossistemas de tal forma que muitos destes se tornam irrecuperáveis.

A rápida destruição de habitats, particularmente os ecossistemas aquáticos, causada pelo crescimento populacional e pela sua importância como recurso essencial à sobrevivência humana e às atividades econômicas, torna cada vez mais urgente a necessidade de conhecer a diversidade biológica e suas inter-relações em seus mais amplos níveis para que possam ser traçados planos de monitoramento e proteção ambiental (JENKINS JR., 1997). Segundo Xu *et. al.*, (1999) *apud* Karr *et. al.*, (2000), o monitoramento biológico em rios é essencial para identificar as respostas do ambiente aos impactos causados pela ação antrópica, além de fornecer diretrizes que possam regulamentar o uso dos recursos hídricos, possibilitando o desenvolvimento de alternativas para minimizar a degradação dos rios.

Os problemas que demandam mais urgência são os relacionados à escassez de água, devido aos problemas de quantidade e/ou de qualidade que pode vir a comprometer a sobrevivência dos ecossistemas e do próprio homem no planeta.

Outros impactos são principalmente os relativos à diminuição e modificação do habitat (mudanças na vazão em decorrência de barramentos, retificações e transposições, dragagens, assoreamento, destruição da mata ripária), poluição (aporte de cargas orgânicas e inorgânicas), supressão da biota (introdução de espécies exóticas, sobre-pesca), entre outros. As atividades humanas podem degradar a integridade dos recursos hídricos pela alteração de um ou mais dos seguintes atributos: (i) qualidade da água, (ii) estrutura de habitat, (iii) regime de vazão, (iv) fonte de energia e (v) interações biológicas (KARR e CHU, 1999).

Os impactos mais comuns são canalizações e modificações das margens (ex: canalização para finalidade de navegação e agricultura), regulação de fluxo e fragmentação (ex: represas e barragens, reservatórios para suprimento de água, desvios para finalidades industriais e de irrigação), poluição química (metais pesados, pesticidas, fertilizantes), e

poluição orgânica (ex: esgoto doméstico e escoamento de áreas de criadouro animal). Todas estas alterações têm levado a uma extensa degradação ecológica desses rios tornando a oferta de bens e serviços insustentável, com declínio da qualidade e disponibilidade da água, inundações intensas, mudança na estrutura e distribuição da biota aquática (POFF *et al.*, 1997). Reconhecer essas alterações adversas nos rios tem direcionado a alternativas de restauração desses sistemas. Apesar de tudo, até recentemente protocolos de restauração de rios eram estabelecidos em função dos usos definidos, e portanto, tipicamente orientados para usos humanos (água de abastecimento, pesca, banho) ou definidos de forma extremamente genérica (vida aquática, passagem de peixes) (TEJERINA-GARRO *et al.*, 2005).

Os impactos ambientais anteriormente mencionados ocorrem em grande parte devido ao aumento de demanda para usos múltiplos dos recursos hídricos, que incluem: dessedentação de animais, irrigação, pesca, uso na geração de energia elétrica, lavagens de automóveis e equipamentos, como insumo em indústrias alimentícias e de bebidas e mesmo como meio de diluição de resíduos e efluentes. Entretanto, os usos não sustentáveis do solo também podem afetar significativamente a qualidade dos recursos hídricos e a integridade dos ecossistemas aquáticos, tanto diretamente como indiretamente.

Indicadores bióticos, bioindicadores e índices de integridade de ecossistemas podem fornecer informações consistentes e necessárias para os tomadores de decisão no sentido que leve a gestão sustentável do sistema, pois governantes e grupos tomadores de decisões nas mais diversas esferas são capazes de fazer escolhas mais efetivas para o aprimoramento das condições de sustentabilidade da sociedade quando dispõem de informação suficiente e qualificada.

No caso específico de estudos em bacias hidrográficas, prevê-se que a seleção de indicadores adequados e a formulação de índices de integridade de ecossistema a partir dos mesmos permitirão inclusive monitorar a eficácia/ eficiência das políticas a serem implantadas e do uso dos recursos hídricos e recursos vivos associados.

Segundo documento da Organização das Nações Unidas - ONU, Agenda 21 (NAÇÕES UNIDAS, 1992), “a utilização da água deve ter como prioridades a satisfação das necessidades básicas e a preservação dos ecossistemas”. Este documento sugere que a proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos seja feita a partir da aplicação de critérios integrados para o desenvolvimento, o manejo e o uso dos recursos hídricos.

A discussão sobre a importância da utilização de critérios integrados não é recente. Desde a década de 1970, pesquisadores e gestores de recursos hídricos da Europa Ocidental e da América do Norte, (PRATT e COLER, 1976; CAIRNS e PRATT, 1992; ARMITAGE, 1995) argumentam que as metodologias tradicionais de classificação de águas, baseadas em características físicas, químicas e bacteriológicas, não são suficientes para atender aos usos múltiplos da água, sendo particularmente deficientes na avaliação da qualidade estética, de recreação e ecológica do ambiente, que segundo alguns pesquisadores (METCALFE, 1989; ROSENBERG e RESH, 1993) isso pode ser alcançado com uma análise integrada da qualidade da água, ou seja, considerando não apenas as metodologias tradicionais de avaliação, mas os aspectos biológicos do sistema.

1.2. Relevância do Tema

Com o aumento na demanda por recursos naturais e proteção ambiental cientistas de recursos hídricos, engenheiros, gerentes e planejadores o uso de critério e avaliação biológica ambiental surge como uma ferramenta eficaz para proteger recursos de maneira economicamente e ambientalmente correta.

Desde os anos 60, agências reguladoras têm reconhecido a importância da avaliação biológica do ambiente para manejo e proteção da qualidade dos recursos hídricos. Infelizmente, sem a ampla e aceitável estrutura técnica para usar dados de comunidades biológicas, a maioria das decisões de manejo dos recursos hídricos têm sido confiadas unicamente a medidas da comunidade aquática. Tais bioensaios incluem teste de toxicidade, análise química de tecidos e comparações com critério químico através de medidas diretas e modelagem prognóstica (DAVIS, 1995b).

Segundo Schrader-Frechette, (1995), o gerenciamento dos recursos hídricos é ainda muito focado em qualidade química da água. É importante rever os atuais conceitos de qualidade da água, realizado unicamente através de química analítica e fazer uso das poderosas ferramentas biológicas existentes nos ecossistemas aquáticos.

A medida mais direta e efetiva da integridade de um corpo d'água e deste ambiente no ciclo da água é o estado da vida na água. "Integridade ecossistêmica é primariamente um interesse biológico" (REYNOLDSON *et al.*, 1995). As comunidades refletem e complementam as condições da bacia melhor que qualquer medida física ou química porque eles respondem à completa série de fatores biogeoquímicos do ambiente. Quando

alguma alteração significativa ocorre na paisagem da cabeceira, a vida à jusante sente os efeitos. Protegendo a integridade biológica da água – a completa diversidade e processos ecológicos refletindo a história evolucionária e biogeográfica do lugar – alcança-se automaticamente a proteção para os usos humanos da água, seja para abastecimento, pesca, lavagem, irrigação ou geração de eletricidade.

Acredita-se que o uso de ferramentas bióticas contribua para o aprimoramento da qualidade das informações adquiridas do sistema e auxilie no manejo e a aplicação de recursos. No caso específico de estudos com bacias hidrográficas, prevê-se que a seleção de indicadores adequados e a formulação de índices de integridade de ecossistemas permitirão inclusive monitorar a eficácia/eficiência das políticas a serem implantadas e do uso dos recursos hídricos e recursos vivos associados.

O critério biológico vem a auxiliar na interpretação do status do ecossistema e vem sendo amplamente empregado com sucesso em diversos estados nos EUA pela U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), sendo o estado de Ohio, um bom exemplo no emprego do biocritério nos programas de monitoramento da qualidade da água (SIMON e LYONS, 1995; YODER e RANKIN, 1995), que tem utilizado a avaliação biológica com o critério biológico numérico desde 1990. Na Europa através da Diretriz 2000/60/CE (2000), que atualmente obriga os Estados membros da Comunidade a incluir em seus programas de monitoramento de águas superficiais, programas de monitoramento do “estado ecológico” e “potencial ecológico” que nada mais é que a estrutura e funcionalidade dos ecossistemas aquáticos.

Segundo o US National Research Council (1986) a utilização de bioindicadores é recomendado porque “somente o monitoramento biológico pode nos dizer o que os materiais tóxicos estão fazendo nos organismos”. O estresse químico pode danificar a estrutura da comunidade e função, bem como a saúde do ecossistema aquático (SCHINDLER, 1987 *apud* Xu *et al.*, 1999).

É importante notar a diferença que existe entre os termos recursos hídricos e ecossistemas aquáticos. O primeiro é freqüentemente usado por profissionais e políticos que enfocam a água como recurso para usos humanos, coloca em segundo plano os “outros usos”, nesse caso, a preservação da comunidade aquática. A terminologia alternativa - ecossistemas aquáticos - por sua vez, enfatiza a natureza complexa e sistêmica dos corpos hídricos, englobando assim, todos os usos, inclusive humanos.

Nesse sentido, um programa de monitoramento de ecossistemas aquáticos, para ser completo e abrangente, deve incluir tanto indicadores físicos e químicos da qualidade da água quanto indicadores da integridade biótica dos ecossistemas aquáticos.

1.3. Importância do estudo de caso selecionado

Como em vários rios espalhados pelo mundo, os rios brasileiros encontram-se extremamente impactados e dentre eles, o Rio Paraíba do Sul certamente é um dos que vem sendo mais impactados ao longo da história brasileira, principalmente pela sua localização entre o eixo Rio-São Paulo. Tendo em vista a grande importância sócio-econômica do Rio Paraíba do Sul particularmente para o estado do Rio de Janeiro e a alta biodiversidade de sua ictiofauna, a adoção de medidas de controle e ações preventivas e de acompanhamento permanente da qualidade da água são essenciais.

O Rio Paraíba do Sul tem um papel relevante, não só pelo fato de sua bacia ocupar metade da extensão do Estado do Rio de Janeiro e localizar-se a jusante dos estados de Minas Gerais e São Paulo, o que o torna herdeiro de suas cargas, mas, fundamentalmente, por ser utilizado para o abastecimento de água e de energia para cerca de 80% da população fluminense (parte de sua vazão é desviada para o reservatório de Guandu, principal manancial de abastecimento da cidade do Rio de Janeiro), ou seja, aproximadamente 10 milhões de habitantes (FEEMA, 2005). O fato de que, além de principal manancial abastecedor de água, é também um dos corpos receptores dos despejos dessa região altamente industrializada, mostra a extrema gravidade do problema (FEEMA, 1980).

2. OBJETIVOS

O objetivo geral do presente trabalho é contribuir para a discussão sobre o aprimoramento da avaliação e monitoramento ambiental de ecossistemas aquáticos, com ênfase na utilização do conceito de integridade biótica além do estudo de parâmetros físico-químicos de qualidade da água, tendo como estudo de caso um trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul.

Os objetivos específicos do trabalho são:

1. Comparar instrumentos legais de monitoramento no Brasil, EUA e a Diretriz da Água que se encontra em fase de implementação pela Comunidade Comum Européia;
2. Analisar o monitoramento realizado nos estados que compartilham a Bacia do Rio Paraíba do Sul (SP, MG e RJ), assim como o marco legal que norteia as ações de monitoramento da qualidade da água tanto no nível federal e estadual, verificando a existência ou previsão do uso de indicadores biológicos no diagnóstico e monitoramento ambiental desses recursos hídricos;
3. Discutir a relevância de indicadores biológicos no monitoramento de ecossistemas aquáticos e o papel do monitoramento de qualidade da água;
4. Verificar a qualidade da água e a integridade do ecossistema aquático em um trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul com base em séries históricas de parâmetros físicos, químicos e sanitários e em dados de ictiofauna;
5. Verificar a conveniência de inclusão de indicadores bióticos específicos no programa de monitoramento de qualidade de água da bacia do Rio Paraíba do Sul.

2.1. Abordagem Metodológica

Para a realização desse trabalho foi utilizada a seguinte abordagem metodológica:

1. Revisão bibliográfica do tema;
2. Análise dos instrumentos legais brasileiros pertinentes;
3. Análise dos instrumentos legais atualmente existentes nos EUA e na Comunidade Européia;
4. Análise comparativa dos programas e procedimentos de monitoramento para a bacia do Rio Paraíba do Sul nas agências estaduais de controle ambiental dos Estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro;

5. Análise estatística dos dados secundários de série histórica em sete estações de monitoramento de parâmetros de qualidade de água monitorados pela FEEMA no trecho fluminense compreendido entre os municípios de Porto Real a Barra do Piraí;
6. Análise estatística dos dados de amostragem de ictiofauna em 7 estações de amostragem dentro do mesmo trecho do Rio Paraíba do Sul disponibilizados por Fichberg (2000);
7. Análise da viabilidade de inclusão de indicadores bióticos no programa de monitoramento do Rio Paraíba do Sul.

Foi investigada a viabilidade de utilizar os dados de ictiofauna como indicador biótico da integridade de ecossistema de forma separada ou integrada aos dados físico-químicos de qualidade da água. O trabalho aborda o índice de integridade biótico (KARR, 1981) e o índice de qualidade de água – IQA como formas complementares de monitoramento.

2.2. Hipótese de Trabalho

A abordagem paralela ou integrada de indicadores físico-químicos de qualidade da água e indicadores bióticos (distribuição, diversidade e frequência de espécies de taxa específicos) permite a elaboração de um diagnóstico mais preciso e abrangente sobre o estado de preservação dos ecossistemas aquáticos.

3. MARCO LEGAL NO MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

3.1. Histórico e instrumentos da legislação de recursos hídricos no Brasil

São inúmeras as leis e normas brasileiras que tratam do tema relacionado aos recursos hídricos. O Brasil vem produzindo, desde o início do século passado, legislação e políticas que buscam paulatinamente consolidar uma forma de valorização de seus recursos naturais.

A partir do Código de Águas (1934), Decreto nº 24.643 em 10 de Julho de 1934 foram criadas diversas leis que, indiretamente, influenciaram a gestão de águas no Brasil. Em 1997, esta questão deu um passo importante quando, em 08 de janeiro, foi publicada a Lei Federal nº 9.433 que institui a Política e o Sistema Nacional de Recursos Hídricos.

De acordo com Buss *et al.* (2003), o primeiro dispositivo legal voltado exclusivamente para os recursos hídricos, foi o Código das Águas, seguida pela Resolução Conama nº 20¹, de 1986, até a Lei das Águas, Lei nº 9.433/97. Segundo este mesmo autor, não se faz menção nestes documentos ao uso de biomonitoramento para avaliar a qualidade das águas do território brasileiro, de forma regular obrigatória.

A portaria nº 518 do Ministério da Saúde de 25 de março de 2004 estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Esta norma estabelece a obrigatoriedade do monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas no tratamento por filtração de água para consumo humano suprida por manancial superficial e distribuída por meio de canalização.

A pouca importância atribuída ao biomonitoramento na avaliação ambiental fica evidente quando se analisa o documento Programa Monitoramento do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 1998), que apresenta 65 projetos de “monitoramento da qualidade das águas” no Brasil. Desses, 59 são de águas doces, dos quais 42 em rios. Desse montante, 26 (aprox. 70%) compreendem apenas análises físicas, químicas e/ou bacteriológicas da água. Dos 16 programas de monitoramento restantes, que apresentam análises químicas e algum componente biológico, apenas quatro ainda estavam em funcionamento naquela data segundo Buss (2003).

¹ Substituída posteriormente pela Resolução Conama nº 357 de 2005.

Em 30 de dezembro de 1991, o Estado de São Paulo instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos por meio da Lei Estadual nº 7.663. Os princípios básicos deste sistema estão ancorados na:

- Descentralização;
- Integração;
- Participação;
- Bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão;
- Reconhecimento do valor econômico da água.

Seis anos depois, em janeiro de 1997, a União estabelece a sua política e o seu sistema de gestão de recursos hídricos, aprovados por meio da Lei nº 9.433/97. A promulgação desta lei vem consolidar um avanço na valoração e valorização da água, quando, por meio de seu artigo 1º, incisos I e II, determina que: "a água é um bem de domínio público e dotado de valor econômico".

Os princípios básicos são comuns à lei estadual paulista, sendo seus instrumentos de gestão:

- Plano de recursos hídricos;
- Outorga de direito de usos das águas;
- Cobrança pelo uso da água;
- Enquadramento dos corpos d'água e
- Sistemas de informações sobre recursos hídricos.

Apesar da evolução da legislação, a política de recursos hídricos no Brasil continua a se concentrar na poluição da água mesmo se grandes mudanças ambientais são observadas devido a desmatamentos, reservatórios, águas residuárias ou mineração (PRINGLE *et al.*, 2000).

Inspirado no modelo francês, a legislação brasileira de recursos hídricos é um modelo ambicioso de gestão do uso da água e, de acordo com esta Lei, as decisões sobre os usos dos rios em todo o País serão tomadas pelos respectivos Comitês de Bacias Hidrográficas.

3.1.1. Código de Águas – Decreto 24.643 de 10 de julho de 1934

Alterado pelo Decreto nº 852 de 11 de novembro de 1938, o Código de Águas é o cerne da legislação brasileira de recursos hídricos. Dispõe sobre sua classificação/ utilização e durante muitos anos constitui-se no único instrumento jurídico do assunto no Brasil. Este código conseguiu dar o suporte necessário ao desenvolvimento energético no Brasil e impor a soberania nacional no aproveitamento das águas para este fim, além de indicar princípios de planejamento de recursos hídricos, preocupação com a saúde pública, a fauna e a flora.

É considerado bastante avançado para a época em que foi idealizado, uma vez que nele, estão explicitados alguns dos atuais conceitos de Gerenciamento de Bacias Hidrográficas, mencionados a seguir:

Art. 26 §2º - O uso comum das águas pode ser gratuito ou retribuído conforme as leis e regulamentos da circunscrição administrativa a que pertencem (usuário pagador).

Art. 71 – Terá sempre preferência, sobre quaisquer outros, o uso das águas para as primeiras necessidades da vida (hierarquia de usos).

Art. 109 – A ninguém é lícito conspurcar ou contaminar as águas que não consomem com prejuízo de terceiros (solidariedade de bacia).

Art. 110 – Os trabalhos para a salubridade das águas serão executados a custa dos infratores que, além de responsabilidade criminal, se houver, responderão pelas perdas e danos que consomem, e pelas multas que lhes forem impostas nos regulamentos administrativos (internalização dos custos externos/cobrança pela poluição).

Art. 112 – Os agricultores ou industriais deverão indenizar a União, os Estados, os Municípios, as corporações, ou os particulares que pelo favor concedido no caso do artigo antecedente forem lesados (poluidor/usuário pagador).

Já naquele tempo, a água para uso doméstico era considerada preferencial sobre os demais usos; não se admitia a sua contaminação, o tratamento de esgotos era obrigatório e os poluidores responsabilizados financeiramente. Entretanto, por falta de regulamentação e operacionalização, na prática, isto não ocorreu.

Com a Constituição de 1988 e a Lei nº 9.433/97 tornou-se necessário uma adaptação do código à nova realidade brasileira.

A aplicação do Código de Águas, juntamente com a evolução dos problemas sócios e econômicos do país, possibilitou alterações no modelo de administração pública e de novas normas legais. A seguir, relacionam-se os mais expressivos diplomas legais, decorrentes do Código de Águas Brasileiro, apresentando de forma mais detalhada a legislação mais recente ou mais relevante para a gestão dos recursos hídricos no Brasil e do Paraíba do Sul e outras duas estrangeiras (Clean Water Act e a Diretriz da Comunidade Européia), quais sejam:

- Constituição Federal de 1988, que permitiu aos Estados e à União criar seus sistemas de gestão.
- Política e Sistema Nacional de Águas (Lei nº 9.433/97);
- Resolução CONAMA nº 357 de 2005;
- CEIVAP;
- Legislações Estaduais de Gestão de Águas;
- Clean Water Act;
- Diretriz 2000/60CE.

3.1.2. Constituição Federal de outubro de 1988

A Constituição Federal de 1988 estabelece o conceito de proteção ao meio ambiente (art. 225). As águas de domínio da União (art. 20 inciso III); os potenciais hidroenergéticos (art. 20 inciso VIII) são considerados bens da União; estabelece a competência para a mitigação da poluição em todas as suas formas (art. 23 inciso VI) e preconiza a instituição do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, além da outorga de direitos de uso (art. 21 inciso XIX).

Segundo a Constituição, os rios são federais quando seus cursos ocupam mais de um Estado e/ou são fronteiriças com outros estados ou países; caso contrário são considerados estaduais (art. 20 inciso III).

3.1.3. Lei das Águas Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997

O período 1986 – 1996 foi marcado pelas discussões, em âmbito estadual e federal, da criação de Sistemas de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Atualmente os estados de São

Paulo (Lei Estadual nº 7.663/91²), Minas Gerais (Lei nº 13.199/99) e Rio de Janeiro (Lei nº 3.239/99), já dispõem de legislação sobre o assunto.

A Lei 9.433/97 define um arcabouço legal e institucional capaz de permitir a implantação de um eficiente sistema de gestão de recursos hídricos que poderá contribuir não só para o controle da poluição hídrica, mas também na geração de recursos financeiros, através da cobrança pelo uso da água, para atender aos investimentos demandados pela bacia.

A Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, (Lei das Águas) trouxe profundas mudanças na gestão dos Recursos Hídricos brasileiros. A principal mudança foi que instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

São instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos:

- Os Planos de Recursos Hídricos;
- O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- A outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- A compensação a município;
- O Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Deve-se salientar que em nenhum momento na Lei nº 9.433/97 os recursos hídricos são apresentados como um ecossistema aquático com biota e todas as inúmeras relações tróficas entre os seres que ali vivem.

Não há especificação clara relativa aos monitoramentos e aos parâmetros que deveriam ser realizados. A implementação de espécies indicadoras nos trabalhos rotineiros das estações de monitoramento poderá contribuir no controle da poluição hídrica dos corpos d'água brasileiros.

Mesmo não tendo sido incluído diretamente como um dos instrumentos, o monitoramento está implícito como processo essencial à implementação dos instrumentos definidos, bem como para a própria existência do “Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos” (MAGALHÃES JR., 2000).

² A Lei Estadual nº 7.663/91 serviu de modelo para a Lei nº 9.433/97.

3.1.4. Resolução CONAMA 357/05

A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 que substituiu a Resolução CONAMA 20/86, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

Esta resolução define enquadramento como: estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo;

Classe de qualidade: conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros;

Classificação: qualificação das águas doces, salobras e salinas em função dos usos preponderantes (sistema de classes de qualidade) atuais e futuros;

Condição de qualidade: qualidade apresentada por um segmento de corpo d'água, num determinado momento, em termos dos usos possíveis com segurança adequada, frente às Classes de Qualidade;

Monitoramento: medição ou verificação de parâmetros de qualidade e quantidade de água, que pode ser contínua ou periódica, utilizada para acompanhamento da condição e controle da qualidade do corpo de água;

As águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade. Especificamente para a água doce, estas são classificadas em Classe especial, Classes 1, 2, 3 e 4. Existem outras classes, porém, estas se referem a águas salinas e salobras e não será abordado neste trabalho. A Classe especial é a mais restritiva quanto à qualidade da água e a Classe 4 a menos restritiva.

Os padrões de qualidade das águas determinados nesta Resolução estabelecem limites individuais para cada substância em cada classe.

A Classe 2 é definida como as águas que podem ser destinadas:

- Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- À proteção das comunidades aquáticas;

- À recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA N° 274, de 2000.
- À irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- À aquicultura e à atividade de pesca.

A proteção das comunidades aquáticas somente não é prevista para os corpos d'água das classes 3 e 4 dos corpos de água doce.

A Resolução CONAMA n° 357 se refere apenas no Art. 8º, § 3º, à utilização do biomonitoramento. Neste artigo prevê-se a possibilidade de utilização de biomonitoramento, mas não estabelece obrigatoriedade quando diz que “a qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas”.

3.1.5. CEIVAP

O comitê para integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul - CEIVAP foi criado pelo Decreto n° 1.842, de 22 de março de 1996 com a finalidade de, no âmbito da gestão dos recursos hídricos, promover a viabilização técnica e econômico-financeira de programas de investimentos e a consolidação de políticas de estruturação urbana e regional, visando o desenvolvimento sustentado da bacia. E ainda, a articulação interestadual para que as ações regionais sejam partes integradas e consoantes com as diretrizes e prioridades que vierem a ser estabelecida na bacia.

3.1.6. Legislações Estaduais

A seguir, será comentado de forma sucinta a legislação referente a política estadual de recursos hídricos nos estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais e São Paulo, estados que compartilham a bacia do Rio Paraíba do Sul.

Rio de Janeiro: Lei Estadual 3.239, de agosto de 1999 - Na legislação Estadual de Recursos Hídricos, Lei Estadual n° 3.239, de 02 de agosto de 1999, já existe esta visão mais

ecológica do ambiente aquático. Já nos objetivos da Política Estadual de Recursos Hídricos observa-se a preocupação com o meio ambiente, sendo transcrito a seguir: “Art. 3º - V - buscar a recuperação e preservação dos ecossistemas aquáticos e a conservação da biodiversidade dos mesmos”.

A comunidade biológica é citada ainda, outras duas vezes na Política Estadual de Recursos Hídricos. No Art 11, da seção II que fala do programa estadual de conservação e revitalização de recursos hídricos e no parágrafo único do Art. 13 “Todos os Planos de Bacia Hidrográfica (PBH’s) deverão estabelecer vazões mínimas a serem garantidas em diversas seções e estirões dos rios, capazes de assegurar a manutenção da biodiversidade aquática e ribeirinha, em qualquer fase do regime”.

Minas Gerais: Lei Estadual 13.199, de 19 de janeiro de 1999 - Esta lei revoga a lei anterior, Lei Estadual nº 11.504/94 e procurou corrigir diversos problemas da lei anterior e, até mesmo, alguns da Lei Federal. Considerou ainda, os vetos propostos na Lei Estadual nº 11.504/94 e as inovações da Lei Federal nº 9.433/97. A grande inovação foi a decisão de não atrelar a cobrança somente aos usos sujeitos à outorga. Enquanto a lei federal dispõe que “serão cobrados os usos de recursos hídricos sujeitos a outorga” (Art. 20), na lei mineira foi incluído o art. 24 determinando que “sujeita-se à cobrança pelo uso da água, segundo as peculiaridades de cada bacia hidrográfica, aquele que utilizar, consumir ou poluir recursos hídricos”. Este artigo é da maior relevância considerando os problemas ocasionados pela poluição difusa devido ao uso incorreto dos solos nas bacias.

Na Política Estadual de Recursos Hídricos, do estado de Minas Gerais, se observa a preocupação com a flora e fauna aquática e o meio ambiente, porém, apenas no aproveitamento e controle dos recursos hídricos (Art 8º § 1º - II).

São Paulo: Lei Estadual 7.663, de 30 de dezembro de 1991 - A Lei Estadual nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991, estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos - SIGRH.

Esta lei serviu de modelo para outros Estados da Federação, e até mesmo para a União. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e institui normas para o funcionamento do Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Na Política Estadual de Recursos Hídricos, do estado de São Paulo, se observa a preocupação com a flora e fauna aquática e com o meio ambiente, também apenas no aproveitamento e controle dos recursos hídricos (Art 8º - III).

3.2. Federal Water Pollution Control Act (Clean Water Act)

Legislação Americana Public Law 33 U.S.C. 1251-1387 - A Federal Water Pollution Control Act, popularmente conhecida como Clean Water Act - CWA, é um estatuto abrangente com o objetivo de “restaurar e manter a integridade física, química e biológica das águas da nação” (Section 101(a)). Publicado originalmente em 1948, o Act foi alterado numerosas vezes até ser reorganizado e expandido em 1972 e continua sendo alterado quase todos os anos. Esta é a principal lei que governa a poluição das águas superficiais dos Estados Unidos.

O “*Clean Water Act*” é o alicerce da proteção da qualidade das águas superficiais dos Estados Unidos. O estatuto emprega uma variedade de ferramentas regulatórias e não regulatórias para reduzir descargas de poluentes diretamente nos corpos d’água, financiar estações de tratamento municipais e gerenciar escoamentos superficiais poluídos.

Segundo Andreasen *et. al.* (2001), a integridade ecológica é um conceito chave no manejo de recursos naturais e na proteção ambiental, sendo um requisito do Clean Water Act e utilizado pela Agência ambiental americana em vários estados como um sinônimo de qualidade ambiental. O Clean Water Act estipula diretamente o desenvolvimento de critérios baseados em avaliação biológica dos ecossistemas naturais. As sessões 303 e 304 fornecem a base para o desenvolvimento do critério biológico.

O US 1972 “*Water Pollution Control Act Amendments*” reconhece a importância do sistema hidrobiológico como um todo. Esta perspectiva foi levada para os Grandes Lagos e para a Water Framework Directive (Diretriz das Águas) que agora guia a União Européia.

O Clean Water Act americano é subdividido nos seguintes sub-capítulos:

- I – Pesquisa e programas relacionados;
- II – Subsídios para construção de estações de tratamento;
- III – Padrões e cumprimento dos mesmos (enforcement);
- IV – Licenças e autorizações;
- V – Provisões gerais;

VI – Fundos de Controle da Poluição das Águas (State Water Pollution Control Revolving Funds).

Algumas partes importantes do “*Clean Water Act*” são:

§ 1251. Declaração do congresso da política e objetivos (*Section 101a*)

§ 1313. Padrão de qualidade da água e planos de implementação (*Section 303*)

§ 1341. Certificação (*Section 401*)

§ 1370. Autoridade Governamental (*Section 510*)

A sessão 304 estabelece que a EPA desenvolva e publique informações de métodos para estabelecer e mensurar critérios de qualidade de água para poluentes tóxicos em bases outras que poluente-poluente incluindo monitoramento biológico e métodos de avaliação.

O escritório de pesquisa e desenvolvimento da agência de proteção ambiental americana preparou um guia técnico “*Evaluation guidelines for ecological indicators*” (JACKSON *et al.*, 2000) para auxiliar com o desenvolvimento e seleção de indicadores para uso específico em programas de monitoramento, particularmente do Programa de Avaliação e Monitoramento Ambiental da EPA, que está inserido dentro dos projetos e programas “Padrões de qualidade de água, critérios e métodos” que é um programa responsável por desenvolver padrões científicos, critérios, consultas, diretrizes, limitações e diretrizes padrão para o escritório de água. Segundo Kurtz *et al.* (2001), o guia foi feito para melhorar o desenvolvimento e facilitar a avaliação do indicador. O guia oferece um meio consistente para destacar os pontos fortes e fracos de um indicador dentro do contexto específico dos objetivos do programa.

De acordo com Adler (1995), tendo em vista que os critérios de qualidade (parâmetros físico-químicos) não fornecem a adequada proteção aos recursos biológicos, a EPA e as agências estaduais tem um forte argumento político que não é somente apropriado, mas essencial, para satisfazer os objetivos da CWA.

3.3. Legislação da Comunidade Comum Européia

Diretriz 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho ou Diretriz Quadro da Água (DQA) - A Diretriz 2000/60/CE entrou em vigor em Dezembro de 2000, refletindo uma mudança de paradigma da política de gestão da água, centrando-se na proteção do ambiente:

“a água não é um produto comercial como outro qualquer, mas um patrimônio que deve ser protegido, defendido e tratado como tal” (Art 1).

A DQA estabelece um quadro de ação comunitário para o desenvolvimento de políticas integradas de proteção e melhoria do estado das águas, partindo do seguinte princípio: temos que garantir que os ecossistemas aquáticos e os terrestres que dependam da água tenham um funcionamento adequado e que todos os usos da água, quer sejam captações quer sejam descargas de águas residuais ou de substâncias para os meios hídricos, só poderão ser tolerados se não puserem em perigo o bom funcionamento dos ecossistemas. Para Helm (2003), a Diretriz da Comunidade Européia que estabelece um quadro de ação comunitário no domínio da política da água dá ênfase em dois aspectos que irá marcar o futuro do manejo das bacias hidrográficas: a necessidade do planejamento e política de longo prazo e a demanda por participação.

A Diretriz também estabelece a bacia hidrográfica como unidade de gestão, considerando a interdependência entre águas superficiais, subterrâneas, interiores, de transição e costeiras, nos meios hídricos (gestão integrada), independentemente dos limites territoriais dos Estados Membros. A diretiva dessa forma age como uma ferramenta para a “integração ecológica da comunidade européia”.

O principal objetivo da Diretriz é alcançar até 2015 o bom estado ecológico das águas nos países na União Européia. A Diretriz define Estado ecológico como “a expressão da qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às águas de superfície, classificada nos termos do anexo V”. Define como Bom potencial ecológico, o “estado alcançado por uma massa de água fortemente modificada ou por uma massa de água artificial, classificado como bom nos termos das disposições aplicáveis do anexo V”.

A Diretriz ordena a restauração e manutenção de um ecossistema aquático saudável e exige que as agências monitorem a qualidade biológica e físico-química dos corpos d’água. A nova política atribui igual importância para atributos hidromorfológicos, químicos e biológicos na avaliação da qualidade da água. Entretanto, uma implementação bem sucedida da Diretriz depende, em parte, do desenvolvimento de ferramentas confiáveis baseadas em ciência para diretamente avaliar as condições biológicas (ANGERMEIER e DAVIDEANU, 2004).

O trabalho de Siligato e Böhmer (2002) foi designado de acordo com o European Union Water Framework Directive (2000) para fornecer uma ferramenta de avaliação para avaliar a integridade biológica de pequenos rios pelas agências estatais.

A Diretriz manifesta o objetivo explícito de proteger e re-estabelecer a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos. Antes que qualquer medida possa ser feita uma avaliação para definir a gravidade das alterações humanas do ecossistema em foco tem que ser feita em ordem para definir e calcular o plano de proteção (ANGERMEIER e KARR, 1994).

Até recentemente, peixes não tinham destaque na Diretriz européia relacionado à pesquisa e manejo de ecossistemas estuarino, com exceção daqueles relacionados com acúmulo de poluição em potencial as espécies comestíveis (com a Diretriz de Substâncias perigosas) (ELLIOTT *et al.*, 1999). Já a recente Diretriz adotada exige comunidades de peixes em águas transicionais (isto é estuários e outros corpos similares) que sejam monitoradas contra um valor de referência.

Nixon *et al.* (1996) apresenta uma estrutura para o monitoramento e classificação da qualidade ecológica das águas superficiais da União Européia. Nesta estrutura, é dito que a classificação da qualidade ecológica deveria ser feita em termos do desvio em relação a um local de referência com perfeita qualidade química e física (alta qualidade ecológica). Alta qualidade ecológica é qualidade inerente àqueles ecossistemas aquáticos que não sofreram nenhuma influência humana significativa. Deve ser mencionado que esta definição de alta qualidade ecológica assemelha-se à definição de integridade biótica de Karr e Dudley (1985). Boa qualidade ecológica é originalmente definida pela Comunidade Européia como a qualidade adequada para as necessidades do ecossistema, levando em conta a necessidade de manter a capacidade para a auto-depuração.

Tendo em vista que a European Water Framework Directive (WFD), exige a restauração e a subsistência de um ecossistema aquático “saudável” com base na avaliação de suas características químicas, biológicas e hidromorfológicas, o objetivo da Diretriz não é somente preservar tais ecossistemas, mas também reabilitá-los numa tentativa de restaurar sua estrutura ecológica, função e integridade. Conseqüentemente, tanto em países em desenvolvimento quanto em países industrializados é necessário desenvolver ferramentas ecológicas práticas e eficientes baseadas em comunidades biológicas para o monitoramento da qualidade dos recursos aquáticos (HUGHES e OBERDORFF, 1999).

3.4. Conclusões com base na análise comparativa das legislações

Comparando-se os marcos regulatórios do Brasil e as dos Estados Unidos e da Comunidade Européia, percebe-se grande diferença na abordagem quanto à proteção das comunidades biológicas aquáticas. A Resolução CONAMA nº 357 por permitir a classificação dos corpos d'água em diferentes categorias, permite dessa forma, de forma legal a degradação do corpo d'água até certo limite, de acordo com o seu uso preponderante pré-estabelecido. Para exemplificar, nos corpos de água doce classificados como Classe 3 e 4 as comunidades aquáticas não são protegidas pela Resolução CONAMA. Na principal lei brasileira de águas (9.433/97), as comunidades aquáticas não são tratadas explicitamente. Diferentemente das duas legislações estrangeiras analisadas, na lei brasileira a manutenção ou restauração da integridade dos ecossistemas aquáticos não faz parte dos objetivos e tão pouco é abordado nos instrumentos legais. Com relação às legislações dos Estados que compartilham a Bacia do Rio Paraíba do Sul, este enfoque é claramente encontrado apenas nos objetivos da Lei Estadual do Estado do Rio de Janeiro (3.239/02) e de forma mais generalista nas outras duas leis estaduais (São Paulo e Minas Gerais).

4. QUALIDADE AMBIENTAL E INTEGRIDADE BIÓTICA

A literatura propõe várias técnicas de reabilitação de rios europeus e norte-americanos, já que estes sofreram grandes alterações devido ao processo de desenvolvimento urbano. Entretanto, prevenção é ainda a melhor estratégia. Em ambos os casos, torna-se necessário um bom conhecimento da área e proposição de estratégias de conservação e reabilitação nos sistemas que já se encontram degradados (CETRA, 2003). Segundo Magalhães Jr. (2000), uma sólida base de dados é imprescindível à gestão das águas sob pena de tentar-se gerenciar algo que não se conhece.

O conceito de integridade biótica aplicado conjuntamente com ferramentas de biomonitoramento por agências ambientais pode maximizar os esforços no sentido de conservar e reabilitar os ecossistemas aquáticos brasileiros.

O conhecimento de uma determinada área deve levar em consideração o conceito de integridade biológica ou ecológica que pode ser definido como “a capacidade do ecossistema em manter sua organização mesmo com mudanças em suas condições ambientais” (WOODLEY, 1993) ou ainda, “a capacidade de um ambiente suportar e manter um conjunto de seres vivos da mesma forma que um habitat natural da região” (KARR, 1993).

Karr e Dudley (1985), descreveram integridade biológica como “a capacidade de suportar e manter uma balanceada, integrada e adaptativa comunidade de organismos, tendo composição de espécies, diversidade e função organizacional comparável àquelas dos habitats naturais da região”.

4.1. Monitoramento ambiental

O monitoramento é um instrumento importante para a gestão ambiental, na medida em que propicia às diversas instâncias decisórias, uma percepção sistemática e integrada da realidade ambiental, servindo ainda de suporte ao controle das atividades poluidoras.

O monitoramento das águas pode ser definido como o acompanhamento contínuo dos aspectos quantitativos e/ou qualitativos das águas, envolvendo uma gama de aspectos de

interesse como dados quantitativos, as fontes e elementos impactantes e a avaliação da qualidade do ambiente como um todo (FEAM, 1998).

O adequado monitoramento pode ser considerado como um dos pré-requisitos para o sucesso de qualquer sistema de gestão das águas, já que permite a obtenção do arcabouço de informações necessárias, o acompanhamento das medidas efetivas, a atualização dos bancos de dados e o direcionamento das decisões. Também permite viabilizar projetos de investimentos e de gerenciamento em tempo real das águas (BANCO MUNDIAL, 1998 *apud* Magalhães Jr., 2000.).

Esta atividade envolve a definição e seleção dos parâmetros, dos locais, do número de amostras e da periodicidade da coleta, a coleta de amostras de água, sedimento e biota e adequado acondicionamento/ armazenamento das mesmas, a análise das amostras coletadas, o armazenamento e o processamento dos dados, a utilização de métodos estatísticos para avaliação dos resultados e a elaboração de diagnósticos técnicos periódicos que são colocados à disposição dos gestores, das autoridades, da comunidade científica e do público em geral.

Decidir o que vai ser monitorado é tão importante quanto decidir o por que, onde e quando. É comum a medição de parâmetros químicos individuais, mas é cada vez mais comum o uso de índices. Os indicadores químicos e biológicos não são mutuamente exclusivos mas devem ser utilizados em complementação (DIXON e CHISWELL, 1996).

Na maioria das vezes a avaliação da presença de poluentes no ambiente é feita através de metodologias que empregam recursos químicos, físicos ou físico-químicos. Monitorar a ação do poluente no ambiente através de organismos vivos é um tópico relativamente recente no Brasil e o método é conhecido como biomonitoramento.

O biomonitoramento é realizado através de bioindicadores, definidos como organismos ou comunidades que respondem à poluição ambiental, alterando suas funções vitais ou acumulando poluentes. Biomonitoramento é a observação contínua de uma área através de bioindicadores. Existem vários níveis de estudos dos efeitos, indo desde a resposta de um indivíduo até da comunidade como um todo. A reação de um organismo usada como indicação pode ocorrer ao nível bioquímico, fisiológico, morfológico ou comportamental. Todas essas reações dependem não somente do fator a ser monitorado, mas também de fatores ambientais.

Segundo Lawton e Gaston (2000) uma “espécie indicadora” pode ser utilizada de três formas distintas: a) refletindo o estado biótico ou abiótico de um determinado ambiente; b)

revelando evidências de impacto ambiental; c) indicando a diversidade de outras espécies ou mesmo da comunidade toda de uma determinada área.

Independente da forma com que é utilizada, tal prática é parte do gerenciamento ambiental, pois como a riqueza e a abundância das espécies mudam conforme o ambiente pode-se utilizar as espécies como indicadoras do estado do ambiente.

Parâmetros bioquímicos, fisiológicos sensíveis podem indicar o início do estresse em concentrações ainda baixas de estressores. A bioindicação, nos níveis celulares e sub-celulares, não é visualmente perceptível, porém mensurável através de metodologias da biologia molecular, da fisiologia e da bioquímica.

No Brasil, os primeiros passos no sentido de controlar a poluição das águas consistiram em coletar e analisar os principais parâmetros de qualidade de água e fazer comparações com os padrões de qualidade estabelecidos pelos países desenvolvidos.

Constatou-se, porém, que tal metodologia não era a mais adequada, porque os padrões internacionais nem sempre eram adequados à realidade brasileira, e os investimentos eram proibitivos.

A proteção dos corpos aquáticos e qualidade da água requerem o estabelecimento de limites numéricos e narrativos para os principais poluentes que podem afetar os seus diversos usos. Dessa forma, critérios de qualidade de água para cada uso benéfico foram desenvolvidos refletindo os melhores conhecimentos científicos existentes, também levando em consideração a possibilidade de sua aplicação no Brasil.

Uma vez definidos os usos dos diversos corpos d'água e o enquadramento desses nas diversas classes de uso, com base nos critérios de qualidade desenvolvidos para cada tipo de uso, poderiam ser estabelecidos automaticamente os requisitos mínimos de qualidade que deverão ser mantidos, os quais constituirão os padrões de qualidade para esses corpos d'água.

No contexto dos avanços do monitoramento das águas obtidos nos últimos anos, sua validade somente torna-se efetiva quando os esforços na coleta de dados são complementados pela sua disponibilização aos usuários e público em geral (MAGALHÃES JR., 2000). “O valor estratégico da informação está em sua disponibilização sem restrição à sociedade, para que essa possa avaliar com clareza e indicar seus representantes dos seus interesses no processo de gestão de recursos hídricos (ÁVILLA *et al.*, 1999).

Magalhães Jr., (2000) em seu trabalho conclui que o monitoramento das águas no Brasil não necessita de mais instrumentos legais para sua efetivação, já que o arcabouço legal

brasileiro, no que tange aos recursos hídricos, é um dos mais avançados do mundo. Necessita-se realmente da aplicação e operacionalização desses instrumentos através de estratégias não susceptíveis às mudanças de contextos políticos. No bojo das necessidades de iniciativas de monitoramento dos recursos hídricos no Brasil, a implementação do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos é uma prioridade.

4.2. Monitoramento biológico

Os organismos vivos representam a integração das condições ambientais ao redor deles (KARR e CHU, 2000). Assim, indicadores biológicos são capazes de detectar determinados distúrbios ambientais melhor do que qualquer medida de qualidade química da água sozinha. Segundo WHITFIELD e ELLIOT (2002), com o uso de indicadores bióticos, é possível avaliar a condição fundamental do ambiente sem ter de obter a complexidade total do ecossistema.

Este tipo de monitoramento pode ser chamado de “ecológico” porque usa variáveis tanto biológicas quanto físicas e químicas numa visão integrada. Monitoramento ecológico considera o corpo d’água e a bacia como um todo. Não existe um monitoramento ecológico universal com protocolos rígidos, e as variáveis a serem medidas dependem das características do ecossistema e do objetivo a que o manejo está designado a atender.

Integridade ecológica diz respeito ao sistema como um todo, incluindo a presença de espécies apropriadas, populações e comunidades e a ocorrência de processos ecológicos em apropriadas taxas e escalas (ANGERMEIER e KARR, 1994; KARR e CHU, 1999) bem como condições ambientais que suportem essas taxas e processos. As comunidades de peixes e de macroinvertebrados bentônicos tem sido o foco principal para avaliar a integridade estrutural (BARBOUR *et al.*, 1999), embora alternativas tais como comunidades de algas bentônicas, protozoários e macrófitas tem sido usados (NORRIS e THOMS, 1999).

A integração das tradicionais medidas físicas e químicas de qualidade de água, com medidas biológicas são necessárias para fornecer uma avaliação mais completa, sensível e facilmente compreendida da condição do rio (HELLAWELL, 1978). Desde que a avaliação da toxicidade dos poluentes é baseada nos efeitos biológicos nestes, a necessidade de monitoramento biológico fica evidente. Ainda, em todas as legislações de qualidade de água,

as concentrações permissíveis de poluentes são baseadas em seus potenciais de dano biológico (RAVERA e RICCARDI, 1997).

Ravera e Riccardi (1997) apontam que a melhor maneira para identificar e quantificar os poluentes no ambiente e avaliar suas disponibilidades para a biota e seus efeitos biológicos consiste em combinar monitoramento químico com métodos baseados na estrutura de comunidades e bioacumuladores.

Métodos de monitoramento químico e biológico tem sido usados para se estimar os níveis de degradação derivados de impactos antropogênicos nos corpos d'água (descargas excessivas de nutrientes e substâncias tóxicas) e eventos naturais (RAVERA, 1998 *apud* RAVERA, 2001). Monitoramento químico pode identificar potenciais causas dos efeitos biológicos e conseqüentes mudanças para o ecossistema, mas não fornece nenhuma informação do impacto na biota. Já o monitoramento biológico pode avaliar os atuais efeitos na biota, produzidos por mudanças no ambiente, mas sem fornecer informações se são por causas antropogênicas ou naturais (RAVERA, 1998 *apud* RAVERA, 2001). Estas considerações sugerem que há uma evidente vantagem em se aplicar os monitoramentos químicos e biológicos ao mesmo tempo no mesmo ambiente (CAIRNS, 1995).

Embora as ferramentas analíticas disponíveis sejam precisas para os profissionais de recursos hídricos e estejam constantemente sendo aprimoradas, medidas diretas de plantas, invertebrados, peixes, e vida microbiana, estão ainda sendo utilizadas como indicadores sanitários, de potabilidade de água, proteção de fauna e recreação (DAVIS, 1995a).

Com o aumento da demanda por recursos naturais e proteção ambiental gestores ambientais devem fazer uso de critérios de avaliação biológicas para proteger os recursos hídricos (DAVIS, 1995a).

Este tipo de política provou ser bem sucedida em resolver problemas relacionados com poluição de fontes pontuais, mas é mal adaptada para o manejo integrado dos ecossistemas. Como conseqüência, enquanto a qualidade química da água em águas correntes tem melhorado consideravelmente, a qualidade biológica e hidromorfológica tem continuado deteriorada (TEJERINA-GARRO *et al.*, 2005).

4.3. Indicadores e índices

Para facilitar o monitoramento e a avaliação de impactos, cientistas criaram meios de análise através de indicadores e índices. Indicadores ambientais são definidos como medidas físicas, químicas, biológicas e socioeconômicas que melhor representam os elementos chave de um complexo ecossistema ou de um ponto ambiental em questão (WHITEFIELD e ELLIOTT, 2002) sendo o resultado de um grupo de medidas, índices calculados ou mesmo podendo ser baseados na opinião de especialistas (*expert systems*).

Na última década, o desenvolvimento de indicadores aos níveis nacional, regional e local tem se tornado comum, para satisfazer a necessidade crucial de ferramentas de avaliação (*assessment tools*) (BOCKSTALLER e GIRARDIN, 2003). O aumento do uso de indicadores pode ser explicado pela impossibilidade de se colocar em prática, vários programas de monitoramento com listas completas de parâmetros de poluição, devido a problemas metodológicos, de tempo, de alto custo, e à falta de modelos alternativos às medidas diretas. Desde que é impossível medir e interpretar todos os fatores e variáveis que interagem nas questões ecológicas, os programas de monitoramento iniciaram o desenvolvimento e seleção de indicadores que medem as características dos mais importantes componentes ecológicos e daqueles que são os mais sensíveis à diversidade dos estressores. Estes indicadores ecológicos incluem medidas físicas, químicas e biológicas e índices ou modelos que tentam caracterizar ou resumir componentes complexos ou críticos de um ecossistema (KURTZ *et al.*, 2001).

Dentre outras funções dos indicadores está em informar aos tomadores de decisões sobre o progresso que está sendo feito para alcançar um determinado objetivo (CRABTREE e BROUWER, 1999 *apud* BOCKSTALLER e GIRARDIN, 2003) ou avaliar a condição do ambiente ou monitorar tendências no tempo. Podem ainda, apresentar um sinal de alerta prévio de mudanças no ambiente e ser usados para diagnosticar a causa do problema ambiental (DALE e BEYELER, 2001). Muitos indicadores não visam prever um impacto atual, mas sim informar sobre um risco ou um potencial efeito (HALBERG, 1999).

Medidas, indicadores e índices físicos, químicos e biológicos têm sido usados para descrever, retratar e controlar as condições do meio ambiente (MACHADO, 1997). Por um longo tempo, parâmetros físico-químicos de qualidade da água foram os únicos utilizados e considerados os mais apropriados para detectar possíveis distúrbios no ambiente aquático. Embora importantes tais parâmetros refletem a presença e a concentração de poluentes no momento da coleta de dados, não avaliando, no entanto, os impactos ao longo do tempo na

estrutura e na capacidade de recuperação do sistema aquático, medida essencial para avaliar a preservação da qualidade final da água (KARR *et al.*, 1986) após distúrbios naturais e/ou impactos antrópicos.

Os indicadores podem refletir aspectos físicos, químicos e biológicos das condições ecológicas e tem sido usados para caracterizar status, rastrear ou prever mudanças, identificar estressores ou sistemas em estresse, avaliar riscos e influenciar ações de manejo (KURTZ *et al.*, 2001). Os índices são projetados para facilitar compreender os dados de qualidade de água por políticos e o público, através da soma em um único valor (DIXON e CHISWELL, 1996).

A integração de medidas tradicionais físicas e químicas de qualidade da água com medidas biológicas são necessários para fornecer respostas mais completas e sensíveis (HELLAWELL, 1978; LOEB, 1994) às questões de gestão de rios, sendo eles rápidos, baratos, capazes de serem repetidos e facilmente compreendidos pelas agências ambientais, possibilitando que limitados recursos possam ser utilizados para numerosos problemas (ARAÚJO *et al.*, 2003).

Nas últimas décadas vários grupos de organismos têm sido utilizados como indicadores ambientais para estimar a qualidade ambiental além dos já usuais parâmetros físico-químicos de qualidade da água (KESMINAS e VIRBICKAS, 2000).

Recentemente, diversos trabalhos em âmbito mundial têm demonstrado que com a utilização de monitoramento biológico se obtém um diagnóstico mais preciso da integridade dos ecossistemas em comparação com o monitoramento convencional puramente abiótico (KARR e DUDLEY, 1985; OBERDORFF e HUGHES, 1992; SIMON, 2000). Isso porque as comunidades bióticas refletem melhor as condições ambientais que qualquer medida física ou química porque elas respondem ao resultado da integração dos fatores bio-geoquímicos do ambiente.

O critério biológico vem assim auxiliar na interpretação da condição do estado do ecossistema e já vem sendo amplamente empregado em diversos estados nos EUA pelo órgão ambiental local, sendo que os estados da Florida, Kentucky, Maine, New York, North Carolina, Ohio e Wisconsin foram os primeiros a desenvolver programas de avaliação biológica nas décadas de 70 e 80 (SOUTHERLAND e STRIBLING, 1995).

De acordo com Karr, (1991), integridade ecológica (também conhecido como biológica, biótica, ou integridade de ecossistema) se refere a um dado estado de um rio ao longo de um gradiente de impacto que varia de fortemente impactado ao bastante preservado. Mais

recentemente, o termo integridade ecológica tem sido reservado para os estados mais preservados do gradiente de impacto, enquanto todos os outros estados representam diferentes estados de saúde do ecossistema.

Indicadores ecológicos variam quanto à metodologia utilizada, tipo (biológico, químico, físico), fonte de aplicação (água doce, floresta, etc) e sistema de escala, dentre outros. Indicadores ecológicos representam uma categorização de dados ambientais numérica e descritiva; isto é, frequentemente baseada em partes discretas de informações que refletem o status de grandes sistemas ambientais (SCHILLER *et al.*, 2001), sendo sugeridos como úteis ferramentas na avaliação ambiental (MANOLIADIS, 2002).

Bollmann e Marques, (2000), apontam como possível problema mais significativo na utilização e até mesmo na criação de um indicador, para avaliar a qualidade da água, o destino da água que é diversificada, prevendo múltiplos usos. Em geral, para cada uso, podem ser elencados padrões individuais de qualidade provocando o surgimento de escalas de valores diferenciados para uma mesma variável ambiental. Assim, a função homogeneizadora dos indicadores deve ser considerada.

Ghetti e Ravera, (1994) mencionam mais de 90 diferentes métodos baseados nas alterações fisiológicas, patológicas e estruturais ao nível da comunidade. Segundo Karr (1981), os peixes são considerados valiosos bioindicadores no nível de organismo, população e de comunidade.

4.4. Histórico do uso dos índices bióticos e de diversidade

As primeiras tentativas de elaboração de indicadores ambientais foram baseadas na experiência particular de especialistas tangidos pela necessidade de estabelecer ferramentas que possibilitassem a comparação temporal ou espacial da qualidade das águas superficiais. Estas experiências, apesar de ricas, apresentavam limitações quanto à individualidade da abordagem. A fim de ampliar a aplicabilidade destes indicadores, foram incorporados no processo de escolha, elementos estatísticos ou métodos de pesquisa de opinião entre especialistas de modo a considerar diversos pontos de vista na sua construção e reduzir as incertezas (MAGALHÃES JR., 2000).

Os primeiros estudos usando organismos aquáticos como indicadores ambientais de poluição são creditados a Chadwick (1842), Flinn (1965), Hassall (1850) e Cohn (1853).

Estes pesquisadores documentaram a relação entre as doenças humanas com problemas sanitários e as condições da água utilizada.

Um dos trabalhos mais importantes e que iniciou o estudo de biologia aquática com os efeitos da poluição foi o desenvolvido por Stephen Forbes. Forbes foi diretor do Laboratório de História Natural do estado de Illinois, e em 1894 construiu as margens do rio Illinois, a primeira estação de monitoramento biológico permanente, onde foi o pioneiro, no estudo dos efeitos da poluição na comunidade aquática.

Forbes e Richardson em 1913 publicaram o primeiro relatório sobre as condições do rio Illinois. Eles definiram a degradação do rio por zonas poluídas similar ao trabalho de Kolwitz e Marsson, (1908). Entretanto o trabalho destes eram baseados em bactérias e protozoários enquanto que o trabalho de Forbes e Richardson eram baseados em qualidade da água, plâncton, macroinvertebrados bentônicos e populações de peixes.

Em 1928, Richardson publicou o último relatório de biologia da poluição do rio Illinois, que revelou ser o predecessor dos mais recentes índices bióticos. Ele detectou mudanças na qualidade da água baseado na observação da comunidade bentônica.

O desenvolvimento e aplicação do primeiro sistema de classificação de rios foram baseados nas respostas da comunidade aquática ao enriquecimento orgânico formando distintas “zonas” longitudinais nos rios. Este sistema sapróbico resultou eventualmente no desenvolvimento de índices numéricos para descrever a estrutura da comunidade e da assembléia (e às vezes função) baseada na tolerância e sensibilidade a diferentes tipos de poluição (DAVIS, 1995b).

Baseado no trabalho conduzido por Forbes e Richardson, o uso de macroinvertebrados bentônicos como indicador foi idealizado e o conceito de índices bióticos introduzido. Embora o trabalho fosse similar em conceito ao “Saprobic index” desenvolvido por Kolkwitz e Marsson (1908), Forbes e Richardson usaram organismos em níveis tróficos maiores.

Em 1954, (BECK JR., 1954) desenvolveu um índice biótico que produzia um resultado numérico que poderia ser facilmente interpretado por engenheiros sanitaristas e outros gerentes de recursos hídricos. Embora este índice não tenha alcançado proeminência e popularidade como uma ferramenta de avaliação entre biólogos, este índice foi considerado um avanço no campo da biologia aquática nos Estados Unidos e foi creditado pela popularização do termo “índice biótico”.

Na mesma época em que foi desenvolvido o índice de Beck, porém, na Europa, um outro índice foi desenvolvido. O índice biótico de Pantle e Buck é baseado diretamente no sistema saprobiótico. A simplicidade deste e a relação numérica com as quatro zonas de poluição originais levaram ao desenvolvimento do índice biótico mais amplamente usado nos Estados Unidos (HILSENHOFF, 1982) e poderia ser considerado o predecessor dos índices bióticos dos dias de hoje.

Nas próximas duas décadas, Washington (1984) relatou vários índices bióticos, mas Chutter (1972) revolucionou os índices bióticos. Este índice foi o predecessor do amplamente utilizado índice biótico de Hilsenhoff (HILSENHOFF, 1977).

O índice de Hilsenhoff era baseado em grupos de Wisconsin usando classificação de gênero/espécie de insetos aquáticos. Ele atualizou seu índice em 1982 e em 1987, porém foi em 1988 que ele desenvolveu um índice bastante popular, em nível de família.

A Diversidade de espécies, ou equitabilidade da distribuição de indivíduos na comunidade tem sido amplamente utilizada desde a década de 60 como uma medida da comunidade em resposta a poluição (NORRIS e GEORGES, 1993). Cairns (1977) viu grande potencial nos índices de diversidade e sentiu que este seria “provavelmente” o melhor meio de avaliar a integridade biológica em rios e riachos.

Um dos mais populares índices de diversidade usados para avaliar a qualidade dos recursos hídricos foi o H' que foi publicado por C.E. Shannon (SHANNON e WEAVER, 1949).

Possivelmente o primeiro uso do índice de diversidade para avaliar a qualidade da água, particularmente o índice de Shannon-Wiener, foi o trabalho de Wilhm e Dorris (1966) e depois explicado por Wilhm (1967), que descreveu a amplitude do H' associado como limpa, moderadamente poluída e substancialmente poluída sendo o desenvolvimento e uso de índices de diversidade para avaliação da poluição da água completamente revista por Washington em 1984.

Apesar da popularidade e aparente sucesso do índice de Shannon-Wiener, ele tem sido severamente criticado nos Estados Unidos e Europa resultando em uma diminuição no seu uso.

Hilsenhoff, (1977) encontrou pouca significância ecológica usando o índice de diversidade concluindo que “o índice de diversidade não avalia precisamente a qualidade da água dos rios, classificando alguns dos mais limpos e intocados rios com os moderadamente

enriquecidos ou poluídos”. Davis, (1995b) cita algumas das principais críticas na utilização desse índice.

A vantagem dos índices de diversidade e índices bióticos é que eles reduzem as complexas interações e respostas da poluição da comunidade aquática em um simples número para intenções de gerenciamento de qualidade de água. Entretanto, nenhum destes índices obteve sucesso em descrever a condição de “saúde” total ou condição do ecossistema aquático sob uma variedade de condições. Está claro que uma melhor ferramenta é necessária para caracterizar consistente e precisamente as comunidades aquáticas (DAVIS, 1995b).

O IIB é chamado um índice composto ou índice múltiplo porque combina vários atributos da comunidade em um simples valor sem perder a informação das medidas originais. Um grande número de agências de recursos naturais e regulatórias tem demonstrado ser esta uma ferramenta de avaliação da qualidade dos recursos aquáticos de bastante sucesso (SIMON e LYONS, 1995). A primeira abordagem a quantificar o impacto das atividades humanas nos ecossistemas aquáticos é o índice multimétrico, o índice de integridade biótica (IIB), formulado por Karr (1981) e posteriormente aperfeiçoado por Karr *et. al.* (1986) para uso nos riachos do meio-oeste dos Estados Unidos (TEJERINA-GARRO *et al.*, 2005).

Não demorou muito para que índices multimétricos fossem desenvolvidos para macroinvertebrados bentônicos e perífiton. A USEPA publicou então um grupo de índices compostos chamados de Protocolos de Bioavaliação Rápida para macroinvertebrados bentônicos e peixes (BARBOUR *et al.*, 1999).

Outras metodologias surgiram na tentativa de classificação de ambientes com base na fauna local, que podem ser divididas em três grandes grupos: os índices bióticos, os modelos de predição de impactos e os protocolos de avaliação rápida.

Metodologia recém aperfeiçoada pela Agência Ambiental Americana estabelece padrões mensuráveis da integridade de corpos d’água através do Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Streams and Rivers, que define protocolos para a quantificação de características típicas de comunidades de peixes (composição e riqueza de espécies; composição dos níveis tróficos; abundância e proporção de espécies exóticas, híbridos e indivíduos doentes ou anômalos). Incorpora também avaliação quantificada de habitats e de certos parâmetros físico-químicos do meio abiótico. O método exige coleta padronizada, identificação taxonômica precisa e análise quantitativa dos atributos biológicos agregados. O RBP proporciona uma quantificação objetiva da integridade da comunidade de peixes, que

por extensão reflete a saúde do ecossistema avaliado. O resultado é comparável ao longo do tempo em relação a um, ou entre diversos ambientes.

4.5. Índice de Integridade Biótica

O Índice de Integridade Biótica (IIB) foi desenvolvido pelo Dr. James Karr para pequenos rios de águas quentes nos estados de Illinois e Indiana, EUA (KARR, 1981). A versão original tinha 12 medidas que refletiam a riqueza de espécies, a composição, número e abundância das espécies indicadoras, organização e função trófica, comportamento reprodutivo, abundância de peixes e condições individuais dos peixes. Cada medida recebia uma pontuação de 1-5. Pontuações maiores são para as melhores condições, aquelas esperadas para ambientes não perturbados e as menores pontuações para aquelas que diferem altamente das condições de referência.

O índice de Integridade Biótica (IIB) de Karr (1981) é baseado em características da assembléia de peixes, tais como diversidade de espécies, composição trófica, biomassa e condição dos peixes (BELPAIRE *et al.*, 2000). Variáveis do número da comunidade, população e nível do organismo são ecologicamente importantes e sensíveis a vários tipos de distúrbios ambientais (KARR *et al.*, 1986).

O IIB é comumente usado e aceito mundialmente como uma ferramenta confiável para avaliar a condição da água: é baseado ecologicamente para avaliar quantitativamente a qualidade biológica das águas superficiais. O IIB quantifica o impacto da deterioração ambiental, baseado nas séries de medidas da comunidade de peixes. Estas medidas são bastante relacionadas com os componentes que Miller *et al.* (1988) concluíram que devem ser avaliados quando monitorar os efeitos de ações ambientais para assegurar a sensibilidade para todas as formas de degradação (ARAÚJO *et al.*, 2003).

O desenvolvimento do IIB ajusta-se a corrente mudança de interesse da qualidade física ou química da água para manejo e avaliação da qualidade ecológica da água. Qualidade ecológica da água é uma expressão global da estrutura e função da comunidade biológica levando em consideração fatores naturais fisionômicos, geográficos e climáticos, bem como condições físicas e químicas incluindo aqueles resultantes de atividades humanas. O estresse na definição da qualidade ecológica da água repousa não somente nas condições físicas e

químicas, mas também no valor do corpo d'água como um ecossistema (BELPAIRE *et al.*, 2000).

Locais com alta integridade biótica têm relativamente número total alto de espécies, espécies intolerantes, alta abundância relativa de carnívoros de topo de cadeia e insetívoros, alta abundância geral de peixes, e baixa abundância relativa de espécies tolerantes, onívoros, híbridos, e peixes com doenças e deformidades.

A versão original do IIB rapidamente se tornou popular e foi usado por muitos pesquisadores para avaliar os rios dos EUA. À medida que o IIB começou a ser mais usado, diversas versões foram desenvolvidas para as diferentes regiões e ecossistemas. Estas novas versões possuem estrutura multimétrica, mas diferem da versão original em número, identidade e pontuação das medidas.

Novas versões desenvolvidas para os rios da região central dos EUA geralmente mantiveram a maioria das medidas usadas no IIB original, modificando somente aqueles poucos que provaram ser insensíveis à degradação ambiental em um rio ou uma área geográfica em particular. Entretanto, novas versões desenvolvidas nos rios da França, Canadá e leste e oeste dos EUA tendem a ter um conjunto de medidas bem diferente, refletindo, a substancial diferença nas faunas de peixes destas regiões.

O Índice de Integridade Biótica está sendo amplamente utilizado em diversas partes do mundo sendo citados aqui apenas alguns desses trabalhos realizados: Estados Unidos, (segundo Karr e Dione (1991), o IIB já foi usado em 35 estados norte americanos) nos estados de Illinois e Indiana (KARR, 1981), West Virginia (LEONARD e ORTH, 1986), Colorado (BRAMBLETT e FAUSCH, 1991), Illinois (OSBORNE *et al.*, 1992), Ohio (FORE *et al.*, 1994), Mississippi (SHIELDS *et al.*, 1995), Wisconsin (LYONS *et al.*, 1996), Maryland (HALL *et al.*, 1996), Carolina do Sul (PALLER *et al.*, 1996), e outros países como França (OBERDORFF e HUGHES, 1992; OBERDORFF e PORCHER, 1994), Canadá (STEEDMAN, 1988), África (HOCUTT *et al.*, 1994; HUGUENY *et al.*, 1996), Lituânia (KESMINAS e VIRBICKAS, 2000), Índia (GANASAN e HUGHES, 1998), Japão (KOIZUMI e MATSUMIYA, 1997), Austrália (HARRIS, 1995), Alemanha (SILIGATO e BÖHMER, 2002), Romênia (ANGERMEIER e DAVIDEANU, 2004) e Brasil (ARAÚJO, 1998; ARAÚJO *et al.*, 2003). Os esforços dos cientistas para aplicar e adaptar o IIB, nas mais diversas partes do mundo e mesmo para ambientes diferentes do originalmente proposto, refletem o grande sucesso, evidente utilidade e funcionalidade do IIB.

O índice foi adaptado ainda para outros ecossistemas como: estuários, represas e lagos naturais, mas possuindo somente uma limitada semelhança com a versão original, porém retendo ainda a estrutura ecológica das medidas do IIB original (SIMON e LYONS, 1995). Modificações regionais do número métrico e características são requeridas a prior da aplicação do IIB devido a diferenças na distribuição ecológica das espécies de peixes, clima e especificidade de habitat (AN *et al.*, 2002).

Simon e Lyons (1995) definem então o IIB de maneira ampla, como qualquer índice que seja baseado na soma ou avaliações de várias medidas quantitativas diferentes, da estrutura do peixe e/ou função, com a avaliação para cada medida baseada na expectativa quantitativa do que compreende uma alta integridade biótica.

A razão pela qual o IIB é usado mundialmente deve-se ao seu custo-benefício, e à abordagem quantitativa e multimétrica que numera vários aspectos da estrutura e funções da comunidade ictiica em uma região em particular e um tipo de habitat. Segundo Angermeier e Davideanu (2004), índices multimétricos são poderosos porque eles possuem ampla fundamentação ecológica.

Segundo Yoder & Ranking (1998), investir no desenvolvimento e implementação de índices multimétricos pode aumentar grandemente as habilidades do gestor de água para avaliar, regular e comunicar qualidade ambiental. Angermeier e Davideanu, (2004) apontaram que o índice multimétrico poderia ser usado para documentar a recuperação do rio Danúbio depois de um derramamento de metais tóxicos. A avaliação biótica também fornece o feedback para garantir que uma grande soma de investimento em um projeto são gastos eficientemente.

Monitoramento biológico como exemplificado pelo IIB marca uma profunda mudança em pensamento. Primeiro este coloca os atributos biológicos, no lugar de concentrações químicas no centro do manejo da água. Segundo, em não enfatizar espécies – em perigo ou uma espécie em particular – ou tamanho de população e produtividade do ecossistema, este tem derrubado idéias que atributos biológicos são bons para monitoramento biológicos e de conservação (KARR e CHU, 2000).

Muitas das medidas incluídas no IIB, tais como densidade, prevalência de doença e número de espécies sensíveis refletem também valores estéticos e recreacionais que são importantes na comunicação de progresso de restauração para não especialistas (PALLER *et al.*, 2000).

Nos rios brasileiros, muitas das pesquisas de assembléias de peixes são restritos a levantamentos de espécies e mudanças da estrutura da comunidade, enquanto nenhuma informação consistente associa os peixes à qualidade da água ou condições estruturais do habitat (ARAÚJO *et al.*, 2003).

Os índices multimétricos permitem avaliar a comunidade biológica afetada por distúrbios não naturais e podem ser aplicados em extensas áreas com poucas modificações (TRIPOLE e CORIGLIANO, 2005).

A aplicação dos índices multimétricos tem muitas vantagens: sua relativa simplicidade de cálculo, e o fato de que eles são construídos no conceito central de biomonitoramento como tolerância, riqueza de espécies e relações ecológicas. Cada medida avalia um atributo da comunidade que é sensível à deterioração, é firmemente estabelecida em experiências e conhecimento empírico, e responde a diferentes gradientes. Também, quando eles são apropriadamente construídos, eles evitam ambigüidades, combinando o entendimento biológico com a força da estatística (KARR e CHU, 1997).

Críticas ao uso do IIB

Enquanto alguns estudiosos continuam a discutir sobre méritos de “saúde” como uma metáfora ecológica ou como forma de “operacionalizar” o conceito de integridade ecológica (SCHRADER-FRECHETTE, 1995), o monitoramento biológico está sendo rapidamente adotado por grupos desde organizações comunitárias em bacias hidrográficas a agências regionais de manejo (KARR e CHU, 2000).

Enquanto o conceito de saúde de ecossistemas tem se tornado amplamente usado e forma a base para um grande número de programas de agências nacionais e internacionais, particularmente com respeito a manejo de florestas, região costeira, ecossistemas marinhos e de água doce, como a EPA, poucos cientistas (CALOW, 1992; SUTER, 1993; WILKINGS, 1999) tem continuado a afirmar que o conceito tem sérias limitações.

Respostas para as críticas desses autores podem ser obtidas por exemplo em Davis e Simon, (1995) e Rapport *et. al.*, (1999).

Algumas das críticas ao índice de integridade biótica são:

Ambigüidade

Segundo Sutter, não se pode determinar o porque valores são altos ou baixos ao se utilizar índices multimétricos.

Variância arbitrária

A variância demonstrada nos índices pode ser alta devido a variância composta das métricas individuais. Sutter sugere que outras propriedades estatísticas das variáveis multimétricas podem ser difíceis de definir.

Irreal

Sutter comenta que ao usar abordagem multimétrica os resultados são expressos em valores com unidades sem sentido. Ele sugere que o IIB não utiliza propriedades “reais” para descrever o status de um específico recurso hídrico.

Resultados sem sentido

Sutter diz que qualquer índice baseado em múltiplas métricas pode produzir resultados sem sentido se o índice não tiver significado interpretável do “mundo real”.

4.6. Uso da Ictiofauna na Avaliação de Ecossistemas Aquáticos

Algumas metodologias baseadas em organismos biológicos foram desenvolvidas para avaliar a qualidade dos sistemas aquáticos, como o índice de diversidade, da heterogeneidade e de espécies indicadoras, métodos usados para refletir o ambiente. Tais métodos, embora mais representativos da qualidade ambiental do que parâmetros de qualidade físico-químicos, também apresentam restrições, devido à abordagem restrita para um ou alguns poucos componentes da estrutura do ecossistema aquático. Na década de 80 os índices de diversidade foram bastante usados caindo posteriormente paulatinamente em desuso.

Tendo em vista a alta complexidade de um sistema natural e sua multidimensionalidade, utilizar apenas um simples atributo, como índice de diversidade ou medidas de qualidade da água, no caso de sistemas aquáticos, é limitado na avaliação de todas as formas de degradação desses ambientes (CETRA, 2003).

Embora a diversidade biológica e as características naturais das assembléias de peixes estejam diretamente relacionadas com a variedade e extensão dos habitats naturais de uma

bacia hidrográfica (COWX e WELCOMME, 1998), os índices de diversidade ou equitabilidade de espécies incorporam poucas informações biológicas, ignorando a função das espécies nas assembléias. Eles não consideram a identificação da espécie e sua abundância absoluta, seus valores podem variar muito, mesmo sem a ocorrência de distúrbios, são sensíveis quanto ao nível taxonômico e alguns índices são difíceis de serem interpretados (FAUSCH *et al.*, 1990). Neste sentido, uma análise mais integrada do ambiente, torna-se necessária.

Diferentes grupos taxonômicos podem servir como ferramentas de avaliação, sendo que peixes (FAUSCH *et al.*, 1990) e macroinvertebrados (BAILEY *et al.*, 1998) são os mais usados como biocritério para avaliar a integridade dos corpos hídricos superficiais (SILIGATO e BÖHMER, 2002).

Biocritérios são critérios baseados em medidas biológicas ou *endpoints*. Podem ser usados em qualquer medida biológica: diversidade, riqueza de espécie, espécies sentinelas, bem como índices multimétricos que medem estrutura e função da comunidade (SEEGERT, 2000). A base para se usar monitoramento biológico de peixes é que a saúde da comunidade de peixes é em geral um indicador sensível de estresse direto e indireto da comunidade aquática como um todo (FAUSCH *et al.*, 1990) podendo refletir ainda, os impactos episódicos de possíveis distúrbios ambientais (SOTO-GALERA *et al.*, 1998). Paller *et al.* (2000) por exemplo, utilizou a comunidade de peixes para avaliar o sucesso da recomposição após impacto.

Dentre todos os organismos, os peixes constituem-se um dos grupos mais utilizados para ambientes aquáticos. Segundo Belpaire *et al.* (2000), desde o trabalho de (KARR, 1981), análises de comunidades de peixes são mundialmente aceitas como ferramenta para classificar a qualidade dos ambientes aquáticos. Os peixes têm sido utilizados com êxito como indicadores de mudanças na qualidade ambiental numa grande variedade de habitats aquáticos (WHITFIELD, 1996 *apud* WHITFIELD e ELLIOTT, 2002; SOTO-GALERA *et al.*, 1998) e tendo numerosas vantagens como organismo indicador para programas de monitoramento ambiental (WHITEFIELD e ELLIOTT, 2002). Angermeier e Davideanu, (2004), citam as comunidades de peixes (ex: assembléias locais) como excelentes indicadoras da saúde do ecossistema aquático, rotineiramente utilizados para avaliar a qualidade do rio (FAUSCH *et al.*, 1990; ANGERMEIER e KARR, 1994).

As comunidades de peixes são os componentes mais visíveis e sensíveis dos ecossistemas aquáticos, e têm vários atributos que fazem deles indicadores úteis da

integridade biológica e saúde do ecossistema. Mudanças na estrutura da comunidade de peixes, tais como abundância e diversidade de espécies podem refletir os efeitos de vários estresses na integridade biótica do rio como um todo (FAUSCH *et al.*, 1990).

Os peixes apresentam um grande número de vantagens como indicador da integridade biótica de bacias hidrográficas (BARBOUR *et al.*, 1999): quando se alimentam de materiais depositados no sedimento, podem atuar como indicadores biológicos para a avaliação de metais pesados e outros poluentes que se precipitam no fundo com os sedimentos, podendo, além disso, representar vias críticas de transferência de metais pesados para o homem (BIZERRIL e PRIMO, 2001).

Devido ao seu longo ciclo de vida, a comunidade de peixes responde as alterações ambientais, sendo por isso, a sua integridade considerada uma função da oscilação das condições da qualidade da água durante o passado recente. Dessa forma, a comunidade representa a memória biológica dos rios, pois integra os efeitos dos poluentes em longo prazo.

Devido a sua mobilidade e as suas desovas múltiplas, muitas espécies de peixe são boas indicadoras de efeitos de longo prazo das condições de habitat em grande escala. Comunidades de peixes incluem diversas espécies e níveis tróficos, que podem refletir graus relativos de desequilíbrios ambientais. Algumas espécies de peixes, por exemplo, são muito sensíveis às mudanças na qualidade química da água, tais como pH ácido ou básico ou teores reduzidos de oxigênio dissolvido, que podem ser causados por poluentes, fluxo de maré, mudanças naturais entre outros fatores. Comparado com pequenos invertebrados, existe mais informações sobre a história de vida dos peixes além destes serem mais fáceis de serem coletados e identificados em sistemas de ambientes temperados. Além disso, alterações nas comunidades de peixes são relativamente visíveis e despertam respostas mais rapidamente por parte da sociedade, pelo seu potencial para pesca e lazer.

As seguintes vantagens na utilização de ictiofauna para investigação da integridade de ecossistemas aquáticos foram listadas (BARBOUR *et al.*, 1999):

- Peixes são bons indicadores de efeitos de longo prazo (vários anos) e amplas condições de habitat porque eles possuem relativamente vida longa e mobilidade.
- Assembléias de peixes geralmente incluem uma variedade de espécies que representa uma variedade de níveis tróficos (onívoros, herbívoros, invertívoros, carnívoros). Eles tendem a integrar os efeitos de níveis tróficos mais baixos; assim, a estrutura da assembléia de peixes é o reflexo da saúde ambiental integrada.

- Os peixes estão no topo da teia alimentar aquática e são consumidos por humanos, tornando eles importantes na avaliação de contaminação.
- Peixes são relativamente fáceis de coletar e identificar a níveis específicos. A maioria das espécies pode ser classificada e identificada no campo por profissionais experientes e subsequentemente soltos ilesos.
- Requerimentos ambientais da maioria dos peixes são comparativamente bem conhecidos. Informações da história de vida é extensa para a maioria das espécies e informações da distribuição de peixes é comumente disponível.
- Os usos da vida aquática (padrão de qualidade de vida) são tipicamente caracterizados em termos de pesca. Monitoramento de peixes fornece avaliação direta dos estoques e reprodução que enfatiza a importância dos peixes para o pescador e comerciantes.

O Quadro 1 ainda traz alguns dos atributos que fazem dos peixes, componentes interessantes para os programas de avaliação e monitoramento ambientais.

Quadro 1 - Atributo dos peixes que os fazem componentes biológicos desejáveis para programas de avaliação e monitoramento.

Objetivo/Qualidade	Atributos
Acurada avaliação da qualidade ambiental	Populações de peixes e indivíduos geralmente permanecem na mesma área durante o verão
	Comunidade são persistentes e recompõem-se rapidamente de distúrbios naturais
	Resultados comparáveis podem ser esperados de locais não perturbados durante várias vezes
	Peixes são maiores e são menos afetados por diferenças naturais de micro-habitat que organismos menores. Isto faz dos peixes extremamente úteis para avaliar diferenças regionais e de macro-habitat
	Muitas espécies de peixes possuem uma faixa ampla de vida reprodutiva (2-10 anos) e podem refletir tanto qualidade dos recursos hídricos tanto atual como em longos períodos
	Peixes habitam continuamente as águas (corpo hídrico receptor) e integram a história química, física e biológica das águas
	Peixes representam um amplo espectro de comunidades de tolerância que vão desde muito sensíveis a muito tolerantes e respondem a degradações químicas, físicas e biológicas com respostas características.
Visibilidade	Peixes são altamente visíveis e são componentes valiosos da comunidade aquática para o público
	Usos para vida aquática e definição regulatória são geralmente caracterizadas em termos de peixe (ex: objetivos de pesca e contato de lazer primário do Clean Water Act)
Facilidade de uso e interpretação	A frequência de amostragem para avaliar tendência é menor que para organismos de vida curta
	A taxonomia dos peixes é bem estabelecida, habilitando os biólogos profissionais a reduzir tempo de laboratório pela identificação de muitos espécimes no campo.

A integridade biológica de um ecossistema aquático pode ser vista como um reflexo de seus componentes:

The Five Major Factors that Determine the Integrity of Aquatic Resources

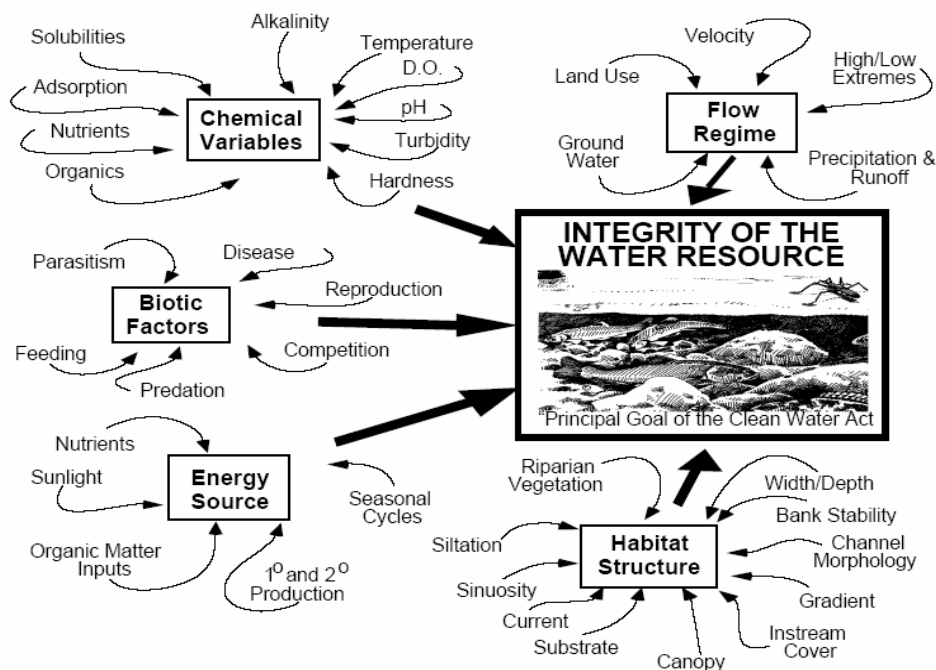


Figura 1 - Diagrama sobre os cinco principais fatores determinantes da integridade dos ecossistemas aquáticos. Retirado de Gerritsen *et. al.*, (2003).

Qualquer atividade humana que degrade um ou mais dos 5 fatores mostrados na Figura 1, interfere na qualidade do ecossistema aquático. Durante muito tempo os esforços para a manutenção da qualidade dos recursos hídricos ficaram restritos à manutenção da qualidade da água sem considerar a estrutura do habitat e os organismos que ali vivem que são tão importantes quanto a qualidade da água.

Diagnósticos ambientais baseados em estudos de assembléias de peixes apresentam numerosas vantagens devido à disponibilidade de informações sobre o ciclo de vida de grande número de espécies e por incluírem uma variedade de hábitos alimentares (onívoros, herbívoros, insetívoros, planctófagos, carnívoros) compreendendo alimentos tanto de origem aquática como terrestre. Outra vantagem é a possibilidade de encontrar este grupo animal no topo da cadeia alimentar, diferente de outros indicadores de qualidade de água, como diatomáceas e invertebrados, o que favorece uma visão integrada do ambiente aquático (HARRIS, 1995).

5. BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

5.1. Relevância da bacia

A bacia do Rio Paraíba do Sul abrange uma das mais desenvolvidas áreas industriais do país e reflete, hoje, todo o seu processo histórico de ocupação, caracterizado pela descontinuidade dos ciclos econômicos, os desníveis sócio-econômicos regionais e a degradação ambiental (GOVERNO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 1999). Além da população de aprox. 4 milhões residente na bacia, aprox. 8 milhões de habitantes da região metropolitana do Rio de Janeiro e respectivas atividades econômicas são abastecidos pela água de transposição para o sistema Guandu (160 m³/s do Rio Paraíba do Sul, e 20 m³/s do Rio Pirai) (GOVERNO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 1999). Com sua destacada posição geopolítica interligando os maiores centros urbanos do país – São Paulo, Rio de Janeiro e Belo Horizonte – a bacia do Rio Paraíba do Sul sofreu um processo de ocupação e uso dos recursos naturais que extrapola em muito as restrições ambientais. Os diagnósticos já realizados na bacia evidenciam problemas críticos em todos os aspectos ambientais que se possa considerar, desde a escassez de florestas (reduzidas a menos de 15% de sua extensão original) à contaminação das águas por lançamento de esgotos domésticos e industriais sem tratamento adequado, passando pelo esgotamento da capacidade produtiva dos solos.

Em 2000, o Ministério do Meio Ambiente - MMA considerou a bacia do Rio Paraíba do Sul como de extrema importância por sua grande diversidade biológica. Em 2002, a Agência Nacional de Águas - ANA selecionou essa bacia como prioritária para um conjunto de ações governamentais no âmbito do Projeto “Gestão de Recursos Hídricos para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul”, incluindo a questão do controle da poluição.

5.2. Aspectos gerais da bacia

A bacia do Rio Paraíba do Sul está localizada no sudeste do Brasil (Figura 2) e drena uma das mais importantes regiões urbanizadas e industrializadas da América Latina, possuindo área de drenagem total de cerca de 55.500 km², sendo aproximadamente 20.200 km² no Estado do Rio de Janeiro, 14.500 km² em São Paulo e 20.700 km² em Minas Gerais;

abrangendo 180 municípios - 88 em Minas Gerais, 53 no Estado do Rio e 39 no estado de São Paulo. A área da bacia representa cerca de 0,7 % do território nacional, e 6% da região sudeste. Da nascente a foz o rio Paraíba do Sul percorre 1.137 km. No Rio de Janeiro, a bacia abrange 63% da área total do estado; em São Paulo, 5% e em Minas Gerais, apenas 4%, tendo como ponto culminante da bacia, o pico das Agulhas Negras (2.787 m de altitude) (CEIVAP, 2005).

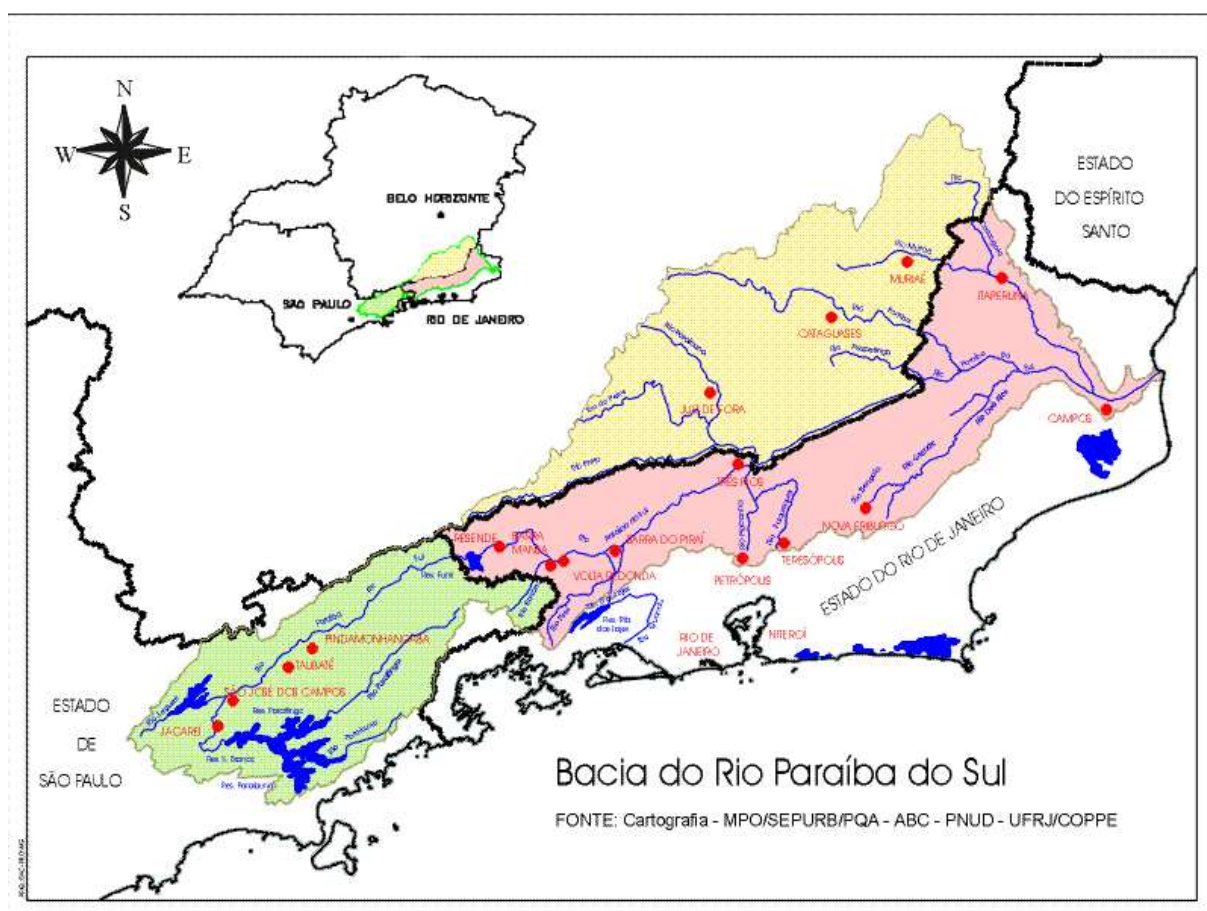


Figura 2 – Mapa de localização da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Fonte: SIH e ANEEL (1999)

Seus principais afluentes são os rios Jaguari, Buquira, Paraibuna, Preto, Pomba e Muriaé. Esses dois últimos são os maiores e deságuam, respectivamente, a 140 e a 50 km antes da foz do Rio Paraíba do Sul em Campos, RJ. Sua posição estratégica e a facilidade de comunicação com as duas grandes metrópoles nacionais – Rio de Janeiro e São Paulo –

contribuíram para o direcionamento de investimentos para a região. A densidade demográfica da região é de 111,51 habitantes/km² enquanto a média brasileira é de 19,8 habitantes/km².

Esta região abriga um dos mais expressivos e diversificados parques industriais brasileiros, concentrados principalmente em Jacareí e Taubaté no estado de São Paulo, e Rezende e Volta Redonda no estado do Rio de Janeiro, produzindo 10% do PIB nacional. São aproximadamente 8.500 indústrias situadas na bacia - 2.500 em São Paulo; 4.000 no Rio de Janeiro e 2.000 em Minas Gerais (CEIVAP, 2005). Por esta região abrigar este grande parque industrial e possuir uma das mais altas densidades populacionais do país, esta bacia está sujeita a diversas alterações ambientais que comprometem a biodiversidade local. Essas alterações são relativas a diversos fatores, como barramentos, retirada da mata de galeria, aporte de esgotos e outros efluentes, todos contribuindo para a diminuição dos estoques da fauna aquática em maior ou menor grau.

A bacia tem forma alongada, com comprimento cerca de três vezes maior que a largura máxima, e distribui-se na direção leste-oeste entre as serras do Mar e da Mantiqueira, situando-se em uma das poucas regiões do país de relevo muito acidentado, de colinoso a montanhoso chegando a mais de 2.000 m nos pontos mais elevados.

O estado do Rio de Janeiro apresenta características muito peculiares no que se refere aos recursos hídricos. A zona costeira ganha significativa importância, dado que a configuração do Estado é de uma estreita faixa de terra que se desenvolve ao longo do Oceano Atlântico, apresentando a terceira maior linha de litoral do País, com mais de 630 km de extensão (Governo do Estado do Rio de Janeiro, 2002).

O regime dos cursos d'água do estado do Rio de Janeiro sofre grande influência do relevo e da proximidade do oceano. A Serra do Mar, que representa importante papel como divisor natural de águas, atravessando o Estado, longitudinalmente, desde Paraty, ao Sul, até o município de Campos dos Goytacazes, ao Norte, separa a drenagem natural em duas principais vertentes: a do Rio Paraíba do Sul e a do Oceano Atlântico (Vertente Atlântica).

O rio Paraíba do Sul tem suas nascentes na serra da Bocaina, no estado de São Paulo, quase na divisa com o estado do Rio de Janeiro, numa altitude de 1.800m. Neste trecho de montante, recebe a denominação de Rio Paraitinga. Somente após a confluência com o Rio Paraibuna é que recebe a denominação de Paraíba do Sul.

Os rios Paraitinga e Paraibuna têm seus cursos orientados na direção sudoeste, ao longo dos contrafortes interiores da Serra do Mar. Após essa confluência, e já denominado Paraíba

do Sul, o rio continua seu curso para Oeste, até as proximidades da cidade de Guararema (SP), onde é barrado pela Serra da Mantiqueira, que o obriga a inverter completamente o rumo do seu curso, passando a correr para nordeste e, depois, para leste, até a sua foz no Oceano Atlântico.

Em razão desse curso atípico, alguns geógrafos defendem a hipótese de que as bacias dos rios Paraíba e Tietê tiveram algum tipo de conexão no passado, o que é reforçado por estudos que mostram semelhanças entre as comunidades de peixes das duas regiões (HILSDORF e PETRERE JR., 2002). A biodiversidade ictíica do Rio Paraíba do Sul conta com aproximadamente 160 espécies de água doce, além de outras 37 que vivem em região de estuário (HILSDORF e PETRERE JR., 2002).

O Rio Paraíba do Sul é subdividido em quatro partes principais: curso superior, com altitude variando entre 1.800 e 572 m, que começa a partir da confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna no estado de São Paulo e é limitado a jusante pela cidade de Guararema (SP); curso médio superior com altitude variando entre 572 e 515 m, que se estende até o município de Cachoeira Paulista; curso médio inferior com altitude variando entre 515 e 20 m, que começa a partir de Cachoeira Paulista e limita-se a jusante na cidade de São Fidélis; curso inferior, que vai de São Fidélis até sua foz situada na praia de Atafona, município de São João da Barra, no estado do Rio de Janeiro.

Aprox. 90% dos municípios da bacia não contam com estação de tratamento de esgotos e cerca de 1 bilhão de litros de esgotos domésticos, praticamente sem tratamento, são despejados diariamente nos rios da bacia. Aos efluentes domésticos somam-se 150 toneladas de DBO por dia, correspondentes à carga poluidora derivada dos efluentes industriais orgânicos, sem contar os agentes tóxicos, tais como metais pesados (CEIVAP, 2005).

A bacia do Rio Paraíba do Sul é de fundamental importância para o Estado do Rio de Janeiro, devido à alta dependência e diversidade de utilização de suas águas. Tendo como uso principal o abastecimento de água potável para a cidade do Rio de Janeiro e demais cidades ribeirinhas, serve também para fins industriais, agrícolas, recreacionais, geração de energia elétrica e receptor de despejos industriais, sendo que 90% da população do estado dependem, de alguma forma de suas águas (FEEMA, 1980).

5.3. Hidrografia

A estreiteza do corredor que é o vale do Paraíba dá-lhe a característica de um rio que percorre um largo caminho, apesar de seus pequenos e/ou poucos afluentes. A montante, a despeito da pobreza de tributários, o Paraíba já é um caudal considerável, graças aos seus formadores, o Paraitinga e o Paraibuna, que provêm de uma região onde cai uma das maiores cargas pluviais anuais do país. Só depois de percorrer cerca de 700 km é que o Paraíba recebe afluentes de grande volume d'água, o Paraibuna (mineiro), o Pomba e o Muriaé. Todos eles têm suas origens nas bordas rebaixadas da Mantiqueira (GOVERNO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 1999).

Ainda merece referência, a capacidade de estocagem hídrica dos depósitos das bacias sedimentares de Taubaté e Resende, contendo grande quantidade de cascalhos, de seixos intercalados com leitos de argila, e areias em disposição entrecruzada. Esta composição e estrutura dos sedimentos funcionam como uma bacia de retenção e liberação da água de infiltração, capaz de manter o rio perene durante todo o ano, contrabalançando a estreiteza do corredor do Paraíba.

A posição latitudinal da área em estudo e a colocação junto à borda ocidental do Atlântico propiciam-lhe uma combinação favorável no sentido do provimento de uma alta irradiação solar e de uma grande superfície oceânica, pré-condições para intensos processos de evaporação e condensação. A posição relativa coloca a bacia em condições de contar com os anticiclones do Atlântico Sul e Polar e sujeita também a incursões da massa equatorial, muito carregada de umidade. Nesta situação de choque entre vários sistemas de circulação associada à configuração topográfica e às elevadas altitudes alcançadas pelas áreas de dispersão das águas continentais, a região em questão passa a contar com um quadro climático onde a precipitação sobrepuja a evaporação.

A rede hidrográfica da bacia, sob influência das chuvas de verão, apresenta vazões de pico nos meses chuvosos de dezembro e janeiro.

5.4. Impactos ambientais na bacia

Os impactos sobre a ictiofauna e todo o restante da biota aquática não está representado apenas pela perda de uma fonte potencial para o fornecimento de recursos bióticos, mas

também, pela perda de patrimônio biológico certamente rico e diversificado, comum aos ecossistemas tropicais e subtropicais e que ainda hoje, constituem-se em sistemas naturais muito pouco conhecidos e estudados (SANTOS, 1998). A fauna de peixes de água doce do rio Paraíba do Sul assume importância adicional por possuir elevado grau de endemismo.

A ausência de tratamento dos esgotos domésticos na maioria das cidades representa um dos principais fatores de degradação da qualidade das águas dos rios e de riscos à saúde da população, através das doenças de veiculação hídrica.

Os índices de coliformes fecais e de fósforo, provenientes dos esgotos, nas águas do Paraíba e seus principais afluentes são elevados, verificando-se violações nos padrões de classificação do CONAMA em todas as amostras do monitoramento de qualidade da água da bacia, realizado pela Cooperação Brasil-França (COOPERAÇÃO BRASIL-FRANÇA, 1994). Simulações da qualidade da água futuras realizadas no diagnóstico do Programa Estadual de Investimentos (PQA/RJ, 1999), demonstraram que, em alguns trechos dos principais rios da bacia, à jusante dos maiores núcleos urbanos, nem com tratamento terciário dos esgotos poder-se-ia atingir os padrões CONAMA para coliformes fecais. Além de prejudicar a biota aquática, o abastecimento de água das cidades e os usos para irrigação, a deterioração da qualidade das águas por lançamentos orgânicos poderá comprometer os usos múltiplos esperados para futuros aproveitamentos hidrelétricos na bacia, principalmente quanto aos elevados teores de fósforo, nutriente fundamental em processos de eutrofização de reservatórios e lagos (SIH e ANEEL, 1999).

Despejos industriais, no entanto, representam a pior fonte de contaminação das águas e da biota aquática na bacia. Embora imprecisos e defasados, os dados sobre poluição industrial na bacia são alarmantes. No estado do Rio de Janeiro, a maior concentração industrial encontra-se localizada entre os municípios de Resende, Barra Mansa e Volta Redonda (FEEMA, 2002).

A bacia do Rio Paraíba do Sul é considerado um “hot spot” em termos de poluição química devido ao seu grande parque industrial, de mineração e agricultura, desenvolvida em sua bacia. Há várias publicações relatando as concentrações acima do limite permitido de metais pesados de Cr, Cd, Ni, Cu, As e Hg nos sedimentos e nos sólidos em suspensão. Altas concentrações de fenóis foram detectados em vários pontos de amostragem do Paraíba do Sul e o transporte de mercúrio do interior para as zonas costeiras já foi descrito (LACERDA *et al.*, 1993; VEIGA, 1997; LACERDA e SALOMONS, 1998).

A rápida destruição de habitats causada pelo crescimento populacional e expansão econômica tornam cada vez mais urgente a necessidade de conhecer a diversidade biológica em seus mais amplos níveis para que possam ser traçados planos de monitoramento e proteção ambiental.

Por causa de sua estratégica localização geográfica e devido à importância sócio-econômica da região, a bacia do Paraíba do Sul tem sido palco para a implantação de uma série de aproveitamentos de usos múltiplos, visando à regularização de vazões, o controle de cheias e a geração de energia elétrica. Ressalte-se que os reservatórios de Paraibuna/Paraitinga e Jaguari são os que apresentam maiores volumes de regularização de vazões. Dessa forma, a partir do início de operação desses reservatórios, as vazões ao longo do rio Paraíba passaram a ser influenciadas pelo efeito de regularização propiciado pelos mesmos, deixando de serem caracterizadas como vazões "naturais".

Se por um lado os reservatórios formados geram energia elétrica, fornecem água e controlam enchentes em áreas ribeirinhas, por outro afetam o regime fluvial, o que pode afetar a sobrevivência das comunidades de peixes. A interrupção de rios por barragens altera os fluxos de água, de sedimentos e nutrientes, o que perturba a dinâmica dos processos hídricos de uma bacia. As barragens também interferem no ciclo de vida dos organismos aquáticos e produzem alterações importantes nos ecossistemas ribeirinhos. A mudança de ambiente lótico para lântico afeta os peixes de várias maneiras: interrompe rotas migratórias e elimina obstáculos naturais, importantes para a reprodução de espécies de piracema; regulariza a vazão do rio, fator que influencia o ciclo reprodutivo de peixes que desovam em ninhos; reduz a vegetação ciliar, importante fonte de alimento; e causa o desaparecimento das lagoas marginais, fundamentais para a eclosão de ovos e para a fase juvenil de muitas espécies de peixes.

A ação do homem não se retrata apenas na eliminação da cobertura vegetal natural, que anteriormente cobria toda a região, mas também na própria conformação do rio no seu canal de escoamento e no comportamento do rio a partir da alteração do assentamento do mesmo no seu primitivo canal. Uma nova conformação pode decorrer da construção de uma barragem, com a alteração do perfil longitudinal do rio e nos seus afluentes invadidos pelo lago. Esta nova situação influi nos níveis hidrostáticos, na descarga líquida e nas condições do leito a jusante. É evidente que tudo isto vem afetando o rio Paraíba do Sul.

REPRESA DE FUNIL

Usina de Funil - 216 MW

A Usina Hidrelétrica de Funil foi construída no Rio Paraíba do Sul, no local conhecido como "Salto do Funil", em Itatiaia/Resende, no Estado do Rio de Janeiro. A Usina que começou a operar em dezembro de 1969, e sua Barragem principal tem uma arquitetura diferente, do tipo abóbada de dupla curvatura, em concreto, única no Brasil. A represa de Funil tem grande importância porque está localizada próxima aos grandes centros consumidores da Região Sudeste, onde estão instaladas grandes indústrias.

Reservatório de Funil - FURNAS

Rio: Paraíba do Sul

Restrições Operativas:

Descarga de restrição (*Vazão defluente máxima de um reservatório que não causa prejuízos a jusante*): 700 m³/s

Local da restrição: cidade de Resende (16 km a jusante)

Frequência da descarga de restrição: 2 anos (50%)

Nível de Montante: 466,50 (100%)

Local de restrição: Leito da Rede Ferroviária Federal

Ficha Técnica - Usina de Funil

BARRAGEM		
TIPO	ALTURA MÁXIMA	COMPRIMENTO MÁXIMO
Abóbada de dupla curvatura	85 m	385 m
LARGURA NO TOPO	VOLUME TOTAL DE CONCRETO	QUEDA NOMINAL
3,6 m	286.000 m ³	71,50 m

RESERVATÓRIO					
COTA DE DESAPROPRIAÇÃO	NÍVEL MÁXIMO DE OPERAÇÃO	NÍVEL MÍNIMO DE OPERAÇÃO	ÁREA INUNDADA	VOLUME TOTAL	VOLUME ÚTIL
468,00 m	466,50 m	444,00 m	40 km ²	890 milhões m ³	620 milhões m ³

TOMADA D'ÁGUA			
COMPORTAS			
QUANTIDADE	TIPO	ALTURA D'ÁGUA SOBRE A SOLEIRA	FABRICANTE
03	Lagarta (4,50m x 6,25m)	77,83 m	Mecânica pesada (Brasil)

VERTEDORES					
VERTEDOR DA MARGEM ESQUERDA					
TIPO	DESCARGA	NÚMERO DE	TIPO	DIMENSÕES	FABRICANTE

	MÁXIMA	COMPORTAS			
Túnel	2.700 m ³ /s	02	Segmento	13,00m x 14,22m	Mecânica pesada (Brasil)

VERTEDORES					
VERTEDEDOR DA MARGEM DIREITA					
TIPO	DESCARGA MÁXIMA	NÚMERO DE COMPORTAS	TIPO	DIMENSÕES	FABRICANTE
Túnel	1.700 m ³ /s	01	Segmento	11,50m x 16,50m	Bardella

DESCARGA DE FUNDO		
TIPO	CAPACIDADE MÁXIMA	FABRICANTE
jato cônico	210m ³ /s	Voith S.A.

CASA DE FORÇA	
TIPO	DIMENSÕES
coberta, de planta curva	100,00m x 21,00m x 40,53m

UNIDADES GERADORAS			
QUANTIDADE	ROTAÇÃO	TENSÃO	POTÊNCIA NOMINAL
03	163,6 rpm	13,8 kV	216 MW

TURBINA					
QUANTIDADE	TIPO	POTÊNCIA MÁXIMA	ALTURA DE QUEDA ÚTIL	SENTIDO DE ROTAÇÃO	FABRICANTE
03	Francis, de eixo vertical	100.000 cv	67 m	Anti-horário	Ansaldo San Giorgio (Itália)

GERADOR						
TIPO	POTÊNCIA MÁXIMA	QUANTIDADE	TENSÃO	FREQUENCIA	CLASSE DE ISOLAMENTO	FABRICANTE
umbrella trifásico de eixo vertical	72 MW	03	13,8 kV	60 Hz	B	GESA (Brasil)

TRANSFORMADOR				
QUANTIDADE	TIPO	POTÊNCIA	RELAÇÃO DE TRANSFORMAÇÃO	FABRICANTE
10	monofásico	30 MVA	13,8 / 138 kV	GESA (Brasil)

Fonte: FURNAS (2006)

6. ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA (SP, MG, RJ)

O presente capítulo versa sobre as instituições ambientais estaduais responsáveis pelo monitoramento da qualidade da água na bacia do Rio Paraíba do Sul. Os programas de monitoramento dessas instituições são descritos e comparados quanto à:

- Parâmetros analisados;
- Índices e formulação dos mesmos;
- Disponibilidade dos dados e facilidade de acesso aos dados;
- Periodicidade na coleta dos dados;
- Disponibilidade de relatórios e sua periodicidade;
- Tradição em monitoramento.

6.1. CETESB, SP

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB iniciou em 1974 a operação da Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, nos principais rios e reservatórios situados nas 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs) (Figura 3) em que se divide o Estado de São Paulo (Lei Estadual N° 7.663 de dezembro de 1991).

O relatório de qualidade das águas interiores é publicado anualmente desde 1978 e tem por objetivo divulgar os resultados da avaliação do monitoramento dos corpos d'água do Estado de São Paulo para subsidiar as ações de controle de poluição, os Comitês de Bacia e os setores competentes das administrações municipal, estadual e federal, nas ações de recuperação da qualidade das águas dos rios e reservatórios existentes no território paulista, além de fornecer também o suporte necessário para a tomada de decisões no âmbito da implantação das demais políticas públicas no Estado de São Paulo. A rede de monitoramento da CETESB, que completou 31 anos de atividade em 2005, iniciou com a implantação de 47 pontos de amostragem. Atualmente, conta com 316 estações manuais de monitoramento das águas, e 14 estações automáticas, sendo 5 novas estações implantadas em 2004 (gerando dados em tempo real).

Particularmente com relação à bacia do Rio Paraíba do Sul, existem atualmente 15 pontos ao longo do rio no trecho paulista, que servem para monitorar as captações dos municípios (34) que se desenvolveram às suas margens, bem como as fontes de poluição de origem doméstica e industrial (Tabela 1).

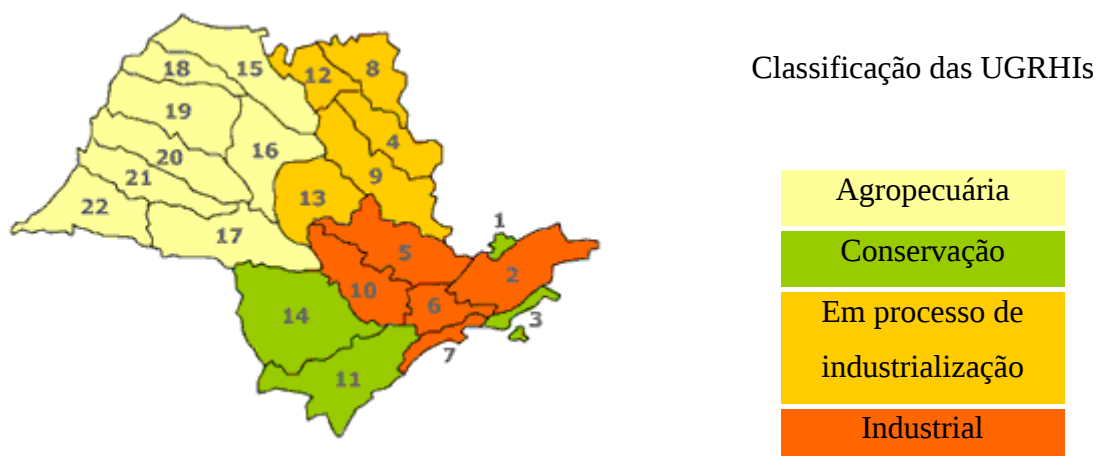


Figura 3 – Mapa de localização das UGRHIs do Estado de São Paulo. Os números se referem às UGRHIs do Estado de São Paulo e as cores aos usos preponderantes (CETESB, 2005a).

Tabela 1 – Resumo da UGRHI da bacia do rio Paraíba do Sul no estado de São Paulo.

UGRHI	Área (km ²)	População	Dens. Pop.	Rede básica	Rede Sedim.	Monit. Total	Pontos Água/ Km ²	Dens. Mon. Total
Paraíba do Sul	14.547	1.770.227	121,69	14	1	15	0,96	1,03

Fonte: CETESB, (2005a).

A CETESB faz as análises em laboratório próprio, seguindo diversos métodos como da U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), do Standard Methods (EATON *et al.*, 1998), ABNT e métodos próprios da CETESB. Além disso, a agência faz uso de 50

indicadores (variáveis) de qualidade de água (físicos, químicos, hidrobiológicos, microbiológicos e ecotoxicológicos), considerando-se aqueles mais representativos. São eles:

- **Parâmetros físicos:** absorvância no ultravioleta, coloração da água, série de resíduos (filtrável, não filtrável, fixo e volátil), temperatura da água e do ar e turbidez;
- **Parâmetros químicos:** alumínio, bário, cádmio, carbono orgânico dissolvido, chumbo, cloreto, cobre, condutividade específica, cromo total, demanda bioquímica de oxigênio ($\text{DBO}_{5,20}$), demanda química de oxigênio (DQO), fenóis, ferro total, fluoreto, fósforo total, manganês, mercúrio, níquel, óleos e graxas, ortofosfato solúvel, oxigênio dissolvido, pH, potássio, potencial de formação de trihalometanos, série de nitrogênio (Kjeldahl, amoniacal, nitrato e nitrito), sódio, surfactantes e zinco.
- **Parâmetros microbiológicos:** Coliformes termotolerantes, *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp.
- **Parâmetros hidrobiológicos:** Clorofila a, fitoplâncton, zooplâncton e bentos.
- **Parâmetros sedimentológicos:** granulometria, pH, umidade, resíduos, alumínio, arsênio, cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio, níquel, zinco, pesticidas organoclorados (aldrin, BHC, clordano, DDE, DDT, dieldrin, endosulfan, endrin, heptaclor, heptacloro epóxido, lindano, metoxiclor, mirex, TDE e toxafeno), bifenilas policloradas, bentos, toxicidade aguda/sub-letal com *Hyalella azteca* e mutação reversa (teste de Ames).
- **Bioensaios ecotoxicológicos:** microcistinas, ensaio de toxicidade aguda com a bactéria luminescente – *Vibrio fischeri* (Sistema Microtox); ensaio de toxicidade aguda/crônica com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*; e ensaio de mutação reversa (conhecido como teste de Ames).

6.1.1. Índices utilizados pela CETESB

Entre 1975 a 2001, a CETESB utilizou o **Índice de Qualidade das Águas - IQA**, com vistas a servir de informação básica de qualidade de água para o público em geral, bem como para o gerenciamento ambiental das 22 UGRHIs do Estado de São Paulo. Os parâmetros de qualidade, que fazem parte do cálculo do IQA refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos. É importante também salientar que este índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas, tendo como

determinante principal a sua utilização para o abastecimento público, considerando em particular, aspectos relativos ao tratamento dessas águas.

Entretanto, a crescente urbanização e industrialização de algumas regiões do Estado de São Paulo tiveram como consequência um maior comprometimento da qualidade das águas dos rios e reservatórios, devido, principalmente, à complexidade e diversidade crescente de poluentes lançados no meio ambiente e à deficiência do sistema de coleta e tratamento dos esgotos gerados pela população. Nesse contexto, o uso de um índice numérico global foi considerado inadequado, devido à possibilidade de perda de informações importantes, tendo sido proposta a representação conjunta dos três índices.

Assim, em 2002, a CETESB deu início à utilização de índices específicos para os principais usos do recurso hídrico:

- **IAP** - águas destinadas ao abastecimento público;
- **IVA** - águas destinadas à proteção da vida aquática e
- **Classificação das praias** - águas destinadas ao banho (recreação de contato primário).

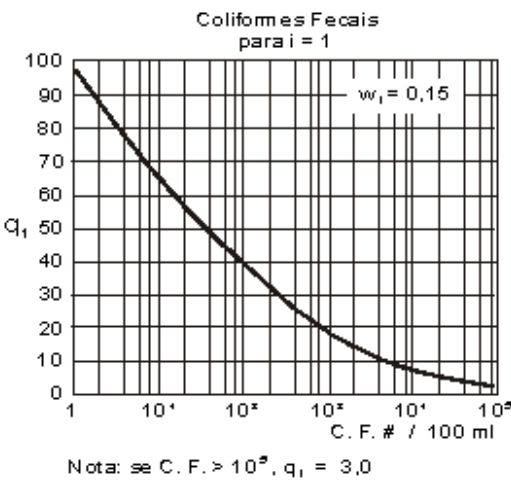
O IAP, comparado com o IQA, é um índice mais fidedigno da qualidade da água bruta a ser captada, a qual, após tratamento, será distribuída para a população. Do mesmo modo, o IVA foi considerado um indicador mais adequado da qualidade da água visando à proteção da vida aquática, por incorporar, com ponderação mais significativa, parâmetros mais representativos, especialmente a toxicidade e a eutrofização. Observou-se, ainda, que ambos os índices poderão ser aprimorados com o tempo, com a supressão ou inclusão de parâmetros de interesse. A seguir, tais índices são brevemente descritos.

IQA - Índice de qualidade das águas

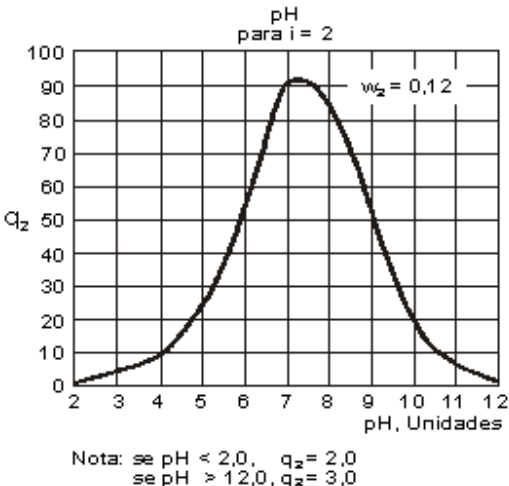
A partir de um estudo realizado pela "National Sanitation Foundation" dos Estados Unidos, a CETESB adaptou e desenvolveu o IQA - Índice de Qualidade das Águas, que incorpora nove parâmetros básicos considerados os mais relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a utilização das mesmas para abastecimento público. Os nove parâmetros básicos incluídos no IQA são:

- Temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez.

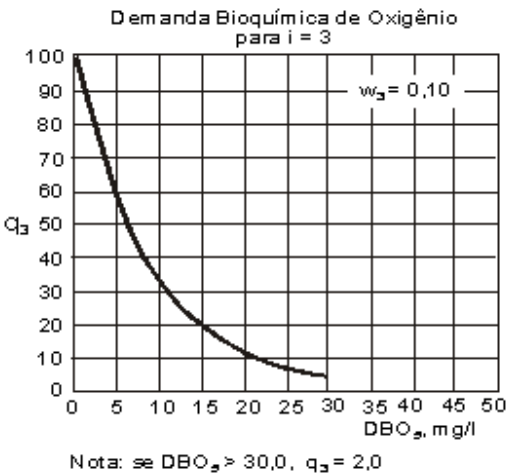
A criação do IQA baseou-se numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de águas, que indicaram os parâmetros a serem avaliados, o peso relativo dos mesmos e a condição com que se apresenta cada parâmetro, segundo uma escala de valores "rating". Dos 35 parâmetros indicadores de qualidade de água inicialmente propostos, somente os nove parâmetros acima mencionados foram selecionados. Para estes, a critério de cada profissional, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro. Estas curvas de variação, sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro, bem como seu peso relativo correspondente, são apresentados na Figura 4 e a equação para o cálculo do seu peso relativo na Equação 2:



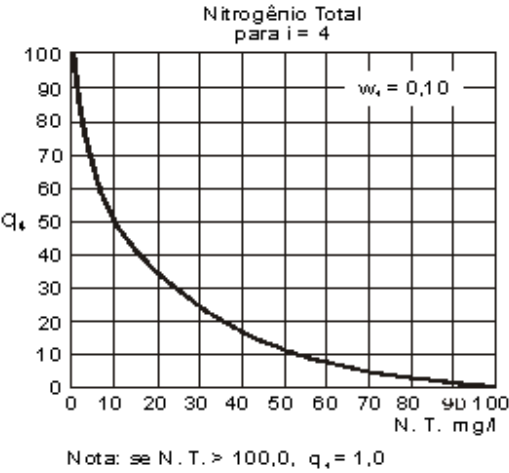
**Coliformes
Fecais**



pH



DBO



Nitrogênio Total

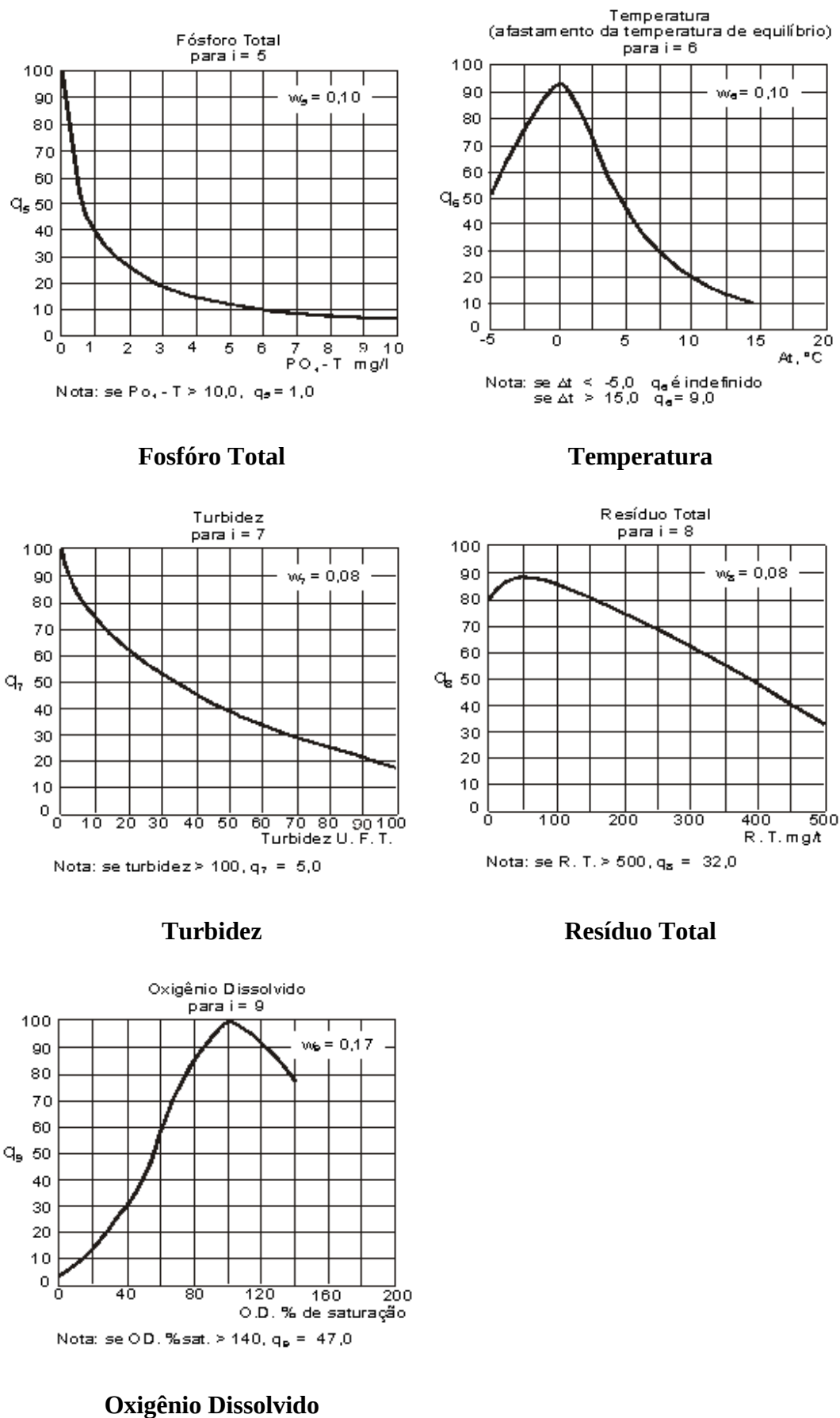


Figura 4 - Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas. Fonte: (CETESB, 2005b)

O IQA (Equação 1) é calculado pelo produto ponderado (Equação 2) das qualidades de água correspondentes aos parâmetros: temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20°C), coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez. A seguinte fórmula é utilizada:

Equação 1 – Equação do IQA.

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

onde:

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

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

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

Equação 2 – Equação para cálculo do peso correspondente para cada parâmetro.

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

em que:

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

No caso de não se dispor do valor de algum dos nove parâmetros, o cálculo do IQA fica inviabilizado.

IAP - Índice de qualidade de água bruta para fins de abastecimento público

O índice IAP é composto por dois outros parâmetros:

- **IQA** – Índice de Qualidade da Água;
- **ISTO** – Índice de substâncias tóxicas e organolépticas

O ISTO, por sua vez, é constituído por:

- Parâmetros que indicam a presença de substâncias tóxicas (teste de mutagenicidade, potencial de formação de trihalometanos, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel) e
- Grupo de parâmetros que afetam a qualidade organoléptica (fenóis, ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco).

O IAP (Equação 3) é calculado segundo a seguinte expressão:

Equação 3 – Equação para cálculo do IAP.

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

O IAP será, portanto, o produto da ponderação dos resultados atuais do IQA (Índice de Qualidade de Águas) e do ISTO (Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas), que é composto pelo grupo de substâncias que afetam a qualidade organoléptica da água, bem como de substâncias tóxicas, incluindo metais, além de resultados do teste de Ames (Genotoxicidade) e do Potencial de Formação de Trihalometanos (THMPF). Assim, o índice IAP é composto por três grupos principais de parâmetros.

IVA - Índice de qualidade de água para a proteção da vida aquática

O IVA (Equação 4) tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora em geral, se diferenciando, portanto, de um índice para avaliação da água que tenha como foco o consumo humano e recreação de contato primário humano. O IVA leva em consideração:

- a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e dois dos parâmetros considerados essenciais para a biota (pH e oxigênio dissolvido), parâmetros esses agrupados no Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA), o Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo (IET).

Desta forma, o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também sobre o seu grau de trofia.

De acordo com as legislações estadual (Regulamento da Lei 997/76, aprovado pelo Decreto Estadual 8468/76) e federal (Resolução CONAMA 20/86), a proteção das comunidades aquáticas está prevista para corpos d' água enquadrados nas Classes 1, 2 e 3, sendo, portanto, pertinente a aplicação do IVA somente para esses ambientes. Na Resolução CONAMA 357/00, a proteção é prevista para as classes especial, Classe 1 e 2.

O IVA deverá ser calculado a partir do IPMCA e do IET, segundo a expressão:

Equação 4 – Equação para cálculo do IVA.

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

onde:

IPMCA = Índice de Parâmetros Mínimos para Preservação da Vida Aquática

IET = Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo

IPMCA - Índice de parâmetros mínimos para a preservação da vida aquática

O IPMCA (Equação 5) é composto por dois grupos de parâmetros:

- Grupo de substâncias tóxicas (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis). Neste grupo foram incluídos os parâmetros que são atualmente avaliados pela Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, e que identificam o nível de contaminação por substâncias potencialmente danosas às comunidades aquáticas. Poderão ser incluídos novos parâmetros que venham a ser considerados importantes para a avaliação da qualidade das águas, mesmo em nível regional.
- Grupo de parâmetros essenciais (oxigênio dissolvido, pH e toxicidade).

Dadas as ponderações para os parâmetros determinados em uma amostra de água, o IPMCA é calculado da seguinte forma:

Equação 5 – Equação para cálculo do IPMCA.

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

onde:

PE = Valor da maior ponderação do grupo de parâmetros essenciais e

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

IET - Índice do Estado Trófico

O IET (Equação 6) tem por finalidade classificar corpos d' água em diferentes graus de trofia, ou seja, ele avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas, ou o potencial para o crescimento de macrófitas aquáticas.

O Índice do Estado Trófico adotado pela CETESB é o índice de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) e Toledo (1990) que, através de método estatístico baseado em regressão linear, alterou as expressões originais para adequá-las a ambientes tropicais e subtropicais. Este índice utiliza três avaliações de estado trófico em função dos valores obtidos para as variáveis: (1) transparência (disco de Secchi), (2) clorofila a e (3) fósforo total. Nesse índice, os resultados correspondentes ao fósforo, ou IET (P), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila a, ou IET (CL), por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas que tem lugar em suas águas. Assim, o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo.

Deve-se ter em conta que num corpo hídrico, em que o processo de eutrofização encontre-se plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo IET (CL) certamente coincidirá com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo. Já nos corpos hídricos em que o processo esteja limitado por fatores ambientais, como a temperatura da água ou a baixa transparência, o IET (CL) irá refletir esse fato, classificando o estado trófico em um nível inferior àquele determinado pelo índice do fósforo. Além disso, caso sejam aplicados algicidas, a conseqüente diminuição das concentrações de clorofila a resultará em uma redução na classificação obtida a partir do seu índice.

Na Tabela 2, são apresentados os estados tróficos com os respectivos índices.

Equação 6 – Equação para cálculo do IET.

$$IET = [IET (P) + IET (CL)] / 2$$

Tabela 2 - Classificação do Estado Trófico segundo o Índice e Carlson Modificado.

Estado trófico	Critério	Secchi – S (m)	P-total - P (mg.m ⁻³)	Clorofila a (mg.m ⁻³)
Oligotrófico	IET = 44	S = 1,6	P = 26,5	CL = 33,8
Mesotrófico	44 < IET = 54	1,6 > S = 0,8	26,5 < P = 53,0	3,8 < C = 10,3
Eutrófico	54 < IET = 74	0,8 > S = 0,2	53,0 < P = 211,9	10,3 < CL = 76,1
Hipeutrófico	IET > 74	0,2 > S	211,90 < P	76,1 < CL

6.2. IGAM, MG

O Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM disponibiliza em seu *site* eletrônico os relatórios de qualidade das águas superficiais do estado de Minas Gerais, que foram confeccionados anualmente desde 1997 até 2003. O Projeto Águas de Minas, em execução desde 1997, permite identificar alterações na qualidade das águas do Estado, refletidas em tendências observadas. A operação da rede de monitoramento teve início com a seleção de 222 pontos de amostragem aos quais se foram agregando outros, levando a um total de 244 estações em 2003. As 34 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UPGRHs) resultantes desse trabalho (Figura 5), são adotadas pelo IGAM, pela SEPLAN (Secretaria Estadual de Planejamento e Coordenação Geral) e pela ANA (Agência Nacional das Águas) na gestão dos recursos hídricos em território mineiro.

Com relação à bacia do Rio Paraíba do Sul, o IGAM tem 2 UPGRHs e 29 estações de monitoramento, localizadas nos rios tributários Paraibuna, Pomba e Muriaé. O IGAM disponibiliza dados de qualidade de água para o período de 1997 a 2003. A Tabela 3 apresenta algumas características físicas e populacionais para as sub-bacias em território mineiro.

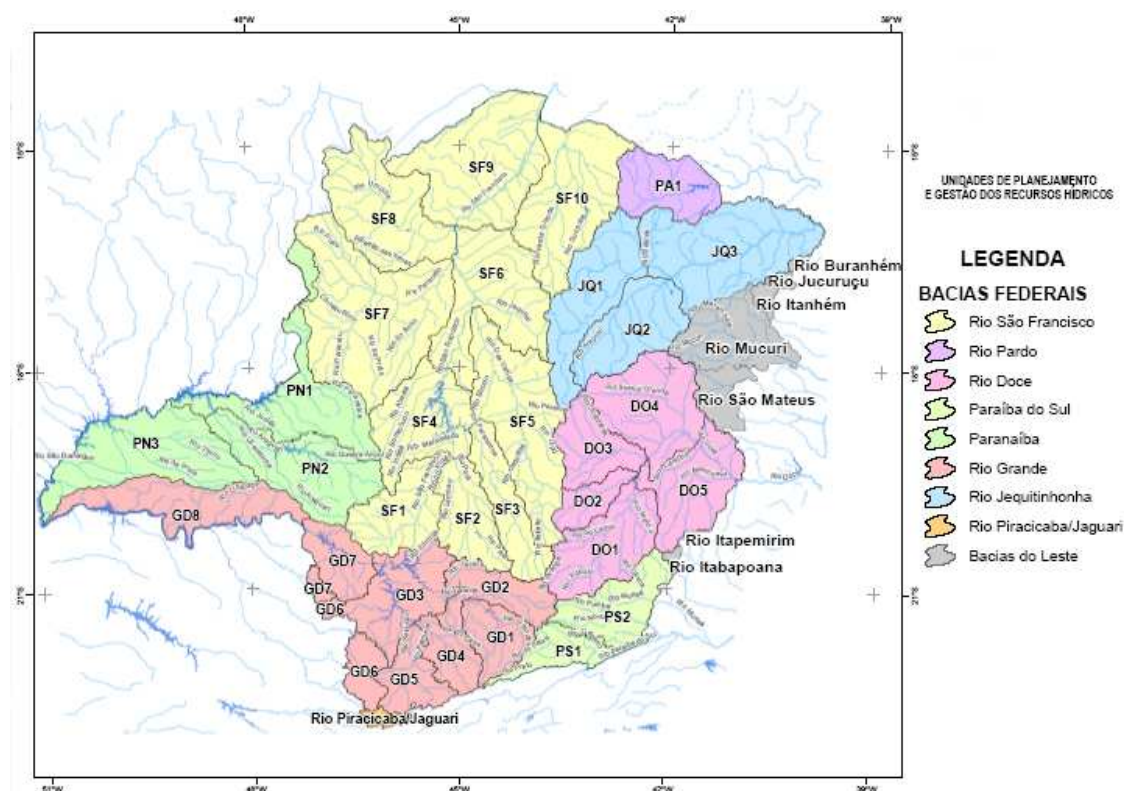


Figura 5 Mapa de localização das 34 UGRHs do Estado de Minas Gerais, sendo que PS1 e PS2 referem-se à bacia do Paraíba do Sul em trecho mineiro (Fonte: IGAM, 2004).

Tabela 3 - Número de estações de amostragem, população e área de drenagem nas sub-bacias do rio Paraíba do Sul.

UPGRH	Área Drenada (km ²)	População Total	População Urbana	População Rural	Estações (número)	Densidade Est/1000 km ²
PS1 - Bacia do Rio Paraibuna	7.223	598.644	551.273	47.371	13	1,80
PS2 - Bacias Rios Pomba e Muriaé	13.553	760.535	601.577	158.958	16	1,18
Paraíba do Sul (total)	20.776	1.359.179	1.152.850	206.329	29	1,40
UPGRHs amostradas (total)	578.336	18.365.066	15.064.242	3.300.824	244	0,42

Fonte: IGAM (2004).

A Figura 6 ilustra o monitoramento e a série histórica construída para um dos parâmetros monitorados.

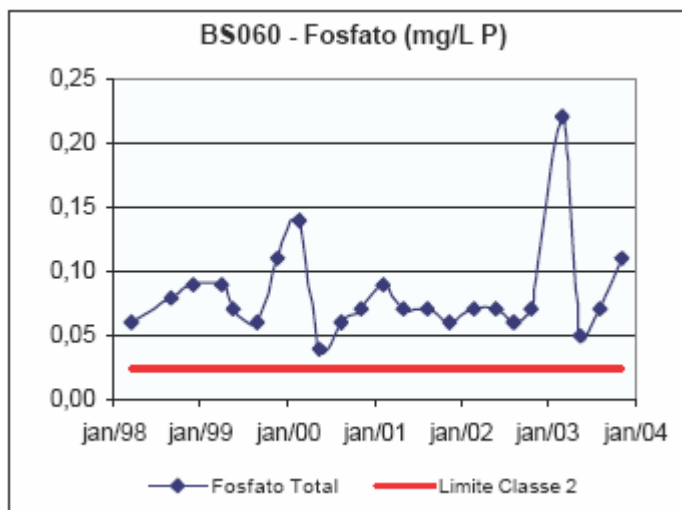


Figura 6 - Exemplo gráfico de série histórica do IGAM para o parâmetro Fosfato (mg/L P) em uma estação de monitoramento e respectivo limite de Classe 2, dentro da qual o Rio Paraíba do Sul é classificado.

No monitoramento são analisados parâmetros físicos, químicos, microbiológicos e bioensaios ecotoxicológicos de qualidade de água, levando em conta os mais representativos, os quais são relatados a seguir:

- **Parâmetros Físicos:** temperatura da água e do ar, sólidos totais, sólidos dissolvidos, cor, turbidez, sólidos em suspensão, alcalinidade total, alcalinidade bicarbonato, dureza de cálcio, dureza de magnésio;
- **Parâmetros Químicos:** alumínio, arsênio, bário, boro, cádmio, cálcio, chumbo, cloretos, condutividade elétrica, cianetos, cobre, cromo (III), cromo (VI), demanda bioquímica de oxigênio ($\text{DBO}_{5,20}$), demanda química de oxigênio (DQO), pH, fenóis, ferro, fosfato total, magnésio, manganês, , mercúrio níquel, óleos e graxas, oxigênio dissolvido, potássio, selênio, série de nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrato e nitrito), sódio, sulfetos, sulfatos, surfactantes aniônicos, zinco;
- **Parâmetros Microbiológicos:** coliformes fecais, coliformes totais e estreptococos totais;

- **Bioensaios Ecotoxicológicos:** ensaios de toxicidade crônica, inseridos no projeto a partir da terceira campanha de 2001, visando aprimorar as informações referentes à toxicidade causada pelos lançamentos de substâncias tóxicas nos cursos d'água.

As amostragens e análises são contratadas junto à Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC, órgão vinculado à Secretaria de Estado de Ciência e Tecnologia, sendo realizadas a cada trimestre, com um total anual de 4 campanhas de amostragem por ponto. As amostras coletadas são do tipo simples, de superfície, tomadas preferencialmente na calha principal do curso d'água, tendo em vista que a grande maioria dos pontos de coleta localiza-se em pontes.

As amostragens são realizadas a cada trimestre, totalizando 4 campanhas em cada estação por ano. São definidos dois tipos de campanhas de amostragem: (i) completas e (ii) intermediárias. As campanhas completas, realizadas em janeiro/fevereiro/março e em julho/agosto/setembro, caracterizam respectivamente os períodos de chuva e estiagem, enquanto que as intermediárias, realizadas nos meses março/abril/maio e outubro/novembro/dezembro, caracterizam os demais períodos climáticos do ano. Nas campanhas completas é realizada uma extensa série de análises, englobando 50 parâmetros, comuns ao conjunto de pontos de amostragem. Nas campanhas intermediárias, são analisados 18 parâmetros genéricos em todos os locais, sendo que para as regiões onde a pressão de atividades industriais e minerárias são mais expressivas, como é o caso de trechos da bacia do Rio Paraíba do Sul, também são incluídos parâmetros característicos das fontes poluidoras que contribuem para a área de drenagem da estação de coleta.

O IGAM realiza suas análises no laboratório do CETEC em Belo Horizonte e a maioria das análises segue os métodos da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) ou o Standard Methods (EATON *et al.*, 1998). Como indicadores da situação ambiental dos corpos hídricos do estado de Minas Gerais, o IGAM utiliza-se do Índice de Qualidade de Águas – IQA e o Índice de Contaminação por Tóxicos – CT, sendo que apenas o primeiro será abordado neste trabalho.

6.3. FEEMA, RJ

O monitoramento da qualidade de água no Estado do Rio de Janeiro é realizado pela Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente - FEEMA, desde 1970 e permite acompanhar a evolução das condições de qualidade de água ao longo do tempo, e também identificar os fatores e agentes que contribuem para essa qualidade.

O monitoramento de qualidade de água realizado pela FEEMA na Bacia do Rio Paraíba do Sul, foi iniciado efetivamente, em 1980; contudo, há registros no Estado do Rio de Janeiro, da realização de amostragens esporádicas de água do Rio Paraíba do Sul e de seus afluentes, desde meados dos anos 50. A FEEMA é o único órgão dos três estados aqui representados que não disponibiliza dados de monitoramento nem os relatórios de qualidade da água *on line* em sua página na Internet. Entretanto, ambos podem ser adquiridos através de solicitação formal por escrito na agência. Os relatórios de avaliação da qualidade da água da bacia do Rio Paraíba do Sul realizados pela FEEMA não são elaborados com periodicidade definida. O último relatório elaborado pelo órgão, por exemplo, data de julho de 2002, abrangendo o período de mais de 10 anos relativo ao período de 1990 a 2001 (FEEMA, 2002). Segundo informações (com. pessoal Dra. Fátima Lopez - FEEMA), um novo relatório está sendo elaborado no momento, abrangendo o período de 2002 a 2004, com perspectiva de ser finalizado no ano de 2006.

São monitoradas, atualmente na bacia do Paraíba do Sul, um total de 36 estações de amostragem de qualidade de água, sendo 16 referentes à calha principal, cuja frequência de amostragem é mensal; e 20 estações de amostragem referentes aos afluentes, com frequência de monitoramento bimestral (Figura 7). Apesar da FEEMA indicar que a frequência de amostragem de qualidade de água realizada é mensal, tal informação não coincide com os dados cedidos oficialmente pela instituição, onde se observa falta de frequência nas coletas das amostras, como será ilustrado nos Resultados do presente trabalho. A Tabela 4 resume o plano de monitoramento sistemático realizado pela FEEMA na bacia do Rio Paraíba do Sul no Estado.



Figura 7 - Mapa com a localização das estações de monitoramento da FEEMA no Estado do Rio de Janeiro.

Tabela 4 - Resumo da rede de monitoramento da FEEMA no Estado do Rio de Janeiro.

Corpo d'Água	Frequência de Amostragem	Nº de Estações	Compartimentos Amostrados
Paraíba do Sul - calha principal.	Mensal *	16	água, sedimento e biota
Paraíba do Sul - afluentes	Bimestral	21	água, sedimento

Fonte: FEEMA (2002).

* Segundo nosso levantamento a FEEMA não possui regularidade nas amostragens de qualidade de água para as estações da calha principal por nós levantada.

Nas estações de amostragem de qualidade de água são coletadas amostras de água para determinação dos parâmetros abaixo relacionados, além de informações de campo:

- **Parâmetros Físicos:** Temperatura, Turbidez, Sólidos em suspensão (Resíduo não filtrável total – RNTF e Resíduo filtrável total – RFT);

- **Parâmetros Químicos:** Benzo-a-pireno (em sedimentos) Cádmio, Cianetos, Chumbo, Cobre, Condutividade, Cromo, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fenóis, Ferro Total, Fósforo total e Fósforo filtrável total, Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares Totais - HPA's Mercúrio, Oxigênio Dissolvido (OD), Potencial Hidrogeniônico (pH), Série de nitrogênio (Kjeldahl, amoniacal, nitrato e nitrito), Zinco;
- **Parâmetros Microbiológicos:** Coliformes fecais;
- **Bioensaios Hidrobiológicos:** Fitoplâncton, Macroinvertebrados bentônicos.

A FEEMA realiza suas análises em laboratório próprio seguindo as metodologias descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (EATON *et al.*, 1998). Diferentemente das outras duas agências ambientais aqui mencionadas, a FEEMA não faz uso de nenhum tipo de índice para a análise ou divulgação dos dados analisados.

6.4. Análise comparativa entre os estados

A Tabela 5 mostra um resumo de parâmetros, número de estações de monitoramento e índices utilizados em cada agência ambiental dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais.

Tabela 5 – Resumo dos parâmetros analisados pelas agências ambientais de SP, MG e RJ.

Características do programa de monitoramento	CETESB	IGAM	FEEMA
Área da bacia no Estado (km ²)	14.547	20.776	20.177
Número de estações de monitoramento	15	29	36
Frequência de monitoramento	bimestral	trimestral	N/A
Parâmetros monitorados			
Parâmetros físicos			
Absorbância no ultravioleta	X		
Coloração da água	X	X	
Série de resíduos (filtrável, não filtrável, fixo e volátil)	X	X	X
Temperatura da água e do ar	X	X	X
Alcalinidade total		X	
Alcalinidade bicarbonato		X	
Dureza de cálcio		X	
Dureza de magnésio		X	

turbidez	X	X	X
Parâmetros químicos			
Alumínio	X	X	
Arsênio		X	
Bário	X	X	
Benzo-a-Pireno			X
Boro		X	
Cádmio	X	X	X
Cálcio		X	
Carbono orgânico dissolvido	X		
Cianetos		X	X
Chumbo	X	X	X
Cloreto	X	X	X
Cobre	X	X	X
Condutividade	X	X	X
Cromo III		X	X
Cromo IV		X	X
Cromo total	X		X
Demanda bioquímica de oxigênio - DBO _{5,20}	X	X	X
Demanda química de oxigênio (DQO)	X	X	X
Fenóis	X	X	X
Ferro total	X	X	X
Fluoreto	X		
Fósforo filtrável total			X
Fósforo total	X	X	X
Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares - HPA			X
Magnésio		X	
Manganês	X	X	
Mercurio	X	X	X
Níquel	X	X	
Óleos e graxas	X	X	
Ortofosfato solúvel	X		X
Oxigênio dissolvido	X	X	X
pH	X	X	X
Potássio	X	X	X
Potencial de formação de trihalometanos	X		
Selênio		X	
Série de nitrogênio (Kjeldahl, amoniacal, nitrato e nitrito)	X	X	X
Sódio	X	X	X
Sulfatos		X	
Sulfetos		X	
Surfactantes	X	X	
Zinco	X	X	X
Parâmetros microbiológicos			
Coliformes termotolerantes	X	X	X
Coliformes totais		X	
<i>Cryptosporidium</i> sp	X		
<i>Giardia</i> sp	X		
<i>Streptotocos</i> totais		X	
Parâmetros hidrobiológicos			
Clorofila a	X		
Fitoplâncton	X		
Zooplâncton	X		
Bentos	X		
Sedimento			

Variáveis físicas		
Granulometria	X	
pH	X	
Umidade	X	
Variáveis Químicas		
Resíduos	X	
Alumínio	X	
Arsênio	X	
Cádmio	X	
Chumbo	X	X
Cobre	X	X
Cromo	X	X
Ferro	X	X
Manganês	X	X
Mercurio	X	
Níquel	X	X
Zinco	X	X
Pesticidas organoclorados (aldrin, BHC, clordano, DDE, DDT, dieldrin, endosulfan, endrin, heptaclor, heptaclo-ro epóxido, lindano, metoxiclor, mirex, TDE e toxafeno)	X	
Bifenilas policloradas	X	X
Variáveis hidrobiológicas		
Bentos	X	
Variáveis toxicológicas		
Toxicidade aguda/sub-letal com <i>Hyaella azteca</i>	X	
Mutação reversa (teste de Ames)	X	
Bioensaios ecotoxicológicos		
Microcistinas	X	
Toxicidade aguda com <i>Vibrio fischeri</i> (Sistema Microtox);	X	
Toxicidade aguda/crônica com <i>Ceriodaphnia dubia</i>	X	X*
Ensaio de mutação reversa (conhecido como teste de Ames)	X	
Índices		
Índice de qualidade das águas - IQA	X	X
Contaminação por tóxico – CT		X
Águas destinadas para fins de abastecimento público- IAP	X	
Águas destinadas para a proteção da vida aquática - IVA	X	
Índice de balneabilidade - IB	X	
Índice de parâmetros mínimos para a preservação da vida aquática - IPMCA	X	
Índice do Estado Trófico - IET	X	
Índice de substâncias tóxicas e organolépticas - ISTO	X	

* Apenas toxicidade crônica; N/A Não possui frequência.

Dentre os programas de amostragem e análise da qualidade de água das agências ambientais dos três estados que compartilham da bacia do rio Paraíba do Sul, a CETESB foi a que apresenta a melhor estrutura, seguida do IGAM e FEEMA respectivamente.

A CETESB é a agência ambiental que possui o maior número de parâmetros totais de qualidade de água analisados, faz uso de um maior número de índices para análise e

interpretação de resultados e possui ainda maior frequência de monitoramento. A CETESB faz ainda análise de uma maior diversidade de parâmetros, incluindo parâmetros físicos, químicos, microbiológicos, hidrobiológicos, sedimentos e ecotoxicológicos.

A FEEMA e a CETESB são as agências ambientais que realizam o monitoramento da qualidade da água do rio Paraíba do Sul há mais tempo (desde a década de 70). Já o IGAM começou o monitoramento somente no final da década de 90.

A FEEMA é a única agência ambiental que não disponibiliza os dados e os relatórios de monitoramento de qualidade de água online na Internet e cuja frequência de amostragem pré-estabelecida não é obedecida e que não faz uso de índices conforme as duas outras agências.

Apesar da FEEMA possuir o maior número de estações de monitoramento (36), segundo Magalhães Jr. (2000) o planejamento das redes e o monitoramento do sistema devem ser prioritários. De nada adianta um elevado número de estações, se aspectos como parâmetros analisados, periodicidade das análises, disponibilidade dos dados, e a duração do monitoramento são falhos.

Tendo em vista a política nacional de recursos hídricos, o fato de que a bacia é a unidade de planejamento e gestão, e os investimentos recentemente aplicados em estudos da bacia do Paraíba do Sul, faz-se necessária uma maior uniformização dos programas de monitoramento para que a avaliação dos futuros investimentos na bacia possa se dar de forma comparativa e integrada.

7. MATERIAIS E MÉTODOS

7.1. Segmento do rio estudado, estações e pontos de amostragem

Não foi possível obter dados de qualidade de água e de ictiofauna de pontos em comum. O trecho da bacia estudado, incluiu, portanto, tanto as estações de amostragem de qualidade de água (dados disponibilizados pela FEEMA), quanto os sete pontos de amostragem de ictiofauna (FICHBERG, 2000) localiza-se entre os municípios de Porto Real e Barra do Piraí, entre as latitudes 22°24'17,6''S e 22°25'31,5''S e longitudes 44°10'33,3''W e 43°43'54,5''W, de montante para jusante, compreendendo aproximadamente 50km de extensão (Figura 8).

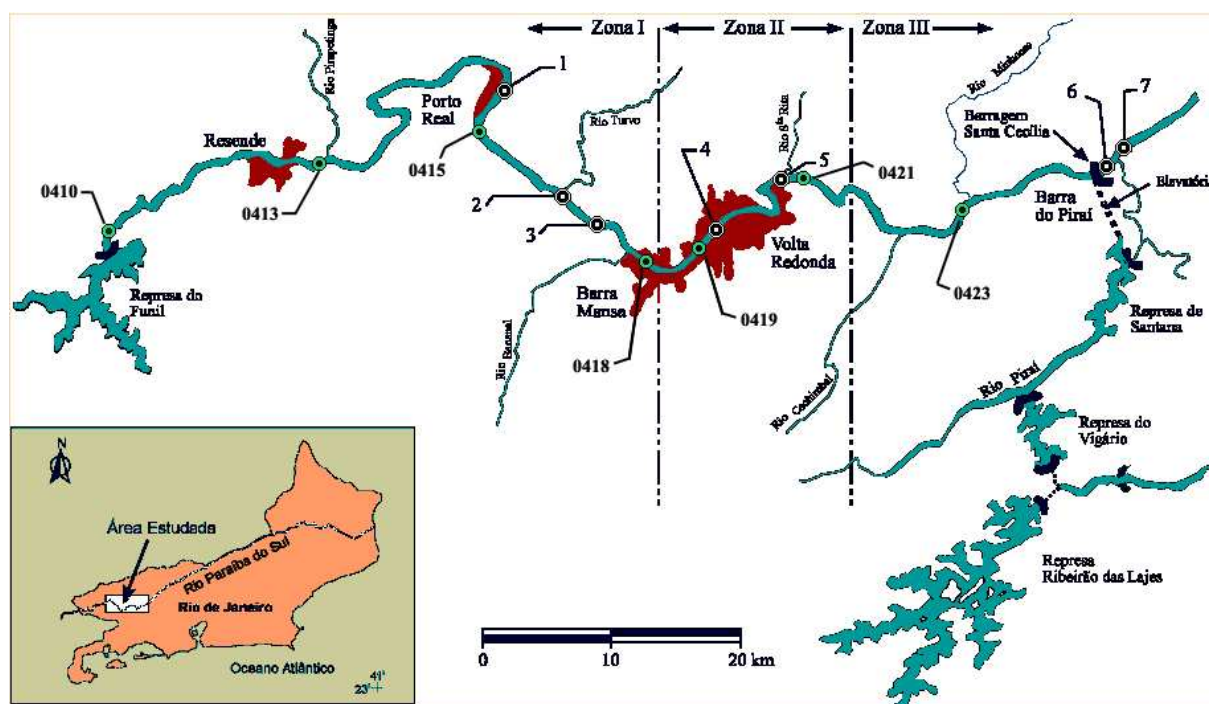


Figura 8 – Trecho do Rio Paraíba do Sul com as sete estações de monitoramento de qualidade da água da FEEMA (0410, 0413, 0415, 0418, 0419, 0421 e 0423) e pontos de amostragem de ictiofauna (1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7). Modificado de Fichberg (2000).

Os dados da série histórica dos parâmetros físico-químicos foram obtidos junto à agência da FEEMA através de solicitação formal encaminhada pela UERJ. As coordenadas são mostradas na Tabela 6. De acordo com a FEEMA, as amostras, depois de coletadas, são entregues ao laboratório próprio para análise. As técnicas de amostragem e análise da

FEEMA seguem o Standard Methods (EATON *et al.*, 1998). Séries históricas para os seguintes parâmetros foram obtidas: pH, Condutividade, Oxigênio dissolvido, DBO, DQO, Nitrato, Nitrito e Coliformes fecais. As séries históricas disponibilizadas com intervalos quinzenais na maioria dos casos cobriram o período de Janeiro 1997 a Dezembro 2003, com exceção dos parâmetros pH e OD que cobriram o período de Janeiro 1997 a Dezembro 2004. Foi observada uma grande irregularidade na frequência de coleta para a maioria dos parâmetros disponibilizados.

Tabela 6 - Pontos de amostragem dos parâmetros físico-químicos analisados pela FEEMA.

Ponto	Latitude	Longitude	Localização
0410	- 22° 31' 39''	- 44° 34' 09''	Barragem do Funil, Funil - canal de fuga, saída das turbinas
0413	- 22° 27' 58''	- 44° 26' 48''	Resende
0415	- 22° 27' 00''	- 44° 18' 01''	Florianópolis - ponte à jusante da Cyanamid
0418	-22° 32' 17''	- 44° 10' 31''	Barra Mansa - ponte à jusante da linha férrea
0419	- 22° 31' 09''	- 44° 07' 56''	Barra Mansa-Volta Redonda - Ponte de pedestre/Cimento Tupi
0421	- 22° 28' 40''	- 44° 03' 45''	BR-116 - 1ª ponte depois de Volta Redonda
0423	- 22° 29' 54''	- 43° 55' 10''	Vargem Alegre - sob a ponte na BR 116

Os dados de ictiofauna foram obtidos do trabalho de Fichberg (2000). As coordenadas, os pontos de coleta e a sua localização encontram-se descritos na Tabela 7. Para estudos de ictiofauna, Fichberg (2000) adicionalmente, dividiu o trecho em três zonas (Zona I, Zona II e Zona III) com o objetivo de testar o efeito do impacto ambiental sobre a comunidade de peixes, causado pelo parque industrial de Volta Redonda.

Tabela 7 – Pontos de amostragem da ictiofauna (Fichberg (2000)).

Setor	Ponto	Latitude	Longitude	Localização
I	1	22°24'17,6''S	44°16'33,5''W	Município de Porto Real
	2	22°29'10,4''S	44°14'38,7''W	Município de Barra Mansa – Pombal
	3	22°30'7,3''S	44°13'40''W	Barra Mansa
II	4	22°30'43,4''S	44°07'27,4''W	Volta Redonda – CSN
	5	22°30'15,5''S	44°06'49,5''W	Jusante da CSN – bairro Santa Rita
III	6	22°25'31,5''S	43°44'55,5''W	Município de Barra do Piraí
	7	22°25'31,5''S	43°43'54,5''W	Município de Barra do Piraí - Areal

A Zona I (pontos de amostragem 1, 2 e 3) localiza-se na região de montante do parque industrial e situa-se entre os municípios de Porto Real e Barra Mansa. A Zona II (pontos de amostragem 4 e 5) localiza-se dentro dos limites da cidade de Volta Redonda onde está situado o parque industrial. A Zona III (pontos de amostragem 6 e 7) localiza-se na região mais a jusante do parque industrial e situa-se no município de Barra do Piraí, onde a autora pretendia avaliar a capacidade de regeneração do rio na região após o impacto. A amostragem de ictiofauna foi feita em sete pontos de coleta (três na Zona I, dois na Zona II e dois na Zona III).

7.1.1. Descrição dos pontos de Amostragem dos dados bióticos

Zona I (Municípios de Porto Real e Barra Mansa)

Ponto 1 (22°24'17,6''S, 44°16'33,5''W)

Localizada no município de Porto Real, caracteriza-se por apresentar pouca vegetação ciliar e o fundo do rio é predominantemente constituído de areia. É uma área com água mais transparente se comparada às outras estações de coleta e fluxo mais lento do que o observado nas outras estações.

Ponto 2 (22°29'10,4''S, 44°14'38,7''W)

Localizada na área de uma empresa de extração de areia, na localidade de Pombal, município de Barra Mansa. Esta estação caracteriza-se por apresentar razoável quantidade de vegetação ciliar e aquática, quando comparada às outras estações. A margem deste rio tem sido bastante erodida pela ação das dragas e barcos utilizados na extração de areia. A água neste trecho é bastante turva, mas a diversidade de substrato foi maior do que nas outras estações.

Ponto 3 (22°30'7,3''S, 44°13'40''W)

Localiza-se abaixo do efluente do Du Pont do Brasil (indústria química produtora de gás refrigerante e outros produtos químicos), no município de Barra Mansa. Possui pouca vegetação marginal e o substrato é constituído predominantemente de areia e argila.

Zona II (Município de Volta Redonda)

Ponto 4 (22°30'43,4''S, 44°07'27,4''W)

Localiza-se dentro das instalações da CSN. O rio neste trecho atravessa a cidade de Volta Redonda. A vegetação ciliar é praticamente inexistente. O fundo é constituído basicamente de areia.

Ponto 5 (22°30'15,5''S, 44°06'49,5''W)

Localiza-se a jusante da CSN no bairro Santa Rita. O esgoto das residências deste bairro é lançado no rio *in natura*, o que aumenta a quantidade de matéria orgânica na água neste trecho. Esta estação sofreu alterações drásticas ao longo dos dois anos de coleta.

Zona III (Município de Barra do Pirai)

Ponto 6 (22°25'31,5''S, 43°44'55,5''W)

Localiza-se na embocadura do ribeirão das Palmeiras, situada a jusante da barragem de Santa Cecília. Esta estação caracteriza-se por apresentar pouca vegetação aquática e substrato composto por areia e argila.

Ponto 7 (22°25'31,5''S, 43°43'54,5''W)

Localiza-se em uma área de extração de areia. Utilizada nos dois ciclos anuais. Esta estação possui faixa estreita de mata ciliar e pouca vegetação aquática. A água é bastante turva e muitas vezes, em períodos de chuva, encontrava-se repleta de lixo orgânico (animais mortos, árvores inteiras) e inorgânico (plásticos, garrafas, latas, etc), dificultando as atividades de amostragem. Parte da margem neste trecho estava bastante alterada pela ação da maquinaria do areal.

7.2. Tratamento estatístico dos dados

Para as análises estatísticas, foram utilizados os programas Analyse-it (Analyse-it Software Ltd. Version 1.71, 2003) e Minitab (Release 12.23, Minitab Inc., 1999).

Teste de normalidade: Foi aplicado teste de normalidade (Kolmogorov-Smirnov) para todos os parâmetros tanto de qualidade de água quanto para o Índice de Integridade Biótica (IIB). Todas as vezes que p ficou abaixo de 0,05, a hipótese H_0 (H_0 : os dados seguem

distribuição normal) foi rejeitada. Tal teste inicial é importante porque muitos procedimentos estatísticos são válidos somente para distribuição normal (GILBERT, 1987). Para os dados que não possuem distribuição normal ou a distribuição é desconhecida, estatísticas descritivas tais como medianas, quartis e limites de confiança são recomendadas, uma vez que a validade dessas estatísticas não depende de nenhuma distribuição em particular. Como os dados de qualidade de água apresentaram na maioria distribuição não-normal, testes não paramétricos, foram utilizados. Os valores de IIB para os vários pontos de amostragem seguiram distribuição normal e para eles, estatísticas paramétricas foram utilizadas.

Similaridade dentre as estações para cada parâmetro de qualidade: Com o objetivo de verificar a probabilidade dos dados de diferentes estações de monitoramento se originarem da mesma população (em outras palavras, se a qualidade da água difere de uma estação para outra), teste de comparação entre as medianas de Mann-Whitney (MCBEAN e ROVERS, 1998) foi aplicado, como uma alternativa do conhecido teste paramétrico t-test. Fixou-se em 0,05% ou 5,0% o nível para a rejeição da hipótese H_0 , assinalando-se com um asterisco os valores significantes.

Análise de tendência ao longo do trecho no sentido montante-jusante: A comparação entre as medianas para cada parâmetro estudado também permitiu verificar se há uma tendência de melhoria ou piora ao longo do trecho estudado, no sentido montante-jusante.

Análise de tendências da qualidade da água no tempo: Com o objetivo de verificar a existência ou não de tendências de melhoria ou degradação ao longo do período estudado (Junho 1980 a Dezembro 2001) diferentes pontos de monitoramento, o Modelo Linear de Tendência (Equação 7) foi aplicado às séries históricas de parâmetros selecionados, conforme equação.

Equação 7 - Modelo linear de tendência

$$y_1 = \beta_0 + \beta_1 t + e_t$$

Onde β_1 = mudança média entre dois períodos seguidos.

Similaridade entre as estações para o conjunto de parâmetros de qualidade: Com o objetivo de analisar o grau de similaridade entre diferentes estações levando em conta não parâmetros isolados como no teste de Mann-Whitney, mas sim o conjunto de séries históricas para todos os parâmetros de qualidade da água disponíveis, a abordagem estatística multivariada Análise Hierárquica de Agrupamentos (Hierarchical Cluster Analysis-HCA) foi aplicado ao conjunto de séries históricas de pH, Cond, OD, DBO, DQO, Nitrato, Nitrito, Coli fecais para o conjunto de estações de monitoramento da FEEMA. A análise hierárquica de agrupamentos (HCA) é um processo hierárquico no qual, a cada passo a matriz de dados é diminuída em uma dimensão, pela reunião de pares semelhantes, até a reunião de todos os pontos em um único grupo. O objetivo da HCA é exibir os dados em um espaço bidimensional de maneira a enfatizar os seus agrupamentos e padrões naturais. A distância entre os pontos (amostras ou variáveis) reflete a similaridade de suas propriedades, portanto quanto mais próximos estiverem os pontos no espaço amostral, mais similares eles são. Os resultados são apresentados na forma de dendogramas, os quais agrupam amostras ou variáveis em função da similaridade. A distância euclidiana e a técnica de conexão baseada na distância do vizinho mais próximo são as metodologias mais utilizadas para o cálculo da similaridade.

7.3. Metodologia de amostragem de ictiofauna utilizado por Fichberg (2000)

A metodologia de coleta, identificação e conservação utilizada por Fichberg (2000) que deu origem aos dados secundários aqui utilizados, baseia-se na utilização de esforço comum em todas as coletas, padronização das ferramentas de captura e escolha de locais similares, abrangendo o maior número de micro-habitats. O material coletado foi fixado em formol a 10%, e posteriormente, conservado em álcool a 70%, com parte tendo sido depositado na coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Foram realizadas coletas mensais em sete estações de coleta. No primeiro ano de outubro de 1997 a setembro de 1998, foram amostradas as estações 1, 2 e 3 (Zona I), 4 e 5 (Zona II) e 6 e 7 (Zona III). No segundo ano (de outubro de 1998 a setembro de 1999), todas as estações foram mantidas com exceção da estação 2 que foi substituída pela estação 1 (Porto Real). O rio era percorrido em sentido alternado a cada mês, para evitar tendências nos horário de captura dos peixes. Desta forma, em um mês as coletas eram iniciadas na Estação 1

seguindo a justante e no mês seguinte, as coletas eram iniciadas na estação 7, seguindo a montante. Foram utilizadas nas amostragens rede do tipo picaré, com 10 m de comprimento e 2 m de altura, com malha de 1 cm entre nós adjacentes, peneira com 60 cm de diâmetro e panagem de 1mm de malha, e tarrafas com 5m de roda e malha de 2 a 4 cm, entre nós adjacentes. A unidade amostral foi padronizada como o somatório dos peixes capturados por dois arrastos de picaré, 10 lances de tarrafa e 20 inserções com peneira, todos realizados junto à margem do rio.

7.3.1. Dados quantitativos e qualitativos de ictiofauna utilizados

Fichberg (2000) descreve a coleta de 3.361 exemplares pertencentes a 41 espécies, distribuídas em 14 famílias e 6 ordens. As espécies identificadas foram classificadas segundo critérios relevantes à construção do IBI (Tabela 8).

Tabela 8 – Grupo trófico, origem geográfica, tolerância, ocorrência e habitat dos peixes capturados nas Zonas 1, 2, 3 do Rio Paraíba do Sul, Outubro 1998 – Setembro 1999 (Fichberg, 2000).

Família/Espécie	Hábito alimentar	Origem	Tolerância	Ocorrência	microhabitat
Characiformes					
Anostomidae					
<i>Leporinus copelandii</i>	Herbívoro				Coluna
<i>Leporinus mormyrops</i>	Herbívoro			Rara	Coluna
<i>Leporinus</i> sp.	Herbívoro			Rara	Coluna
Characidae					
<i>Astyanax bimaculatus</i>	Onívoro				Coluna
<i>Astyanax fasciatus</i>	Onívoro				Coluna
<i>Astyanax giton</i>	Onívoro				Coluna
<i>Astyanax scabripinnis</i>	Onívoro			Rara	Coluna
<i>Astyanax taeniatus</i>	Onívoro			Rara	Coluna
<i>Astyanax</i> sp 1.	Onívoro				
<i>Astyanax</i> sp 2.	Onívoro				
<i>Deuterodon</i> sp.	Invertívoro				Coluna
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	Invertívoro	Exótico			
<i>Hyphessobrycon callistus</i>					
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	Invertívoro			Rara	
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	Carnívoro				
<i>Probolodus heterostomus</i>					Coluna
Curimatidae					
<i>Cyphocarax gilberti</i>	Iliófago			Rara	
Erithrynidae					
<i>Hoplias malabaricus</i>	Carnívoro				Coluna
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	Carnívoro			Rara	Coluna
Siluriformes					
Auchenipteridae					
<i>Glanidium albescens</i>				Rara	Bentônico

<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Onívoro	Rara	Bentônico
Callichthyidae			
<i>Callichthys callichthys</i>			Bentônico
Loricariidae			
<i>Hartia loricariformes</i>	Iliófago	Rara	Bentônico
<i>Hypostomus affinis</i>	Iliófago		Bentônico
<i>Hypostomus luetkeni</i>	Iliófago		Bentônico
<i>Hypostomus</i> sp.	Iliófago		Bentônico
<i>Loricariichthys spixii</i>	Iliófago	Rara	Bentônico
<i>Rineloricaria</i> sp.	Iliófago		Bentônico
Pimelodidae			
<i>Pimelodella</i> sp.	Onívoro	Rara	Bentônico
<i>Pimelodus fur</i>	Onívoro		Bentônico
<i>Pimelodus maculatus</i>	Onívoro		
<i>Rhamdella</i> sp.		Rara	
<i>Rhamdia parahybae</i>	Carnívoro	Rara	
<i>Rhamdia</i> sp.	Carnívoro		
Gymnotiformes			
Gymnotidae			
<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i>	Invertívoro		
<i>Gymnotus</i> sp.	Invertívoro	Rara	
Sternopygidae			
<i>Eigenmannia virescens</i>	Invertívoro	Rara	
Cyprinodontiformes			
Poeciliidae			
<i>Lebistes reticulatus</i>	Onívoro	Tolerante	
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	Onívoro	Tolerante	
Perciformes			
Cichlidae			
<i>Cichla mnoculus</i>		Exótico	
<i>Cichla fasciatus</i>			Rara
<i>Crenicichla dorsocellata</i>	Carnívoro		Rara
<i>Crenicichla lacustris</i>			Rara
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Onívoro		
<i>Oreochromis niloticus</i>		Exótico	
<i>Tilapia hornorum</i>		Exótico	
<i>Tilapia rendalli</i>		Exótico	
<i>Tilapia</i> sp.	Carnívoro	Exótico	Rara
Sciaenidae			
<i>Pachyurus adspersus</i>	Carnívoro		Rara
Synbranchidae			
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Carnívoro		Rara

7.4. Aplicação do Índice de Integridade Biótica

7.4.1. Descrição das métricas utilizadas

A aplicação do IIB original de Karr (1981) requer a exclusão, ajuste ou inclusão de novas medidas mais apropriadas para aplicação em outras localidades. Esta adaptação é importante devido à diferença na composição, estrutura, ordem do rio, etc que variam para cada localidade. Os atributos são descritos abaixo.

Número de espécies nativas – o número de espécies nativas para o médio paraíba foi estimado em 57-69 espécies (ARAÚJO *et al.*, 2003). A compilação de Fowler (1948; 1950; 1951; 1954) registrou 92 espécies para a bacia do Rio Paraíba do Sul. Araújo (1996) registrou 57 espécies para o canal principal enquanto Bizerril (1999) registrou 130 espécies para a bacia toda incluindo pequenos tributários. O número esperado de espécies nativas foi ajustado e todos os outros grupos taxonômicos para o programa de amostragem, que focou nas margens dos rios e desembocaduras de tributários. Devido à ausência de coleta na calha central do rio, as espécies que ocupam esta parte foram excluídas. O número de espécies nativas é uma medida da diversidade biológica que tipicamente diminui com o aumento da degradação.

Número de espécies raras – foram consideradas espécies raras, as espécies que ocorriam de forma abundante previamente, mas atualmente ocorrem somente ocasionalmente devido a degradação ambiental. De acordo com Lyons *et. al.* (1996), eles são sensíveis a vários tipos de estresses ambientais e tendem a ser ausentes na presença de degradação ambiental. Espécies raras são as primeiras espécies a desaparecer na presença de degradação e são os últimos a reaparecer com o fim da degradação (Ganasan e Hughes, 1998).

Porcentagem de indivíduos Cyprinodontiformes – os Cyprinodontiformes agrupam espécies consideradas bastante tolerantes a alterações ambientais que em geral podem ser encontrados em locais bastante alterados onde nenhuma outra espécie consegue permanecer. Considera-se que o aumento da abundância e dominância de espécies tolerantes, indique a deterioração da qualidade da água. Este grupo foi escolhido para substituir *Lepomis cyanellus* (green sunfish), originalmente sugerido por Karr (1981).

Número de espécies Characiformes de coluna d'água – é um indicador da condição da coluna d'água, especialmente para predadores visuais. Os Characiformes constituem uma das ordens mais abundantes do Rio Paraíba do Sul, tendo sido excluídas as espécies que utilizam o fundo do rio. Esta medida é para substituir número de espécies de centrarquídeos de Karr (1981).

Número de Siluriformes bênticos – o número de siluriformes bênticos fornece uma indicação da degradação do habitat como a erosão e sedimentação da bacia. Esta ordem é representada por espécies que se distribuem em praticamente todos os níveis tróficos e é por isso de grande importância biológica, além de também ser largamente utilizada como fonte de alimento para populações ribeirinhas.

Número de espécies introduzidas – espécies introduzidas indicam uma forte alteração no ambiente. As espécies introduzidas podem disputar recursos utilizados por espécies nativas

e dependendo do grau de oportunismo, podem ocupar definitivamente o nicho das espécies nativas, estreitando sua faixa de ocorrência, ou em casos mais graves, eliminando a presença regional destas espécies (AGOSTINHO e JÚLIO JR., 1996). Esta medida é usada em substituição as espécies híbridas de Karr, (1981).

Porcentagem de indivíduos menos os onívoros – o número total de peixes menos os onívoros foi usado como uma medida de abundância. Os onívoros, por se alimentarem de uma ampla diversidade de itens, podem ser classificados também como oportunistas. Sobrevivem em lugares alterados pela capacidade de utilizarem eficientemente recursos. Os onívoros em geral são mais resistentes e suportam por mais tempo alterações de várias naturezas no ambiente. Espera-se que um ambiente inalterado, possua estrutura trófica balanceada, com complexa teia trófica que possibilita a passagem de energia nos diversos níveis do ecossistema Karr, (1991).

Porcentagem de indivíduos carnívoros – os peixes carnívoros ocupam o topo da cadeia alimentar em ambientes aquáticos e, por isso, sua proporção pode refletir a qualidade geral do corpo d'água (KARR *et al.*, 1986). A ausência ou mesmo a substituição dos carnívoros nativos por outras espécies indica grave alteração no corpo d'água. Karr (1981) propôs esta medida para avaliar a perda de diversidade trófica e espécies chave.

Porcentagem de indivíduos fitófagos – embora não proposto originalmente por Karr 1981, esta medida é usada ocasionalmente fora do Canadá e Estados Unidos (HUGHES e OBERDORFF, 1999), especialmente nos trópicos onde há varias espécies de fitófagos. As espécies fitófagas são sensíveis a alterações na produção primária do ambiente.

Porcentagem de indivíduos invertívoros – reflete além de um nível trófico específico, a qualidade geral da água, visto que estes peixes alimentam-se dos invertebrados aquáticos. Modificações na biomassa e composição dos invertebrados aquáticos podem determinar a presença e abundância de peixes invertívoros. A porcentagem de invertívoros pode indiretamente avaliar a comunidade de diferentes grupos de invertebrados.

Número de indivíduos excluindo onívoros – o número total de peixes, excluindo os onívoros foi usado como uma medida de abundância. Os indivíduos onívoros foram excluídos devido a sua tolerância a condições pobres.

Número de espécies que compõem 90% dos indivíduos – Este atributo mede a dominância de espécies e foi utilizado por Miller *et. al.* (1988). Funciona como ponderador do atributo anterior. Nem sempre uma grande quantidade de indivíduos determina uma boa

qualidade de água. A riqueza de espécies associada ao número de indivíduos é um indicativo de uma boa qualidade de água. A medida de peixes com anormalidades foi substituída por esta medida de dominância.

7.4.2. Pontuação utilizada no cálculo do IIB

As novas medidas com as respectivas pontuações são apresentadas na Tabela 9. As pontuações de cada medida foram somadas para resultar na pontuação do IIB que foi então comparada entre os três setores. As classes de integridade biótica são apresentadas no Quadro 2.

Tabela 9 – Atributos do índice de integridade biótica (IIB) adaptado e faixas de valores.

Atributos do Índice de Integridade Biótica		Escore		
		1	3	5
1	Número de espécies nativas	<4	4-7	>7
2	Número de espécies raras (intolerantes)	0	1	>1
3	Porcentagem de indivíduos Cyprinodontiformes	>67	33-67	<33
4	Número de espécies Characiformes de coluna d'água	<2	2-3	>3
5	Número de Siluriformes bênticos	<2	2-3	>3
6	Número de espécies introduzidas	>1	1	0
7	Porcentagem de indivíduos onívoros	>45	20-45	<20
8	Porcentagem de indivíduos carnívoros	<1	1-5	>5
9	Porcentagem de indivíduos fitófagos	<1	1-5	>5
10	Porcentagem de indivíduos invertívoros	>1	1-5	<5
11	Número de indivíduos excluindo onívoros	<5	5-10	>10
12	Número de indivíduos que compõem 90% da coleção	<3	3-5	>5

Fonte: Fichberg (2000).

Quadro 2 – Classes de integridade biótica com faixas, valores e descrição.

Classe	Valores	Descrição
Excelente	57-60	O rio sem alterações antrópicas. Todas as espécies nativas esperadas para a região são encontradas em todas as classes de idade e sexo; estrutura trófica balanceada.
Boa	48-52	Riqueza de espécies pouco abaixo das expectativas; perda de espécies mais intolerantes; algumas espécies com distribuição de abundância e/ou tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica começa demonstrar alguns sinais de estresse.
Razoável	39-44	A quantidade de formas tolerantes aumenta e simultânea diminuição de formas intolerantes. Aumento da frequência de onívoros demonstrando alteração na estrutura trófica; predadores de topo tornam-se raros.
Pobre	28-35	Comunidade dominada por onívoros e espécies tolerantes à poluição; presença de espécies introduzidas, híbridos e doentes.
Muito pobre	12-24	Pouco ou nenhum indivíduo, presença de espécies introduzidas e/ou muito tolerantes, indivíduos doentes, nadadeiras feridas e outras anomalias.

Fonte: Araújo (1996).

8. RESULTADOS

8.1. Análises dos dados de qualidade da água do trecho estudado

8.1.1. Teste de normalidade das séries históricas

Com base no teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov (nível de significância $\alpha = 0,05$), 50 dos 63 testes realizados seguiram distribuição diferente da normal, conforme Tabela 10. Nitrato foi o único parâmetro cujas séries históricas seguiram distribuição normal em todas as estações analisadas. As Figuras 10 e 11 a seguir ilustram situações de respectivamente rejeição e aceite da H_0 em dois dos parâmetros analisados.

Tabela 10 - Resultados dos Testes de Normalidade de Kolmogorov-Smirnov, para todos os parâmetros analisados nas estações do trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul (dados seguem distribuição normal = aceita; dados não seguem distribuição normal = rejeita).

Estação	Parâmetros								
	Turb.	pH	OD	Nitrito	Nitrato	DQO	DBO	Cond.	Coli fecal
0410	rejeita	aceita	aceita	rejeita	aceita	rejeita	rejeita	rejeita	rejeita
0413	rejeita	rejeita	aceita	rejeita	aceita	rejeita	rejeita	rejeita	rejeita
0415	rejeita	rejeita	rejeita	rejeita	aceita	rejeita	rejeita	rejeita	rejeita
0418	rejeita	rejeita	aceita	rejeita	aceita	rejeita	rejeita	rejeita	rejeita
0419	rejeita	rejeita	rejeita	rejeita	aceita	rejeita	rejeita	rejeita	rejeita
0421	rejeita	rejeita	rejeita	rejeita	aceita	rejeita	rejeita	rejeita	rejeita
0423	rejeita	rejeita	aceita	rejeita	aceita	rejeita	rejeita	aceita	rejeita

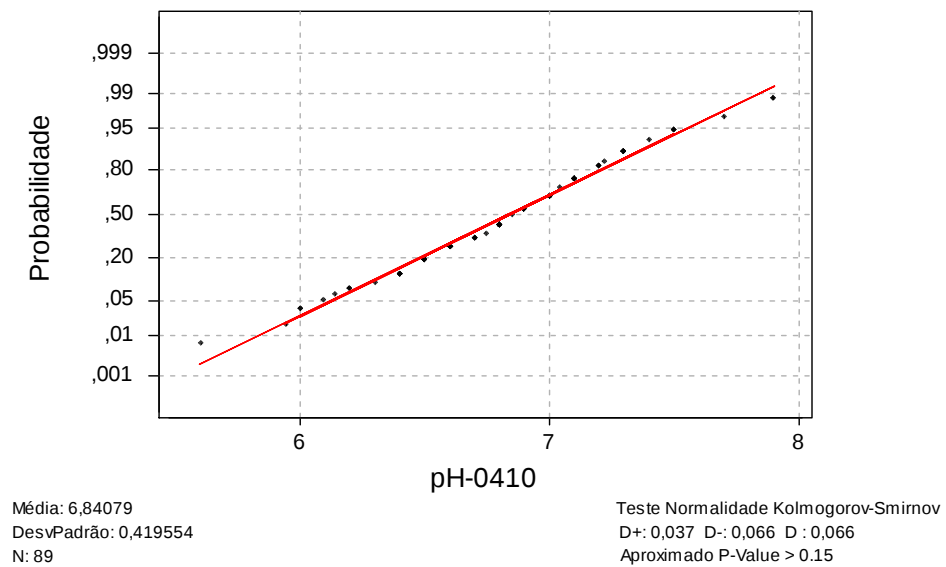


Figura 9 – Exemplo de teste de normalidade onde H_0 é aceita: pH, estação 0410.

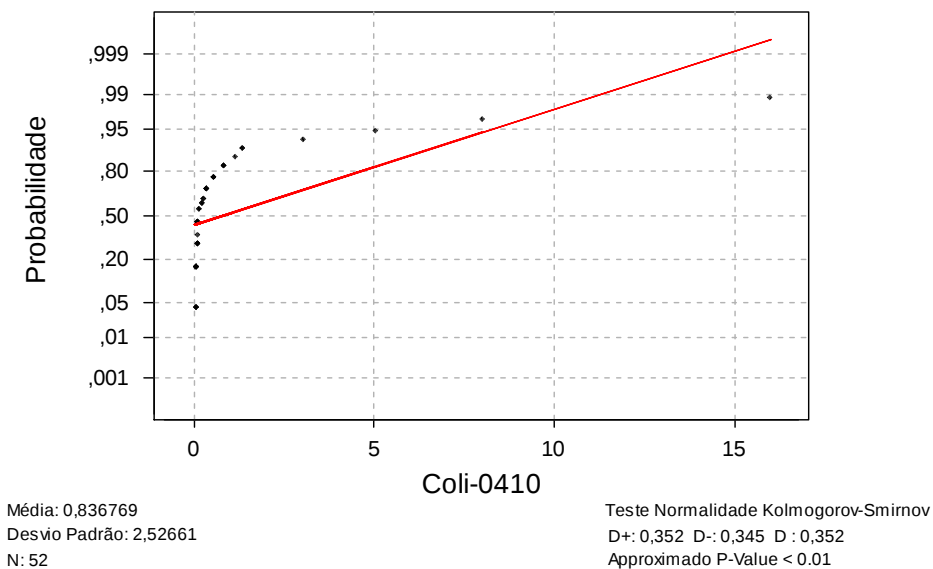


Figura 10 – Exemplo de teste de normalidade onde a H_0 é rejeitada: Coliformes fecais estação 0410.

8.1.2. Comparação entre as estações e análise de tendência da qualidade da água no sentido montante-jusante

Com o objetivo de verificar se há uma tendência espacial de melhoria ou degradação da qualidade da água no trecho estudado no sentido montante-jusante, foi aplicado o teste não-paramétrico U de Mann-Whitney (MCBEAN e ROVERS, 1998), para comparar medianas de parâmetros selecionados, conforme apresentado a seguir.

Oxigênio dissolvido (OD): Estatísticas descritivas para OD são apresentadas na Tabela 11. Ao longo do trecho 0410-0413-0415-0418, as estações apresentaram valores medianos crescentes no sentido montante-jusante, se igualando no trecho 0418-0419-0421 e decrescendo no trecho 0421-0423 (Tabela 12, e Figuras 11 e 13). Apesar das medianas apresentarem valores em níveis de OD adequados para as populações de peixes (> 5 mg/l), os valores mínimos observados em todas as estações estudadas, apresentaram valores abaixo do limite para peixes (Tabela 11) e valores inferiores ao limite para Classe 2 da Resolução CONAMA 357 (5 mg/l). As duas primeiras estações (0410 e 0413) apresentaram o maior número de infrações do limite mínimo definido pela Resolução CONAMA 357 (Figura 12). Em todas as estações houve diferença significativa entre as medianas das estações chuvosa e seca para oxigênio dissolvido, com predomínio de concentrações de oxigênio dissolvido mais altas durante o período seco (Tabela 13).

Tabela 11 - Estatísticas descritivas do parâmetro OD para as estações estudadas (mg/l).

	N	Máximo	Mínimo	Mediana	1º quartile	3º quartile	Média	Desvio Padrão
0410	72	9,80	1,20	6,00	5,00	6,75	5,95	1,36
0413	83	8,60	2,40	6,60	5,80	7,20	6,49	0,97
0415	66	9,60	1,00	7,00	6,40	7,40	6,84	1,05
0418	123	10,00	4,60	7,40	6,80	8,00	7,39	0,81
0419	90	9,80	0,40	7,40	6,80	7,80	7,23	1,01
0421	124	9,20	0,10	7,20	6,60	7,60	7,12	0,91
0423	77	8,80	4,60	6,95	6,40	7,40	6,92	0,68

Tabela 12 - Oxigênio dissolvido: Diferenças estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=) entre medianas das estações estudadas.

	0410	0413	0415	0418	0419	0421
0413	0410<0413	-	-	-	-	-
0415	0410<0415	0413<0415	-	-	-	-
0418	0410<0418	0413<0418	0415<0418	-	-	-
0419	0410<0419	0413<0419	0415<0419	0418=0419	-	-
0421	0410<0421	0413<0421	0415<0421	0418>0421	0419=0421	-
0423	0410<0423	0413<0423	0415=0423	0418>0423	0419>0423	0421>0423

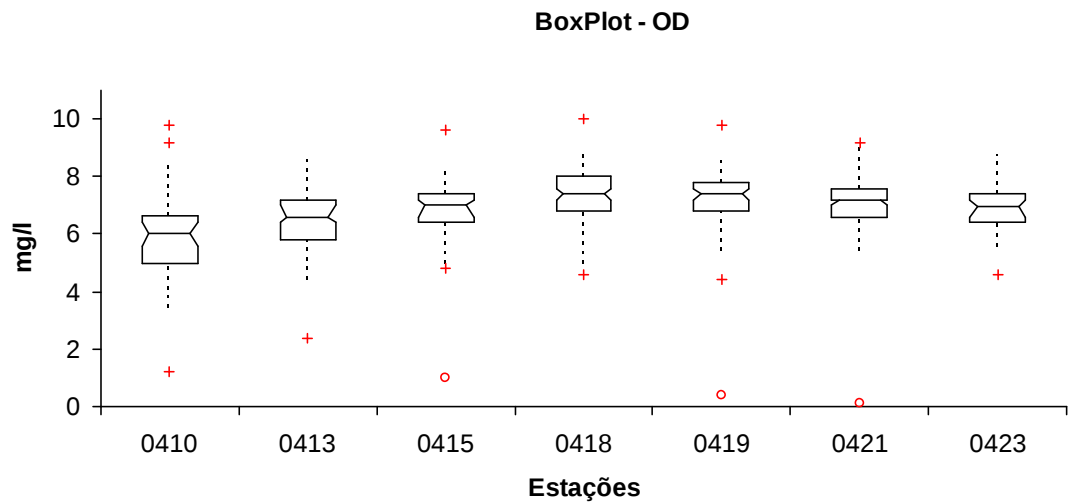


Figura 11 – Boxplot de oxigênio dissolvido: Perfil comparativo para as sete estações. (Padrão CONAMA para Classe 2 = 5 mg/l).

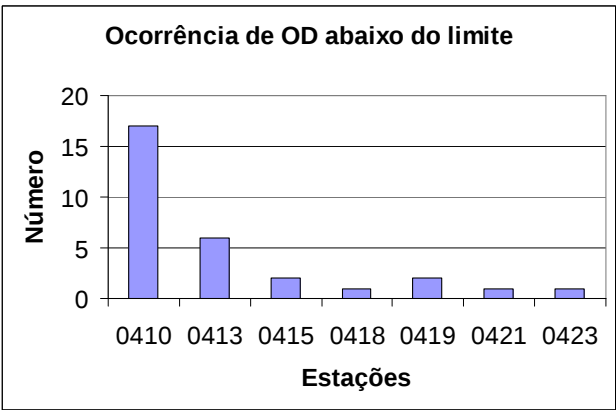


Figura 12 – Número de ocorrência de amostras com oxigênio dissolvido abaixo do limite estabelecido para rios Classe 2, segundo a Resolução CONAMA 357.

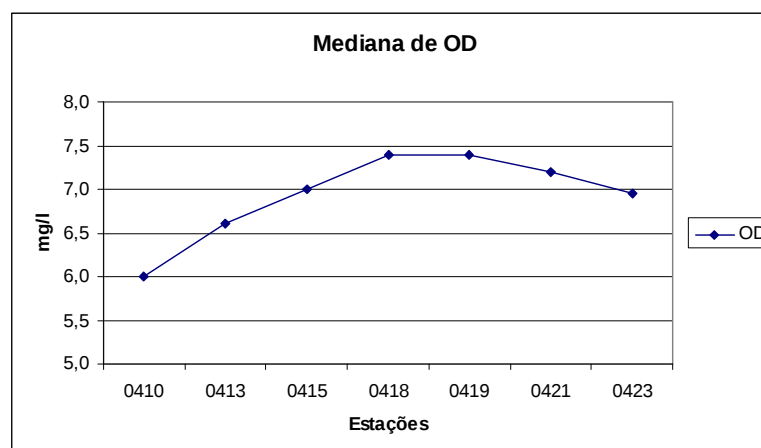


Figura 13 – Valores de Mediana de OD para as estações estudadas.

Tabela 13 - Diferenças sazonais significantes (< ou >) ou não significantes (=) entre os valores medianos de OD nas estações de monitoramento.

0410	0413	0415	0418	0419	0421	0423
chuva<seca	chuva<seca	chuva<seca	chuva<seca	chuva<seca	chuva<seca	chuva<seca

pH: Assim como os dados de OD, os dados de pH no trecho estudado do rio Paraíba do Sul apresentaram uma grande amplitude de valores medidos (pH entre 4,35 e 8,8). Entretanto, as medianas permaneceram numa faixa estreita de 6,82 a 6,90 (Tabela 14). Houve diferença estatística apenas entre o par de estações 0415-0418, com o pH mediano do primeiro elemento do par estatisticamente inferior ao do segundo, indicando uma tendência de aumento do pH na direção ao fluxo do rio nesse trecho em particular (Tabela 15). Em termos gerais, os dados apresentam uma sutil tendência de aumento do pH ao longo do rio, não confirmada estatisticamente de 0410 a 0418 e um platô a partir de 0418 (Figura 14, Figura 15). Quatro das sete estações estudadas apresentaram valores extremos abaixo do limite mínimo da Classe 2, Resolução CONAMA 357 (6,0 a 9,0) (Tabela 14). As estações 0410 e 0413 ultrapassaram em duas ocasiões o limite para classe 2 da Resolução CONAMA 357 e as estações 0418 e 0419 uma vez. Não houve diferença estatística entre as medianas da estação chuvosa e seca (Tabela 16).

Tabela 14 - Estatística descritiva de pH para as estações estudadas (UpH).

	N	Máximo	Mínimo	Mediana	1º quartile	3º quartile	Média	Desvio Padrão
0410	89	7,90	5,60	6,85	6,60	7,10	6,84	0,42
0413	97	8,40	4,65	6,82	6,60	7,10	6,82	0,46
0415	79	8,80	6,00	6,86	6,70	7,09	6,87	0,38
0418	149	8,20	5,90	6,90	6,80	7,10	6,93	0,35
0419	109	8,10	4,35	6,90	6,76	7,10	6,91	0,44
0421	148	7,90	6,00	6,90	6,75	7,10	6,93	0,33
0423	91	7,98	6,10	6,90	6,70	7,20	6,94	0,37

Tabela 15 - pH: Diferenças estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=) entre medianas das estações estudadas.

	0410	0413	0415	0418	0419	0421
0413	0410=0413	-	-	-	-	-
0415	0410=0415	0413=0415	-	-	-	-
0418	0410=0418	0413<0418	0415<0418	-	-	-
0419	0410=0419	0413<0419	0415=0419	0418=0419	-	-
0421	0410=0421	0413<0421	0415=0421	0418=0421	0419=0421	-
0423	0410=0423	0413=0423	0415=0423	0418=0423	0419=0423	0421=0423

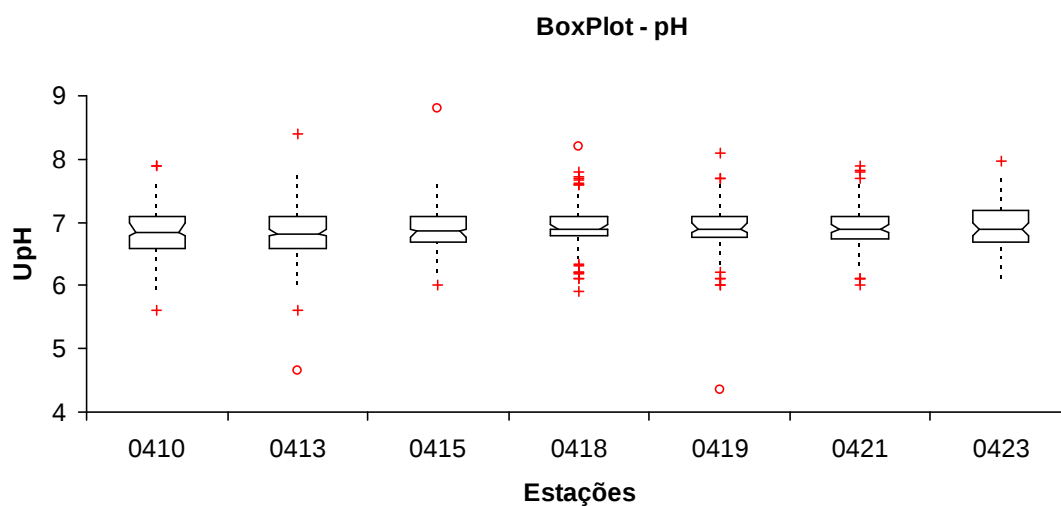


Figura 14 - Perfil comparativo em box plot de pH para todas as estações.

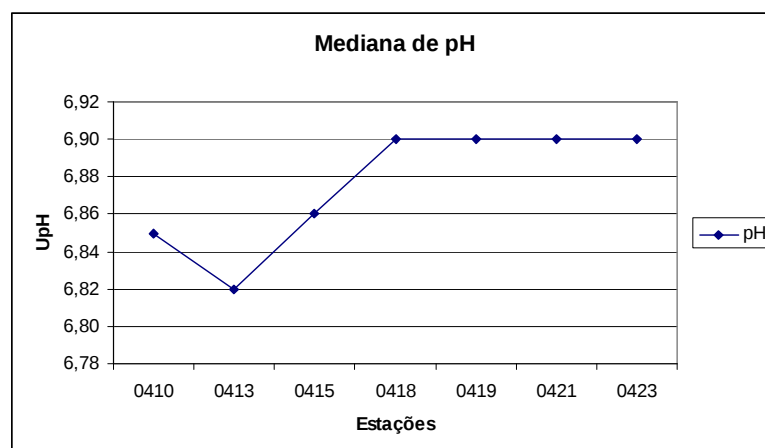


Figura 15 – Medianas para os dados de pH nas estações estudadas.

Tabela 16 - Diferenças sazonais significantes (< ou >) ou não significantes (=) entre os valores medianos de pH nas estação de monitoramento.

0410	0413	0415	0418	0419	0421	0423
chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca

Condutividade: A condutividade apresentou valores na ampla gama de 7,3 a 430 umho/cm (Tabela 17), sendo que a estação 0421 foi a que apresentou os valores extremos máximo e mínimo. Houve uma tendência sutil de aumento da condutividade no sentido montante-jusante (Figura 16). As diferenças entre pares de medianas ao longo de todo o trecho estudado foram estatisticamente significativas para as três últimas estações (Tabela 18). O teste de significância entre medianas confirma a tendência de aumento da condutividade ao longo do rio. Tanto as médias quanto as medianas ficaram entre 60-70 umho/cm (Tabela 17), apresentando uma queda na estação 0418 (Figura 17). A resolução CONAMA 357 não define limite para a condutividade da água. A comparação entre estações chuvosas e secas é apresentada na Tabela 19. Em quase todas as estações (5 em 7 estações) as medianas foram estatisticamente maiores na estação seca.

Tabela 17 - Estatística descritiva de Condutividade para todas as estações (umho/cm).

	N	Máximo	Mínimo	Mediana	1° quartile	3° quartile	Média	Desvio Padrão
0410	88	180	40	62,00	60,0	70,0	65,81	17,11
0413	98	99	40	64,00	58,0	70,0	63,19	9,91
0415	78	190	34	64,00	55,3	70,0	64,11	17,91
0418	147	270	40	60,00	54,0	69,5	63,40	21,37
0419	107	208	40	65,00	55,5	70,0	65,31	17,85
0421	147	430	7,3	70,00	59,0	76,0	70,50	32,65
0423	89	100	45	70,00	64,0	80,0	71,04	10,68

Tabela 18 - Condutividade: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

	0410	0413	0415	0418	0419	0421
0413	0410=0413	-	-	-	-	-
0415	0410=0415	0413=0415	-	-	-	-
0418	0410>0418	0413=0418	0415=0418	-	-	-
0419	0410=0419	0413=0419	0415=0419	0418<0419	-	-
0421	0410<0421	0413<0421	0415<0421	0418<0421	0419<0421	-
0423	0410<0423	0413<0423	0415<0423	0418<0423	0419<0423	0421<0423

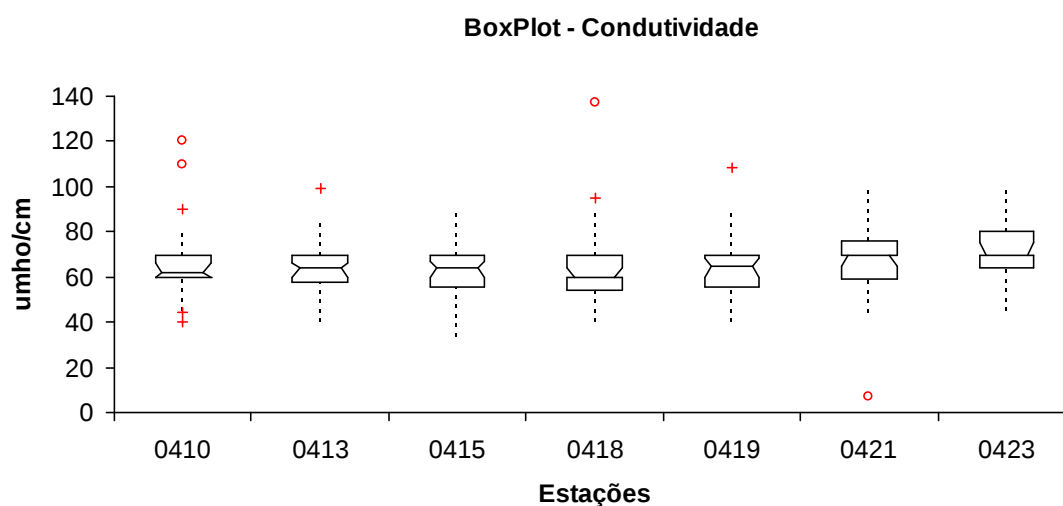


Figura 16 – Perfil comparativo em Box Plot da condutividade para todas as estações.

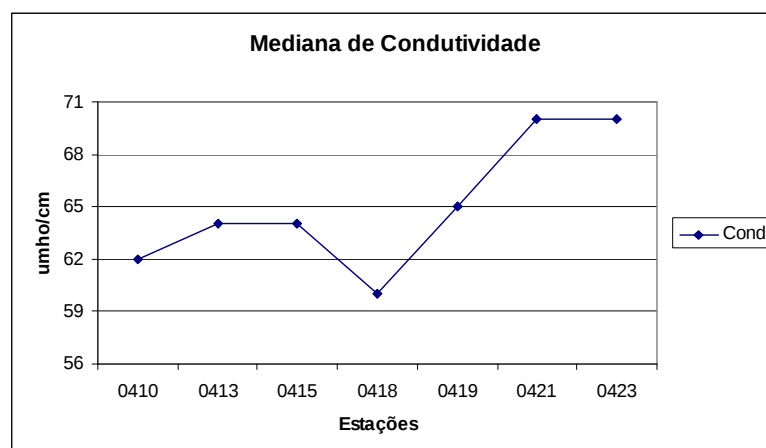


Figura 17 – Valores medianos de Condutividade.

Tabela 19 – Condutividade: diferenças entre as medianas sazonalmente de cada estação de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

0410	0413	0415	0418	0419	0421	0423
chuva=seca	chuva<seca	chuva<seca	chuva<seca	chuva=seca	chuva<seca	chuva<seca

DBO: A DBO apresentou valores extremos 0,8 e 30 mg/l (Tabela 20). Os dados não apresentam tendência no sentido montante-jusante do rio (Figura 18). Com exceção do par 0419-0421 e do par 0421-0423 todas as estações restantes não apresentaram diferenças significativas (Tabela 21). As médias e medianas apresentaram valores em torno de 2 mg/l. Todas as estações apresentaram amostras que ultrapassaram o limite de 5 mg/l da Resolução CONAMA 357, com exceção da última estação de monitoramento (0423) (Figura 19). O número de infrações variou de 2 a 4 por estação. As medianas apresentaram valores estatisticamente iguais no período chuvoso e seco (Tabela 22).

Tabela 20 - Estatística descritiva de DBO para todas as estações (mg/l).

	N	Máximo	Mínimo	Mediana	1º quartile	3º quartile	Média	Desvio Padrão
0410	85	8,8	2	2	2	2,4	2,52	1,27
0413	101	8	2	2	2	2	2,30	0,88
0415	81	6	2	2	2	2	2,29	0,77
0418	149	30	2	2	2	2	2,43	2,46
0419	111	10	1,6	2	2	2	2,28	1,01
0421	141	10	0,8	2	2	2,6	2,50	1,10
0423	100	4	1,6	2	2	2,2	2,22	0,48

Tabela 21 - DBO: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

	0410	0413	0415	0418	0419	0421
0413	0410=0413	-	-	-	-	-
0415	0410=0415	0413=0415	-	-	-	-
0418	0410>0418	0413=0418	0415=0418	-	-	-
0419	0410>0419	0413=0419	0415=0419	0418=0419	-	-
0421	0410=0421	0413<0421	0415<0421	0418<0421	0419<0421	-
0423	0410=0423	0413=0423	0415=0423	0418=0423	0419=0423	0421>0423

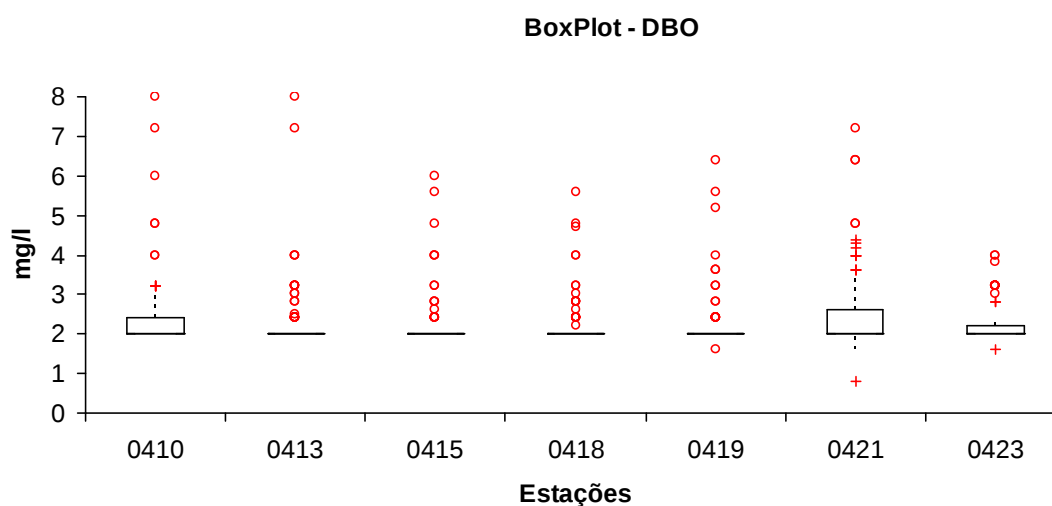


Figura 18 - Perfil comparativo em Box plot de DBO, para todas as estações. Padrão CONAMA 357 para rio Classe 2: 5 mg/l.

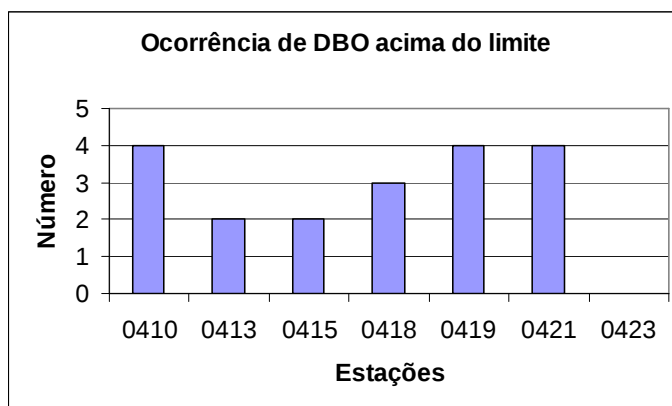


Figura 19 - Número de ocorrência de DBO fora do limite de classe 2 da Resolução CONAMA 357. Padrão CONAMA 357 – 5 mg/l.

Tabela 22 – Diferenças sazonais significantes (< ou >) ou não significantes (=) entre os valores medianos de DBO nas estação de monitoramento.

0410	0413	0415	0418	0419	0421	0423
chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca

DQO: A DQO apresentou valores mínimos e máximos bastante amplos, variando de 2 mg/l na estação 0421 a 2.700 mg/l na estação 0418 (Tabela 23). Há uma sutil tendência de aumento na concentração ao longo do gradiente do rio (Figura 20). O teste de significância mostrou diferença significativa apenas para os pares de estação 0419-0421 e 0421-0423 (Tabela 24). As medianas apresentaram-se com valor de 10 mg/l de DQO com um pico na estação 0421 (Figura 21). As médias variaram de 13 a 33 mg/l (Tabela 23). A Resolução CONAMA 357 não define limite para a DQO. Comparando-se as medianas sazonalmente (seca-chuva) para as estações, os dados apresentaram-se iguais com exceção da estação 0421 (Tabela 25).

Tabela 23 - Estatística descritiva de DQO para todas as estações (mg/l).

	N	Máximo	Mínimo	Mediana	1º quartile	3º quartile	Média	Desvio Padrão
0410	89	120	10,0	10	10,0	14,0	14,71	14,60
0413	98	90	10,0	10	10,0	14,8	14,37	11,93
0415	77	75	10,0	10	10,0	12,0	13,09	8,75
0418	138	2700	10,0	10	10,0	14,0	33,62	228,95
0419	104	120	10,0	10	10,0	15,0	14,94	12,80
0421	137	610	2,0	11	10,0	19,0	21,01	53,09
0423	89	140	10,0	10	10,0	15,0	15,13	15,75

Tabela 24 - DQO: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

	0410	0413	0415	0418	0419	0421
0413	0410=0413	-	-	-	-	-
0415	0410=0415	0413=0415	-	-	-	-
0418	0410=0418	0413=0418	0415=0418	-	-	-
0419	0410=0419	0413=0419	0415=0419	0418=0419	-	-
0421	0410<0421	0413<0421	0415<0421	0418<0421	0419<0421	-
0423	0410=0423	0413=0423	0415=0423	0418=0423	0419=0423	0421>0423

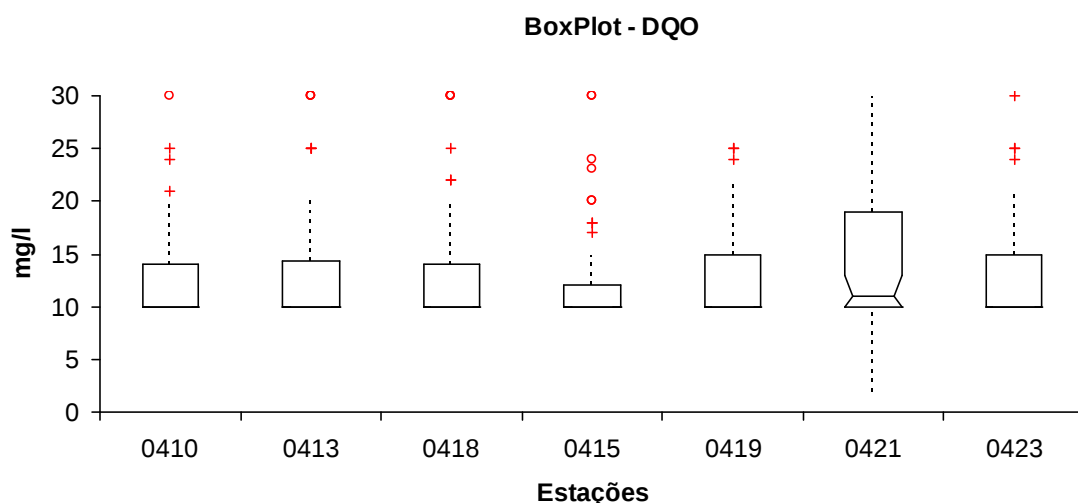


Figura 20 - Perfil comparativo em Box Plot de DQO para todas as estações.

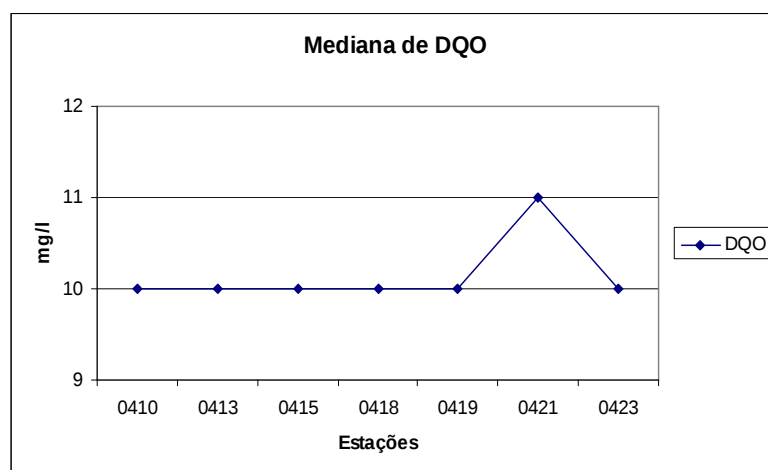


Figura 21 – Mediana de DQO.

Tabela 25 – DQO: diferenças entre as medianas sazonalmente de cada estação de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

0410	0413	0415	0418	0419	0421	0423
chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva>seca	chuva=seca

Nitrato: O nitrato apresentou valores de 0,01 a 1,2 mg/l. Há uma tendência sutil de aumento das estações no sentido montante - jusante (Figura 22). A primeira estação apresentou a menor mediana e a última, a maior (Tabela 26). A aplicação do teste de significância entre as medianas adjacentes mostrou que há diferença significativa apenas para o par 0415-0418, sendo que a estação à jusante possui as menores concentrações (Tabela 27). As médias e medianas variaram de 0,5 a 0,6 mg/l. As medianas apresentaram aumento de montante para jusante (Figura 23). Nenhuma estação apresentou dados que ultrapassassem o limite da Resolução CONAMA 357 (10 mg/l). Nas estações 0415 e 0423 as medianas da estação seca foram consideradas superiores estatisticamente (Tabela 28).

Tabela 26 – Estatística descritiva de Nitrato para todas as estações (mg/l).

	N	Máximo	Mínimo	Mediana	1º quartile	3º quartile	Média	Desvio Padrão
0410	54	1,15	0,04	0,55	0,41	0,69	0,55	0,23
0413	48	0,90	0,10	0,60	0,50	0,70	0,57	0,18
0415	47	1,10	0,30	0,60	0,53	0,70	0,63	0,17
0418	58	1,00	0,01	0,60	0,50	0,65	0,56	0,17
0419	56	1,20	0,20	0,60	0,44	0,70	0,59	0,23
0421	57	1,00	0,15	0,60	0,54	0,70	0,61	0,18
0423	50	1,10	0,20	0,68	0,51	0,75	0,65	0,22

Tabela 27 - Nitrato: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

	0410	0413	0415	0418	0419	0421
0413	0410=0413	-	-	-	-	-
0415	0410<0415	0413=0415	-	-	-	-
0418	0410=0418	0413=0418	0415>0418	-	-	-
0419	0410=0419	0413=0419	0415=0419	0418=0419	-	-
0421	0410<0421	0413=0421	0415=0421	0418=0421	0419=0421	-
0423	0410<0423	0413<0423	0415=0423	0418<0423	0419<0423	0421=0423

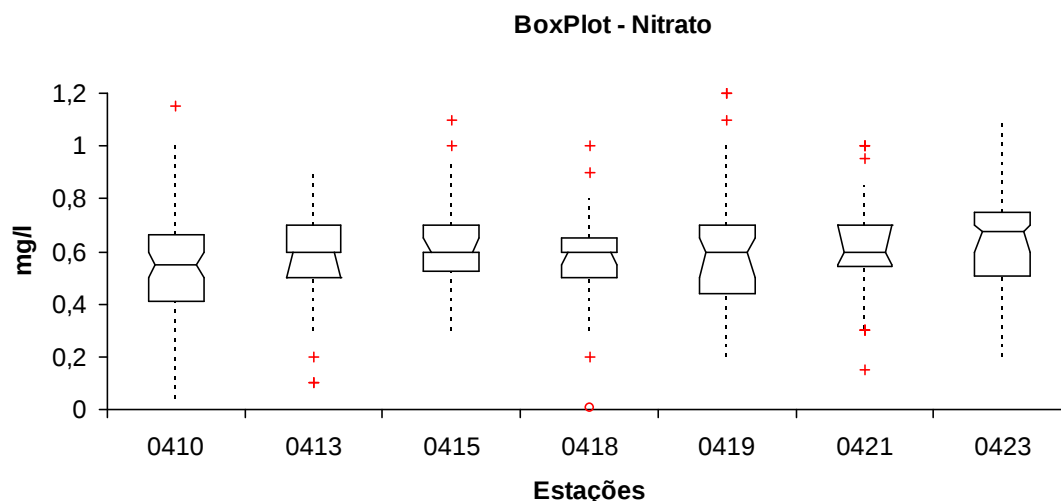


Figura 22 - Perfil comparativo em Box Plot de nitrato para todas as estações. Padrão CONAMA 357 – 10 mg/l.

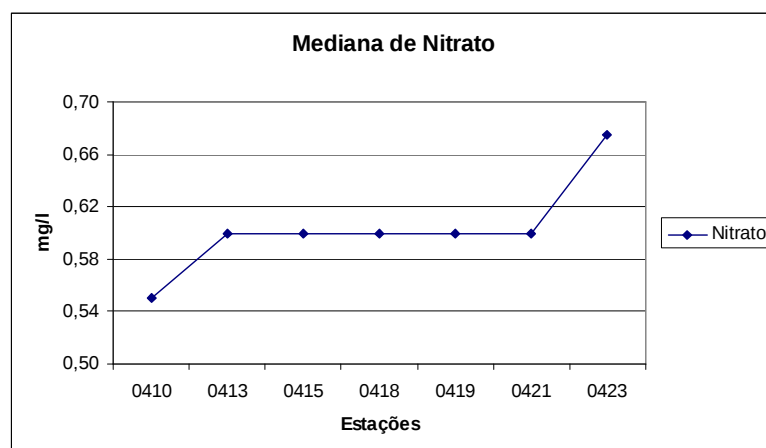


Figura 23 – Mediana de Nitrato.

Tabela 28 – Nitrato: diferenças entre as medianas sazonalmente de cada estação de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

0410	0413	0415	0418	0419	0421	0423
chuva=seca	chuva=seca	chuva<seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva<seca

Nitrito: O nitrito apresentou valores que variaram de 0,001 a 0,35 mg/l (Tabela 29). Há uma tendência sutil de aumento da concentração de nitrito ao longo do rio de montante para jusante (Figura 24). As medianas apresentaram-se com valores aproximadamente constantes da estação 0410 até 0419, subindo na estação 0421 e atingindo o valor mais alto na última estação (Figura 25). O teste de significância para medianas mostrou diferença significativa para os pares de estações 0410-0413, 0419-0421 e 0421-0423 (Tabela 30).

Tabela 29 - Estatística descritiva de Nitrito para todas as estações (mg/l).

	N	Máximo	Mínimo	Mediana	1º quartile	3º quartile	Média	Desvio Padrão
0410	55	0,09	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01
0413	43	0,20	0,00	0,01	0,00	0,01	0,02	0,04
0415	41	0,04	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01
0418	126	0,29	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,03
0419	51	0,35	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02	0,05
0421	53	0,10	0,00	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02
0423	46	0,20	0,01	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03

Nenhuma estação apresentou valores acima do limite para Resolução CONAMA 357 (1 mg/l). As medianas das estações 0410, e 0423 foram significativamente diferentes entre o período chuvoso e seco (Tabela 31). A sazonalidade parece não influenciar na concentração de nitrito na água na região.

Tabela 30 - Nitrito: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

	0410	0413	0415	0418	0419	0421	0423
0413	0410<0413	-	-	-	-	-	-
0415	0410<0415	0413=0415	-	-	-	-	-
0418	0410<0418	0413=0418	0415=0418	-	-	-	-
0419	0410<0419	0413=0419	0415=0419	0418=0419	-	-	-
0421	0410<0421	0413<0421	0415<0421	0418<0421	0419<0421	-	-
0423	0410<0423	0413<0423	0415<0423	0418<0423	0419<0423	0421<0423	-

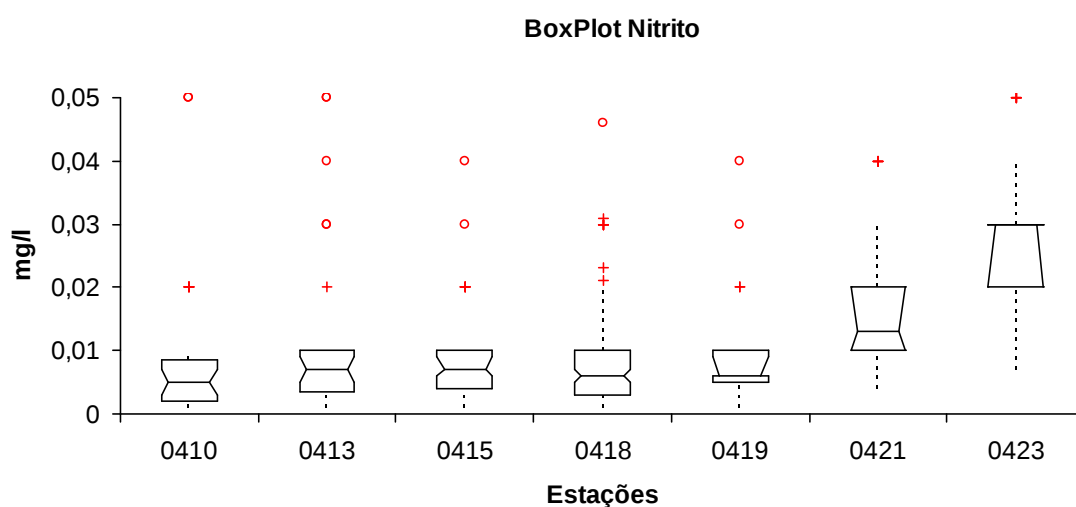


Figura 24 - Perfil comparativo em Box Plot de nitrito para todas as estações. Padrão CONAMA 357 – 1 mg/l.

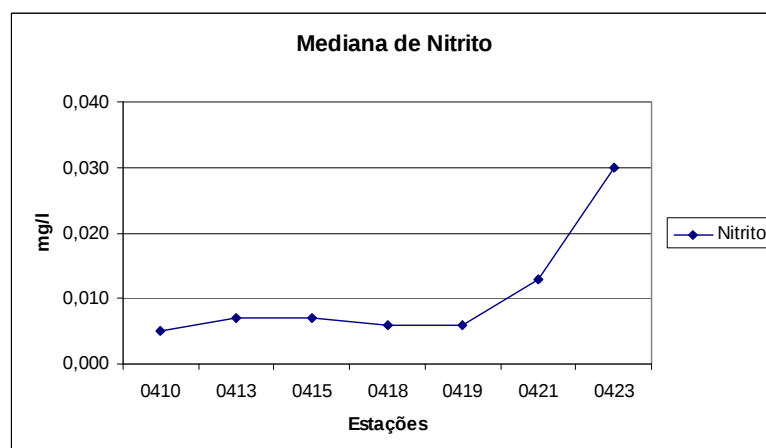


Figura 25 – Mediana de Nitrito.

Tabela 31 – Nitrito: diferenças entre as medianas sazonalmente de cada estação de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

0410	0413	0415	0418	0419	0421	0423
chuva>seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva>seca

Turbidez: A turbidez apresentou valores que variaram de 1 a 185 UNT (Tabela 32). Os dados não apresentaram tendência ao longo do gradiente do rio no período estudado (Figura 26) e as medianas não apresentaram um padrão definido (Figura 28). As diferenças entre as medianas foram significantes apenas entre o par 0418-0419 (Tabela 33). Três estações (0418, 0419 e 0421) ultrapassaram os limite da Resolução CONAMA 357 (100 UNT) em duas ocasiões (Tabela 32 e Figura 27). A análise da sazonalidade para turbidez mostrou que estatisticamente, a turbidez é siginificantemente maior no período de chuva (Tabela 34).

Tabela 32 – Estatística descritiva de Turbidez para todas as estações (UNT).

	N	Máximo	Mínimo	Mediana	1º quartile	3º quartile	Média	Desvio Padrão
0410	75	60	1	15	10,00	22,00	18,68	13,92
0413	95	60	1	13	10,00	20,00	17,76	13,53
0415	75	90	2,4	12	8,00	20,00	16,91	15,78
0418	123	185	3	15	10,00	21,50	20,57	22,00
0419	104	185	2	14	9,75	24,25	21,74	25,67
0421	122	185	2,5	15	10,00	22,00	21,54	22,75
0423	87	100	5	14	9,00	20,00	20,13	17,75

Tabela 33 - Turbidez: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

	0410	0413	0415	0418	0419	0421
0413	0410=0413	-	-	-	-	-
0415	0410=0415	0413=0415	-	-	-	-
0418	0410=0418	0413=0418	0415<0418	-	-	-
0419	0410=0419	0413=0419	0415<0419	0418=0419	-	-
0421	0410=0421	0413=0421	0415<0421	0418=0421	0419=0421	-
0423	0410=0423	0413=0423	0415=0423	0418=0423	0419=0423	0421=0423

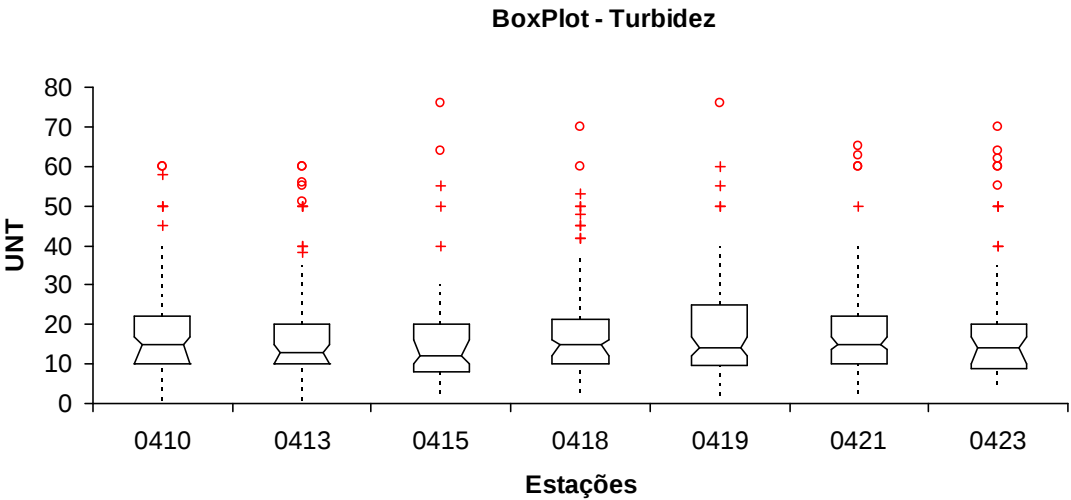


Figura 26 - Perfil comparativo em Box Plot de turbidez para todas as estações.

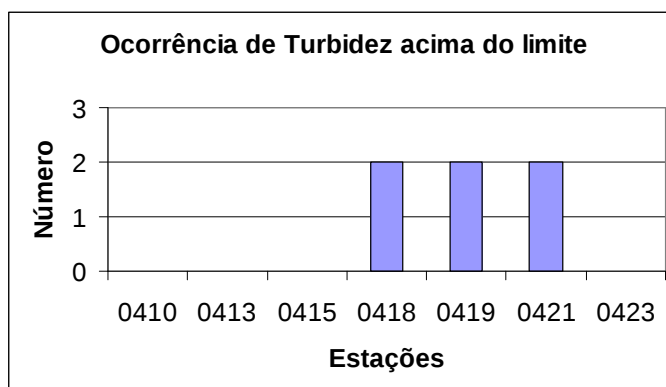


Figura 27 - Número de amostras com Turbidez fora do limite para Classe 2 da Resolução CONAMA 357.

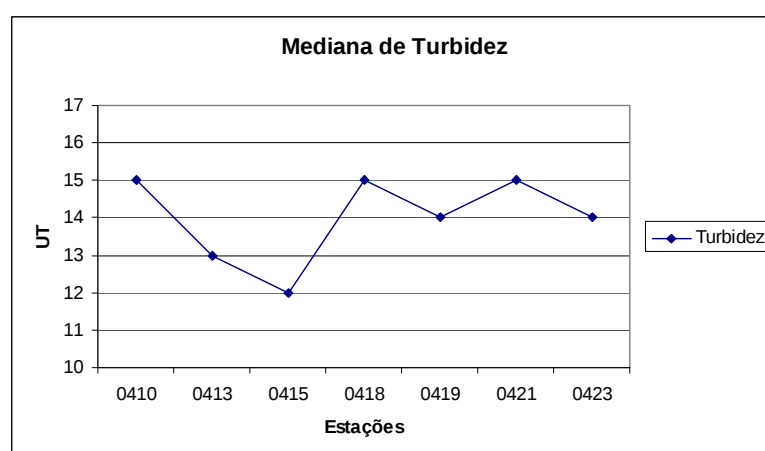


Figura 28 – Valores medianos de Turbidez para as estações estudadas.

Tabela 34 – Turbidez: diferenças entre as medianas sazonalmente de cada estação de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

0410	0413	0415	0418	0419	0421	0423
chuva>seca	chuva>seca	chuva>seca	chuva>seca	chuva>seca	chuva>seca	chuva>seca

Coliformes fecais: Os coliformes fecais apresentaram valores que variaram de 0,02 a 9160 NMP/ 100ml (Tabela 35). Há uma evidente tendência de aumento de coliformes fecais ao longo do gradiente do rio, no sentido montante-jusante, com uma brusca queda na última estação estudada (0423) (Figura 29). O teste de significância para medianas mostra um aumento significativo até o par de estações 0415-0418 no sentido montante-jusante. Não houve diferença significativa entre as estações 0418-0419; entre o par seguinte houve aumento e na última estação houve diminuição (Tabela 36). As medianas variaram de 0,08 na

estação 0410 a 35 na estação 0421 (Figura 31). Três estações ultrapassaram o limite da Resolução CONAMA 357 para Classe 2³ (Figura 30). Apenas a estação 0419 mostrou valores medianos significativamente diferentes entre o período chuvoso e seco. (Tabela 37).

Tabela 35 - Estatística descritiva de Coliformes fecais para todas as estações (NMP/100ml).

	N	Máximo	Mínimo	Mediana	1º quartile	3º quartile	Média	Desvio Padrão
0410	52	16	0,02	0,08	0,05	0,35	0,84	2,53
0413	53	90	0,3	5,00	2,30	13,00	9,66	14,42
0415	42	90	0,5	9,00	5,00	30,00	21,15	25,41
0418	108	1600	1,3	15,00	7,90	49,25	51,87	159,77
0419	71	9160	2,3	24,00	8,50	41,50	188,10	1097,03
0421	85	1600	2,8	35,00	23,00	80,00	78,69	177,84
0423	58	300	0,5	16,00	8,00	35,00	38,36	56,47

Tabela 36 – Coliformes fecais: diferenças entre as medianas de cada par de estações de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

	0410	0413	0415	0418	0419	0421
0413	0410<0413	-	-	-	-	-
0415	0410<0415	0413<0415	-	-	-	-
0418	0410<0418	0413<0418	0415<0418	-	-	-
0419	0410<0419	0413<0419	0415<0419	0418=0419	-	-
0421	0410<0421	0413<0421	0415<0421	0418<0421	0419<0421	-
0423	0410<0423	0413<0423	0415<0423	0418=0423	0419=0423	0421>0423

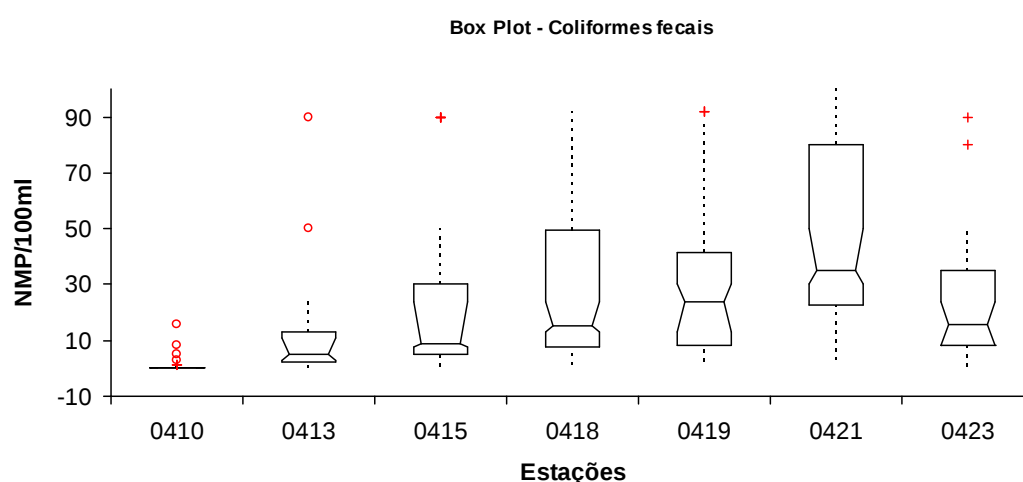


Figura 29 - Perfil comparativo em Box Plot de Coliformes Fecais para todas as estações.

³ A Resolução CONAMA 357 estabelece um limite para uso de recreação de contato primário e para os demais usos, o limite é de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 ml em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

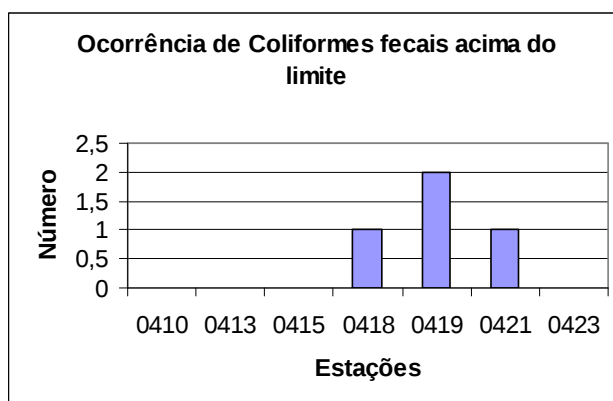


Figura 30 - Número de ocorrência de Coliformes fecais fora do limite de classe 2 da Resolução CONAMA 357.

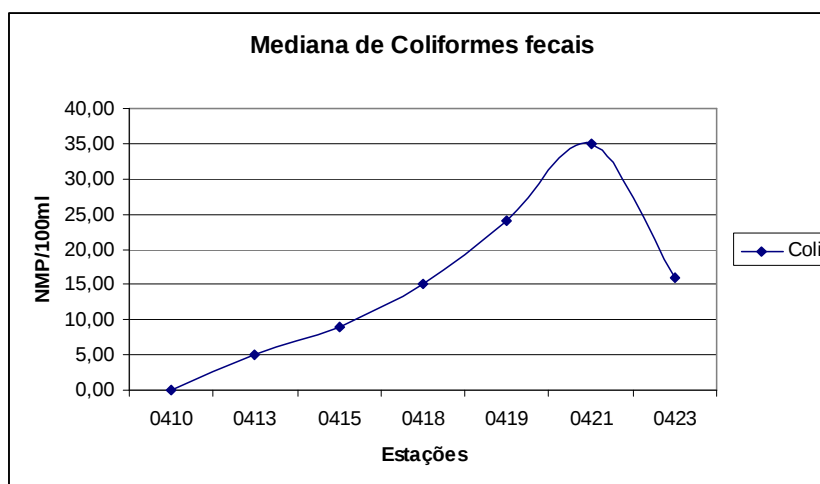


Figura 31 – Mediana de Coliformes fecais.

Tabela 37 – Coliformes fecais: diferenças entre as medianas sazonalmente de cada estação de monitoramento estatisticamente significantes (< ou >) ou não significantes (=).

0410	0413	0415	0418	0419	0421	0423
chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva=seca	chuva>seca	chuva=seca	chuva=seca

Conclusão: Não há uma clara distinção entre as estações para todos os parâmetros analisados que permita afirmar categoricamente a que se encontra em pior qualidade, nem um padrão espacial montante-jusante de piora ou melhoria. Para OD uma leve melhoria até a estação 0418 é seguida de queda até 0423. Para Coliformes fecais, uma clara tendência de piora até 0421 é seguida de melhora em 0423. Nitrito, Nitrato e Condutividade apresentam um aumento geral de valores se as duas extremidades do trecho estudado são analisadas.

8.1.3. Análise de tendência da qualidade da água no tempo

Devido à freqüente descontinuidade do monitoramento, as conclusões baseadas na análise de tendência devem ser tomadas com precaução. Uma das aplicações da análise de tendência é que, ainda que com uma grande dose de incerteza (a previsão ou “forecasting” é válida apenas se a tendência continuar inalterada), através de “forecasting” é possível estimar quanto tempo será necessário para que cada parâmetro em cada estação de monitoramento ultrapasse em termos de valores médios, o limite permitido, caso isso ainda não tenha ocorrido.

OD - Com relação ao oxigênio dissolvido, todas as estações apresentaram tendência de redução do mesmo no tempo (Figuras 32, 33, 34, 35, 36, 37 e 38).

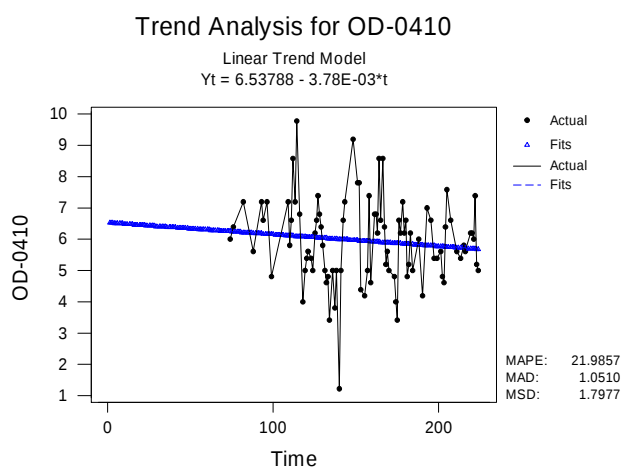


Figura 32 - Análise de Tendência de OD, estação 0410.

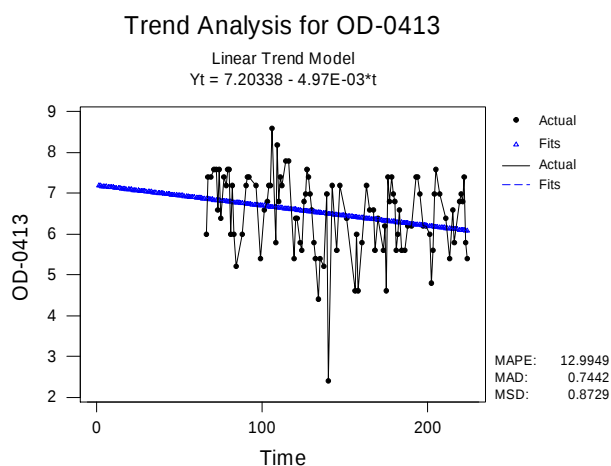


Figura 33 - Análise de Tendência de OD, estação 0413.

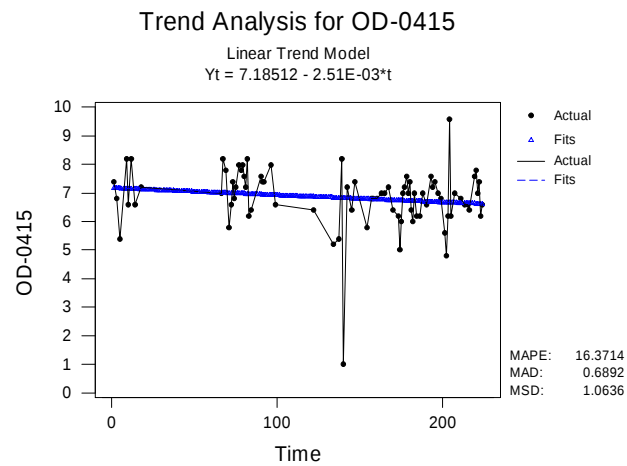


Figura 34 - Análise de Tendência de OD, estação 0415.

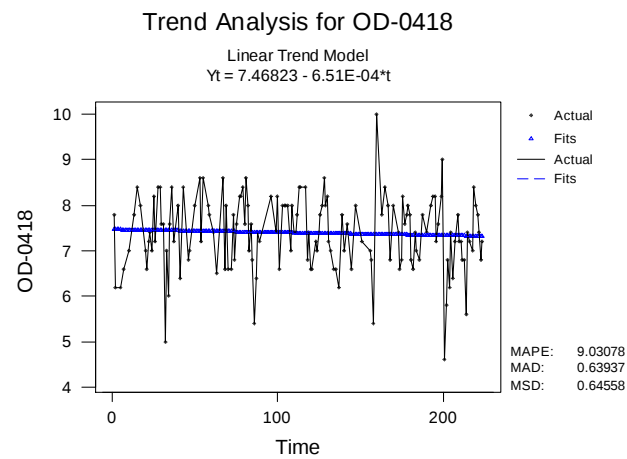


Figura 35 - Análise de Tendência de OD, estação 0418.

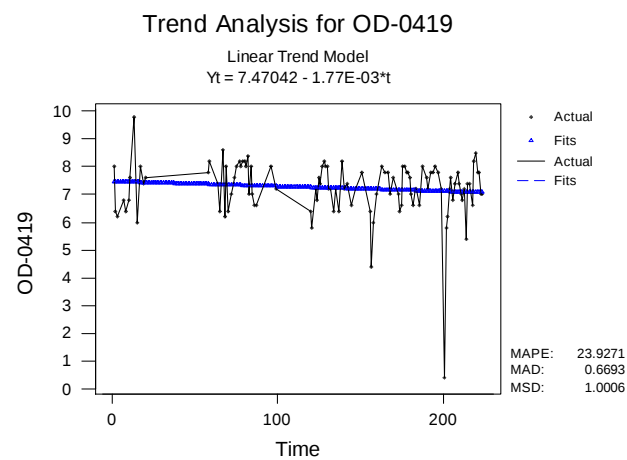


Figura 36 - Análise de Tendência de OD, estação 0419.

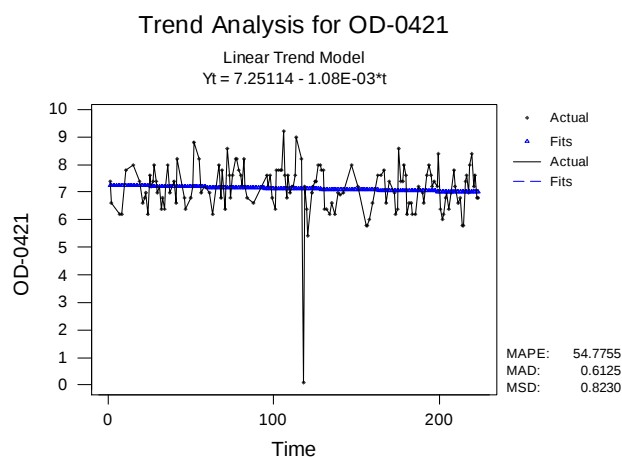


Figura 37 - Análise de Tendência de OD, estação 0421.

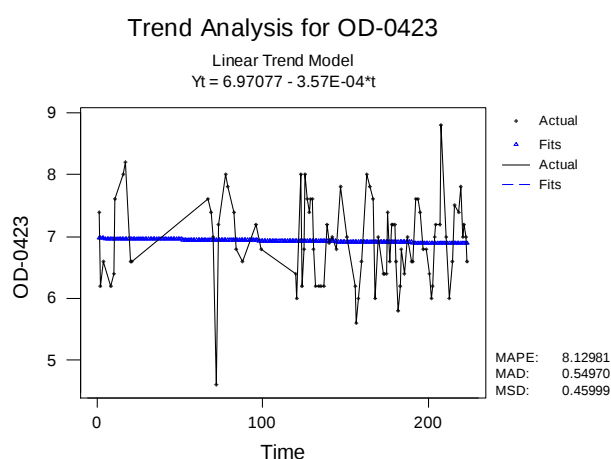


Figura 38 - Análise de Tendência de OD, estação 0423.

pH: Com exceção da estação 0419, todas as demais apresentaram tendência de queda do pH, com valores médios ligeiramente ácidos, abaixo de 7.0, sendo que na estação 0423 essa tendência foi mais acentuada.

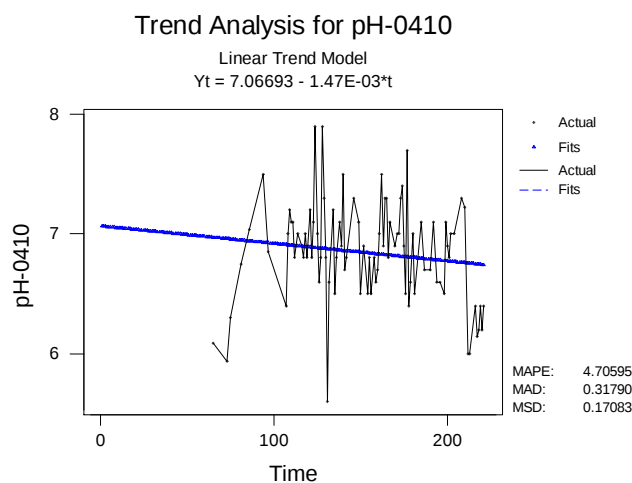


Figura 39 - Análise de Tendência de pH, estação 0410.

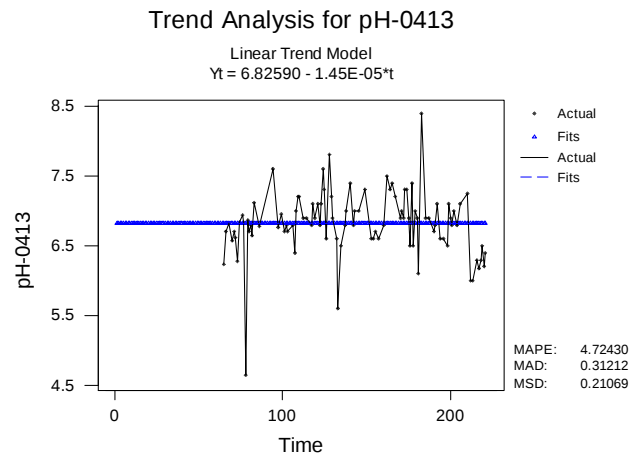


Figura 40 - Análise de Tendência de pH, estação 0413.

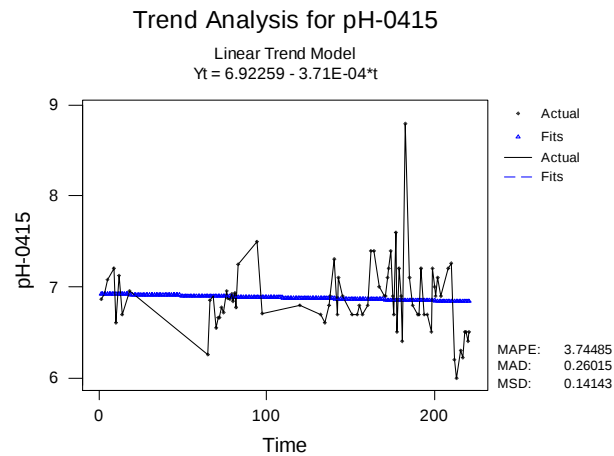


Figura 41 - Análise de Tendência de pH, estação 0415.

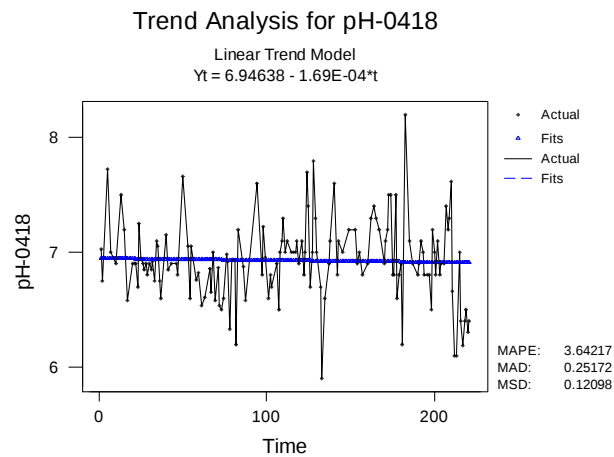


Figura 42 - Análise de Tendência de pH, estação 0418.

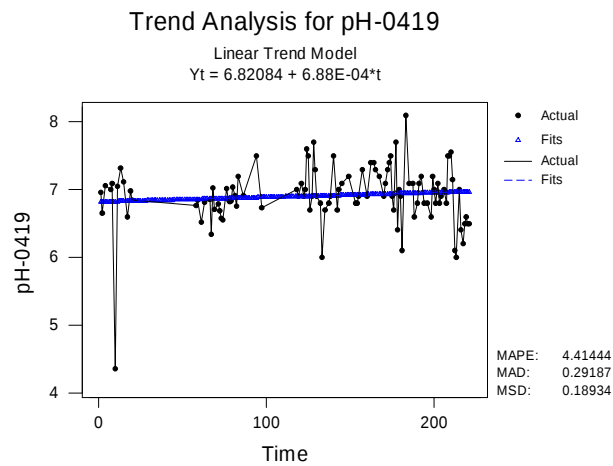


Figura 43 - Análise de Tendência de pH, estação 0419.

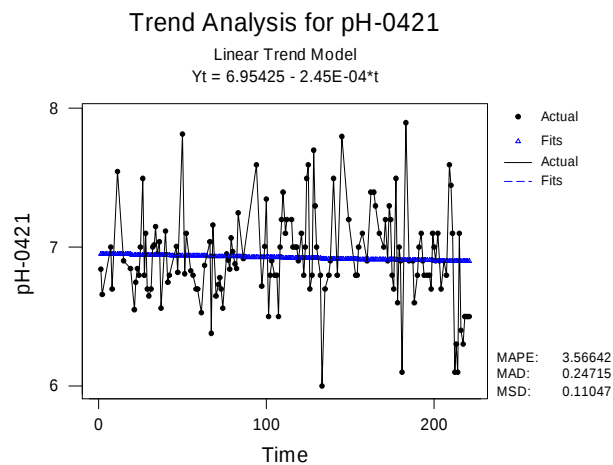


Figura 44 - Análise de Tendência de pH, estação 0421.

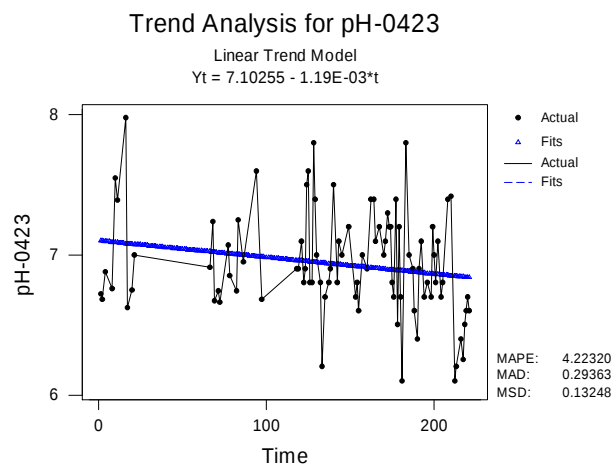


Figura 45 - Análise de Tendência de pH, estação 0423.

Condutividade: Com exceção da estação 0419 que apresentou tendência de decréscimo, todas as demais apresentaram tendências de aumento de condutividade no tempo, sendo que as estações localizadas mais à montante do trecho estudado (0410, 0413, 0415) e a última estação do trecho (0423) são as que apresentaram tendência mais acentuada de aumento.

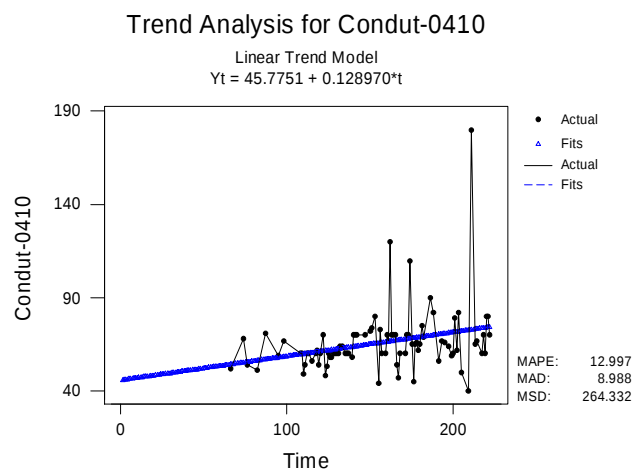


Figura 46 – Análise de tendência de Condutividade, estação 0410.

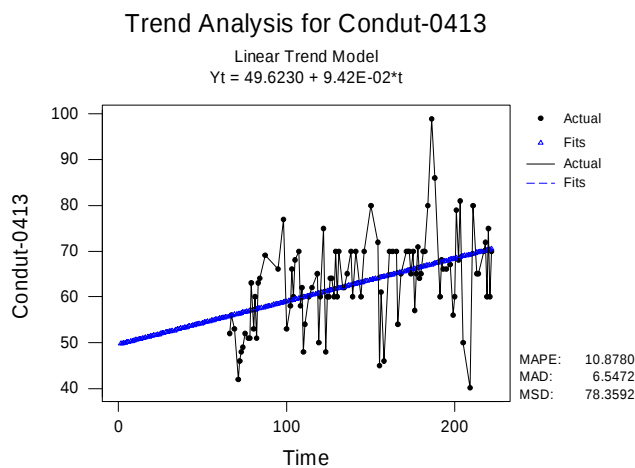


Figura 47 – Análise de Tendência de Condutividade, estação 0413.

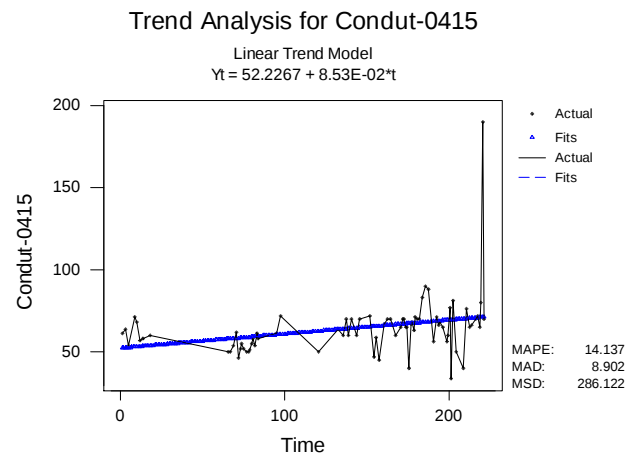


Figura 48 - Análise de Tendência de Condutividade, estação 0415.

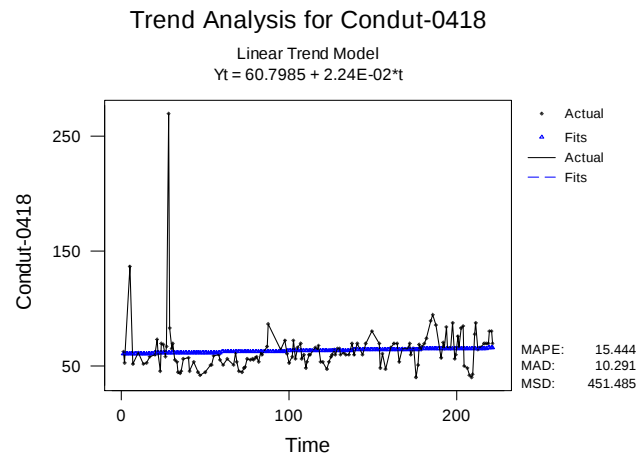


Figura 49 - Análise de Tendência de Condutividade, estação 0418.

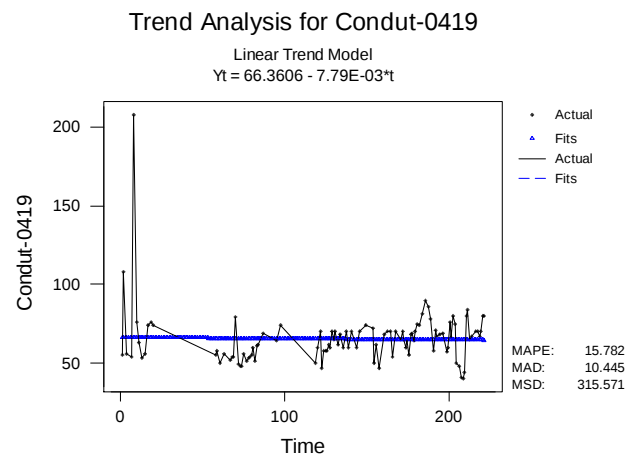


Figura 50 - Análise de Tendência de Condutividade, estação 0419.

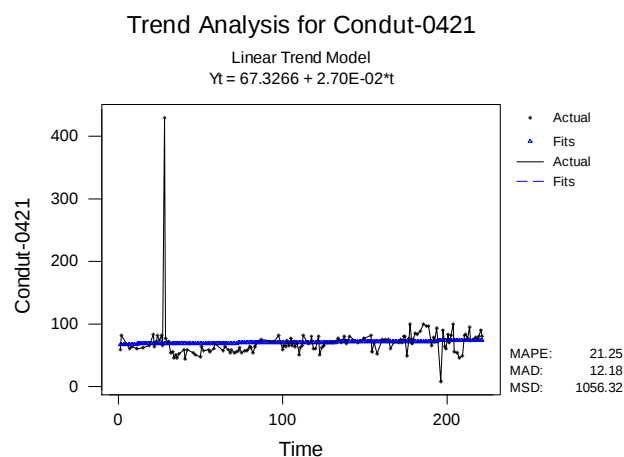


Figura 51 - Análise de Tendência de Condutividade, estação 0421.

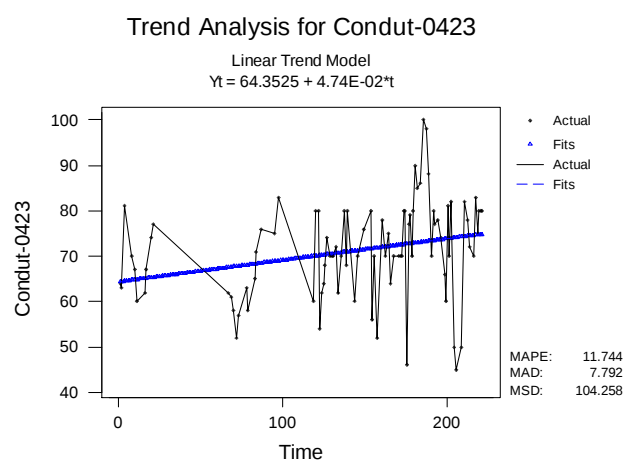


Figura 52 - Análise de Tendência de Condutividade, estação 0423.

DBO – Somente duas estações (0415 e 0419) mostraram leve tendência de decréscimo de DBO, sendo que as demais apresentaram tendência de aumento.

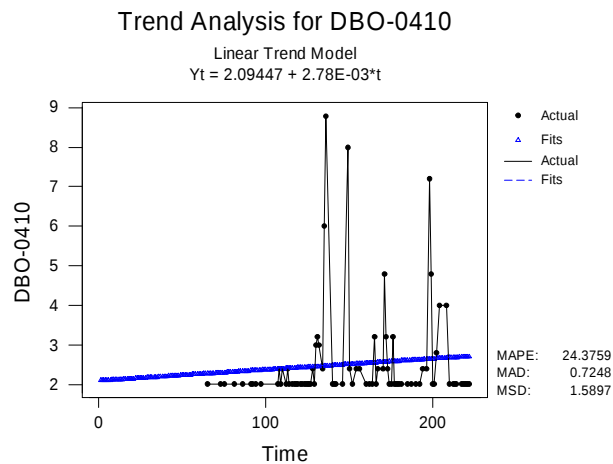


Figura 53 - Análise de Tendência de DBO, estação 0410.

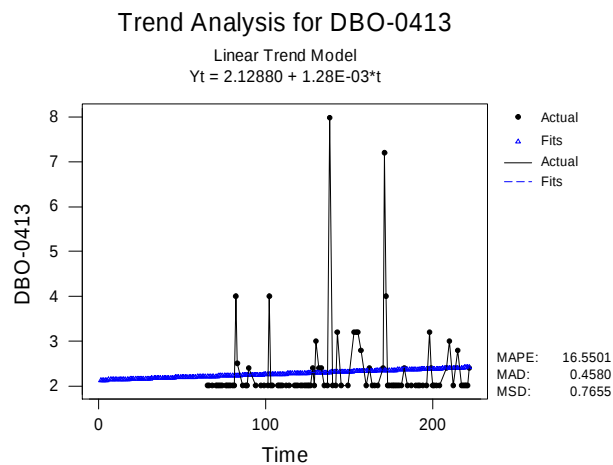


Figura 54 - Análise de Tendência de DBO, estação 0413.

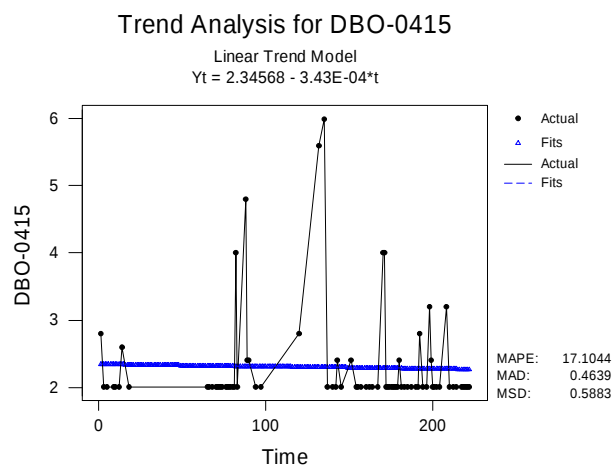


Figura 55 - Análise de Tendência de DBO, estação 0415.

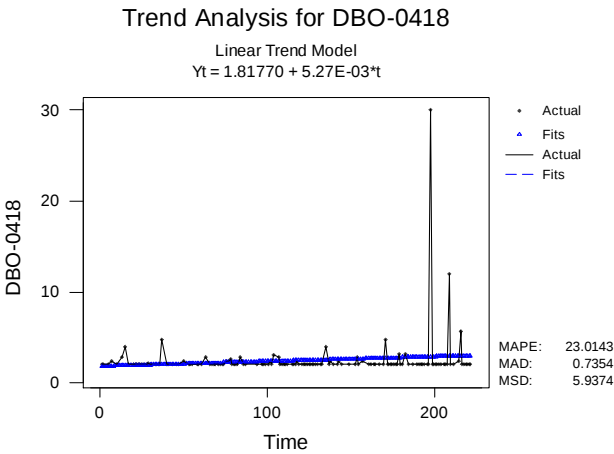


Figura 56 - Análise de Tendência de DBO, estação 0418.

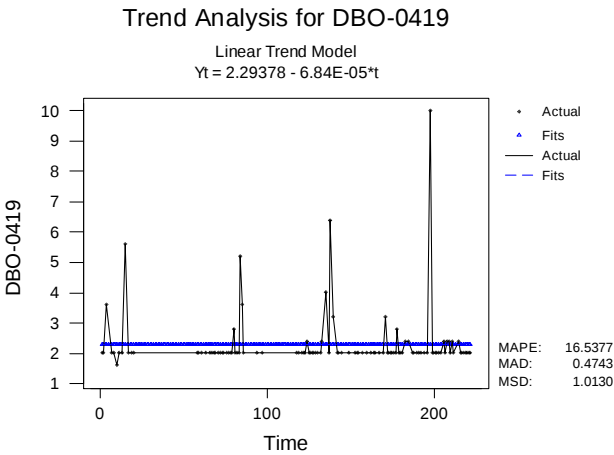


Figura 57 - Análise de Tendência de DBO, estação 0419.

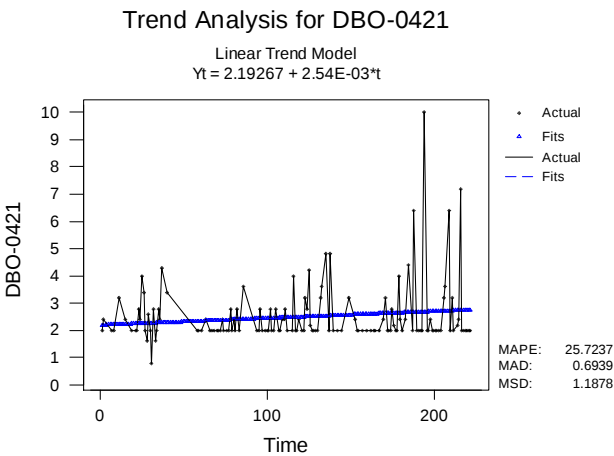


Figura 58 - Análise de Tendência de DBO, estação 0421.

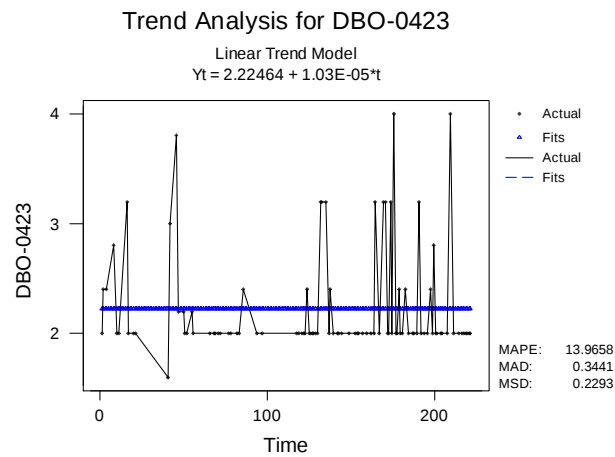


Figura 59 - Análise de Tendência de DBO, estação 0423.

DQO - Embora os valores de DQO sejam em geral baixos, apenas duas estações (0410 e 0421) apresentaram tendência de decréscimo de DQO; as demais estações apresentaram tendência de aumento.

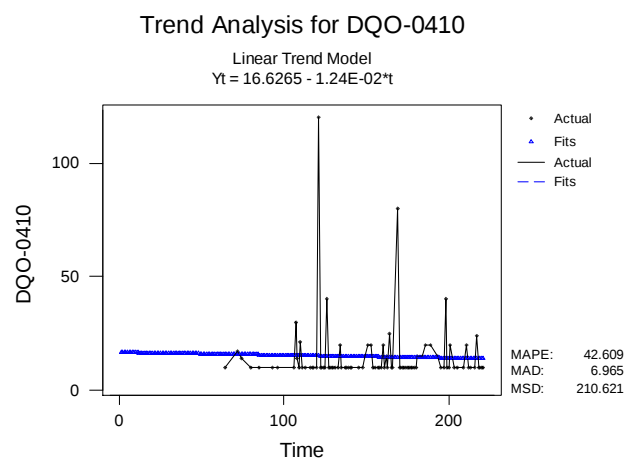


Figura 60 - Análise de Tendência de DQO, estação 0410.

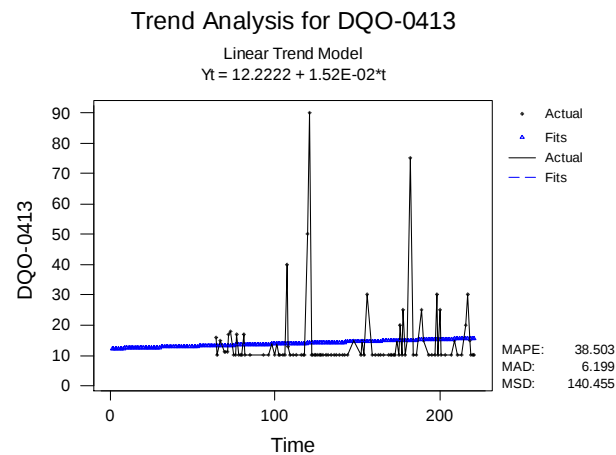


Figura 61 - Análise de Tendência de DQO, estação 0413.

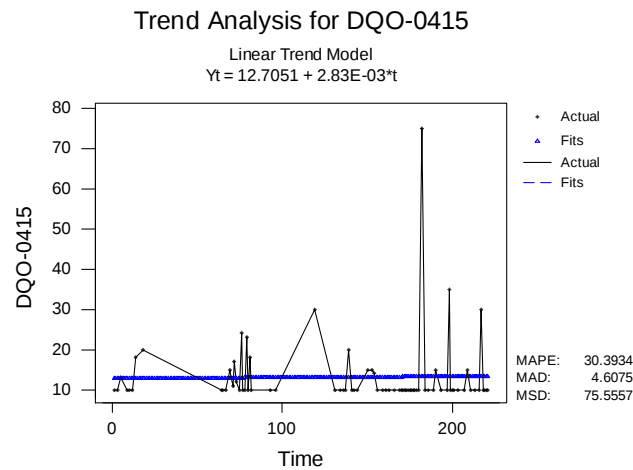


Figura 62 - Análise de Tendência de DQO, estação 0415.

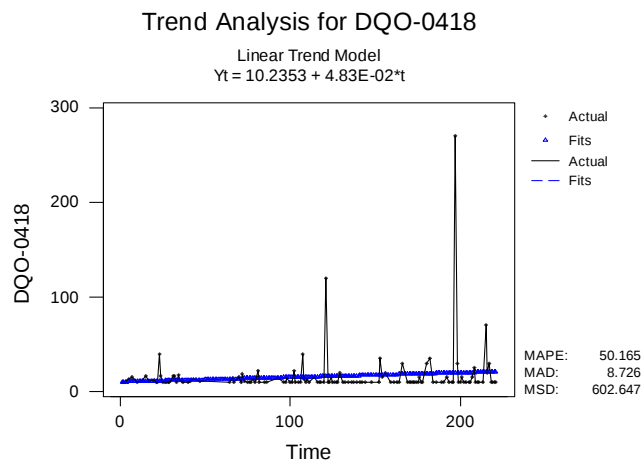


Figura 63 - Análise de Tendência de DQO, estação 0418.

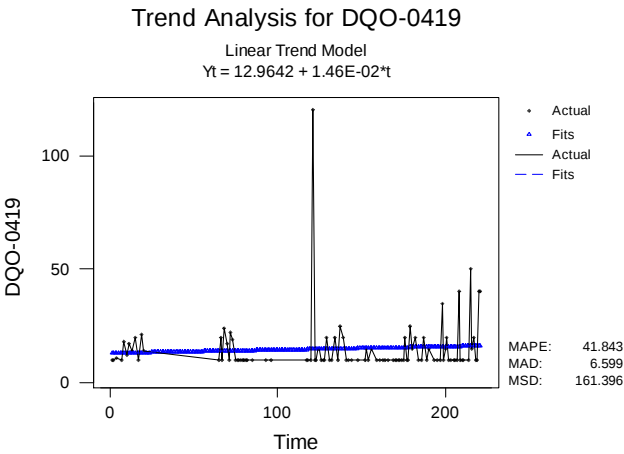


Figura 64 - Análise de Tendência de DQO, estação 0419.

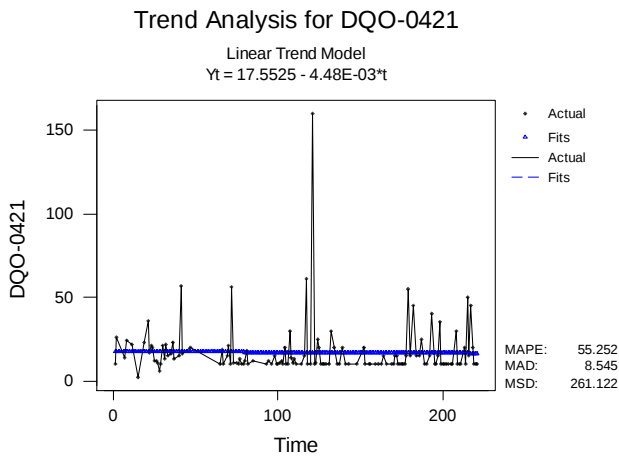


Figura 65 - Análise de Tendência de DQO, estação 0421.

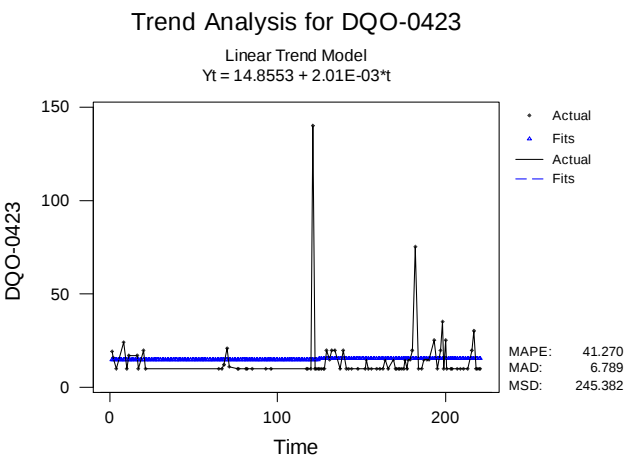


Figura 66 - Análise de Tendência de DQO, estação 0423.

Turbidez: Todas as estações apresentaram tendência de decréscimo de turbidez no período monitorado. A regularização de vazão e aprisionamento e deposição de partículas sólidas no Reservatório Funil (à montante das primeiras estações do trecho estudado) poderia explicar a tendência de redução particularmente nas primeiras estações (ex: 0410, 0413).

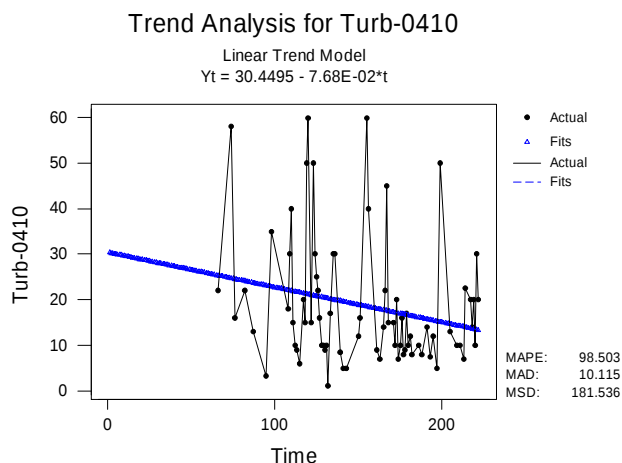


Figura 67 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0410.

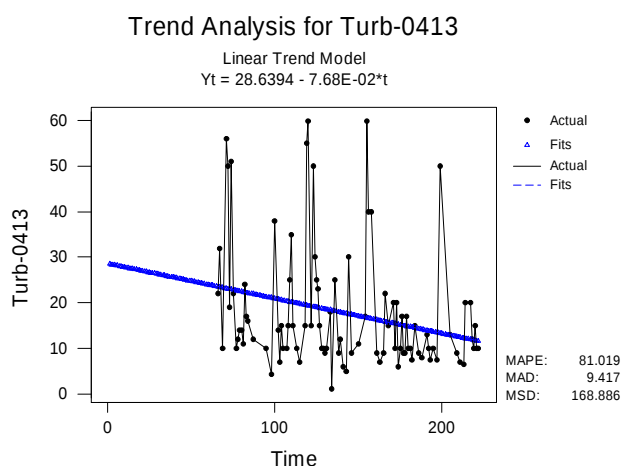


Figura 68 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0413.

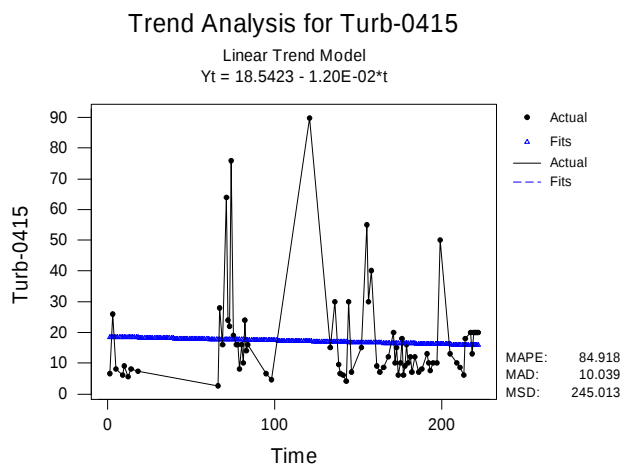


Figura 69 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0415.

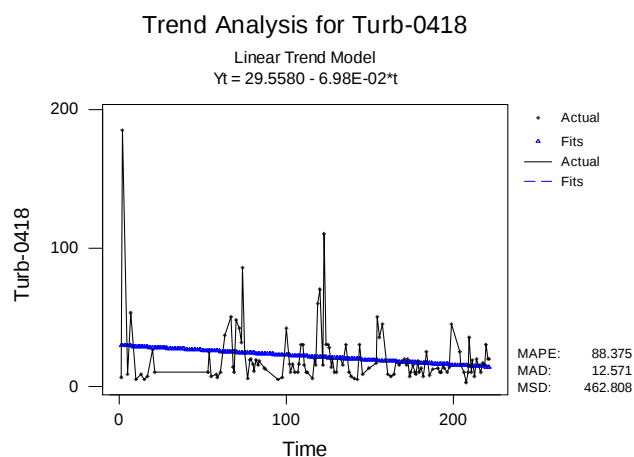


Figura 70 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0418.

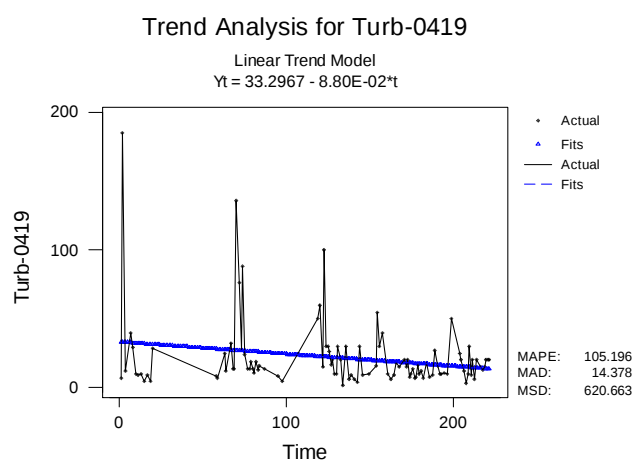


Figura 71 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0419.

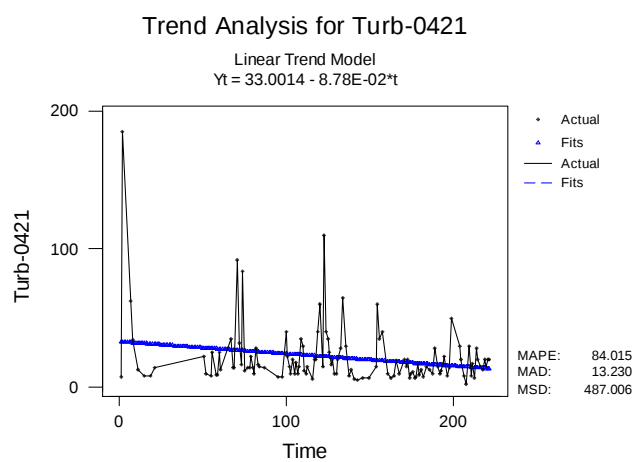


Figura 72 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0421.

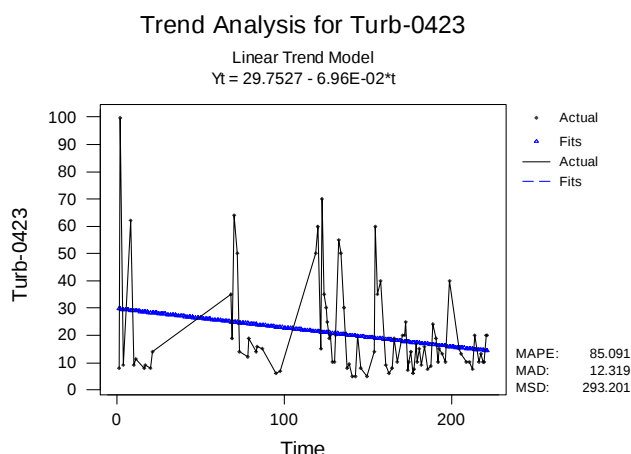


Figura 73 - Análise de Tendência de Turbidez, estação 0423.

Conclusões: De forma geral, pode-se concluir que com base nas análises de tendência histórica para os parâmetros físico-químicos, as estações apresentaram de forma mais acentuada ou menos acentuada, tendência de degradação na qualidade da água durante o período estudado. A tendência de redução de OD, simultaneamente à tendência de aumento de DBO e DQO reforçam tal conclusão.

8.2. Integridade biótica (IBI)

8.2.1. Comparação entre pontos e análise de tendência da integridade biótica no sentido montante-jusante

Figura 74 e Tabelas 38 e 39 apresentam as estatísticas descritivas para o IIB encontrado nas sete estações de monitoramento de ictiofauna da região de estudo. Os pontos 1 e 2 incluem dados de 12 coletas mensais para o primeiro ano e os pontos 3, 4, 5, 6 e 7, dados de 24 coletas mensais durante dois anos. Conforme já mencionado, os dados de IIB seguem distribuição normal e portanto, estatísticas paramétricas são aqui utilizadas.

Numa escala de 12 a 60 pontos possíveis, a pontuação do IIB variou de 12 a 46 (Tabela 38). A integridade biótica refletida pela ictiofauna do Rio Paraíba do Sul no trecho variou de muito pobre a razoavelmente boa (Quadro 2). Os três primeiros pontos de amostragem (1, 2 e 3) são anteriores à descarga dos efluentes da CSN, os dois seguintes (4 e 5) na região da CSN e os dois últimos (6 e 7) depois da CSN, localizadas no município de Barra do Piraí. Observa-se na Figura 74 que há uma queda no IIB medianos nos pontos 4 e 5, com um posterior

aumento nos pontos seguintes. O ponto 1 e o ponto no final do trecho (ponto 7) apresentaram os melhores valores de IIB. No teste de comparação entre as médias, os IIBs desses dois pontos de coleta não apresentaram diferenças significativas, mas se mostraram superiores aos demais pontos no trecho intermediário. Pode-se concluir que a integridade do ecossistema aquático cai ao longo do trecho, para se recuperar no final. Entretanto, cabe ressaltar que os valores médios de IIB em todo o trecho são muito baixos (21,17 a 28,58).

Tabela 38 – Resumo do IIB por ponto de amostragem

	1	2	3	4	5	6	7
Min	18	12	12	14	14	12	18
Max	42	34	32	32	40	46	44
Média	25,7	21,7	21,2	21,2	21,9	23,4	28,6
Mediana	23,0	20,0	21,0	20,0	20,0	21,0	28,0
DP	6,71	5,96	6,54	4,53	6,45	8,78	6,50

Tabela 39 – Estatística descritiva do IIB no trecho estudado.

Ponto	n	Mean	SD	SE	95% CI of		Median	IQR	95% CI of	
					Mean	Mean			Median	Median
1	12	25.67	6.71	1.94	21.41	29.93	23.00	8.50	20.00	30.00
2	12	21.67	5.96	1.72	17.88	25.45	20.00	2.50	18.00	22.00
3	24	21.17	6.54	1.33	18.41	23.93	21.00	9.50	18.00	26.00
4	24	21.17	4.53	0.92	19.26	23.08	20.00	7.50	18.00	24.00
5	24	21.92	6.45	1.32	19.19	24.64	20.00	7.50	18.00	24.00
6	24	23.42	8.78	1.79	19.71	27.12	21.00	12.00	18.00	28.00
7	24	28.58	6.50	1.33	25.84	31.33	28.00	8.50	24.00	32.00

Box Plot IIB

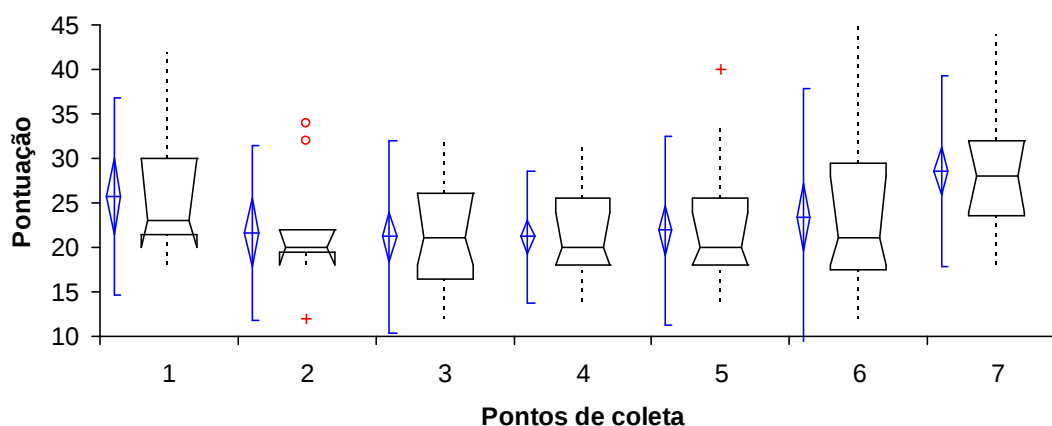


Figura 74 – Estatísticas descritivas paramétricas (diamante) e não-paramétrica (boxplot) dos IIB de sete pontos de coleta de ictiofauna.

Os testes de diferença entre as médias (test-t) para IIB são apresentados a seguir:

Test-t entre pontos de amostragem 1-2.

N	Mean	StDev	SE	Mean
1	12	25.67	6.71	1.94
2	12	21.67	5.96	1.72
Difference	12	4.00	6.77	1.95

95% CI for mean difference: (-0.30, 8.30)

T-Test of mean difference = 0 (vs > 0): T-Value = 2.05 P-Value = 0.033

Conclusão: O IIB no ponto 1 é significativamente superior ao IIB no ponto 2.

Test-t entre pontos de amostragem 1-primeiro ano do ponto 7

N	Mean	StDev	SE	Mean
1	12	25.67	6.71	1.94
7 (1o ano)	12	27.50	6.67	1.92
Difference	12	-1.83	9.93	2.87

95% CI for mean difference: (-8.14, 4.47)

T-Test of mean difference = 0 (vs < 0): T-Value = -0.64 P-Value = 0.268

Conclusão: : Não há diferença significativa entre o IIB no ponto 1 e no ponto 7.

Test-t entre pontos de amostragem 2 – 3 (1º ano)

	N	Mean	StDev	SE Mean
2	12	21.67	5.96	1.72
3 (1o an	12	20.33	6.92	2.00
Difference	12	1.33	8.24	2.38

95% CI for mean difference: (-3.90, 6.57)

T-Test of mean difference = 0 (vs < 0): T-Value = 0.56 P-Value = 0.707

Conclusão: Não há diferença significativa entre o IIB no ponto 2 e no ponto 3.

Test-t entre pontos de amostragem 3 - 4

N	Mean	StDev	SE	Mean
3	24	21.17	6.54	1.33
4	24	21.17	4.53	0.92
Difference	24	0.00	6.49	1.32

95% CI for mean difference: (-2.74, 2.74)

T-Test of mean difference = 0 (vs not = 0): T-Value = 0.00 P-Value = 1.000

Conclusão: Não há diferença significativa entre o IIB no ponto 3 e o IIB no ponto 4.

Test-t entre pontos de amostragem 4 - 5

N	Mean	StDev	SE	Mean
4	24	21.17	4.53	0.92
5	24	21.92	6.45	1.32
Difference	24	-0.75	5.33	1.09

95% CI for mean difference: (-3.00, 1.50)

T-Test of mean difference = 0 (vs not = 0): T-Value = -0.69 P-Value = 0.498

Conclusão: Não há diferença significativa entre I IIB no ponto 4 e o IIB no ponto 5.

Test-t entre pontos de amostragem 5 - 6

N	Mean	StDev	SE	Mean
5	24	21.92	6.45	1.32
6	24	23.42	8.78	1.79
Difference	24	-1.50	11.80	2.41

95% CI for mean difference: (-6.48, 3.48)

T-Test of mean difference = 0 (vs < 0): T-Value = -0.62 P-Value = 0.270

Conclusão: Não há diferença significativa entre o IIB no ponto 5 e o IIB no ponto 6.

T-test entre pontos de amostragem 6 - 7

N	Mean	StDev	SE	Mean
6	24	23.42	8.78	1.79
7	24	28.58	6.50	1.33
Difference	24	-5.17	9.95	2.03

95% CI for mean difference: (-9.37, -0.96)

T-Test of mean difference = 0 (vs < 0): T-Value = -2.54 P-Value = 0.009

Conclusão: O IIB no ponto 7 é significativamente superior ao IIB no ponto 6.

8.2.2. Comparação do IIB entre Zonas I, II e III

Na Tabela 40 e Figura 75 são apresentados o IIB por zona (I, II, III), onde juntou-se os dados das estações 1, 2 e 3 na Zona I, os dados das estações 4 e 5 na Zona II e as estações restantes na Zona III. Dessa forma procurou-se verificar a degradação da integridade biótica do Rio Paraíba do Sul na região da CSN. Os valores de IIB agregados por zona tornam-se mais claros, apresentando as medianas mais distintas. A mediana na Zona I (antes de ser

sofrer degradação) apresentou IIB mediano 22, na Zona II onde sofre a degradação da CSN, apresentou o menor IIB mediano (20) e na Zona III, apresentou a melhor pontuação (26).

Tabela 40 – Tabela IIB por zona.

	I	II	III
Min	12	14	12
Max	42	40	46
Média	22,42	21,54	26,00
Mediana	22,00	20,00	26,00
DP	6,59	5,52	8,07

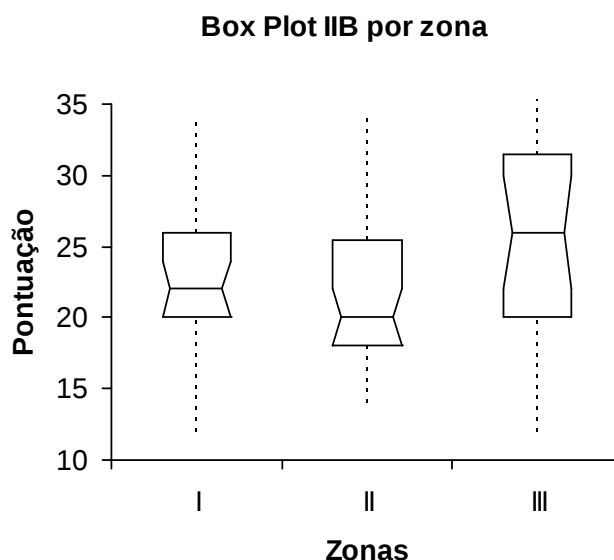


Figura 75 – Box Plot IIB por zona.

8.2.3. Análise de tendência no tempo para o IIB

As Figuras 76, 77, 78, 79, 80, 81 e 82 apresentam análise de tendência para o IIB no tempo. O ciclo sazonal de 4 meses foi o que melhor se adequou aos dados. Entretanto, como não era o objetivo do presente trabalho, nenhum esforço adicional foi empenhado para o aprimoramento ou ajuste do modelo.

Os pontos 1, 2 e 5 apresentaram tendência acentuada de piora do IIB com o tempo nos períodos estudados e o ponto 7 foi o único que apresentou uma tendência visível de melhoria no período estudado.

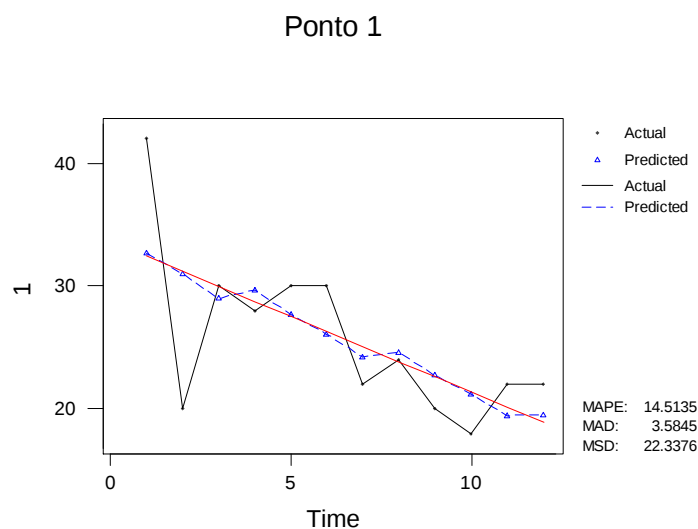


Figura 76 - Análise de tendência do IIB, ponto de coleta 1 (ciclo sazonal: 4 meses).

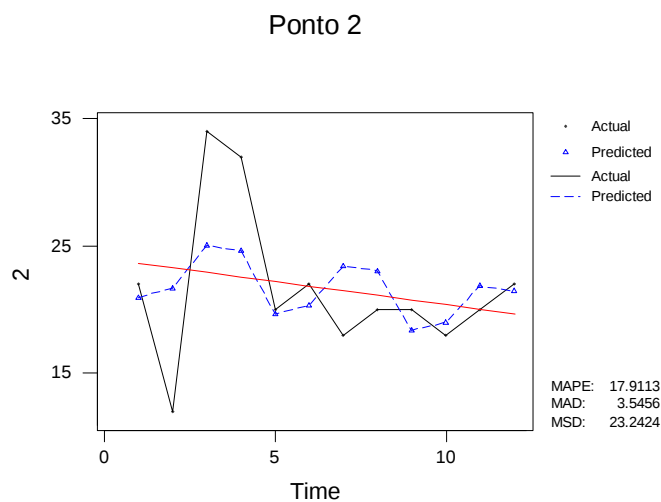


Figura 77 - Análise de tendência do IIB, ponto de coleta 2 (ciclo sazonal: 4 meses).

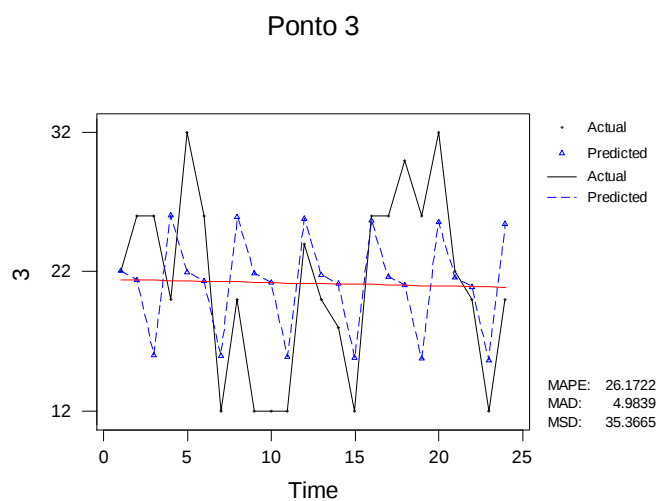


Figura 78 - Análise de tendência do IIB, ponto de coleta 3 (ciclo sazonal: 4 meses).

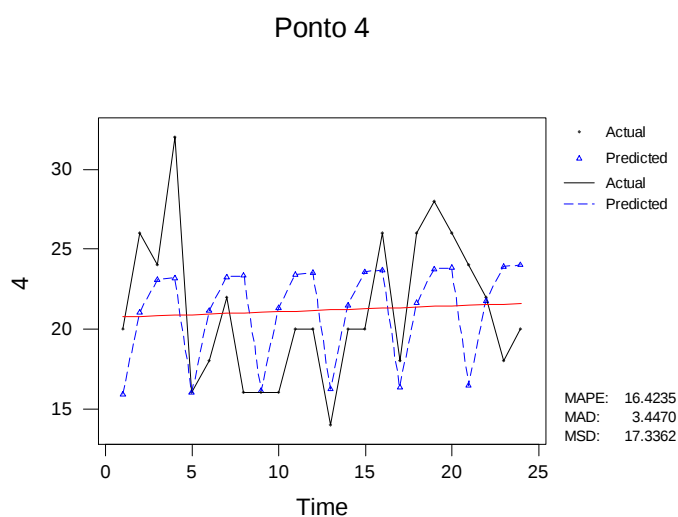


Figura 79 - Análise de tendência do IIB, ponto de coleta 4 (ciclo sazonal: 4 meses).

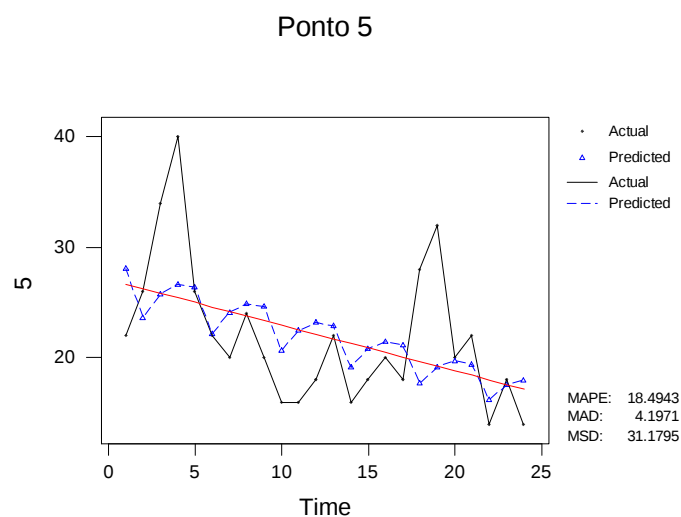


Figura 80 - Análise de tendência do IIB, ponto 5 (ciclo sazonal simulado: 4 meses).

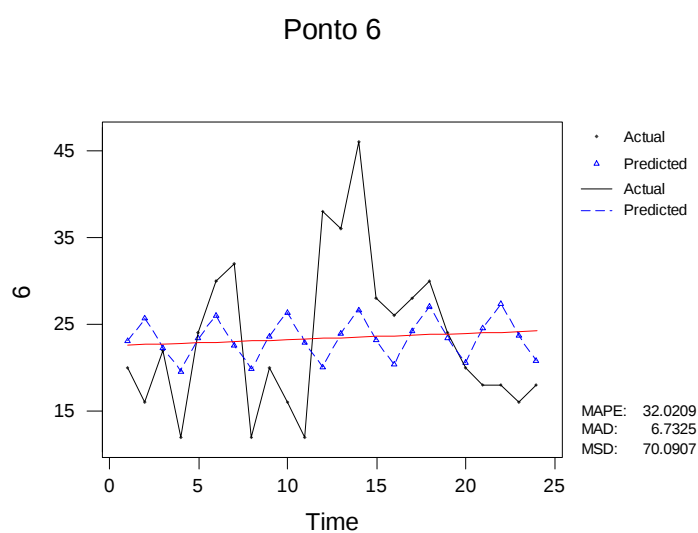


Figura 81 - Análise de tendência do IIB, ponto de coleta 6 (ciclo sazonal: 4 meses).

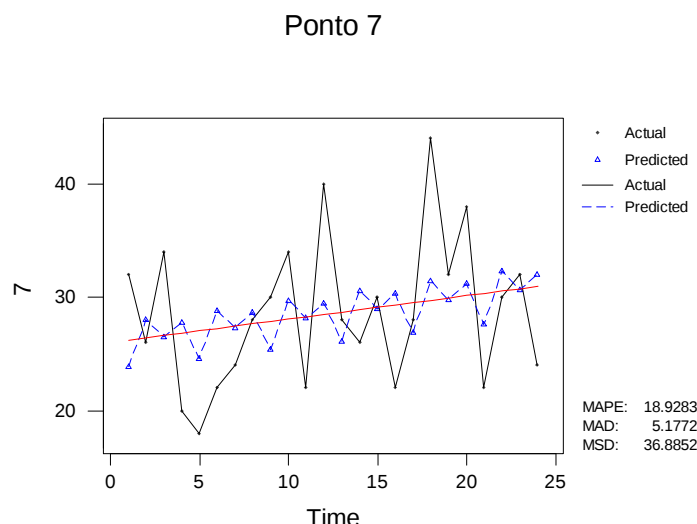


Figura 82 - Análise de tendência do IIB, ponto de coleta 7 (ciclo sazonal: 4 meses).

Conclusões: A análise dos IIBs das sete estações mostrou uma tendência de redução de integridade biótica em direção ao trecho mediano estudado, seguido de recuperação a mediada que se distancia da CSN. Tal tendência fica mais evidente quando as estações são agrupadas nas Zonas I (antes da CSN), II (logo após a CSN) e III (depois da Barragem Santa Cecília bem distante da CSN). A análise temporal indica que os pontos 1 e 2 (ambos antes da CSN) e 5 (à jusante da CSN) são os únicos que apresentam tendência de queda de IIB no tempo. O ponto 7 (último do trecho estudado) é o único que apresentou tendência marcada de recuperação no tempo.

8.3. Similaridade entre as estações ou pontos quanto ao conjunto de dados

8.3.1. Parâmetros de qualidade da água

Através de procedimento de estatística multivariada Análise Hierárquica de Agrupamentos (HCA) foi possível estabelecer graus de semelhança relativa entre as diferentes estações de monitoramento da FEEMA, com base nos dados disponibilizados de qualidade da água. Conforme observado na Tabela 41 e Figura 83, a estação 0418 é a que apresentou o menor grau de similaridade com as demais estações. As estações 0410 e 0413 são muito semelhantes quanto ao conjunto parâmetros de qualidade de água.

Tabela 41 - Amalgamation Steps in the Hierarchical Cluster Analysis.

Step	Number of clusters	Similarity level	Distance level	Clusters joined	New cluster	Number of observations in the new cluster
1	6	95.37	0.093	1	2	2
2	5	94.24	0.115	1	3	3
3	4	89.47	0.211	6	7	2
4	3	88.23	0.235	1	6	5
5	2	86.76	0.265	1	5	6
6	1	59.35	0.813	1	4	7

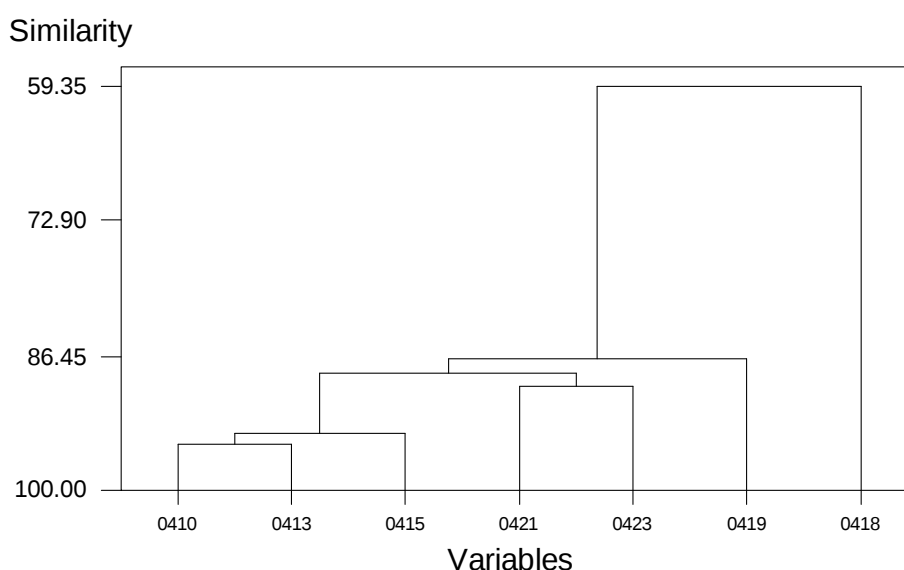


Figura 83 - Dendrograma de similaridade entre as estações de monitoramento de qualidade da água. Estações (eixo X) e grau de semelhança (eixo y).

8.3.2. Índices de Integridade Biótica IIB

Através de procedimento de estatística multivariada *Análise Hierárquica de Agrupamentos* (Hierarchical Cluster Analysis-HCA) foi possível estabelecer graus de similaridade relativa entre os pontos de coleta de ictiofauna. Dois aspectos foram utilizados para determinar o grau de similaridade entre os sete pontos de coleta (1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7): (i) ocorrência de indivíduos por espécie e (ii) biomassa por espécie.

Para calcular a ocorrência de espécies e número de indivíduos por espécie, as coletas mensais para cada ponto foram utilizadas. Para comparar a biomassa por espécie coletada, foram utilizados os valores mensais totais de biomassa coletados, independentemente da espécie.

Com relação à (i) ocorrência de espécies e número de indivíduos (espécimes) por espécie, os pontos de amostragem 2 e 3 seguidos do ponto 1 apresentaram alta similaridade (índice superior a 85.65). O ponto 6 dentre todos, foi o que mostrou maior distância com relação aos demais (Tabela 42 e Figura 84).

Tabela 42 - Amalgamation Steps.

Step	Number of clusters	Similarity level	Distance level	New cluster	Number of observations in the new cluster
1	6	93.36	29.292	2	2
2	5	92.64	32.496	1	3
3	4	81.08	83.522	1	4
4	3	77.11	101.040	1	5
5	2	75.36	108.766	1	6
6	1	29.90	309.356	1	7

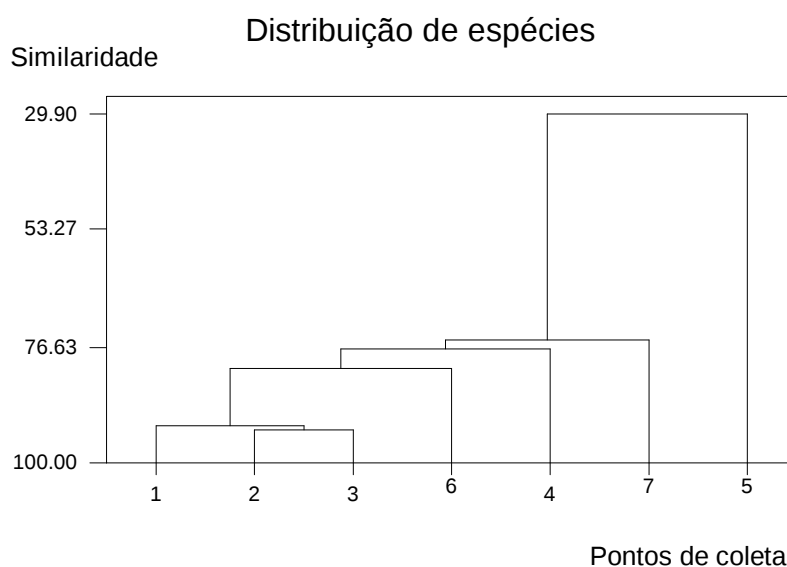


Figura 84 - Dendrograma de similaridade entre os pontos de coleta de ictiofauna quanto à ocorrência e frequência de indivíduos por espécie. Estações (eixo X) e grau de semelhança (eixo y).

Tabela 43 - Amalgamation steps: Biomassa coletada mensalmente, em nove pontos de coleta.

Step	Number of clusters	Similarity level	Distance level	New cluster	Number of observations in the new cluster
1	5	89.03	51.68	1	2
2	4	75.08	117.45	1	3
3	3	73.26	125.99	1	4
4	2	62.25	177.87	1	5
5	1	21.65	469.20	1	6

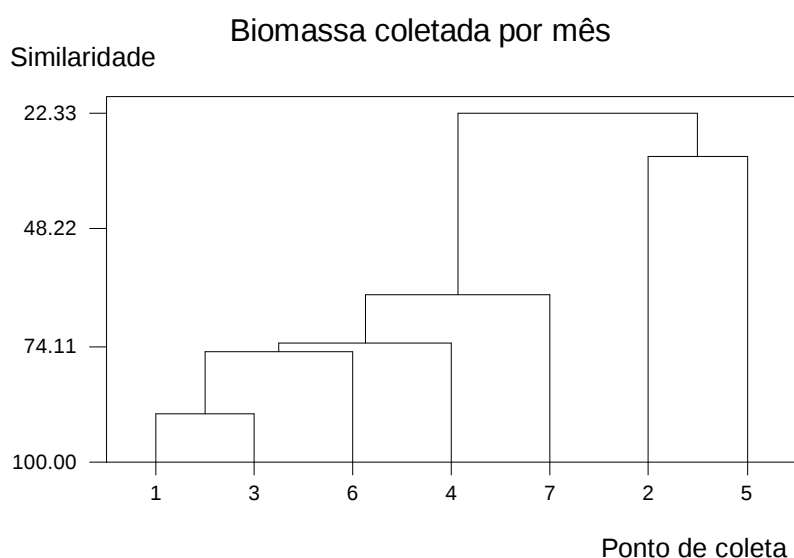


Figura 85 - Dendrograma de similaridade entre os pontos de coleta de ictiofauna quanto à biomassa total coletada por estação. Estações (eixo X) e grau de semelhança (eixo y).

Conclusões: Com relação à qualidade da água, a estação de monitoramento 0418 em Barra Mansa foi a que se apresentou mais distante das demais. Observa-se um padrão de maior similaridade entre algumas estações adjacentes: 0410 com 0413 seguidas da 0415; 0421 com 0423. A ocorrência (presente/ ausente) de espécies e o número de indivíduos por espécie (frequência de ocorrência) permitiram a identificação do ponto de amostragem 5 (a jusante da CSN) como o mais distinto de todos os demais. Por outro lado, os pontos 2 e 3 (Zona I) foram os que apresentaram maior similaridade. Com relação à biomassa total por coleta, os pontos 5 e 2 apresentaram maior similaridade.

9. DISCUSSÃO

A maior parte dos trabalhos utilizando o índice de integridade biótica (IIB) tem se concentrado em países de clima temperados e em cursos d'água de pequeno porte sendo realizadas basicamente com pesca elétrica. A associação de pesca elétrica em rios de pequeno porte de clima temperado representa grande eficiência na amostragem da ictiofauna regional em poucas coletas. Entretanto, Angermeier e Karr (1986) enfatizaram a importância de se testar a viabilidade de aplicação do IIB em rios de grande porte. Porém, a técnica de pesca elétrica é inadequada para rios de grande porte, necessitando-se nesse caso modificação na metodologia de coleta da ictiofauna. Segundo Fichberg (2000), talvez devido às dificuldades inerentes à realização de trabalhos ecológicos neste tipo de ambiente, poucas tentativas tem sido feitas nesse sentido. A maior diversidade dos rios de clima tropical e em especial dos rios brasileiros aumenta ainda mais a dificuldade de se aplicar e testar o IIB nestes ambientes.

Araújo (1998), foi o primeiro pesquisador que tentou adaptar o IIB no Brasil e em um rio de grande porte como é o Rio Paraíba do Sul. Para as amostragens o pesquisador utilizou diferentes artes de pesca e repetiu mensalmente o esforço amostral ao longo de um ano. Fichberg (2000) na tentativa de aumentar a abrangência das amostras realizou coletas em dois anos consecutivos de amostragens mensais ao invés de um ano visando minimizar eventuais problemas decorrentes da sazonalidade de algumas espécies. O presente trabalho analisa os dados de ictiofauna do estudo de Fichberg (2000) disponibilizado pela referida autora e os dados de série histórica da rede de estações de monitoramento da qualidade da água da FEEMA num mesmo trecho do Rio Paraíba do Sul, no norte fluminense, numa tentativa de verificar até que ponto tais abordagens refletem o grau de deterioração do ecossistema aquático.

Estima-se que na bacia do rio Paraíba do Sul ocorra aproximadamente 169 espécies de peixes, e este número pode ainda ser aumentado com a intensificação de levantamentos (BIZERRIL, 1999). Em levantamento realizado entre os anos de 1984 e 1985 por Araújo (1996), foi registrado para o trecho médio na calha principal, 44 espécies, sendo duas introduzidas. No período de 1995 e 1996, Araújo (1998) registrou 26 espécies, sendo uma exótica, enquanto Pinto (2003) registrou para o mesmo trecho 51 espécies. Entretanto, a grande riqueza apontada por Bizerril (1999) se refere à riqueza da bacia como um todo, onde estão incluídas as assembléias de peixes dos pequenos riachos de cabeceiras, que não ocorrem no canal principal. A menor diversidade encontrada no trecho estudado (41 espécies), também

pode ser explicada pelas amostragens terem sido restritas as margens do canal principal do rio e embocadura de tributários próximos ao canal principal. A fauna dos tributários não foi portanto amostrada. Especulações acerca da extinção local de espécies no trecho estudado podem ser feitas, mas não há como provar com base nos dados disponíveis. Uma hipótese mais adequada é que algumas espécies diminuíram suas populações a tal ponto que não foi possível realizar seu registro. Exemplos deste caso são as piabanhas *Brycon opalinus*, *Brycon* sp. e o curimatá *Prochilodus vimboides* para citar apenas alguns. Existe, por exemplo, uma ONG - “Projeto Piabanha” - que trabalha para a recuperação da população da piabanha no Rio Paraíba do Sul.

Segundo Hilsdorf e Petrere Jr. (HILSDORF e PETRERE JR., 2002) a queda da diversidade e da quantidade de peixes da bacia do Rio Paraíba do Sul tem sido intensa. Segundo estes autores o repovoamento é uma prática válida para recuperar as populações de peixes, mas deve ser acompanhada de medidas de saneamento dos efluentes industriais e domésticos (para manter a qualidade das águas) e de proteção das matas ciliares (essenciais para a estabilidade das margens e a alimentação das espécies). Estes pesquisadores concluem que as ações de recuperação dos recursos naturais da bacia do Rio Paraíba do Sul devem envolver a sociedade civil, por meio de canais como comitês de bacias, organizações não-governamentais (ONGs) e outros.

Pinto (2003) estudando um trecho maior do Rio Paraíba do Sul, coletou um total de 1377 indivíduos pertencentes a 6 espécies introduzidas no Rio Paraíba do Sul. Fichberg (2000) encontrou constantemente espécies introduzidas em suas coletas. Ao todo foram 313 indivíduos distribuídos em seis espécies das quais as mais frequentes foram as tilápias (*Tilapia rendalli*, *T. hornorum*, *Tilapia* sp. e *Oreochromis niloticus*). Além destas espécies foram também coletados exemplares de *Cichla monoculus* (tucunaré), espécie carnívora, bastante voraz, oriunda da bacia amazônica. Outra espécie introduzida na bacia foi o dourado (*Salminus maxillosus*), porém esta espécie não foi amostrada por esta pesquisadora. Acredita-se que grande parte do desequilíbrio da ictiofauna em alguns trechos do Rio Paraíba do Sul, deveu-se à introdução desta espécie original da bacia do Rio Paraná.

Com relação aos fatores bióticos (parâmetros físicos e químicos), embora os mesmos reflitam a qualidade físico-química da água, nem sempre descrevem a qualidade geral do corpo d'água (FAUSCH *et al.*, 1984). Num sistema de rios, alterações físico-químicas nem sempre podem ser registradas com precisão, pois o fluxo do rio ao transportar e diluir

substâncias químicas, diminui a possibilidade de detecção destas substâncias e conseqüentes alterações em pH, condutividade elétrica entre outros fatores (KARR, 1981).

Há um crescente aumento de interesse no campo da pesquisa ambiental nas análises de séries históricas em relação à degradação ambiental que é um dos mais importantes aspectos para as agências reguladoras que são responsáveis pelo manejo dos recursos hídricos. A principal questão é se a qualidade da água tem mudado no tempo e no espaço. Técnicas estatísticas do campo de análises de séries históricas são usadas para obter parâmetros que descrevem sinais de variação no tempo. As tendências podem ser devido à presença de intervenções conhecidas ou desconhecidas, tais como vários tipos de mudanças no uso e ocupação do solo, acidentes ambientais, etc. Ainda, devido à falta de infra-estrutura e recursos, variáveis de qualidade de água são medidas via de regra em intervalos de tempo irregulares e com frequência há grandes vazios quando os dados não são coletados.

A qualidade química da água do Rio Paraíba do Sul foi medida por autores tais como Araújo (1999), FEEMA/UERJ (1983) e é regularmente monitorada pela FEEMA. Em Volta Redonda, níveis de poluição acima dos limites da Resolução CONAMA 357 tem sido associados às descargas da CSN. Entretanto, no presente trabalho, as análises da série histórica dos parâmetros físico-químicos analisados, mostraram que foram poucas às vezes em que os valores encontrados ultrapassaram os limites estipulados pela Resolução CONAMA 357 para rios Classe 2 nos parâmetros oxigênio dissolvido, pH, turbidez, nitrato, nitrito, coliformes fecais, DBO e DQO. Porém, deve-se salientar que tais limites se referem a aspectos de tratabilidade da água e não às exigências para manutenção da integridade biótica. Além disso, a falta de constância e regularidade nas amostragens realizadas pela FEEMA, o que prejudica a análise das séries históricas. Nesse sentido, os dados dos parâmetros físico-químicos utilizados no presente estudo apresentaram tal irregularidade, o número de observações para cada parâmetro e de cada estação variou grandemente e por esse motivo o resultado das análises deve ser vista com limitações.

A seguir são apresentadas as conclusões referentes aos dados de qualidade da água:

Oxigênio dissolvido (OD) O oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais. Além de ser essencial para a respiração aeróbica, o oxigênio dissolvido afeta o estado da oxidação-redução de muitas outras variáveis químicas, tais como nitrato, amônia, sulfatos, sulfitos e íons férrico e ferroso. Baixos teores de oxigênio dissolvido é freqüentemente um indicador de poluição orgânica e o grau de tal poluição pode ser examinado medindo a DBO. Durante a estabilização da matéria

orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução de sua concentração no meio. Os níveis de oxigênio dissolvido indicam a capacidade de um corpo d' água natural em manter a vida aquática. O oxigênio dissolvido apresentou grande amplitude (0,1 – 10 mg/l), ocasionando assim, infrações em relação à Resolução CONAMA 357. A tendência de aumento no nível de OD ao longo do rio se deve ao próprio processo de oxigenação devido ao turbilhonamento da água. Este acréscimo foi estatisticamente significativo (Tabela 12). Há uma queda na concentração de oxigênio da água nas estações 0418, 0419 e 0421, exatamente quando o rio atravessa os municípios de Barra Mansa e Volta Redonda, onde recebe grande carga orgânica de esgoto e efluentes industriais. Na última estação (0423) talvez devido ao processo de autodepuração o nível de oxigênio da água comece a restabelecer melhores níveis. Os dois valores mais baixos de oxigênio dissolvido são nas estações justamente após Barra Mansa e Volta Redonda e os dois com maiores mínimos justamente antes de Barra Mansa e bem depois de Volta Redonda. Possivelmente o baixo valor de OD seja ocasionado por despejos pontuais de substâncias que consomem o OD da água. Em todas as estações a concentração mínima de OD ultrapassou o limite da Resolução CONAMA 357 atingindo níveis bastante críticos, até mesmo para as espécies mais resistentes. Provavelmente estas quedas nos níveis de OD tenham provocado mortandade na ictiofauna da região. A estação 0410 localizada à jusante do Reservatório de Funil foi a estação que mais ultrapassou o limite da Resolução CONAMA, mostrando a água de péssima qualidade que é escoada do reservatório (descarga de fundo). A análise de tendência apontou para todas as estações, diminuição da concentração de OD ao longo do tempo.

pH - A concentração de íon hidrogênio no solo ou na água é um dos componentes químicos mais importantes do habitat. Não afeta a diversidade e distribuição direta de organismos, mas determina a natureza de muitas reações químicas que ocorrem no ambiente. Os organismos aquáticos estão geralmente adaptados às condições de neutralidade e, em consequência, alterações bruscas do pH de uma água podem resultar no desaparecimento destes organismos. Com relação ao pH, os dados também apresentaram grande amplitude (4,35 - 8,8) sendo que quatro estações ultrapassaram o limite da Resolução CONAMA. As estações com os piores níveis de pH foram 0410, 0413 e 0418, 0419, que apresentaram valores abaixo do permitido pela Resolução CONAMA 357. A estação 0410 está localizada à jusante do Reservatório do Funil, a segunda (0413) após a cidade de Resende, a estação 0418 antes de Barra Mansa, porém abaixo do efluente da empresa Du Pont do Brasil e a estação 0419 após o município de Barra Mansa. Todas estas estações estão recebendo os efluentes de

indústrias, com exceção da estação 0410 que recebe águas diretamente do Reservatório de Funil. Não houve diferença estatística entre a estação chuvosa e seca. Quase todas as estações apontam para diminuição do pH ao longo do tempo.

Condutividade - A condutividade elétrica da água é determinada pela presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions e pela temperatura. Quanto maior a condutividade, maior a quantidade de íons na água. Desde que águas poluídas têm alta condutividade em comparação com águas naturais, esta medida é frequentemente usada como índice de poluição. As principais fontes dos sais de origem antropogênica naturalmente contidos nas águas são: descargas industriais de sais, consumo de sal em residências e no comércio, excreções de sais pelo homem e por animais. As maiores amplitudes de condutividade foram os próximos aos pólos industriais de Barra Mansa e de Volta Redonda (estações 0418, 0419 e 0421). Apesar de as medianas apresentarem valores próximos (Tabela 17), elas, porém foram estatisticamente diferentes (Tabela 18). A condutividade apresentou maiores níveis na estação chuvosa na maioria das estações de monitoramento. É de se esperar este resultado devido ao processo de carreamento de materiais e lavagem e erosão do solo proporcionado pela precipitação e escoamento da água no solo. A análise de tendência mostra aumento da condutividade no tempo para a maioria das estações.

DBO - Os maiores aumentos em termos de DBO são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática. A DBO apresentou-se semelhante em todas as estações. Apenas a última estação não apresentou valores acima do limite da Resolução CONAMA 357, a estação mais distante da zona urbana de Volta Redonda. Esperava-se encontrar uma distinção clara para este parâmetro indicando degradação na qualidade da água nas estações do pólo industrial de Barra Mansa e Volta Redonda, devido ao adensamento populacional desta região, porém os dados não possibilitaram esta observação (Figura 18). Os valores mais altos de DBO das estações à montante apontam também a baixa qualidade da água provinda do reservatório de Funil (Tabela 20). A análise de tendência temporal apontou aumento da concentração de DBO em quase todas as estações, com exceção das estações 0415 e 0419.

DQO - Os valores da DQO normalmente são maiores que os da DBO, sendo o teste realizado num prazo menor e em primeiro lugar, orientando o teste da DBO. A análise da DQO é útil para detectar a presença de substâncias resistentes à degradação biológica. O aumento da concentração da DQO num corpo d'água se deve principalmente a despejos de

origem industrial. A DQO é amplamente usada para determinar a concentração do resíduo e é aplicada primariamente para misturas de poluentes tais como esgoto e resíduos industriais e biológicos. Os dados de DQO apresentaram valores bastante extremos, mas com mediana em torno de 10 mg/l. Os dados de DQO também não apontaram queda na qualidade da água ao atingir a região de Barra Mansa e Volta Redonda, porém apresentou uma sutil tendência de aumento ao longo do fluxo do rio. Parece não haver relação entre a concentração de DQO com a sazonalidade da estação de seca e chuva. Apenas duas estações não apresentaram tendência de aumento da concentração de DQO ao longo do tempo (0410 e 0421).

Nitrato - É a principal forma de nitrogênio encontrada nas águas e concentrações de nitratos superiores a 5 mg/l demonstram condições sanitárias inadequadas, pois as principais fontes de nitrogênio nitrato são dejetos humanos e animais. Os nitratos estimulam o desenvolvimento de plantas, sendo que organismos aquáticos, como algas, florescem na presença destes e, quando em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a eutrofização do sistema. O Nitrato apresentou valores bem abaixo do limite da Resolução CONAMA 357 em todas as estações, porém foi possível verificar um aumento gradativo na concentração deste parâmetro das estações a montante para jusante. Isto possivelmente se deve aos efluentes provenientes de esgotamento sanitário recebido ao longo do curso do Rio Paraíba do Sul, principalmente em Resende, Barra Mansa e Volta Redonda.

Nitrito - É encontrado em quantidades diminutas nas águas superficiais. O íon nitrito pode ser utilizado pelas plantas como uma fonte de nitrogênio. A presença de nitritos na água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica. Nitrito assim como Nitrato apresentou valores abaixo do limite da Resolução CONAMA 357. As concentrações de Nitrito apresentaram aumento de montante para jusante, atingindo a máxima concentração na última estação. Há nítido aumento na concentração de nitrito a partir da estação 0419.

Turbidez - A turbidez que representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água pode ser causada por três variáveis: (1) compostos químicos dissolvidos, tais como taninos, ácidos e sais, (2) partículas suspensas tais como silte, argila e matéria orgânica e (3) densidade de microorganismos. A alta turbidez reduz a fotossíntese da vegetação enraizada submersa e das algas que por sua vez, afetar a produtividade de peixes influenciando nas comunidades biológicas aquáticas. A Turbidez não apresentou aumento ao longo do curso do rio, porém, os maiores valores foram encontrados a partir da estação 0418 possivelmente indicando influência de efeitos antrópicos na região. Apenas as estações 0418, 0419 e 0421 apresentaram valores acima do limite da Resolução CONAMA 357. Este

parâmetro parece não influenciar muito na integridade da fauna aquática, visto que as médias e medianas foram bem abaixo de 100 UNT. Como esperado, a turbidez foi maior no período chuvoso devido à chuva carrear material para o rio. A análise de tendência da turbidez apontou redução em todas as estações.

Coliformes fecais - As bactérias do grupo coliformes fecais são uns dos principais indicadores de contaminações fecais e assume importância como parâmetro indicativo da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, disenteria bacilar e cólera. Os dados de coliformes fecais apresentaram grande amplitude, variando de 0,2 a 9160 NMP/100ml. Há tendência neste parâmetro de aumento de Coliformes fecais ao longo do rio. A queda na concentração de Coliformes fecais na última estação é considerada normal, reflexo direto do distanciamento do ambiente urbano e da pausa do despejo contínuo de esgoto sanitário e as baixas concentrações na primeira estação é devido à água ser proveniente do Reservatório de Funil.

Em resumo, os dados confirmam que a calha principal não apresenta condições críticas de qualidade de água, em termos de poluição orgânica para a Classe 2 de rios, em função principalmente da vazão e grande capacidade de autodepuração do rio. Evidencia-se, entretanto, o impacto do lançamento de esgotos sanitários por meio, principalmente, das elevadas concentrações de Coliformes Fecais nas regiões mais densamente urbanizadas como Barra Mansa, Volta Redonda e Barra do Piraí (FEEMA, 2002). Segundo Fichberg (com. pess.), algumas empresas da região despejavam seus efluentes em vésperas de feriado, quando nenhum órgão ambiental está fazendo fiscalização.

Segundo a FEEMA (FEEMA, 2002), no sentido do escoamento do rio, as condições de qualidade de água tendem a piorar em função da redução da vazão do rio e, conseqüentemente, da capacidade de diluição e assimilação de carga orgânica. Esta piora na qualidade da água é evidenciado através de vários parâmetros físico-químicos que apontam para esta piora a partir da estação 0418-0419. A análise de similaridade confirma esta evidência, colocando as estações 0418 e 0419 mais distantes das outras estações. As primeiras estações formam um grupo bastante similar seguido das duas últimas estações.

Índice de Integridade Biótica: O IIB mostrou-se um indicador adequado para a aplicação no trecho médio-inferior do Rio Paraíba do Sul. Entretanto, o IIB encontrado a partir dos dados de ictiofauna nos sete pontos de amostragem foi em geral baixo, variando de 12 até 46 numa escala de 12 a 60.

Segundo Araújo (1998), o motivo para a baixa integridade biótica aquática na região se deve ao parque industrial instalado na área que é composto por indústrias de grande porte, com três siderúrgicas, Companhia Siderúrgica Nacional, Siderúrgica Barra Mansa e Companhia Siderúrgica Bárbara, além de indústrias químicas produtoras de pesticidas, solventes clorados e orgânicos sintéticos diversos, como a Cyanamid do Brasil, Sandoz S.A., Indústrias Químicas Resende, Dupon do Brasil, bem como indústrias metalúrgicas, como a Fornasa, Xerox do Brasil e Companhia Brasileira de Pneumáticos Michellin.

Além desses, outros fatores como a construção de barragens, que impossibilitam a migração de peixes na época de desova, atividades de mineração que degradam o fundo do rio e aumentam a turbidez da água e a canalização de determinados trechos do rio, que diminuem o habitat e eliminam as lagoas marginais que são usadas como áreas de criação por muitas espécies de peixes, também contribuem para o baixo IIB encontrado. Tais fatores são provavelmente tão ou mais importantes do que qualidade química da água. A caracterização dos pontos de amostragem (Material e Métodos) informa sobre a degradação da calha do rio em tais pontos.

Embora as estações 1, 2 e 3 estejam à montante do parque industrial de Volta Redonda, há vários tributários a montante dessas estações que drenam a região de indústrias químicas como a Cyanamid de Barra Mansa causando por muitas vezes grande mortandade de peixes na região a jusante. Araújo (1999) reporta que o despejo de várias dessas empresas juntas, correspondem a cerca de 10% da poluição causada somente pela Companhia Siderúrgica Nacional localizada em Volta Redonda. Assim, esperava-se que a integridade biótica no trecho à montante de Volta Redonda, estivesse mais preservada. Porém, a localização de um ponto de coleta (3) justamente à jusante de uma indústria química (Du Pont) mascarou os dados esperados. Provavelmente por este motivo, o IIB apresentado na região a montante de Volta Redonda, também foi baixo. A mínima foi menor que a da Zona II e as médias e medianas da Zona II foram semelhantes ao apresentado nas estações 2 e 3 da Zona I. Somente a estação 1 apresentou valores mais altos, bem distintos do IIB encontrado nas estações 2 e 3. Na estação 1, as águas são provenientes do Reservatório de Funil.

Qualidade da água versus IIB: Apesar do IIB estar bastante relacionado com a preservação do habitat (calha do rio, vegetação ciliar, etc), os fatores físico-químicos da qualidade da água desempenham também um importante papel para a pontuação do IIB. A principal dificuldade é em separar a importância relativa de cada um destes fatores e sua influência na pontuação do IIB. Brower *et. al.* (1997) enfatiza que ao medir qualquer dos

parâmetros físico-químicos, a determinação é válida para aquele exato momento. O IIB por outro lado, reflete a qualidade ambiental existente num passado pelo menos de médio prazo. Gray (1989) comenta que alguns agentes de estresse podem causar morte ou reduzir a fecundidade, provocando diminuição das populações afetadas. Logo, mesmo que os fatores abióticos não tenham demonstrado alterações correlacionadas às notas do IIB, estas alterações possam ter interferido na comunidade de peixes do Rio Paraíba do Sul que foi representada nas amostras desse trabalho, resultando em classificações baixas de IIB.

De forma geral, com base nos parâmetros físico-químicos analisados, não foi possível distinguir de forma clara, contundente, o impacto esperado pelas indústrias de Barra Mansa e Volta Redonda, conforme proposto pelo trabalho de Fichberg (2000). Alguns parâmetros apresentam valores maiores para a região de impacto esperado, porém tal padrão não é claro para os demais parâmetros analisados. Talvez os parâmetros aqui analisados não sejam os mais adequados, ou pelo fator de diluição, ou pela degradação generalizada da qualidade da água desde o Reservatório de Funil em todo o trecho, ou pelo fato das séries históricas não terem a regularidade adequada. Observa-se sim que, a região como um todo sofre impactos contínuos e não só apenas na região de Barra Mansa e Volta Redonda, mas desde a estação 0410 no município de Resende até o município de Barra do Piraí. Os dados de Oxigênio dissolvido, DBO e pH, por exemplo, evidenciam este fato.

Com o IIB, em compensação, foi possível a construção de um quadro mais claro. A composição e estrutura da comunidade de peixes mostram claramente a diferença da integridade biótica particularmente quando os pontos de amostragem são agregados em Zonas I, II e III. Os baixos valores de IIB para todo o trecho estudado, confirmam a hipótese de que o trecho esteja degradado como um todo.

Alguns parâmetros como Oxigênio dissolvido, pH, Coliformes fecais, Turbidez, mostram de valores máximos ou mínimos alcançados nas estações de Barra Mansa e Volta Redonda, uma possível degradação mais intensa.

Sumarizando, pode-se dizer que quanto mais complexa a estrutura trófica de uma determinada comunidade, mais estável e resistente a alterações é a comunidade (PIANKA, 1982). Para rios tropicais como o Paraíba do Sul, é esperada uma elevada diversidade de espécies, com uma estrutura trófica extremamente ramificada e mais resistente a alterações do que aquela de pequenos rios. Entretanto, esta situação não se observa, muito provavelmente pela longa história de exploração deste rio que comprometeu tanto a qualidade físico-química da água como a heterogeneidade de habitat. Toda a região compreendida pela bacia do Rio

Paraíba do Sul encontra-se bastante alterada, como resultado deste longo processo, que em alguns pontos já deve apresentar características irreversíveis.

Embora os parâmetros físico-químicos de qualidade de água nos seus valores medianos não reflitam a severidade da degradação do ecossistema aquático na região estudada, os baixos IIBs obtidos para os pontos de coleta de ictiofauna no mesmo trecho, e as diferenças estatisticamente significantes em termos de tendência de degradação no tempo indicam impactos de natureza provavelmente irreversível.

10. CONCLUSÕES

É de amplo conhecimento que descargas pontuais de poluentes podem causar alterações significativas em ecossistemas aquáticos. Entretanto o recurso de monitoramento da qualidade de água pode não ser suficiente para indicar os impactos sofridos pelos ecossistemas. Se estas alterações de qualidade da água realmente interferem diretamente na fauna e flora aquática, tais interferências podem ser detectadas com um programa de monitoramento através do IIB. Mesmo que descargas pontuais de poluentes tenham se dissipado com o volume do fluxo de água, seus efeitos podem ser detectados pelo IIB, uma vez que causam alterações na estrutura da comunidade. O IIB, além disso, apresenta a vantagem de poder evidenciar alterações na qualidade ambiental, não diretamente ligadas à poluição química, tais como estado de preservação da calha do rio, da vegetação ripariana, etc. Um tipo de controle que poderia ser realizado pela FEEMA enquanto a implementação de monitoramento biótico não acontece, é o registro de mortandade de peixes como o IGAM realiza no trecho do Paraíba do Sul em Minas Gerais. A investigação de suas causas e a aplicação de punição para os responsáveis seria muito mais rápida e eficiente. Com este registro em mãos, seria fácil explicar o baixo IIB para a região no trecho fluminense. Outro aspecto também a ser considerado é o número de vezes que o limite mínimo para Oxigênio dissolvido da Resolução CONAMA 357 foi ultrapassado. Este registro mostra o estresse a que os peixes dessa região estão submetidos. Outros fatores como supressão de habitat, e estresse químico também são fatores importantes que influenciam diretamente a saúde da biota, só para citar alguns. Finalmente, pode-se concluir que:

- O uso de indicadores biológicos exigidos pela agência ambiental US EPA e pela Directiva da Comunidade Européia, mostra que esta é uma tendência mundial que deve ser tema de discussão futura pelas agências de controle ambientais brasileiras;
- A CETESB entre as três agências estaduais da Bacia do Rio Paraíba do Sul é a que possui a melhor estrutura para avaliar as condições do ambiente e da qualidade da água do Rio Paraíba do Sul, fazendo uso de um maior número de indicadores para a avaliação;
- O trecho médio-inferior do Rio Paraíba do Sul encontra-se impactado por ações antrópicas que degradam a qualidade da água;
- Há tendência de queda da qualidade da água no sentido montante-jusante para diversos parâmetros no trecho estudado e tendência de piora ao longo do tempo;

- A região de Barra Mansa e Volta Redonda apresenta queda da qualidade da água;
- O IIB traz uma mensagem clara e útil para tomadores de decisão na avaliação da qualidade ambiental.

11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRASIL. Decreto 24.643. Decreto 24.643, de 10 de julho de 1934.
- BRASIL. Resolução CONAMA N° 20. RESOLUÇÃO CONAMA N° 20, de 18 de junho de 1986.
- BRASIL. Lei Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Lei 7.663, de 30 de dezembro de 1991. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos.
- BRASIL. Lei das Águas. Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei 7.990, de 28 de dezembro de 1989.
- European Union. European Union Water Framework Directive, 2000. 2000/60/CE. EC of the European Parliament and of the Council of Europe establishing a framework for community action in the field of water policy. Brussels, 30 June, 2000.
- BRASIL. Resolução CONAMA N° 357. RESOLUÇÃO CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.
- ADLER, R. W. Filling the gaps in water quality standards: legal perspectives on biocriteria. In: W. S. DAVIS e T.P.SIMON. Biological Assessment and Criteria. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p. 345-358.
- AGOSTINHO, A. A. e H. F. JÚLIO JR. Ameaça ecológica - Peixes de outras águas. Ciência Hoje, v.21, n.124, p.36-44. 1996.
- AN, K.-G., S. S. PARK e J.-Y. SHIN. An evaluation of a river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions. Environment International, v.28, p.411-420. 2002.
- ANDREASEN, J. K., R. V. O'NEILL, R. NOSS e N. C. SLOSSER. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. Ecological Indicators, v.1, p.21-35. 2001.
- ANGERMEIER, P. L. e G. DAVIDEANU. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index of biotic integrity. Hydrobiologia, v.511, p.65-78. 2004.
- ANGERMEIER, P. L. e J. R. KARR. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. North American Journal of Fisheries Management, v.6, p.418-429. 1986.
- _____. Biological integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. BioScience, v.44, p.690-697. 1994.
- ARAÚJO, F. G. Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo rio Paraíba do Sul, RJ. Rev. Brasil. Biol., v.56, n.1, p.111-126. 1996.

- _____. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. Rev. Brasil. Biol., v.58, n.4, p.547-558. 1998.
- ARAÚJO, F. G., I. FICHBERG, B. C. T. PINTO e M. G. PEIXOTO. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, southeast Brazil. Environmental Management, v.32, n.4, p.516-526. 2003.
- ARAÚJO, J. R. S. Rio Paraíba do Sul, trecho Resende - Vargem Alegre. Análises de micropoluentes orgânicos em águas e sedimentos. FEEMA. Rio de Janeiro, p.17. 1999
- ARMITAGE, P. D. Behaviour and ecology of adults. In: P. D. ARMITAGE, P. S. CRANSTON, *et al.* The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-Biting. London: Chapman & Hall, 1995. p. 194-224.
- ÁVILLA, C. J. C. P., E. D. ASSAD, J. J. VERDESIC, N. I. EID, W. SOARES e M. A. V. FREITAS. Geoprocessamento da informação hidrológica. In: M. A. V. D. O. FREITAS. O estado das águas no Brasil - 1999 perspectivas de gestão e informação de recursos hídricos. Brasília: ANEEL - SRH/MMA-OMM, 1999. p. 187-196.
- BAILEY, R. C., M. G. KENNEDY, M. Z. DERVISH e R. M. TAYLOR. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. Freshwater Biology, v.39, p.765-774. 1998.
- BANCO MUNDIAL. Gerenciamento de recursos hídricos. Brasília: SRH, bsb. 1998. 107 p.
- BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, B. D. SNYDER e J. B. STRIBLING. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water. Washington, D.C. 1999
- BECK JR., W. M. Studies in stream pollution biology. I. A simplified ecological classification of organisms. Quarterly Journal of the Florida Academy of Sciences, v.17, p.211-227. 1954.
- BELPAIRE, C., ROELSMOLDERS, I. V. AUWEELE, D. ERCKEN, J. BREINE, G. V. THUYNE e F. OLLEVIER. An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. Hydrobiologia, v.434, p.17-33. 2000.
- BIZERRIL, C. R. S. F. Ictiofauna da bacia do Rio Paraíba do Sul. Biodiversidade e padrões biogeográficos. Braz. Arch. of Biol. and Techn., v.42, n.2, p.233-250. 1999.
- BIZERRIL, C. R. S. F. e P. B. PRIMO. Peixes de águas interiores do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Femar-Semads. 2001. 417 p.
- BOCKSTALLER, C. e P. GIRARDIN. How to validate environmental indicators. Agricultural Systems, v.76, p.639-653. 2003.
- BOLLMANN, H. A. e D. D. M. MARQUES. Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de águas. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.5, n.1, p.37-60. 2000.
- BRAMBLETT, R. G. e K. D. FAUSCH. Variable fish communities and the Index of Biotic Integrity in a western great plains river. Trans. am. Fish Soc., v.120, p.752-769. 1991.
- BROWER, J. E., J. H. ZAR e C. N. VON ENDE. Field and laboratory methods for general ecology. McGraw-Hill. 1997. 273 p.

- BUSS, D. F., D. F. BAPTISTA e J. L. NESSIMIAN. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. Cad. Saúde Pública, v.19, n.2, p.465-473. 2003.
- CAIRNS, J. Quantification of Biological Integrity. In: The Integrity of Water. Proceedings of a Symposium, 1977, Washington, D.C. U.S. Environmental Protection Agency, March 10-12, 1975. P. 171-187.
- _____. Chemical versus biological pollution monitoring. In: R. B.C. Pollution and biomonitoring. New Delhi: Tata Mc Graw Hill, 1995. p. 7-25.
- CAIRNS, J. e J. R. PRATT. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: D. M. R. V. H. RESH. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: Chapman & Hall, 1992. p. 10-27.
- CALOW, P. Can ecosystems be healthy? Critical considerations of concepts. Journal of Aquatic Ecosystem Health, v.1, p.1-5. 1992.
- CEIVAP. Disponível em <<http://www.ceivap.org.br>>. Acesso em: 23 de março 2005
- CETESB. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 16 de maio de 2005.
- _____. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2004. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB. São Paulo, p.307. 2005b
- CETRA, M. Caracterização das assembléias de peixes da Bacia do Rio Corumbataí (SP). (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003. 88 p.
- CHUTTER, F. M. An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. Water Research, v.6, p.19-30. 1972.
- COOPERAÇÃO BRASIL-FRANÇA. Implantação da Agência Técnica e Diagnóstico da Bacia - Relatório Principal. Rio de Janeiro. 1994
- COWX, I. G. e R. L. WELCOMME. Rehabilitation of river for fish: FAO, Fishing News Books. 1998. 260 p.
- CRABTREE, J. R. e F. M. BROUWER. Discussion and conclusions. In: F. M. BROUWER e J. R. CRABTREE. Environmental Indicators and Agricultural Policy. Wallingford: CAB International, 1999. p. 279-285.
- DALE, V. H. e S. C. BEYELER. Challenges in the development and use of ecological indicators. Ecological Indicators, v.1, p.3-10. 2001.
- DAVIS, W. S. Biological Assessment and Criteria: Building on the Past. In: W. S. DAVIS e T.P.SIMON. Biological Assessment and Criteria. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995a. p. 15-30.
- _____. Biological Assessment and Criteria: Building on the Past. In: W. S. DAVIS e T.P.SIMON. Biological Assessment and Criteria. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995b. p. 15-29.
- DIXON, W. e B. CHISWELL. Review of aquatic monitoring program design. War. Res., v.30, n.9, p.1948-1996. 1996.
- EATON, A. D., L. S. CLESCERI, A. E. GREENBERG e M. A. H. FRANSON, (Eds). Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, DC: American Public Health Association, v.1, p.1325, 20th ed. 1998.

- ELLIOTT, M., T. F. FERNANDEZ e V. N. DE JONGE. The impact of European Directives on estuarine and coastal science and management. Aquatic Ecology, v.33, p.311-321. 1999.
- FAUSCH, K. D., J. R. KARR e P. R. YANT. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. Trans. Am. Fish Soc., v.113, p.39-55. 1984.
- FAUSCH, K. D., J. LYONS, J. R. KARR e P. L. ANGERMEIER. Fish communities as indicators of environmental degradation. In: S. MARSHALL ADAMS. Biological Indicators of Stress in Fish. Bethesda, Md: American Fisheries Society, 1990. p. 123-144.
- FEAM. A questão ambiental em Minas Gerais. SEMAD-FEAM-FJP. Belo Horizonte, p.327. 1998
- FEEMA. O controle da poluição das águas no estado do Rio de Janeiro. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. Rio de Janeiro, p.24. 1980
- _____. Qualidade de água do Rio Paraíba do Sul 1990/2001. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. Rio de Janeiro: Julho de 2002, p.63. 2002
- _____. Disponível em <<http://www.feema.rj.gov.br>>. Acesso em: 10 de abril de 2005
- FEEMA/UERJ. Biodecação de tóxicos em sistemas fluviais de utilização em captação de água para sistemas públicos de abastecimento. Secretaria de obras e serviços públicos. DEPEA/BNH. Rio de Janeiro. 1983
- FICHBERG, I. Desenvolvimento e validação do índice de integridade biótica para o trecho médio inferior do rio Paraíba do Sul, RJ, utilizando a comunidade de peixes. (Mestre em Ciências). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2000. 108 p.
- FORE, L. S., J. R. KARR e L. L. CONQUEST. Statistical properties of an index of biotic integrity used to evaluate water resources. Can. J. Fish Aquat. Sci., v.51, p.1077-1087. 1994.
- FOWLER, H. W. Os peixes de água doce do Brasil. I. Arq. Zool., v.6, n.i-xii, p.1-204. 1948.
- _____. Os peixes de água doce do Brasil. I. Arq. Zool., v.6, n.i-xii, p.205-404. 1950.
- _____. Os peixes de água doce do Brasil. I. Arq. Zool., v.6, n.i-xii, p.405-625. 1951.
- _____. Os peixes de água doce do Brasil. II. Arq. Zool., v.9, n.i-xii, p.1-400. 1954.
- FURNAS. Disponível em <http://www.furnas.com.br/portug/institucional/ficha_funil.htm>. Acesso em: 2 de abril 2006
- GANASAN, V. e R. M. HUGHES. Application of index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh). Freshw Biol (India), v.40, p.12-18. 1998.
- GERRITSEN, J., M. PAUL, M. MICACCHION, R. FRYDENBORG, C. HAWKINS, R. HAFELE, T. DANIELSON, D. COURTEMANCH e S. CORMIER. Biological Index Uses, Types, and Development. National Biological Assessment and Criteria Workshop. Advancing State and Tribal Programs. Coeur d'Alene, Idaho, 2003
- GILBERT, R. O. Statistical methods for environmental pollution monitoring. New York: Van Nostrand Reinhold Co. 1987. x, 320 p. p.

- GOVERNO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. Resumo Executivo - Programa estadual de investimentos para a bacia do Rio Paraíba do Sul. Rio de Janeiro. 1999. (PS-RE-051-R1)
- GRAY, J. S. Effects of environmental stress on species rich assemblages. Biological Journal of the Linnean Society, v.37, p.19-32. 1989.
- GUETTI, P. F. e RAVERA. European perspective on biological monitoring. In: S. LOEB e A. SPACIE. Biological monitoring of aquatic systems. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p. 381.
- HALBERG, N. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.76, p.17-30. 1999.
- HALL, L. W. J., M. C. SCOTT, W. D. KILLEN JR. e R. D. ANDERSON. The effect of land-use characteristics and acid sensitivity on the ecological status of Maryland coastal plain streams. Envir. Toxicol. Chem., v.15, p.384-394. 1996.
- HARRIS, J. H. The use of fish in ecological assessment. Aust. J. Ecol., v.20, p.65-80. 1995.
- HELLAWELL, J. M. Biological surveillance of rivers. A biological monitoring handbook. Stevenage, United Kingdom: Water Research Center. 1978
- HELM, R. V. D. Challenging futures studies to enhance EU's participatory river basin management. Physics and Chemistry of the Earth, v.28, p.563-570. 2003.
- HILSDORF, A. W. S. e M. PETRERE JR. Conservação de peixes na bacia do rio Paraíba do Sul. Ciência Hoje, v.30, n.180, p.62-65. 2002.
- HILSENHOFF, W. L. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Technical Bulletin nº 100, p.15. 1977.
- _____. Using a Biotic Index to Evaluate Water Quality of Streams. Technical Bulletin, n.132. 1982.
- HOCUTT, C. H., P. N. JOHNSON, C. HAY e B. J. VANZYL. Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia. Rev Hydrobiol. Trop., v.27, p.361-384. 1994.
- HUGHES, R. M. e T. OBERDORFF. Applications of IBI concepts and metrics to water outside the United States and Canada. In: T. P. E. SIMON. Assessment approaches for estimating biological integrity using fish assemblages. Boca Raton, FL.: Lewis Press, 1999. p. 79-83.
- HUGUENY, B., S. CAMARA, B. SAMOURA e M. MAGASSOUBA. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river. Hydrobiologia, v.331, p.71-78. 1996.
- IGAM. Relatório de monitoramento das águas superficiais na Bacia do Rio Paraíba do Sul em 2003. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Belo Horizonte: Setembro 2004, p.237. 2004
- JACKSON, L. E., J. C. KURTZ e W. S. FISHER. Evaluation guidelines for ecological indicators. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Research Triangle Park, NC: maio de 2000, p.109. 2000. (EPA/620/R-99/005)
- JENKINS JR., R. E. Gerenciamento de informação para a conservação da biodiversidade. In: E. O. WILSON. Biodiversidade. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira, 1997. p. 657.

- KARR, J. R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. Fisheries, v.6, n.6, p.21-27. 1981.
- _____. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. Ecol. Applications, v.1, n.1, p.66-84. 1991.
- _____. Measuring biological integrity: lessons from streams. In: S. WOODLEY, J. KAY, *et al.* Ecological integrity and the management of ecosystems.: St. Lucie Press, 1993. p.
- KARR, J. R., D. ALLAN e A. C. BENKE. River Conservation in the US and Canada: Science, Policy and Practice. In: P. J. BOON, B. R. DAVIS, *et al.* Perspectives on River Conservation: Conservation, Policy, and Practice. Chichester: John Wiley, 2000. p.
- KARR, J. R. e E. W. CHU. Biological monitoring: essential foundation for ecological risk assessment. Hum. Ecol. Risk Assess., v.3, p.993-1004. 1997.
- _____. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Washington, DC: Island Press. 1999. 206 p.
- _____. Sustaining living rivers. Hydrobiologia, v.422, APR, p.1-14. 2000.
- KARR, J. R. e M. DIONNE. Designing surveys to assess biological integrity in lakes and reservoirs, in biological criteria. USEPA Office of Waters. Washington, DC, p.62-72. 1991. (EPA-440/5-91-005)
- KARR, J. R. e D. R. DUDLEY. Ecological perspectives on water quality goals. Environmental Management, v.5, p.55-68. 1985.
- KARR, J. R., K. D. FAUSCH, P. L. ANGERMEIER, P. R. YANT e I. J. SCHLOSSER. Assessing the biological integrity in running waters: a method and its rationale. Champaign, Illinois. 1986 (Illinois Natural History Survey Special Publication 5)
- KESMINAS, V. e T. VIRBICKAS. Application of an adapted index of biotic integrity to rivers of Lithuania. Hydrobiologia, v.422/423, p.257-270. 2000.
- KOIZUMI, N. e Y. MATSUMIYA. Assessment of stream fish habitat based on Index of Biotic Integrity. Bull Jpn. Soc. Oceanogr., v.61, p.144-156. 1997.
- KOLKWITZ, R. e W. A. MARSSON. Ecology of plant saprobia (Ger.). Ver. dt. Ges., v.26, p.505-519. 1908.
- KURTZ, J. C., L. E. JACKSON e W. S. FISHER. Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and development. Ecological Indicators, v.1, p.49-60. 2001.
- LACERDA, L. D., C. E. V. CARVALHO, C. E. REZENDE e W. C. PFEIFFER. Mercury in sediments from the Paraíba do Sul River continental shelf, SE-Brazil. Marine Pollution Bulletin, v.26, p.220-222. 1993.
- LACERDA, L. D. e W. SALOMONS. Mercury contamination from gold and silver mining. A chemical time bomb. Springer Verlag, Berlin, 1998, 146 p.
- LAWTON, J. H. e K. J. GASTON. Indicator species. In: S. A. LEVIN. Encyclopedia of Biodiversity. San Diego: Academic Press, v.3, 2000. p. 437-450.
- LEONARD, P. M. e D. J. ORTH. Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. Trans. Am. Fish Soc., v.115, p.401-414. 1986.
- LOEB, S. L. An Ecological Context for Biological Monitoring. In: S. L. LOEB e A. SPACIE. Biological Monitoring of Aquatic Ecosystems. Boca Raton, Flórida: Lewis, 1994. p. 3-7.

- LYONS, J., L. WANG e T. D. SIMONSON. Development and validation of an index of biotic integrity for coldwater streams in Wisconsin. N. Am. J. Fish Manag., v.16, p.241-256. 1996.
- MACHADO, L. M. C. P. Qualidade Ambiental: indicadores quantitativos e perceptivos. In: N. B. MAIA e H. L. MARTOS. Indicadores Ambientais. Sorocaba, 1997. p. 266.
- MAGALHÃES JR., A. P. A situação do monitoramento das águas no Brasil - Instituições e iniciativas. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.5, n.3, p.113-135. 2000.
- MANOLIADIS, O. G. Development of ecological indicators—a methodological framework using compromise programming. Ecological Indicators, v.2, p.169–176. 2002.
- MCBEAN, E. A. e F. A. ROVERS. Statistical procedures for analysis of environmental monitoring data risk assessment. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall PTR, v.3. 1998. 313 p.
- METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. Environmental Pollution, v.60, n.1-2, p.101-139. 1989.
- MILLER, D. L., P. M. LEONARD, R. M. HUGHES, J. R. KARR, P. B. MOYLE, L. H. SCHRADER, B. A. THOMPSON, R. A. DANIELS, K. D. FAUSCH, G. A. FITZHUGH, J. R. GAMMON, D. B. HALLIWELL, P. L. ANGERMEIER e D. J. ORTH. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. Fisheries, v.13, n.5, p.12-20. 1988.
- NAÇÕES UNIDAS. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/se/agen21/doc/ag21.zip>>. Acesso em: 15 de outubro de 2005
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (U.S.). Ecological knowledge and environmental problem-solving. Washington, DC: National Academy Press. 1986. 131 p.
- NIXON, S. C., C. P. MAINSTONE, T. M. IVERSEN, P. KRISTENSEN, E. JEPPESEN, N. FRIBERG, E. PAPATHANASSIOU, A. JENSEN e F. PEDERSEN. The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European Union. European Commission. CO 4150, 1996, 293 p.
- NORRIS, R. H. e A. GEORGES. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. In: D. M. ROSENBERG e V. H. R. (EDS). Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. New York: Chapman and Hall, 1993. p. 234-285.
- NORRIS, R. H. e M. C. THOMS. River health. Freshwater Biology, v.41, n.2. 1999.
- OBERDORFF, T. e R. M. HUGHES. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. Hydrobiologia, v.228, p.117-130. 1992.
- OBERDORFF, T. e J. P. PORCHER. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. Aquaculture, v.119, p.219-235. 1994.
- OSBORNE, L. L., S. L. KOHLER, P. B. BAYLEY, D. M. DAY, W. A. BERTRAND, M. J. WILEY e R. SAUER. Influence of stream location in a drainage network on the index of biotic integrity. Trans. Am. Fish Soc., v.121, p.635-643. 1992.
- PALLER, M. H., M. J. M. REICHERT e J. M. DEAN. Use of fish communities to assess environmental impacts in South Carolina coastal plain streams. Trans. Am. Fish Soc., v.125, p.633-644. 1996.

- PALLER, M. H., M. J. M. REICHERT, J. M. DEAN e J. C. SEIGLE. Use of fish community data to evaluate restoration success of a riparian stream. Ecological Engineering, v.15, p.S171-S187. 2000.
- PIANKA, E. R. Ecologia Evolutiva. Barcelona: Ed. Omega. 1982. 365 p.
- PINTO, B. C. T. Aplicação do Índice de Integridade Biótica, baseado em assembléias de peixes, para avaliação de qualidade ambiental do trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul e relação com indicadores de habitats e de uso da terra. (Mestre em Ciências). Instituto de Biologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2003. 83 p.
- POFF, N. L., D. ALLAN, M. B. BAIN, J. R. KARR, K. L. PRESTEGAARD, B. D. RICHTER, R. E. SPARKS e J. C. STROMBERG. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. BioScience, v.47, p.769-784. 1997.
- PRATT, J. M. e R. A. COLER. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. Water Research, v.10, n.11, p.1019-1025. 1976.
- PRINGLE, C. M., F. N. SCATENA, P. PAABY-HANSEN e M. NÚÑEZ-FERRERA. Conservation of riverine ecosystems of Latin America and the Caribbean. In: P. J. B. B. D. (EDS.). Global perspectives on river conservation: Science, policy and practice. Chichester: John Wiley & Sons, 2000. p. 39-75.
- RAPPORT, D. J., G. BÖHM, D. BUCKINGHAM, J. CAIRNS, R. COSTANZA, J. R. KARR, H. A. M. DE KRUIJF, R. LEVINS, A. J. MCMICHAEL, N. O. NIELSEN e W. G. WHITFORD. Ecosystem health: the concept, the ISEH, and the important tasks ahead. Ecosystem Health, v.5, n.2, p.82-90. 1999.
- RAVERA, O. Utility and limits of biological and chemical monitoring in the aquatic environment. Annali di Chimica, v.88, p.909-913. 1998.
- _____. Ecological Monitoring for Water Body Management. In: Monitoring Tailor-Made III, 2001, Nunspeet, The Netherlands. Proceedings... P. 157-167.
- RAVERA, O. e N. RICCARDI. Biological monitoring with organisms accumulator of pollutants. Marine Chemistry, v.58, p.313-318. 1997.
- REYNOLDSON, T. B., R. C. BAILEY, K. E. DAY e R. H. NORRIS. Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. Aust. J. Ecol., v.20, p.198-219. 1995.
- ROSENBERG, D. M. e V. H. RESH. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: Chapman & Hall. 1993. ix, 488 p. p.
- SANTOS, M. R. A variabilidade ambiental e as comunidades de peixes do rio Ribeira de Iguape (SP). (Mestrado em Aquicultura). Centro de Aquicultura da UNESP, UNESP, 1998. 110 p.
- SCHILLER, A., C. T. HUNSAKER, M. A. KANE, A. K. WOLFE, V. H. DALE, G. W. SUTER, C. S. RUSSELL, G. PION, M. H. JENSEN e V. C. KONAR. Communicating ecological indicators to decision makers and the public. Conservation Ecology, v.5, n.1, p.19. 2001.
- SCHINDLER, D. W. Detecting ecosystem responses to Anthropogenic stress. Can. J. Fish Aquat. Sci., v.44, p.6-25. 1987.

- SCHRADER-FRECHETTE, K. Hard ecology, soft ecology, and ecosystem integrity. In: L. WESTRA e J. LEMONS. Perspectives on ecological integrity. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1995. p. 125-145.
- SEEGERT, G. The development, use, and misuse of biocriteria with na emphasis on the index of biotic integrity. Environmental Science & Policy, v.3, p.S51-S58. 2000.
- SHANNON, C. E. e W. WEAVER. The mathematical theory of communication. Urbana,: University of Illinois Press. 1949. v (i.e. vii), 117 p.
- SHIELDS, D. J., S. V. SOLAR e W. E. MARTIN. The role of values and objectives in communicating indicators of sustainability. Ecological Indicators, v.2, p.149-160. 2002.
- SHIELDS, F. D. J., S. S. KNIGHT e C. M. COOPER. Use of the index of biotic integrity to assess physical habitat degradation in warmwater streams. Hydrobiologia, v.312, p.191-208. 1995.
- SIH e ANEEL. Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica. Projeto qualidade das águas e controle da poluição hídrica - Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, 1999
- SILIGATO, S. e J. BÖHMER. Evaluation of biological integrity of a small urban stream system by investigating longitudinal variability of the fish assemblage. Chemosphere, v.47, p.777-788. 2002.
- SIMON, T. P. The use of biological criteria as a tool for water resource management. Environmental Science & Policy, v.3, p.43-49. 2000.
- SIMON, T. P. e J. LYONS. Application of the Index of Biotic Integrity to Evaluate Water Resource Integrity in Freshwater Ecosystems. In: W. S. DAVIS, T.P. SIMON (ED). Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 15.
- SOTO-GALERA, E., E. DÍAZ-PARDO, E. LÓPEZ-LÓPEZ e J. LYONS. Fish as indicators of environmental quality in the Río Lerma Basin, México. Aquatic Ecosystem Health and Management, v.1, p.267–276. 1998.
- SOUTHERLAND, M. T. e J. B. STRIBLING. Status of biological criteria development and implementation. In: W. S. DAVIS e T.P.SIMON. Biological Assessment and Criteria. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p. 81-96.
- STEEDMAN, R. J. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in Southern Ontario. Can. J. Fish Aquat. Sci, v.45, p.492-501. 1988.
- SUTER, G. W. A critique of ecosystem health concepts and indexes. Environmental Toxicology and Chemistry, v.112, p.1533-1539. 1993.
- TEJERINA-GARRO, F. L., M. MALDONADO, C. IBAÑEZ, D. PONT, N. ROSET e T. OBERDORFF. Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: a Framework for Ecological Assessment of Rivers. BRAZILIAN ARCHIVES OF BIOLOGY AND TECHNOLOGY, v.48, n.1, p.91-108. 2005.
- TOLEDO JR., A. P. D. Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais. São Paulo, 1990
- TOLEDO JR., A. P. D., N. TALARICO, S. J. CHINEZ e E. G. AGUDO. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagoas e

- reservatórios tropicais. In: Congresso Bras. de Eng. San. e Ambiental, 1983, Camboriú, SC, 20 a 25 maio de 1983. P. 34.
- TRIPOLE, E. S. e M. D. C. CORIGLIANO. Acid stress evaluation using multimetric indices in the carolina stream (San Luis-Argentina). Acta Limnol. Bras., v.17, n.1, p.101-114. 2005.
- VEIGA, M. M. Introducing new technologies for abatement of global mercury pollution in Latin América. Rio de Janeiro: UNIDO/CTEM. 1997. 94 p.
- WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. Water res., v.18, n.6, p.653-694. 1984.
- WHITEFIELD, A. K. e M. ELLIOTT. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. Journal of Fish Biology, v.60 (Supplement A), p.1-22. 2002.
- WHITFIELD, A. K. Fishes and the environmental status of South African estuaries. Fisheries Management and Ecology, v.3, p.45-57. 1996.
- WHITFIELD, A. K. e M. ELLIOTT. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. Journal of Fish Biology, v.60 (Supplement A), p.1-22. 2002.
- WILHM, J. L. Comparison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. Journal Water Pollution Control Federation, v.39, p.1673-1683. 1967.
- WILHM, J. L. e T. C. DORRIS. Species diversity of benthic macroinvertebrates in a stream receiving domestic and oil refinery effluents. American Midland Naturalist, v.76, p.427-449. 1966.
- WILKINGS, D. A. Assessing ecosystem health. TRENDS in Ecology and Evolution, v.14, n.2, p.69. 1999.
- WOODLEY, S. Monitoring and measuring ecosystems integrity in Canadian National Parks. In: S. WOODLEY, J. KAY, *et al.* Ecological integrity and the management of ecosystems.: St. Lucie Press, 1993. p.
- XU, F.-L., S. E. JØRGENSEN e S. TAO. Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. Ecological Modelling, v.116, p.77-106. 1999.
- YODER, C. O. e E. T. RANKIN. Biological Criteria Program Development and Implementation in Ohio. In: W. S. DAVIS, T.P. SIMON (ED). Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 35.
- YODER, C. O. e E. T. RANKING. The role of biological indicators in a state water quality management process. Envir. Monit. Assess., v.51, p.61-88. 1998.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)