



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Instituto de Química

André Leone Rigueti

**Avaliação espaço-temporal do grau de trofia em lagoas costeiras
da cidade do Rio de Janeiro: Aplicação de Índices de Estado
Trófico**

Rio de Janeiro

2009

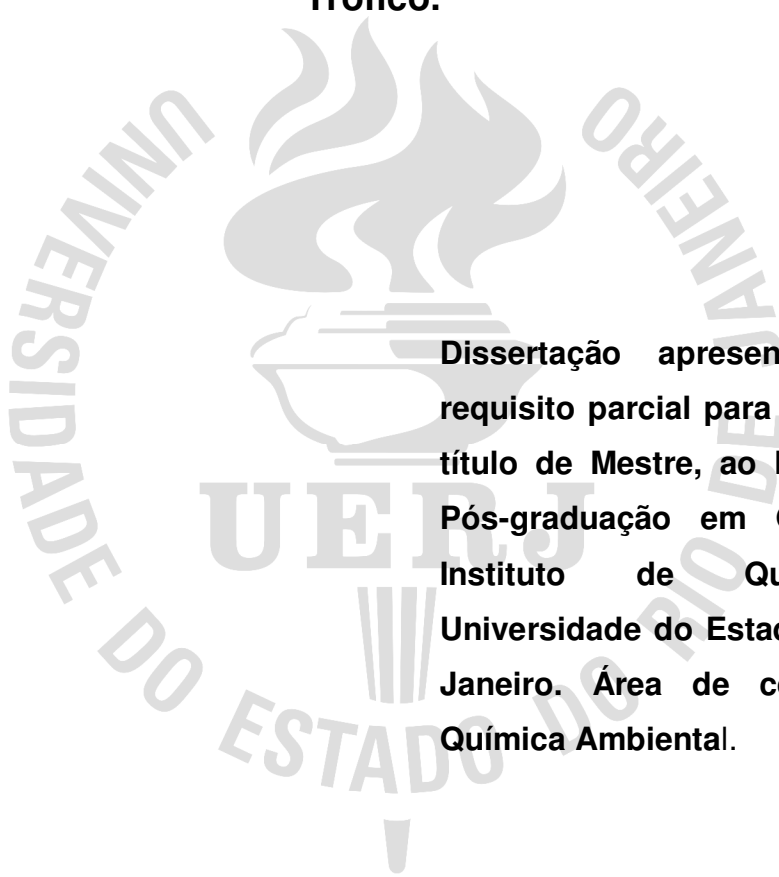
Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

André Leone Rigueti

**Avaliação espaço-temporal do grau de trofia em lagoas costeiras
da cidade do Rio de Janeiro: Aplicação de Índices de Estado
Trófico.**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Química, do Instituto de Química da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Química Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Fábio Merçon (DTPB/IQ/UERJ)

Rio de Janeiro

2009

FICHA CATALOGRÁFICA

CATALOGAÇÃO NA FONTE UERJ/REDE SIRIUS/CTC/Q

R572

Riguetti, André Leone.

Avaliação espaço-temporal do grau de trofia em lagoas costeiras da cidade do Rio de Janeiro: aplicação de índices de estado trófico.

André Leone Riguetti. - 2009.

136 f.

Orientador : Fábio Merçon.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Química.

1. Eutrofização - Teses. 2. Estado trófico - Avaliação – Teses. 3. Lagoas – Rio de Janeiro (RJ) - Teses . I. Merçon, Fábio . II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Química. III. Título.

504.03 CDU

André Leone Rigueti

**Avaliação espaço-temporal do grau de trofia em lagoas costeiras
da cidade do Rio de Janeiro: Aplicação de Índices de Estado
Trófico**

**Dissertação apresentada, como
requisito parcial para obtenção do
título de Mestre, ao Programa de
Pós-graduação em Química, do
Instituto de Química da
Universidade do Estado do Rio de
Janeiro. Área de concentração:
Química Ambiental.**

Aprovado em: 10/07/2009

Banca Examinadora: _____

Prof. Dr. Fábio Merçon (Orientador)
Instituto de Química da UERJ

Profa. Dra. Patrícia Domingos
Escola de Ciências da Saúde da Unigranrio

Prof. Dr. Alcides Wagner Serpa Guarino
Instituto de Biociências da UNIRIO

Rio de Janeiro
2009

DEDICATÓRIA

Dedico a Deus este trabalho por ter permitido
alcançar mais uma vitória em minha vida.

AGRADECIMENTOS

Aos “Meus Amores” Lucas e Luciana, por toda paciência pelas horas “perdidas”, pelos passeios adiados, e por estarem sempre ao lado deste Papai e Marido, com muito amor e carinho;

Aos Meus Pais, Carmélio e Sonia, por toda a dedicação, “juízo”, caráter e tantos outros ensinamentos que foram fundamentais nesta minha trajetória.

Aos meus irmãos Marcelo e Bruno, meus tios Dinho e Vera, meus sogros Roberto e Nílcia, meus cunhados Alberto Leonardo e Kelly e meus primos Fábio e Vanessa, pelo sempre presente apoio e amizade.

Ao meu Orientador Professor e Amigo Fábio Merçon, por todo o incentivo, paciência e sobretudo por toda confiança em mim depositada.

Ao meu primeiro “Mestre” na área ambiental Anselmo Federico Neto, por tudo que me ensinou nestes anos de convivência.

A minha perene “Chefe” e Amiga Fátima de Freitas Lopes Soares, por sempre acreditar e mim e me estimular a buscar sempre mais.

Ao Engenheiro Maurício Soares e a Bióloga Patrícia Domingos pelos ensinamentos transmitidos sobre as Lagoas Rodrigo de Freitas e o Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

Ao Estatístico Leonardo Fidalgo e a Química Fernanda Vieira pela preciosa colaboração na elaboração dos gráficos e isolineas.

A todos os analistas do Complexo de Laboratórios da FEEMA, especialmente Hugo Fortini, Ariston, Ricardo e Gisele Gomara, por todo o esforço e dedicação em todas as análises realizadas e pela paciência com este aluno durante as aulas laboratoriais.

Aos amigos do Serviço de Monitoramento, por tantas e boas saídas de campo e toda a dedicação durante todos esses anos.

A todos os que de uma forma ou de outra contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

RIGUETTI, André Leone. *Avaliação espaço-temporal do grau de trofia em lagoas costeiras da cidade do Rio de Janeiro: Aplicação de Índices de Estado Trófico*. 2009. 115 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Instituto de Química, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2009.

Os diversos tipos de lançamentos de cargas poluidoras podem tornar a qualidade da água inadequada para os usos benéficos previstos. Entre as causas desta queda na qualidade da água, pode-se citar a eutrofização. O grau de trofia pode ser estimado através da utilização de índices, destacando-se o Índice do Estado Trófico desenvolvido por Carlson (1977) e o Índice do Estado Trófico desenvolvido por Carlson, modificado por Toledo *et al.* (1984). O presente estudo teve como principal objetivo analisar a variação espaço-temporal entre o período de 1980 a 2008, a fim de verificar o estado trófico das águas da Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ) e do Complexo Lagunar de Jacarepaguá (RJ), através do uso destes índices. As variáveis utilizadas foram clorofila-*a*, transparência da água e fósforo total, e para o IETm, foi acrescido a variável ortofosfato dissolvido. Os resultados obtidos indicaram que tanto a Lagoa Rodrigo de Freitas, quanto o Complexo Lagunar de Jacarepaguá estão classificados como ambientes hipereutróficos no índice de Carlson e como eutróficos no índice modificado por Toledo. Entretanto, estes corpos d'água encontram-se em fases distintas. Para a Lagoa Rodrigo de Freitas, foi observada uma melhora na qualidade de suas águas nas últimas décadas, já para o Complexo Lagunar de Jacarepaguá, foi constatado uma piora significativa da qualidade de suas águas, principalmente nesta última década. A aplicação dos índices do estado trófico demonstrou-se uma ferramenta de avaliação do grau de trofia dos corpos d'água bastante prática, de fácil interpretação e divulgação dos dados obtidos a partir de um monitoramento sistemático.

Palavras-Chave: Índice de estado trófico, Eutrofização, Monitoramento da Qualidade de água.

ABSTRACT

The presence of different pollutants affects the quality of water taking it inappropriate to expected uses. Eutrophication is a phenomenon that contributes to reduction of water quality. The trophic level of a water source can be estimated by the using of water quality index. In the present work were used the Trophic State Index developed by Carlson (1977) and the Trophic State Index developed by Carlson and modified by Toledo et al. (1984). It was developed a space-time variation study in form 1980 to 2008 in two lagoon metropolitan systems located in Rio de Janeiro: Lagoa Rodrigo de Freitas and Complexo de Lagoas de Jacarepaguá. The measured parameters were chlorophyll a, water transparency and total phosphorus to evaluate Carlson Index and in Toledo Index, total phosphorus was substituted by soluble phosphorus. The results showed that Lagoa Rodrigo de Freitas and Complexo de Lagoas de Jacarepaguá were classified as hypereutrophic environments according to Carlson and eutrophic environments, according Toledo, respectively. In the last decades, it was observed an improvement of water quality in Lagoa Rodrigo de Freitas, so the Complexo de Lagoas de Jacarepaguá showed a significant reduction in quality of water, mainly in the last decade. The use of Trophic State Index demonstrated be a important technical for eutrophication measure, providing easy results interpretation and divulgation by a systematic monitoring.

Keywords: Trophic State Index, Eutrophication, Quality of Water Monitoring

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

DBO: Demanda bioquímica de oxigênio

DQO: Demanda química de oxigênio

pH: Potencial Hidrogeniônico

OD: Oxigênio dissolvido

N-NH₄: Nitrogênio amoniacal

N-KJ: Nitrogênio Kjeldahl

N-NO₂: Nitrogênio nitrito

N-NO₃: Nitrogênio nitrato

TOC: Carbono orgânico total

HPA's: Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares

P-PT: Fósforo total

P-PO₄: Ortofosfato dissolvido

B(a)P: Benzo (a) pireno

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ciclo Hidrológico	14
Figura 2 – Evolução do processo de eutrofização	20
Figura 3 – Curvas de variação da qualidade de água utilizadas no IQA-NSF	30
Figura 4 – Vista parcial da Serra da Carioca a partir da Lagoa Rodrigo de Freitas	53
Figura 5 – Rios, canais e áreas especiais na bacia da Lagoa Rodrigo de Freitas	54
Figura 6 - Sistema de rios e canais das bacias das lagoas de Jacarepaguá	55
Figura 7 – Localização dos pontos de amostragem RF00, RF02, RF 04 e RF 05 na Lagoa Rodrigo de Freitas	58
Figura 8 - Localização dos pontos de amostragem no Complexo Lagunar de Jacarepaguá	60
Figura 9a - Disco de Secchi	67
Figura 9b – Disco de Secchi submerso	68
Figura 9c – Visualização do Disco Secchi	68
Figura 10a – IET de Carlson para fósforo total para cada ponto de coleta na LRF	72
Figura 10b – IET de Carlson para fósforo total para todos os anos disponíveis	73
Figura 11 – IET de Carlson para clorofila- <i>a</i> para cada ponto de coleta na LRF	74
Figura 12 – IET de Carlson para transparência para cada ponto de coleta na LRF	75
Figura 13 – IET médio de Carlson para cada ponto de coleta na LRF	75
Figura 14 – Isolinhas com a escala ampliada da classe hipereutrófica do IET de Carlson para a LRF por ano de estudo, baseado em cada ponto de coleta	78
Figura 15 – Dados de DBO ₅ e mortandade de peixes, bem como as principais intervenções realizadas no período	79
Figura 16 – Evolução populacional na Região da Zona Sul da Cidade do Rio de Janeiro	80
Figura 17 – Evolução da população por bairros da Região da Zona Sul da Cidade do Rio de Janeiro	80
Figura 18 – IETm de Toledo para Fósforo total para cada ponto de coleta na LRF	82
Figura 19 – IETm de Toledo para ortofosfato dissolvido para cada ponto de coleta na LRF	82

Figura 20 – IETm de Toledo para clorofila- <i>a</i> para cada ponto de coleta na LRF	84
Figura 21 - IETm de Toledo para Transparência para cada ponto de coleta na LRF	84
Figura 22 – IETm médio de Toledo para cada ponto de coleta na LRF	85
Figura 23 – Comparação entre os valores obtidos para os índices de estado trófico aplicados na LRF	86
Figura 24 – Isolinhas com a escala ampliada da classe eutrófica do IETm de Toledo para a LRF por ano de estudo, baseado em cada ponto de coleta	87
Figura 25 - IET de Carlson para fósforo total para cada ponto de coleta no CLJ	89
Figura 26 – Trecho final da lagoa da Tijuca e do canal da Joatinga	90
Figura 27 – Canal da Joatinga, junto ao quebra-mar, por ocasião de uma maré vazante	90
Figura 28 - IET de Carlson para clorofila- <i>a</i> para cada ponto de coleta no CLJ	92
Figura 29 - IET de Carlson para Transparência para cada ponto de coleta no CLJ	93
Figura 30 - IET de Carlson médio para cada ponto de coleta no CLJ	93
Figura 31 – Evolução da população por bairros da Região de Jacarepaguá	96
Figura 32 – Evolução populacional total na Região de Jacarepaguá	97
Figura 33 – Evolução da população por bairros na área da Barra da Tijuca	97
Figura 34 – Evolução populacional total na área da Barra da Tijuca	97
Figura 35 – IETm de Toledo para Fósforo total para cada ponto de coleta no CLJ	100
Figura 36 - IETm de Toledo para ortofosfato dissolvido para cada ponto de coleta no CLJ	100
Figura 37 – IETm de Toledo para Clorofila para cada ponto de coleta no CLJ	101
Figura 38 – IETm de Toledo para Transparência para cada ponto de coleta no CLJ	102
Figura 39 – IETm Geral de Toledo para cada ponto de coleta no CLJ	102

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros utilizados e pesos atribuídos no Índice de Horton	27
Tabela 2 – Subíndices de qualidade de água	28
Tabela 3 – Subíndices de qualidade de água	28
Tabela 4 – Parâmetros e pesos para o cálculo do IQA-NSF	31
Tabela 5 – Faixas de classificação da qualidade das águas para o IQA-NSF	31
Tabela 6 – Parâmetros e pesos para o cálculo do Índice de Dinius	33
Tabela 7 – Índice de estado trófico e relação com os parâmetros selecionados	35
Tabela 8 – Classificação do grau de trofia segundo Kratzer & Brezonick	35
Tabela 9 - Classificação do grau de trofia segundo Toledo e colaboradores	38
Tabela 10 - Classificação dos graus de trofia segundo a OECD (1982)	38
Tabela 11 – Limites para classes de estado trófico baseado em Salas e Martino (2001)	39
Tabela 12 – Locais, frequência de amostragem e o número de estações por corpo d'água	47
Tabela 13 - Locais, frequência de amostragem e o número de estações para as praias	48
Tabela 14 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados pela FEEMA	48
Tabela 15 – Área de drenagem e cursos d'água contribuintes para o Complexo Lagunar de Jacarepaguá	56
Tabela 16 – Valores morfométricos correspondentes às lagoas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi	57
Tabela 17 – Locais de amostragem na Lagoa Rodrigo de Freitas	59
Tabela 18 - Locais de amostragem no Complexo Lagunar de Jacarepaguá	61
Tabela 19 – Comparação entre os valores encontrados para o IET – PT com o padrão para fósforo total pela Classe 1 – águas salobras segundo a Resolução CONAMA 357/2005	77
Tabela 20 – Variação temporal do IET médio para os pontos analisados	94

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	14
1	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
1.1	Eutrofização	19
1.2	Índices de qualidade de água	24
1.3	Índices de qualidade de água em ambientes lóticos	26
1.3.1	<u>Índice de Horton</u>	26
1.3.2	<u>Índice de Qualidade de Água da National Sanitation Foundation (IQA-NSF)</u>	28
1.3.3	<u>Índice de Toxidez (IT)</u>	31
1.3.4	<u>Índice de Dinius</u>	32
1.4	Índices de qualidade de água desenvolvidos para ambientes lênticos	34
1.4.1	<u>Índice do Estado Trófico de Carlson (IET)</u>	34
1.4.2	<u>Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledos e colaboradores (IETm)</u>	36
1.4.3	<u>Outras Metodologias de Classificação dos Graus de Trofia</u>	38
1.5	Aplicação de análise comparativa entre os Índices de Estado Trófico no Brasil	39
1.6	Legislação brasileira para qualidade das águas	41
1.7	Monitoramento ambiental	43
1.8	Monitoramento para qualidade de água desenvolvido pela FEEMA no Estado do Rio de Janeiro	44
1.9	Parâmetros de qualidade de água utilizados nos índices de estado trófico	49
1.9.1	<u>Fósforo</u>	49
1.9.2	<u>Clorofila-a</u>	51
1.9.3	<u>Transparência</u>	51
2	METODOLOGIA	53
2.1	Área de Estudo	53
2.1.1	<u>Lagoa Rodrigo de Freitas</u>	53
2.1.2	<u>Sistema Lagunar de Jacarepaguá</u>	55
2.2	Monitoramento Sistemático	58
2.2.1	<u>Monitoramento da Lagoa Rodrigo de Freitas</u>	58

2.2.2	<u>Monitoramento do Sistema Lagunar de Jacarepaguá</u>	59
2.3	Metodologia de Amostragem	61
2.3.1	<u>Amostragem de água para a análise de ortofosfato dissolvido e fósforo total</u>	61
2.3.2	<u>Amostragem de água para a análise de clorofila-<i>a</i></u>	62
2.4	Material e Reagente	62
2.4.1	<u>Análise de fósforo total</u>	62
2.4.2	<u>Análise de ortofosfato dissolvido</u>	63
2.4.3	<u>Análise de clorofila-<i>a</i></u>	64
2.5	Procedimentos	65
2.5.1	<u>Análise de fósforo total</u>	65
2.5.2	<u>Análise de ortofosfato dissolvido</u>	66
2.5.3	<u>Determinação da transparência</u>	67
2.5.4	<u>Análise de clorofila-<i>a</i></u>	68
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
3.1	Lagoa Rodrigo de Freitas (LRF)	71
3.1.1	<u>Aplicação do IET – Índice do Estado Trófico de Carlson na LRF</u>	71
3.1.2	<u>Aplicação do Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo e colaboradores na LRF</u>	81
3.2	Complexo Lagunar de Jacarepaguá (CPJ)	88
3.2.1	<u>Aplicação do IET – Índice do Estado Trófico de Carlson no CPJ</u>	88
3.2.2	<u>Aplicação do Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo e colaboradores no CPJ</u>	99
4	CONCLUSÕES	103
5	SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS	105
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106
	ANEXOS	114

INTRODUÇÃO

O movimento constante da água na natureza tem a sua origem na contínua chegada da energia solar. Essa energia faz com que a água evapore, seja transportada pelo vento, e em condições favoráveis, condense e precipite. Ao atingir o solo, essa água precipitada, através de fatores como ação da gravidade e porosidade do solo, chega a pontos mais baixos do terreno e daí aos rios e oceanos. Parte dessa água que precipitou, infiltra no solo e chega aos aquíferos subterrâneos. A permanente circulação da água é conhecida pelo nome de *ciclo hidrológico*. Na Figura 1, pode ser observado o ciclo hidrológico com suas características e a mensuração em km^3 de seus principais processos.

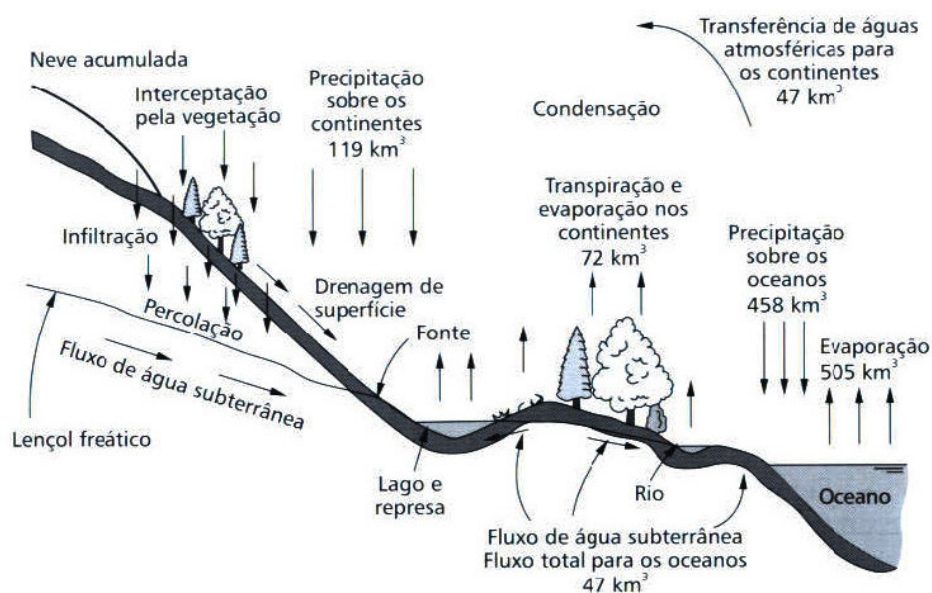


Figura 1 – Ciclo Hidrológico (Tundisi, 2003)

Apesar de $\frac{3}{4}$ da superfície do planeta ser coberto por água, cabe ressaltar que apenas 0,31%, estão realmente disponíveis, ou seja, dos 1,36 bilhões de km^3 de água estimados na Terra, apenas aproximadamente 4,2 milhões de km^3 estão realmente disponíveis ao homem, seja nos lençóis freáticos e aquíferos, nas calotas polares, geleiras, neve permanente e outros reservatórios, como pântanos, por exemplo. Portanto, a água, como os demais recursos naturais existentes na biosfera, é escassa e o seu uso racional inclui a preservação de sua qualidade (Esteves, 1998).

A distribuição desse recurso ocorre de maneira heterogênea na natureza. Os fluxos estão concentrados nas regiões intertropicais, que possuem 50% do escoamento das águas.

Nas zonas temperadas, estão 48%, e nas zonas áridas e semi-áridas, apenas 2%. Além disso, as demandas de uso também são diferentes, sendo maiores nos países desenvolvidos. No contexto, ao se comparar a disponibilidade dos recursos hídricos com relação à população mundial, tem-se as seguintes situações (Campanilli e Ricardo, 2007):

- A Ásia concentra 60% da população mundial e possui 36% dos recursos hídricos;
- Na Europa, tem-se 13% da população e 8% dos recursos hídricos;
- Na África, vivem 13% da humanidade e uma disponibilidade hídrica de 11%;
- Nas Américas do Norte e Central residem 8% da população e possuem 15% dos recursos hídricos;
- A América do Sul concentra 6% da população do mundo, porém com uma disponibilidade de 26% dos recursos hídricos.

O Brasil é detentor de cerca 10% de toda a reserva mundial de água doce, além de ser o país com a maior disponibilidade hídrica em rios do mundo. Cabe destacar ainda que mais de 90% do território brasileiro recebe chuvas relativamente abundantes durante o ano e as condições climáticas e geológicas propiciam a formação de uma extensa e densa rede de rios, com exceção do semi-árido, onde os rios são pobres e temporários (Campanilli e Ricardo, 2007).

No entanto, essa água, é distribuída de forma irregular. Na Amazônia, região onde estão as menores concentrações populacionais, possui 78% da água superficial. Inversamente, no sudeste, tem-se a maior concentração populacional do país e apenas 6% do total de água disponível (Campanilli e Ricardo, 2007). Nas últimas décadas observa-se que o uso desordenado da água tem gerado sérios problemas.

Os ecossistemas aquáticos incorporam, ao longo do tempo, substâncias provenientes de causas naturais, sem nenhuma contribuição humana, em concentrações raramente elevadas que, no entanto, podem afetar o comportamento químico da água e seus usos mais relevantes. Entretanto, outras substâncias lançadas nos corpos d'água pela ação antrópica, em decorrência da ocupação e do uso do solo, resultam em sérios problemas de qualidade de água, que demandam investigações e investimentos para sua recuperação (FEEMA, 2001). Os usos da água compreendem as múltiplas finalidades para as quais a água é utilizada, sendo os usos benéficos aqueles que promovem benefícios econômicos e o bem estar da população. Os usos

legítimos ou preponderantes são os usos benéficos permitidos para um determinado corpo d'água.

Os principais usos da água são:

- Abastecimento público;
- Dessedentação de animais;
- Recreação;
- Preservação da flora e fauna;
- Atividades agropastoris;
- Abastecimento industrial;
- Navegação.

Um dos principais problemas de poluição dos corpos d'água, se dá através dos lançamentos em grande escala de nutrientes (nitrogênio e fósforo principalmente) neste ambiente. O excesso de nutrientes (eutrofização) pode ter muitos efeitos adversos nas massas de água, afetando ou mesmo impossibilitando alguns de seus usos potenciais, como recreação primária até o abastecimento público. A eutrofização é um processo natural de envelhecimento dos lagos e lagoas, que os acabam transformando em pântanos e, em último caso, em campos ou florestas, porém esta escala pode ser considerada como geológica. Entretanto este processo de envelhecimento pode ser acelerado devido a uma concentração elevada de nutrientes (Pereira e Rodrigues, 2006).

A eutrofização pode ser considerada como um problema mundial. Em um levantamento realizado em 1996, sobre qualidade das águas nos Estados Unidos, o excesso de nutrientes foi considerado como uma das principais causas de degradação da qualidade das águas de rios, reservatórios e lagos. Na Europa, um relatório produzido pela Comunidade Européia, relativo ao ano de 1999, ressaltou que a eutrofização é uma das grandes questões ambientais do continente, e que os custos associados ao tratamento das águas para o consumo humano se elevaram em função do processo de eutrofização nos ambientes aquáticos (Lamparelli, 2004).

Devido a todas as contribuições que podem alterar a qualidade da água, torna-se fundamental a criação de planos de prevenção e recuperação da qualidade ambiental, na expectativa de assegurar as condições de uso para os diversos fins a que os corpos d'água se destinam (Santos *et al.*, 2001).

Esses planos, juntamente com as medidas de acompanhamento das metas e fiscalização atuante, necessitam para sua proposição e efetiva implementação, a geração de dados que informem o estado do ambiente aquático. Com essa finalidade, são estabelecidos os Programas de Monitoramento.

As implantações de Programas de Monitoramento constituem em mecanismos orientadores, que trazem em seus princípios básicos, normas e diretrizes para o desenvolvimento sustentável, tendo como principal proposição a utilização racional e a conservação dos recursos naturais.

Após a implantação de Programas de Monitoramento, passa-se a obter uma série histórica, que servirá, sobretudo para o acompanhamento da evolução das características físicas, químicas e biológicas do corpo d'água.

A produção de informações e a sua disponibilização à comunidade científica, ao público em geral e às diversas instâncias decisórias, atuam em consonância com as disposições da Lei Estadual 855, de 17/06/86, que determina ao Poder Público que por meio do órgão de controle ambiental, divulgue e mantenha permanentemente disponível as informações relativas à qualidade ambiental do Estado (FEEMA, 2007).

Atualmente, o órgão responsável pelo planejamento e controle ambiental no Estado do Rio de Janeiro é o INEA – Instituto Estadual do Ambiente. O novo instituto ambiental foi criado através da Lei nº 5.101, de 04 de outubro de 2007, com a missão de proteger, conservar e recuperar o meio ambiente para promover o desenvolvimento sustentável. O INEA foi instalado em 12 de janeiro de 2009, com a missão de unificar e ampliar a ação dos três órgãos ambientais vinculados à Secretaria de Estado do Ambiente (SEA): a Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente (FEEMA), a Superintendência Estadual de Rios e Lagoas (SERLA) e o Instituto Estadual de Florestas (IEF). Entretanto, vale ressaltar que todos os dados apresentados e avaliados durante a concepção deste estudo foram gerados pela extinta FEEMA, que era o órgão ambiental responsável pelo monitoramento da qualidade das águas, através da sua Divisão de Qualidade de Água – DIAG.

Contudo, a experiência comprova que não é difícil acumular dados sobre qualidade de água, porém sem uma interpretação analítica adequada dos dados e a posterior utilização da informação obtida, todo o esforço gerado em uma campanha de monitoramento torna-se em vão. Assim, ratificando Ward, o monitoramento tende a ser bom, porém a informação tende a ser pobre (Bollman, 2001).

Este grande número de informações e resultados obtidos com o monitoramento precisam ser transformados em um formato sintético, a fim de descrever e representar de

forma compreensível e representativa o estado do corpo d'água e suas tendências, para que possam ser utilizadas como ferramentas norteadoras na tomada de decisões relativas aos recursos hídricos.

Uma forma de agregação dos dados gerados no programa de monitoramento, em um formato sintético, se dá através da proposição de indicadores. Quando se agrega dois ou mais indicadores específicos de qualidade na avaliação de um determinado ecossistema, passa-se a fazer o uso de Índices.

O objetivo de um Índice de Qualidade de Água é informar, de uma forma resumida e objetiva, a qualidade de um determinado corpo hídrico a todos os interessados envolvidos no seu gerenciamento, tais como, os órgãos de controle ambiental, a sociedade civil, as prefeituras, os comitês das bacias hidrográficas, as organizações não governamentais, colônia de pescadores, entre outros (Silva e Jardim, 2006).

Alguns índices de qualidade de água podem ser desenvolvidos para serem utilizados na determinação do grau de trofia em que se encontram os corpos d'água, são os denominados Índice de Estado Trófico. Os melhores representantes desta categoria são o Índice de Estado Trófico desenvolvido por Carlson (1977) e o Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo e colaboradores (1983).

Destarte, o principal objetivo deste trabalho é analisar a variação espaço-temporal no período de 1980 a 2008, a fim de caracterizar o estado trófico da Lagoa Rodrigo de Freitas e do Sistema Lagunar de Jacarepaguá, através da utilização do Índice do Estado Trófico de Carlson (1977) e do Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo e colaboradores (1983).

Propõe-se também, comparar a sensibilidade destes índices na avaliação destes dois corpos d'águas que estão sujeitos a impactos antropogênicos decorrentes especialmente do uso e ocupação do solo de forma desordenada em suas respectivas bacias hidrográficas, visando inclusive contribuir na elaboração de um índice de qualidade de água com parâmetros específicos para cada corpo d'água estudado.

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Eutrofização

Um dos principais processos causadores da degradação da qualidade das águas em lagos, reservatórios ou represas tem sido a eutrofização. A eutrofização natural, que pode ser considerada como um processo em escala geológica difere sensivelmente do fenômeno de aceleração antrópica do processo de eutrofização, que pode ser mensurado em décadas. Essa aceleração está associada ao enriquecimento das águas por substâncias fertilizantes que propiciam o crescimento excessivo das plantas aquáticas.

O processo de eutrofização pode ocorrer também em rios, embora seja menos frequente, devido às condições ambientais serem mais desfavoráveis para o crescimento de algas e outras plantas, como turbidez e velocidades elevadas (Von Sperlling, 1996).

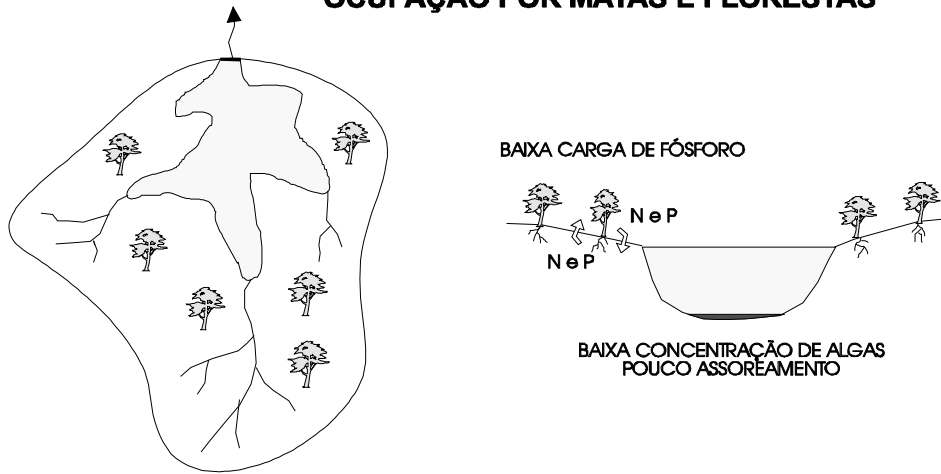
O nitrogênio, o fósforo e a sílica são apontados como principais nutrientes responsáveis pelo processo, no entanto outros fatores externos como a luz e a temperatura da água podem influenciar ou atuar como controladores do fenômeno da eutrofização (Toledo, 1984; Esteves e Barbosa, 1986; Wetzel, 1993).

Os condicionantes do processo de eutrofização são: os lançamentos de efluentes domésticos e industriais ricos em nutrientes, decorrentes do processo desordenado de urbanização das grandes cidades e a inadequada cobertura de coleta e tratamento desses efluentes; características geográficas das regiões onde se encontram os mananciais, por muitas vezes em solos ricos em micro e macro nutrientes e o uso indiscriminado de fertilizantes ou de defensivos agrícolas, que terminam sendo carreados para o corpo d'água (Oenema e Roesti, 1998).

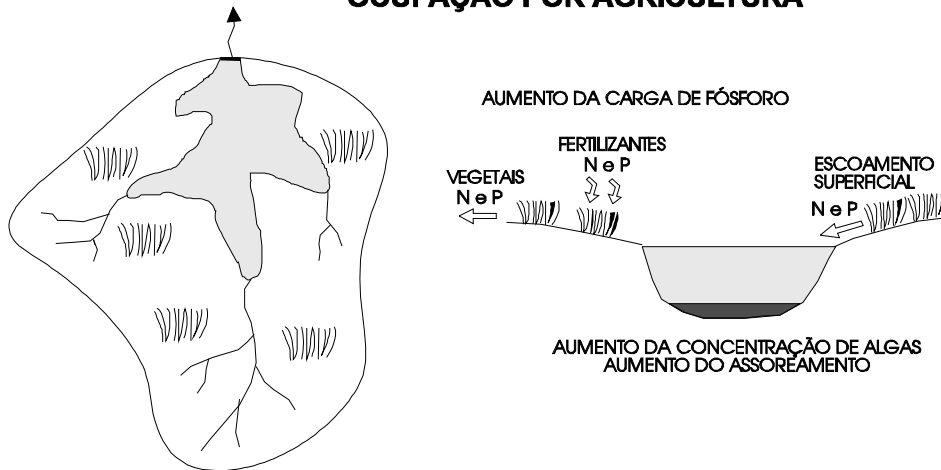
Na Figura 2, verifica-se a representação da associação entre o uso e ocupação do solo com a eutrofização no corpo d'água.

Na condição de “**ocupação por matas e florestas**”, pode-se observar que um lago situado em uma bacia de drenagem ocupada por matas e florestas apresenta pouca atividade biológica de produção. Entretanto, mesmo nestas condições naturais e de ausência de interferência humana, o lago tende a reter sólidos que se sedimentam, constituindo uma camada de lodo no fundo. Com os fenômenos de decomposição do material sedimentado, ocorre um aumento, ainda que elementar, do nível de nutrientes na massa líquida (Von Sperlling, 1996).

OCUPAÇÃO POR MATAS E FLORESTAS



OCUPAÇÃO POR AGRICULTURA



OCUPAÇÃO URBANA

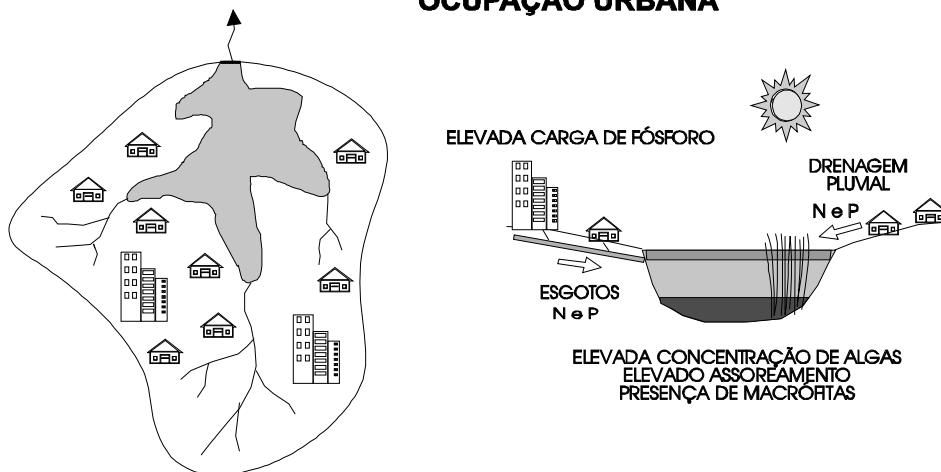


Figura 2 – Evolução do processo de eutrofização (Von Sperlling, 1996)

Nessa bacia hidrográfica preservada, a maior parte dos nutrientes detém-se em um ciclo quase fechado. As plantas, ao morrerem e caírem no solo, sofrem decomposição, liberando nutrientes. Esses nutrientes lixiviam pelo solo, onde são absorvidos pelas raízes das plantas, voltando a fazer parte da sua composição, e fechando, desta forma, o ciclo. O aporte de nutrientes ao corpo d'água é amortizado (Von Sperlling, 1996).

Já no caso de “**ocupação por agricultura**”, a retirada da vegetação natural da bacia para ocupação por agricultura representa, comumente, uma etapa intermediária no processo de deterioração de um corpo d'água. Provavelmente, os vegetais plantados nessa bacia são retirados para consumo humano, e consumidos fora da própria bacia hidrográfica. Assim, o ciclo interno se rompe, pois não há uma compensação natural dos nutrientes retirados. Como uma forma de compensar esta retirada, são utilizados produtos com elevados teores dos nutrientes nitrogênio e fósforo (fertilizantes). Visando uma majoração na produção, os agricultores adicionam quantidades elevadas de N e P, frequentemente superiores à própria capacidade de assimilação dos vegetais.

Com a substituição das matas por atividades agrícolas pode ocorrer também uma redução da capacidade de infiltração no solo. Assim, os nutrientes, já adicionados em excesso, tendem a escoar superficialmente pelo terreno, até atingir, eventualmente, o lago ou represa (Von Sperlling, 1996).

Por fim, na “**ocupação urbana**”, ocorre a substituição de áreas agriculturáveis por ocupação urbana. Com essa substituição, tem-se uma série de conseqüências, tais como:

- **Assoreamento:** A implantação de loteamentos e conseqüente urbanização, implica entre outros, em movimentos de terra para as construções e redução da capacidade de infiltração das águas no terreno. Com isso as partículas de solo são carregadas até atingir o lago ou represa, onde sedimentam. A sedimentação dessas partículas causa o assoreamento, reduzindo o volume útil do corpo d'água, e servindo de meio suporte para o crescimento de vegetais fixos de maiores dimensões próximos às margens. Estes vegetais causam uma evidente deterioração no aspecto visual do corpo d'água.
- **Drenagem pluvial urbana:** A drenagem urbana transporta uma carga excessiva de nutrientes, maior que os demais tipos de ocupação da bacia.

- **Esgotos:** Os esgotos domésticos podem ser considerados como o maior fator de deterioração dos corpos d'água, pois contêm nitrogênio e fósforo, oriundos das fezes e urina, dos restos de alimentos, dos detergentes e de outros subprodutos das atividades humanas. Destaca-se que a contribuição de N e P através dos esgotos é bem superior à contribuição originada pela drenagem urbana.

Conseqüentemente ocorre um grande aporte de N e P, trazendo, em decorrência, uma elevação nas populações de algas e outras plantas. Cabe comentar, que em períodos de elevada insolação (energia luminosa necessária para a fotossíntese), as algas poderão atingir superpopulações, constituindo uma espessa camada superficial. Estes eventos de superpopulação de algas são denominados de *floração*. Esta camada superficial impede a penetração da energia luminosa para as camadas mais inferiores, causando a morte das algas situadas nestas regiões (Von Sperling, 1996).

A elevação da produção primária, devido a um acréscimo na disponibilidade de nutrientes, leva a um crescimento excessivo do fitoplâncton. Essa explosão da produtividade primária (capacidade de propiciar o desenvolvimento da vida) é acompanhada por uma série de eventos, tais como (Esteves, 1988):

- Aparecimento de microalgas e cianobactérias que possuem em seu interior toxinas, que podem ser tóxicas para os seres humanos;
- Diminuição do oxigênio dissolvido, com predominância das condições anaeróbias, morte de peixes e toxicidade aumentada devido à uma elevação da concentração de amônio;
- Em condições anaeróbicas, o ferro, o manganês e o fósforo encontram-se na forma solúvel, trazendo respectivamente problemas ao abastecimento de água e representando uma fonte interna de fósforo para as algas (Tundisi, 2003);
- Desaparecimento do lago devido ao acúmulo de material e vegetação em seu fundo (Von Sperling, 1996).

De uma forma geral, pode-se caracterizar o estágio de eutrofização em que se encontra um corpo d'água como:

- oligotrófico (lagos claros e baixa produtividade);
- mesotrófico (lagos com produtividade intermediária);
- eutrófico (lagos com elevada produtividade comparada ao nível natural básico).

Contudo, caso se deseje caracterizar com maior minudência os corpos d'água, podem ser adotadas outras classificações para outros níveis tróficos, tais como: ultraoligotrófico, oligotrófico, oligomesotrófico, mesotrófico, mesoeutrófico, eutrófico, eupolitrófico, hipereutrófico (listados da menor para a maior produtividade) (Von Sperlling, 1996).

A partir dos anos sessenta, visando estudar essa questão nos lagos, principalmente nos de zona temperada os limnólogos criaram indicadores de eutrofização (Carlson, 1977).

Entretanto, a quantificação do nível trófico é um processo mais complexo, especialmente para lagos tropicais, principalmente por apresentarem uma maior capacidade de assimilação de fósforo que corpos d'água de climas temperados (Von Sperlling, 1996).

Na prática a caracterização do estado trófico é quantificada através de variáveis que se relacionam diretamente com o processo de eutrofização.

Os critérios propostos precisam ser avaliados e analisados à vista das condições concretas de cada corpo d'água. Desse modo, torna-se de grande importância conhecer as áreas onde serão aplicados os índices e principalmente desenvolver metodologias que permitam o equacionamento satisfatório da caracterização desse tipo de problema.

1.2 Índices de Qualidade de Água

Qualquer programa de monitoramento da qualidade da água, ao longo do tempo e do espaço, gera um grande número de informações e resultados que precisam ser transformados em um formato sintético, a fim de descrever e representar de forma compreensível e representativa o estado do corpo d'água e suas tendências, para que possam ser utilizadas como ferramentas norteadoras na tomada de decisões relativas aos recursos hídricos.

Conforme dito anteriormente, uma forma de agregação dos dados gerados no programa de monitoramento, se dá através da proposição de indicadores, que podem ser considerados como uma característica específica da água, e de ordem física, química ou biológica (Bollman e Marques, 2000).

Um dos problemas mais significativos apresentados na utilização e até mesmo na criação de indicadores, consiste nos múltiplos usos da água. De um modo geral, pode-se atribuir valores individuais de qualidade ambiental, favorecendo o surgimento de escalas diferenciadas para uma mesma variável. Logo, deve-se considerar a função homogeneizadora dos indicadores (Bollman e Marques, 2000). Quando se agrega dois ou mais indicadores específicos de qualidade na avaliação de um determinado ecossistema, passa-se a fazer o uso de Índices.

Um índice de qualidade de água fornece uma visão geral das condições ambientais, refletindo resumidamente as alterações ocorridas naquele corpo d'água. As vantagens proporcionadas por seu uso são: a habilidade de associar diferentes variáveis analisadas em um único número, a facilidade de se acompanhar e associar as variações hidrológicas ao longo do espaço ou tempo e sua maior eficácia em transmitir um diagnóstico.

Todo programa de monitoramento, através das informações resumidas, obtidas com o uso de índices de qualidade de água, prevê o acompanhamento da possível deterioração dos recursos hídricos ao longo de sua bacia hidrográfica (Toledo e Nicolella, 2002).

Os primeiros estudos de índices de qualidade de água reportam da Alemanha, em 1848, sendo realizado correlacionando nível de pureza e a poluição da água (Ott, 1978). Esses estudos visaram associar a ocorrência de determinadas comunidades de organismos aquáticos, com os dados de nível de pureza e da poluição das águas. Ao invés de se chegar a um valor numérico, a qualidade da água era classificada entre vários níveis de poluição (Derísio, 1992).

Na Europa, nos últimos 130 anos, vários países desenvolveram e aplicaram diferentes sistemas para serem utilizados na classificação da qualidade das águas. Os sistemas foram desenvolvidos considerando dois pontos principais (Ministério do Meio Ambiente, 2001a):

- a) Quantidade de poluição analisada;
- b) Alterações nas comunidades de organismos macro e microscópicos, como por exemplo, organismos fitoplanctônicos, peixes e vegetais superiores.

Segundo Ott (1978), existem três tipos básicos de índices de qualidade de água:

- Índices desenvolvidos a partir da opinião de especialistas;
- Índices baseados em métodos estatísticos;
- Índices biológicos.

Para Leite e Fonseca (1994), os índices de qualidade de água podem ser utilizados para diversos fins, tais como:

- Análise de tendências: avaliação e acompanhamento das mudanças na qualidade ambiental dos recursos hídricos, em um determinado espaço de tempo;
- Distribuição de recursos: determinar prioridades na aplicação de verbas;
- Aplicação das normas: cumprimento da legislação ambiental;
- Informação ao público: informação mais acessível à população sobre as condições de um determinado ecossistema;
- Ordenação de áreas geográficas: possibilitar, sob o aspecto ambiental, a comparação de diferentes áreas geográficas;
- Pesquisa científica: redução do volume de dados;
- Identificação de problemas de qualidade de água
- Gestão dos recursos hídricos.

Uma dificuldade na elaboração de um índice de qualidade das águas é sintetizar em um único número, uma realidade complexa, onde inúmeras variáveis ambientais têm influência (Silva e Jardim, 2006).

Como os índices são dependentes da escolha das variáveis que constituem os indicadores das alterações da qualidade da água, eles apresentam certo grau de subjetividade. Os índices baseados em modelos estatísticos favorecem a seleção dos indicadores mais representativos, porém não se deve generalizar já que cada corpo d'água possui sua peculiaridade (Haase *et al*, 1989).

Destaca-se ainda que não se deve fazer uso exclusivo de índices de qualidade das águas em detrimento de uma análise mais detalhada dos dados gerados em um monitoramento

ambiental, muito menos considerar somente um índice como uma ferramenta gerencial para os corpos d'água.

Cabe salientar que um índice de qualidade de água é um número adimensional que mostra de uma forma objetiva a qualidade da água para os seus diversos fins. Esse número é obtido por meio de metodologias específicas, através da união de dados físico-químicos, bacteriológicos e químicos (Ministério do Meio Ambiente, 2001b).

Para melhor entendimento sobre os índices de qualidade de água, segue uma breve descrição de alguns índices, os ambientes em que podem ser aplicados e os parâmetros requeridos para o seu cálculo.

Quanto aos ambientes são adotadas as seguintes definições, segundo a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 357 (Ministério do Meio Ambiente, 2005).

- 1 Ambiente lótico: ambiente relativo a águas continentais moventes;
- 2 Ambiente lêntico: ambiente que se refere à água parada, com movimento lento ou estagnado.

1.3 Índices de Qualidade de Água em Ambientes Lóticos

1.3.1 Índice de Horton

Segundo Derísio (1992), as variáveis a serem incluídas no Índice de Horton, foram baseadas nos seguintes critérios:

- Adoção de um número de variáveis limitado, garantindo uma praticidade;
- A aplicação das variáveis deveria ser significativa em todo o país;
- As variáveis deveriam refletir a disponibilidade dos dados.

O Índice de Horton consiste em um somatório ponderado de subíndices que são divididos pelo somatório dos pesos multiplicado por dois coeficientes: a temperatura e a poluição visível (Ministério do Meio Ambiente, 2001b).

De acordo com Derísio (1992), a justificativa deste índice não considerar as substâncias tóxicas é a de que “em nenhuma circunstância os cursos de água deveriam conter substâncias que fossem prejudiciais aos seres humanos, animais ou à vida aquática”.

Para o cálculo deste índice, são utilizados os seguintes parâmetros: OD (oxigênio dissolvido), pH (potencial hidrogênioônico), coliformes fecais, alcalinidade, cloreto, condutividade, tratamento de esgoto (percentual da população atendida por rede de esgoto), CCl₄ e para a sua utilização, atribuiu um peso a cada um deles, segundo a tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros utilizados e pesos atribuídos no Índice de Horton

Parâmetros	Pesos
Oxigênio dissolvido	4
Tratamento de esgoto	4
pH	4
Coliformes fecais	2
Condutividade específica	1
Alcalinidade	1
Cloreto	1
CCl ₄	1

Fonte: Ministério do Meio Ambiente, 2001c

Para se determinar o Índice de Horton, deve-se utilizar a Equação 1:

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

onde:

W_i = peso de cada parâmetro (i) que entra no cálculo;

I_i = subíndice do parâmetro (i), determinado de acordo com as tabelas 4 e 5;

M_1 = coeficiente referente à temperatura, sendo $M_1 = 1$ se $T \leq 34^\circ\text{C}$ e $M_1 = 0,5$ se $T > 34^\circ\text{C}$;

M_2 = coeficiente referente à poluição aparente, sendo $M_2 = 1$ se sólidos sedimentáveis $\leq 0,1$ mL/L e $M_2 = 0,5$ se sólidos sedimentáveis $> 0,1$ mL/L .

As tabelas 2 e 3 mostram os subíndices para qualidade de água adotados no índice de Horton.

Tabela 2 – Subíndices de qualidade de água

Subíndice	Oxigênio dissolvido (%)	Coliformes (nmp/100mL)	CCl ₄ (0,0001mg/L)	Subíndice	Tratamento de Esgoto (% população servida)
100	>70	<1000	0-100	100	95-100
				80	80-95
80	50-70	1000-5000	100-200	60	70-80
60	30-50	5000-10000	200-300	40	60-70
30	10-30	10000-20000	300-400	20	50-60
0	<30	>20000	400	0	<50

Fonte: Ministério do Meio Ambiente, 2001c.

Tabela 3 – Subíndices de qualidade de água

Subíndice	pH (unidades)	Cloreto (mg/L)	Condutividade Específica(μmho/cm)	Alcalinidade (mg/L)
100	6 - 8	0 - 100	0 - 750	20 - 100
80	5 - 6 / 8 - 9	100 - 175	750 - 1500	5 - 20 / 100 - 200
40	4 - 5 ; 9 - 10	175 - 250	1500 - 2500	> 200
0	<4 // >10	>250	>2500	ácido

Fonte: Ministério do Meio Ambiente, 2001c

O resultado final da equação do Índice de Horton será um valor único entre 0 e 100, sendo classificado de forma direta e crescente com à sua qualidade. Quanto maior for o valor encontrado, mais aceitável é a sua condição para o uso (Silva *et al.*, 1999).

1.3.2 Índice de Qualidade de Água da National Sanitation Foundation (IQA-NSF)

Conforme Derísio (1992), em 1970, Brown, McClelland, Deininger e Tozer desenvolveram um índice de qualidade de água semelhante em sua estrutura, ao Índice de Horton sendo este estudo financiado pela National Sanitation Foundation.

Para a elaboração deste índice, IQA-NSF, foram agrupadas opiniões de 142 especialistas, baseado na técnica de Delphi da Rand Corporation, através das respostas a vários questionários, tabuladas e devolvidas a cada participante, para comparação de sua resposta com a dos demais participantes até chegar a um consenso.

Como resultado desta pesquisa, foram selecionadas as variáveis de qualidade de água que deveriam entrar no cálculo, o peso relativo das mesmas e a condição em que se apresentava cada uma delas, de acordo com uma escala de valores.

Preliminarmente foram escolhidas 35 variáveis, e destas, nove foram selecionadas para compor o IQA-NSF. Para cada variável foram estabelecidas curvas de variação da qualidade da água, de acordo com o estado ou condições de cada variável. Estas curvas de variação indicam a qualidade de um determinado parâmetro (um número entre 0 e 100), que é obtido através da sua "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida. As curvas de variação da qualidade de água encontram-se na Figura 3.

A estrutura proposta originalmente por Brown *et al.* (1970) resulta de uma combinação linear com pesos dos subíndices (Ministério do Meio Ambiente, 2001b). A forma aditiva para cálculo do IQA está apresentada na Equação 2 abaixo.

$$IQA - NSF = \sum_{i=1}^n W_i . l_i \quad (\text{Equação 2})$$

onde:

IQA-NSF = índice de qualidade de água, variando entre 0 e 100;

W_i = peso relativo do i-ésimo parâmetro;

l_i = valor do subíndice relativo ao i-ésimo parâmetro.

Apesar da determinação do índice através de um somatório ser muito utilizado, esta forma apresenta um problema matemático denominado de eclipsamento. Este problema acontece quando pelo menos uma variável poluente apresenta um valor extremamente ruim, mas o IQA não reflete esta situação, ocasionando com isso a superestimação da qualidade da água. Assim, também foi proposto por Landwehr e Deininger (1976) um índice através de um produtório (Equação 3) onde os mesmos pesos tornam-se potência dos subíndices. Com isso, quando qualquer destes subíndices aproximarem-se de zero, o IQA aproximará de zero. (Ferreira e Ide, 2001).

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{W_i} \quad (\text{Equação 3})$$

onde:

IQA-NSF: índice de qualidade de água, variando entre 0 e 100;

q_i : 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;

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

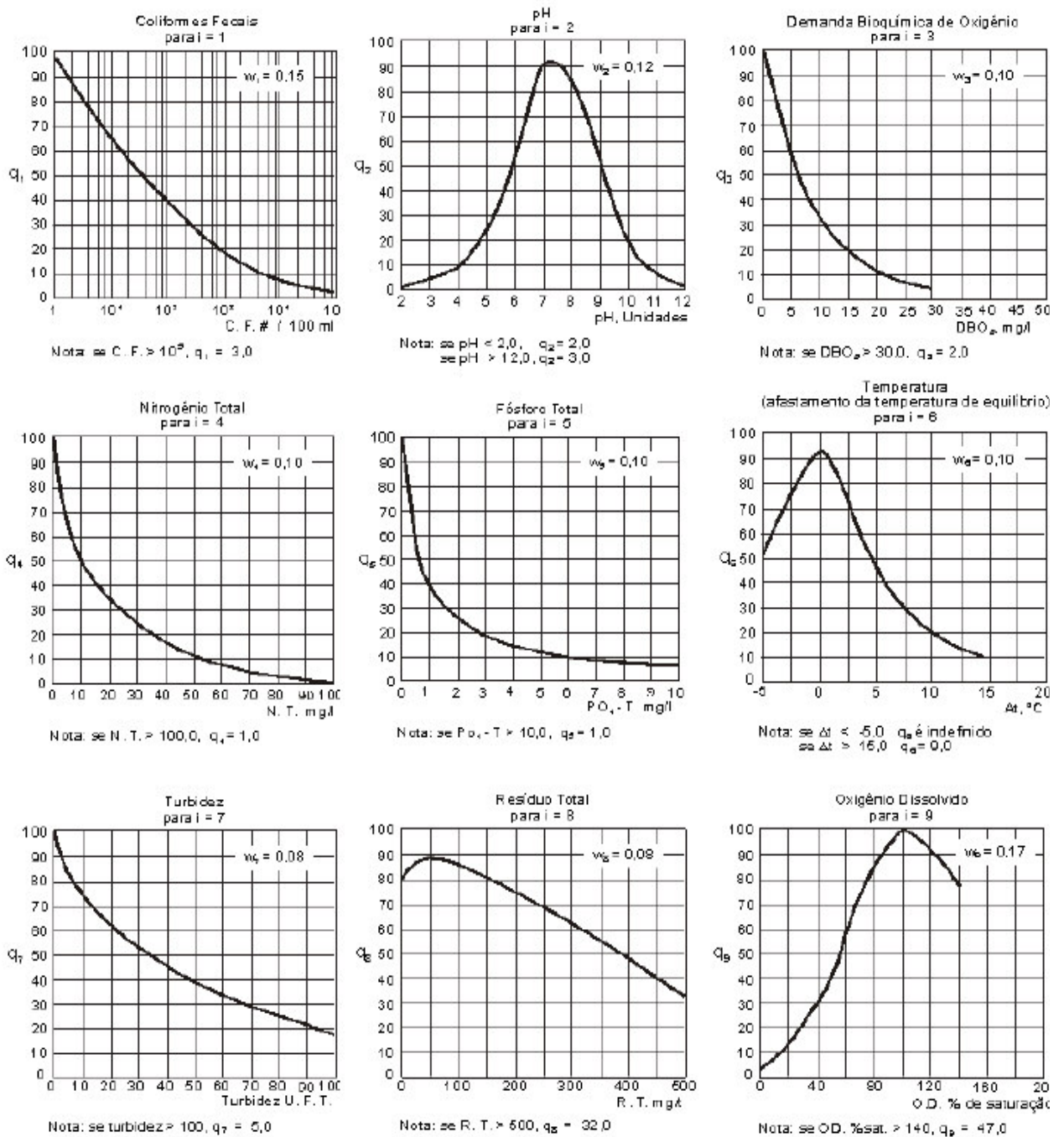


Figura 3: Curvas de variação da qualidade de água utilizadas no IQA-NSF (Fonte: CETESB, 2002)

As tabelas 4 e 5 a seguir mostram os parâmetros selecionados e os respectivos pesos e as faixas para a classificação da qualidade água respectivamente.

Tabela 4 – Parâmetros e pesos para o cálculo do IQA-NSF

Parâmetros	Pesos
OD	0,17
Coliformes fecais	0,15
pH	0,12
DBO ₅	0,10
Nitrogênio	0,10
Fosfato total	0,10
Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

Fonte: CETESB (2002)

Tabela 5 – Faixas de classificação da qualidade das águas para o IQA-NSF

Valor	Qualificação
80 - 100	Ótima
52 - 79	Boa
37 - 51	Aceitável
20 - 36	Ruim
0- 19	Péssima

Fonte : CETESB (2002).

1.3.3 Índice de Toxidez (IT)

Este índice serve como um complemento ao IQA-NSF. De um modo geral, para o cálculo dos índices, não são consideradas a existência de substâncias tóxicas. Brown *et al.* (1970) recomendam a utilização de um índice de toxidade, cujo valor é 0 ou 1, indicando, respectivamente, a presença de poluentes acima do seu limite máximo admissível, ou a ausência desses poluentes. O valor de IT será determinado segundo a Equação 4.

$$IT = IQA \times I \quad (\text{Equação 4})$$

onde:

IT: índice de Toxidez, variando de 0 a 1;

IQA-NSF: índice de qualidade de água, variando entre 0 e 100;

I: valor do sub-índice de toxidez, variando entre 0 (quando pelo menos uma substância tóxica ultrapassar os padrões) e 1 (quando nenhuma substância tóxica ultrapassar os padrões).

Algumas substâncias tóxicas, como metais pesados e pesticidas, freqüentemente apresentam concentrações limitadas tanto espacial, quanto temporalmente, portanto não podem ser incluídas em índices mais amplos propostos para áreas com diferenças hidrológicas, demográficas ou geológicas.

Os metais que integram o IT são: cádmio, chumbo, cobre, mercúrio, "cromo total", níquel e zinco. Suas concentrações são baseadas na resolução CONAMA 357 de 2005, que enquadram as águas em suas respectivas classes. Os metais ferro e manganês foram excluídos do IT, devido à sua baixa toxicidade e sua distribuição geológica, que apresentam naturalmente concentrações mais elevadas que os padrões existentes propostos para regiões com diferentes características.

1.3.4 Índice de Dinius

O índice de Dinius foi desenvolvido como um sistema rudimentar de contabilidade social que mediria os custos e impactos das medidas de controle de poluição (Ott, 1978). Entendia-se que um sistema de contabilidade social poderia facilitar a divulgação de informações de qualidade ambiental ao público e administradores, e permitiria assim, que os recursos fossem gastos mais efetivamente.

O índice inclui 11 parâmetros e é baseado no somatório ponderado dos subíndices, determinados através de funções matemáticas, onde cada um deles foi desenvolvido a partir de pesquisa na literatura científica. O índice foi elaborado através de 11 equações específicas para os subíndices, baseadas também em estudos realizados por vários especialistas (tabela 6). Os pesos foram fundamentados através da importância de cada parâmetro poluente.

Segundo Ott (1978), Dinius considerava que os usos específicos da água poderiam ser adaptados através da interpretação do valor do índice para cada uso da água.

Tabela 6 – Parâmetros e pesos para o cálculo do Índice de Dinius

Parâmetros	Equação	Peso
OD (%)	$I = X$	$W_i = 5$
DBO ₅ (mg/L)	$I = 107X^{-0,642}$	$W_i = 2$
Coliformes Totais (nmp/100mL)	$I = 100X^{-0,30}$	$W_i = 3$
Condutividade Específica a 25 °C (μmho/cm)	$I = 535X^{-0,3565}$	$W_i = 1$
Cloreto (mg/L)	$I = 125,8X^{-0,207}$	$W_i = 0,5$
Dureza (ppm de CaCO ₃)	$I = 10^{1974 - 0,00132X}$	$W_i = 1$
Alcalinidade (ppm de CaCO ₃)	$I = 108X^{-0,178}$	$W_i = 0,5$
pH (unidades)	$X < 6,7$ $I = 10^{0,2335X + 0,44}$	$W_i = 1$
	$7 \leq X \leq 7,58$ $I = 100$	
	$X \geq 7,58$ $I = 10^{4,22X - 0,293}$	
Temperatura (°C)	$I = -4 (X_a - X_b) = 112$	$W_i = 2$
Cor (mg Pt/L)	$I = 128X^{-0,288}$	$W_i = 1$
Coliforme fecal (nmp/100mL)	$I = 125 (5X)^{-0,30}$	$W_i = 4$

Fonte: Ott (1978).

onde:

I: valor do índice obtido pelo cálculo de cada equação;

W: peso de cada parâmetro;

X: concentração ou valor medido para cada parâmetro.

A distribuição dos pesos é referente a uma escala básica de importância denotada por: muito pequena (1), pequena (2) média (3), grande (4), importância muito grande (5) tendo como somatório de pesos 21.

O Cálculo do índice de Dinius (I) é realizado segundo a Equação 5.

$$I = \frac{1}{21} \sum_{i=1}^{11} W_i I_i \quad (\text{Equação 5})$$

Esse índice utiliza subíndices pré-definidos (I_i) dando um valor que posteriormente será multiplicado ao seu peso e dividido ao somatório dos pesos dos parâmetros (W_i). O resultado final da equação do Índice de Dinius será um valor entre 0 e 100, sendo a sua qualidade medida de forma crescente, ou seja, quanto maior for o valor encontrado, mais aceitável é a sua condição para o uso (Silva *et al*, 1999).

1.4 Índices de qualidade de água desenvolvidos para ambientes lênticos

1.4.1 Índice do Estado Trófico de Carlson (IET)

Carlson (1977) desenvolveu um índice de estado trófico através do estabelecimento de limites de variáveis de simples determinação e de baixo custo analítico, que pode ser amplamente aplicado, com base nos parâmetros clorofila-*a* (Cla), fósforo total (PT) e de transparência (Tra), analisado em amostras coletadas na superfície do corpo d'água.

O índice do estado trófico (IET) é um meio conveniente para quantificar a relação entre as alterações nos nutrientes (medidos pelo fósforo total), as alterações na biomassa algal (medida pela clorofila-*a*), que por sua vez alteram a turbidez da água no reservatório (medida pela transparência) (Pereira e Rodrigues, 2006).

Ao usar o IET, deve-se ter em consideração alguns pressupostos do próprio sistema:

- a transparência pode ser em função da biomassa fitoplanctônica;
- o fósforo total geralmente é o fator limitante no crescimento das algas;
- a concentração de clorofila-*a* pode ser correlacionada diretamente com a biomassa.

Embora o IET tenha sido desenvolvido com o objetivo inicial de apresentar uma nova aproximação à metodologia utilizada na classificação do estado trófico dos lagos, a motivação para esta nova abordagem ficou a cargo da dificuldade de comunicação com o público em geral, através dos sistemas de classificação trófica existentes na época.

Cada um dos parâmetros selecionados produz uma medida do estado trófico, considerada independente, em uma escala que varia de 0 a 100, sendo que o IET, corresponde a uma média aritmética dos respectivos índices de cada parâmetro. O índice está construído de tal forma que $IET = 0$ corresponde a uma transparência de 64 metros e cada diminuição desse parâmetro pela metade representa um aumento de 10 unidades no IET, conforme representado na tabela 7. Os valores elevados de IET correspondem à corpos d'água mais eutrofizados. Um aumento de 10 na escala do IET corresponde a uma duplicação na biomassa algal e a metade da transparência (Carlson, 1977).

Todavia, Carlson não delimitou as classes tróficas. Este balizamento foi proposto em 1981 por Kratzer e Brezonick (apud Mercante e Tucci-Moura, 1998), que estipularam limites para as seguintes classes: ultraoligotróficos, oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hipereutróficos. Essas classificações do grau de trofia podem ser observados na tabela 8.

Tabela 7 - Índice de estado trófico e relação com os parâmetros selecionados

IET	Transparência (m)	Fósforo total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Clorofila-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
0	64	0,75	0,0444
10	32	1,5	0,12
20	16	3	0,34
30	8	6	0,94
40	4	12	2,6
50	2	24	6,4
60	1	48	20
70	0,5	96	56
80	0,25	192	154
90	0,12	384	427
100	0,062	768	1183

Fonte: Carlson (1977)

Tabela 8 – Classificação do grau de trofia segundo Kratzer & Brezonick

Classificação	Índice (IET)
Ultra oligotrófico	< 20
Oligotrófico	21 – 40
Mesotrófico	41 – 50
Eutrófico	51 – 60
Hipereutrófico	> 61

Fonte: Mercante e Tucci-Moura (1998)

Para a obtenção do valor do IET para cada parâmetro, utiliza-se as Equações 6, 7 e 8 abaixo (Carlson, 1977).

$$\text{IET (PT)} = 14,42 * \ln [\text{PT}] + 4,15 \quad (\text{Equação 6})$$

$$\text{IET (Cla)} = 9,81 * \ln [\text{Cla}] + 30,6 \quad (\text{Equação 7})$$

$$\text{IET (Tra)} = 60 - 14,41 * \ln (\text{Tra}) \quad (\text{Equação 8})$$

onde:

IET (PT): índice do estado trófico para o fósforo total

IET (Cla): índice do estado trófico para a clorofila-a

IET (Tra): índice do estado trófico para a transparência

[PT]: concentração de fósforo total, expresso em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

[Cl a]: concentração de clorofila-*a*, expresso em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

(Tra): transparência, expressa em metros.

Para se calcular o IET de Carlson, utiliza-se a média aritmética dos valores encontrados para cada IET separadamente, conforme Equação 9.

$$\text{IET} = \frac{\text{IET (PT)} + \text{IET (Cla)} + \text{IET (Tra)}}{3} \quad (\text{Equação 9})$$

3

Ao contrário de outras metodologias, o IET desenvolvido por Carlson não tem descontinuidades. As três variáveis estão relacionadas por modelos de correlação linear e por isso devem produzir o mesmo índice para uma determinada análise. Qualquer uma pode ser usada para classificar o corpo d'água, pelo menos em teoria. No entanto, é dada prioridade à clorofila-*a*, por ser a variável mais representativa da biomassa algal (Pereira e Rodrigues, 2006).

A transparência da água, determinada com o disco de Secchi, é muitas vezes aceita como um indicador do estado trófico. Excetuando-se em circunstâncias excepcionais, como chuvas intensas, que podem não implicar uma relação direta com a poluição, quanto maior a profundidade a que o disco for visível da superfície, mais límpida e mais oligotrófica está a água (Pereira e Rodrigues, 2006).

O índice desenvolvido por Carlson, baseia-se no pressuposto de que estimar a biomassa algal, ou seja, a clorofila-*a* continua a ser um melhor indicador, quando comparado a qualquer um dos outros parâmetros. Embora a transparência e o fósforo estejam relacionados com o estado trófico, podem não estar com a biomassa presente no meio aquático, portanto usar a transparência e o fósforo total como estimativa da clorofila-*a* é muito diferente do que assumir a independência das variáveis (Carlson, 1977).

1.4.2 Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo e colaboradores (IETm)

O índice desenvolvido por Carlson para classificação do grau de trofia de corpos d'água foi baseado em dados obtidos em lagoas de clima temperado. Contudo, deve-se

considerar as diferenças existentes entre essas regiões e países como o Brasil, de clima predominantemente tropical, que podem alterar significativamente as respostas dos organismos aquáticos aos fatores que influem em suas atividades vitais.

Toledo e colaboradores (1984), através de dados obtidos no Reservatório de Barra Bonita, Estado de São Paulo, propuseram modificações nas expressões do Índice do Estado Trófico (IET) de Carlson (1977), incluindo ainda, uma nova equação para a obtenção do IET baseado no ortofosfato dissolvido.

As Equações 10 a 13 exprimem os respectivos índices dos parâmetros que compõe o Índice do Estado Trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo (IETm).

$$IETm(PT) = 10 \left(6 - \frac{\ln \left(\frac{80,32}{[PT]} \right)}{\ln 2} \right) \quad \text{(Equação 10)}$$

$$IETm(PSR) = 10 \left(6 - \frac{\ln \left(\frac{21,67}{[PSR]} \right)}{\ln 2} \right) \quad \text{(Equação 11)}$$

$$IETm(Cla) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 * \ln[Cl a]}{\ln 2} \right) \quad \text{(Equação 12)}$$

$$IETm(Tra) = 10 \left(6 - \frac{0,64 + \ln(Tra)}{\ln 2} \right) \quad \text{(Equação 13)}$$

onde:

IETm (PT): índice do estado trófico para o fósforo total

IETm (PSR): índice do estado trófico para o ortofosfato dissolvido

IETm (Cla): índice do estado trófico para a clorofila-*a*

IETm (Tra): índice do estado trófico para a transparência

[PT]: concentração de fósforo total, expresso em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

[PSR]: concentração de ortofosfato dissolvido, expresso em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

[Cl a]: concentração de clorofila-*a*, expresso em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

(Tra): transparência, expressa em metros.

Corroborando este estudo realizado em Barra Bonita (SP), Toledo *et al* (1984) demonstraram que o resultado obtido através da equação para a profundidade Secchi, não era representativo, podendo ser facilmente alterada pela elevada turbidez da região. Assim, Toledo e colaboradores (1984) propuseram a utilização da média ponderada, atribuindo menor peso ao valor obtido para a profundidade Secchi, conforme apresentado na equação 14:

$$IETm = \frac{IETm(Tra) + 2[IETm(PT) + IETm(PSR) + IETm(Cla)]}{7} \quad (\text{Equação 14})$$

Os critérios adotados por Toledo *et al.* (1984) para a classificação do grau de trofia podem ser observados na tabela 9.

Tabela 9 – Classificação do grau de trofia, segundo Toledo e colaboradores.

Categorias Tróficas	IET
Oligotrófico	< 44
Mesotrófico	44 - 54
Eutrófico	> 54

1.4.3 Outras Metodologias de Classificação dos Graus de Trofia

A OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) publicou em 1982 os resultados de um amplo estudo sobre o monitoramento, avaliação e controle da eutrofização de ambientes aquáticos para lagos de regiões temperadas, e através destes estudos, foram estabelecidos limites para classificação trófica, conforme apresentados na tabela 10 (OECD, 1982).

Tabela 10 – Classificação dos graus de trofia segundo a OECD (1982)

Categorias Tróficas	Média Anual PT (µg/L)	Média anual de Clorofila-a (µg/L)	Máximo anual de Clorofila-a (µg/L)	Média anual de disco Secchi (m)	Mínimo anual de disco Secchi (m)
Ultra-oligotrófico	≤ 4,0	≤ 1,0	≤ 2,5	≥ 12,0	≥ 6,0
Oligotrófico	≤ 10,0	≤ 2,5	8,0	≥ 6,0	≥ 3,0
Mesotrófico	10-35	2,5 - 8,0	8 - 25	6 - 3	3 - 1,5
Eutrófico	35-100	8 - 25	25 - 75	3 - 1,5	1,5 - 0,7
Hipereutrófico	≥ 100	≥ 25	≥ 75	≤ 1,5	≤ 0,7

PT: concentração de fósforo total

Clorofila-a da água superficial – Média geométrica

Como os limites estabelecidos pela OECD foram determinados em regiões temperadas, em 1991, Salas e Martino publicaram um estudo realizado pelo Centro Pan-Americano de Engenharia Sanitária e Ciência Ambientais (CEPIS), ligado à Organização Mundial da Saúde (OMS), sendo revisado pelos mesmos em 2001 (Salas e Martino, 2001), onde é proposto um modelo trófico simplificado para fósforo e clorofila-*a*, para lagos e reservatórios tropicais da América Latina e Caribe (tabela 11).

Tabela 11 – Limites para classes de estado trófico baseado em Salas e Martino (2001)

Categorias Tróficas	Média Anual PT (µg/L)	Média anual de Clorofila-<i>a</i> (µg/L)
Oligotrófico	≤ 28	≤ 4,8
Mesotrófico	28 - 72	4,8 - 12
Eutrófico	≥ 72	≥ 12

PT: Concentração de fósforo total

Clorofila-*a* da água superficial – Média geométrica

Outros autores, como Wetzel (1983), além dos valores limites para nutrientes, também destacaram que ambientes com concentrações médias de clorofila-*a* superiores a 10 µg/L possam ser considerados como eutróficos (Ministério do Meio Ambiente, 2001b).

1.5 Aplicação de análise comparativa entre os Índices de Estado Trófico no Brasil

No Brasil, vários estudos já foram desenvolvidos utilizando isoladamente tanto o Índice de Carlson, quanto o Índice de Carlson modificado por Toledo e colaboradores, porém pouco se encontra a cerca de análise comparativa relativo à aplicação destes diferentes índices.

Dente os estudos encontrados pode-se destacar os seguintes:

- **Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais**, São Paulo, SP, de Mercante e Tucci-Moura, (1998), demonstraram que para um dos ambientes aquáticos subtropicais estudados, ocorreu uma correspondência entre os valores de grau de trofia encontrados para os dois índices aplicados, entretanto estes autores recomendam o uso do índice de Carlson modificado por Toledo e colaboradores, devido à sua elaboração ter sido feita em reservatórios tropicais..

- **Comportamento dos índices do estado trófico de Carlson (IET) e modificado (IETm) em três lagoas naturais no Nordeste do Brasil**, de Duarte *et al.* (1999), Os autores verificaram que embora o IET, tenha resultado em números mais elevados, e sendo considerado como mais restritivo e conservador, o IETm mostrou-se mais adequado para a determinação do estado trófico de lagoas de clima tropical, absorvendo inclusive valores mais elevados dos parâmetros, em especial do fósforo total. Ressaltou-se também, que embora os dois índices tenham sido aplicados em três lagoas naturais, ocorreram variações em relação ao estado trófico de um mesmo corpo d'água.
- **Comportamento dos índices do estado trófico de Carlson (IET) e modificado (IETm) no Reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, Tocantins, Brasil**, de Naval *et al.* (2004), Os autores concluíram que os índices apresentaram valores diferenciados, porém dentro das faixas delimitadas pelos índices, não foram observadas grandes variações, tanto para os valores médios encontrados, quanto as variações temporais e pontuais. Corroborando outros estudos realizados com a comparação entre os índices, os autores entendem que o IETm é o mais adequado para a classificação do reservatório de clima tropical. Os autores também descreveram que a utilização de um índice ao invés da escolha de um parâmetro isolado, fornece resultados mais confiáveis.

1.6 Legislação Brasileira para qualidade das águas

O Código das Águas, instituído em 10 de julho de 1934, considerado pela Doutrina Jurídica como um dos textos modelares do Direito Positivo Brasileiro, foi a primeira base legal específica dos recursos hídricos (Ministério do Meio Ambiente, 2001a).

Em 31 de agosto de 1981, foi promulgada a Lei nº 6938 (BRASIL, 1981), que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação. Essa lei foi a responsável pela criação do CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. O CONAMA visa assistir o Presidente da República na formulação de diretrizes da Política Nacional do Meio Ambiente.

Pode-se destacar que para a criação do CONAMA foi fundamental a participação e a integração de representantes dos Ministérios; representantes dos Governos Estaduais; Confederações Nacionais do Comércio, Indústria, Agricultura, Trabalhadores e Associações de Meio Ambiente.

No ano de 1986, foi publicada a resolução CONAMA 20, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

A Constituição Federal, promulgada em 1988 (Brasil, 1988) modificou em vários aspectos o Código das Águas. Pode-se considerar como uma das principais alterações a extinção de alguns casos previstos pelo instrumento legal do domínio privado da água. Assim, segundo a Constituição atual todos os corpos d' água são de domínio público.

A Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997, conhecida atualmente como Lei das Águas, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. A Lei das Águas estabelece como princípios gerais básicos para a gestão dos recursos hídricos:

- Água é bem de domínio público;
- Reconhecimento da água como bem finito e vulnerável dotado de valor econômico;
- Em caso de escassez, uso prioritário da água para o consumo humano e dessedentação de animais;
- Gestão descentralizada e participativa, que propiciará o uso múltiplo da água,
- Bacia Hidrográfica é eleita como unidade de planejamento;

A Política Nacional de Recursos Hídricos tem como um de seus principais objetivos assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos. Dentre as diretrizes de ação para implementação dessa política, o Art. 30, Cap. III, estabelece que a gestão sistemática dos recursos hídricos não deve dissociar os aspectos de quantidade dos de qualidade.

Como instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, a Lei 9.433/97 estabeleceu, dentre outros, os planos de recursos hídricos, a outorga de direito de uso dos recursos hídricos e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

Pode-se considerar que a qualidade das águas, dos sedimentos e da biota é representada por um conjunto de características, geralmente mensuráveis, de natureza química, física e biológica. Por se tratar de um bem de uso público, torna-se necessário, para sua proteção, instituir restrições legais de uso, onde suas características devem ser mantidas dentro de certos limites.

No contexto, pode-se destacar que as restrições legais e as características da água são estabelecidas em cima de padrões e valores orientadores que, atualmente, são principalmente representados nas Resoluções CONAMA nº 357/2005 (Ministério do Meio Ambiente, 2005), CONAMA nº 274/2000 (Ministério do Meio Ambiente, 2000), CONAMA 396/2008 (Ministério do Meio Ambiente, 2008) e na Portaria nº 518/2005 (Ministério da Saúde, 2005).

1.7 Monitoramento Ambiental

O reconhecimento mundial da importância do monitoramento do meio ambiente para uma compreensão segura das mudanças globais (diagnóstico e prognóstico) e para a orientação nas decisões sobre o uso e ordenação do território, encontra-se explicitado na Agenda 21, aprovada no âmbito da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED), em 1992 (Ministério do Meio Ambiente, 2001d).

Os Programas de Monitoramento para a qualidade da água são desenvolvidos para avaliar todos os tipos de substâncias presentes na água, sob os aspectos físicos, químicos e biológicos (Santos *et al.*, 2001).

Ao se elaborar um Programa de Monitoramento deve-se:

- Definir os objetivos do monitoramento;
- Identificar os indicadores de qualidade ambiental a serem privilegiados, com base no conhecimento de cada corpo d'água;
- Selecionar um local de amostragem que seja representativo, a fim de se obter as informações requeridas;
- Definir um Plano de Monitoramento com base nas Metodologias, Normas e Padrões de qualidade de água vigentes;
- Verificar a capacidade da análise em laboratório(s) credenciado(s) para realizar as medições ambientais requeridas;
- Realizar a amostragem de modo que a amostra seja a mais representativa possível, obedecendo a normas técnicas vigentes;
- Interpretar os dados coletados e analisados;
- Desenvolver um banco de dados;
- Formular modelos conceituais e/ou matemáticos - comportamento do ecossistema em relação a parâmetros e fenômenos de interesse;
- Disponibilizar as informações;
- Avaliar a viabilidade econômica para a realização e permanência do programa de monitoramento.

Os Programas de Monitoramento podem ser classificados de acordo com o seu propósito, sendo divididos em Programa de Monitoramento para o Planejamento e Programa de Monitoramento para o Controle.

O programa de monitoramento para o planejamento inclui:

- Informações sobre a qualidade da água disponível, visando satisfazer as necessidades futuras;
- Prognóstico dos efeitos de novas outorgas sobre a qualidade das águas;
- Prognóstico dos efeitos do lançamento de efluentes sobre a qualidade das águas;
- Avaliação das variações hidrológicas dos rios (escoamento) em função de obras hidráulicas (represas, barragens, etc.);
- Dados que podem ser aproveitados em modelos matemáticos.

O programa de monitoramento para o controle inclui:

- Identificação das áreas impactadas e avaliação da urgência da implantação de planos de recuperação;
- Proteção dos mananciais, através da avaliação das medidas de controle implantadas ou com a constatação da melhoria da qualidade das águas;
- Determinação, em períodos definidos, das variações na qualidade das águas, a fim de se determinar tendências e a conseqüentemente propor medidas de controle.

Pode-se considerar de um modo geral, que os objetivos de um programa de monitoramento podem ser destinados tanto para avaliação da qualidade da água e a sua adequação para seus diversos usos, quanto para indicar a necessidade de estudos complementares, que visem a subsidiar projetos de recuperação de áreas degradadas.

1.8 Monitoramento para qualidade de água desenvolvido pela FEEMA no Estado do Rio de Janeiro

A FEEMA foi criada em junho de 1975, com a atribuição principal de controle da qualidade ambiental do Estado do Rio de Janeiro. Uma das primeiras atividades órgão em questão foi o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental e padrões de emissão de poluentes, fornecendo suporte ao Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras.

O acompanhamento sistemático da qualidade de água dos principais corpos d' água do Estado do Rio de Janeiro, vem se constituindo em instrumento fundamental para avaliar a situação em que se encontram estes ambientes, principalmente no caso de intervenções, quando é de relevante importância avaliar a resposta do corpo d' água.

O monitoramento é um dos fatores determinantes no processo de gestão ambiental, uma vez que propicia uma percepção sistemática e integrada da realidade ambiental. A produção de informações e a sua disponibilização à comunidade científica, ao público em geral e às diversas instâncias decisórias, atuando em consonância com as disposições da Lei Estadual 855, de 17/06/86, que determina ao Poder Público que por meio do órgão de controle ambiental, divulgue e mantenha permanentemente disponível as informações relativas à qualidade ambiental do Estado (FEEMA, 2007).

O monitoramento de qualidade de água, sob responsabilidade da FEEMA é uma ferramenta importante e imprescindível tanto como suporte ao controle das atividades poluidoras quanto como fonte de informações, uma vez que consiste no acompanhamento sistemático dos aspectos qualitativos e quantitativos das águas, permitindo, reunir um conjunto de informações necessárias à avaliação das ações efetivadas e ao direcionamento de decisões futuras (FEEMA, 2007).

Portanto, pode-se dizer que o monitoramento de qualidade de água aliado às medidas de melhoria implantadas beneficia, de modo geral, toda a população do Estado do Rio de Janeiro, na medida em que incide sobre:

- A saúde da população (água de abastecimento e banho de mar);
- A economia do Estado (turismo, pesca industrial e artesanal, comércio, investimentos na área ambiental, entre outros);
- O lazer (banho de mar e esportes de contato primário e secundário).

O monitoramento sistemático da qualidade de água, sedimentos e biota permitem acompanhar a evolução das condições de qualidade da água ao longo do tempo, fornecendo séries temporais de dados. Pode-se considerar o monitoramento sistemático como:

- ❖ Um meio de identificação dos fatores, processos e agentes que causam ou influenciam essa qualidade;
- ❖ Fonte de informações, a partir do acompanhamento sistemático dos aspectos qualitativos das águas;
- ❖ Ferramenta imprescindível como suporte ao controle das atividades poluidoras;
- ❖ Um conjunto de informações necessárias à avaliação das ações efetivadas, e ao direcionamento de decisões futuras.

O monitoramento dos corpos d'água no Estado do Rio de Janeiro teve início com o Instituto de Engenharia Sanitária (IES) na década de 60, contemplando principalmente a Lagoa Rodrigo de Freitas, praias e rios. Na década de 70, e especificamente em 1975 com a criação da FEEMA, este monitoramento foi ampliado para os principais rios, reservatórios, lagoas costeiras, baías e praias do Estado do Rio de Janeiro, com ênfase ao monitoramento intensivo da Baía de Guanabara, Rio Paraíba do Sul e Baía de Sepetiba para calibração dos modelos de qualidade de água (FEEMA, 2001).

O monitoramento consiste na coleta de amostras de água, sedimento e/ou biota, que são enviadas para análises nos Laboratórios da FEEMA. Os resultados obtidos no monitoramento são armazenados em um banco de dados, a partir do qual recebem um tratamento estatístico, que irá embasar a elaboração de diagnóstico e periódico específicos, que se constitui em uma informação que será disponibilizada aos diversos segmentos da sociedade.

A tabela 12 mostra os locais de amostragem (excluindo-se as praias) monitorados pela DIAG/FEEMA, a frequência de amostragem, a profundidade de coleta e o número de estações em cada corpo d'água.

Tabela 12 – Locais, frequência de amostragem e o número de estações por corpo d’água.

Locais de Amostragem	Frequência	Profundidade*	Nº de estações
Rio Paraíba do Sul - <i>Calha Principal</i>	Mensal	S	16
Rio Paraíba do Sul - <i>Afluentes</i>	Bimestral	S	21
Reservatório de Funil	Bimestral	S, M, F	3
Reservatório de Santana, Vigário e Lajes	Bimestral	S, M, F	4
Bacia da Baía de Guanabara	Bimestral	S	38
Baía de Guanabara - <i>Completa</i>	Bimestral	S, M, F	13
Bacia da Baía de Sepetiba - <i>Rios da Baixada da Baía de Sepetiba</i>	Trimestral	S	7
Bacia da Baía de Sepetiba - <i>Sub-bacia do Rio Guandu</i>	Mensal	S	10
Baía de Sepetiba	Bimestral	S, F	14
Bacia da Lagoa Rodrigo de Freitas	Trimestral	S	12
Lagoa Rodrigo de Freitas	Semanal	S	6
Bacia do Sistema Lagunar de Jacarepaguá	Trimestral	S	11
Sistema Lagunar de Jacarepaguá	Mensal	S, F	8
Lagoa de Araruama	Semestral	S, F	14
Sistema Lagunar de Maricá	Semestral	S, F	4
Sistema Lagunar de Itaipú-Piratininga	Quinzenal	S	2
Bacia do Rio Macaé	Bimestral	S	1
Bacia do Rio Uma	Bimestral	S	1
Bacia do Rio São Pedro	Bimestral	S	1
Bacia do Rio São João	Bimestral	S	4
Lagoa Feia	Semestral	S, F	4
Lagoa de Cima	Semestral	S, F	1

*S: Superfície, M: Meio, F: Fundo. Fonte: DIAG/FEEMA (2008)

Na tabela 13, têm-se as praias monitoradas pela FEEMA, a frequência de amostragem e o número de estações em cada praia. Dentre os parâmetros físicos, químicos e biológicos que são importantes na caracterização da qualidade das águas dos corpos d’água, a DIAG/FEEMA selecionou os seguintes parâmetros, conforme apresentado na tabela 14.

Tabela 13 – Locais, frequência de amostragem e o número de estações para as praias.

Locais de amostragem	Frequência de amostragem	N ^a de estações
Praias da Zona Sul e Zona Oeste	Duas vezes por semana;	35
Praias de Niterói	Semanal	28
Praias da Ilha Governador e Ramos	Mensal	13
Praias de Sepetiba	Mensal	8
Praias de Magé e São Gonçalo	Mensal	5
Praias de Marica	Mensal	5
Praias de Paquetá	Semanal	8
Praias de Angra dos Reis	Quinzenal	20
Lago Artificial de Ramos	Semanal	6
Lago Artificial de São Gonçalo	Semanal	4

Fonte: DIAG/FEEMA (2008)

Tabela 14 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados pela FEEMA.

Parâmetros Físicos, Químicos e Biológicos				
OD	DBO	DQO	TOC	Alcalinidade
pH	Salinidade	Condutividade	P-Total	P-PO ₄
N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	N-KJ	Turbidez
Cianeto	Fenóis	Metais Pesados ¹	B(a)P	PCB
HPA	Coliformes ²	Clorofila	Feoftina	Fitoplâncton ³
Cloreto	RNFT ⁴	RFT ⁵	RT ⁶	Sulfeto

1: Metais Pesados: Cd, Cr, Zn, Cu, Ni, Mn, Pb, Fe, Hg, As; 2: Coliformes totais e termotolerantes; 3: Fitoplâncton qualitativo e quantitativo; 4: Resíduo não filtrável total; 5: Resíduo filtrável total; 6: Resíduo total.

Além da análise dos parâmetros listados acima, são realizadas também medições e inspeções visuais nos corpos d'água, complementando a caracterização daquele ambiente em estudo. Nestas, considera-se principalmente a observação da cor, presença de óleo e lixo, ocorrência de chuvas nas últimas 24/48 h, profundidade de coleta, profundidade da coluna de água, vazão/altura da régua, condições de maré, temperatura do ar e da água e transparência do disco Secchi.

Cabe finalizar que o monitoramento sistemático de qualidade de água, realizado em conformidade com as suas premissas básicas, *constância, coerência e regularidade*, é a única forma de garantir uma informação consistente para a identificação do ganho ambiental - expressão de melhoria ou recuperação de um corpo d'água -, legitimando os investimentos e as ações implantadas pelas instâncias decisórias (FEEMA, 2007).

1.9 Parâmetros de qualidade de água utilizados nos índices de estado trófico

Tendo em vista que no presente trabalho foram empregados os índices de estado trófico de Carlson (1977) e modificado por Toledo *et al.* (1984), nos próximos tópicos será feita uma breve abordagem dos parâmetros avaliados: fósforo, clorofila-*a* e transparência da água (disco de Secchi).

1.9.1 Fósforo

O fósforo é um dos fatores fundamentais à vida, fazendo parte da estrutura de proteínas, carboidratos, DNA e RNA (ácidos nucleicos) e ATP (adenosina trifosfato) (Vallentyne, 1978; Esteves, 1998). O fósforo é um elemento essencial para o crescimento dos organismos e para a produtividade primária (APHA, 2005).

Quanto às fontes deste elemento, podem ser naturais e artificiais. As *naturais* são originárias das rochas que formam a bacia de drenagem e da decomposição de organismos de origem alóctone (Esteves, 1998; Fonseca e Guerreschi, 2000).

As fontes artificiais podem ser o material particulado de origem industrial contido na atmosfera e os esgotos industriais e domésticos (Esteves, 1998). Destaca-se que neste último, devido ao uso de detergentes sintéticos contendo polifosfatos, a concentração de fósforo vem aumentando consideravelmente, contribuindo de forma significativa no processo de eutrofização (Henderson-Sellers e Markland, 1987; Paranhos, 1996).

Este elemento apresenta também ampla importância econômica, sendo utilizado na fabricação de detergentes, fertilizantes, agentes anticorrosivos, materiais a prova de fogo, agentes químicos em alguns tipos de depuradores de água, inseticidas, aditivos de gasolina, entre outras aplicações (Vallentyne, 1978).

Cabe destacar ainda a presença do fósforo no sedimento e sua possível transferência para a coluna d'água em lagos eutróficos, podendo ser utilizado pelos produtores primários. Devido à eutrofização das águas, a avaliação da concentração de fósforo total tem sido considerada como um importante parâmetro em estudos de ciclagem de nutrientes e classificação de lagos (Esteves, 1988).

O fósforo pode ser considerado como o fator limitante da produção primária na maioria dos lagos da América Latina (Salas e Martino, 1991). Cabe ressaltar, que mesmo que seja controlado o aporte externo de nitrogênio, as cianobactérias, sob condições especiais,

possuem a capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, logo suas populações não são reduzidas apenas com o controle deste nutriente (Von Sperling, 1996).

Considerando que o fósforo e o nitrogênio são fixados pelo fitoplâncton a uma taxa de produção de biomassa de 7,2 : 1, pode-se especular qual a relação N:P para se determinar o nutriente limitante em determinado lago. Dentre várias relações N/P encontradas na literatura específica, segue a proposta por Jorgensen e Vollenweider (1989):

- relação N:P < 7, nenhum dos nutrientes é considerados como o fator limitante;
- relação N:P entre 7 e 12, nitrogênio pode ser considerado como nutriente limitante;
- relação N:P > 12, fósforo pode ser considerado como nutriente limitante.

Ainda que a associação de fatores físicos, químicos e biológicos seja a mais adequada para se avaliar a ocorrência de florações de algas ou aumento da população de macrófitas, o fósforo geralmente é considerado o elemento limitante à produção primária do fitoplâncton e das macrófitas aquáticas.

Toda forma de fósforo presente em águas naturais, encontra-se sob a forma de fosfato, o qual está presente sob diversas formas, segundo Esteves (1998):

1. Fosfato particulado
2. Fosfato orgânico dissolvido
3. Fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato dissolvido ou ortofosfato dissolvido
4. Fosfato total dissolvido
5. Fosfato total ou fósforo total

O ortofosfato dissolvido, apesar de representar apenas uma fração insignificante quando comparado com outras formas ativas dentro do ciclo do fósforo (Schäfer, 1985), é de grande importância uma vez que é a única forma de fósforo que pode ser assimilada pelos produtores primários (Esteves, 1998; Guerreschi & Fonseca, 2000), e em especial pelas cianobactérias, que possuem reservas intracelulares de fósforo (polifosfatos) (Azevedo Neto, 1988).

1.9.2 Clorofila-*a*

A clorofila-*a* é um pigmento universalmente presente em todos os grupos taxonômicos de algas, e sua concentração na água é utilizada como indicador de biomassa algal. Em especial, a produtividade primária fitoplanctônica tem recebido atenção nos estudos ecológicos uma vez que representa uma das maiores entradas de matéria orgânica e de energia potencial responsável pelo funcionamento do sistema (Wetzel, 1983).

A pigmentação em vários táxons pode ser usada para caracterizar a estrutura do fitoplâncton por meio da absorção ou por quantificação direta e absoluta de pigmentos fotossintéticos. Alguns grupos de fitoplâncton diferem de todos os outros materiais em suspensão pelo seu conteúdo de clorofila-*a* e em alguns grupos taxonômicos apresentam ainda clorofilas adicionais, tais como clorofila *b* e *c*. Como a concentração de clorofila está relacionada com a capacidade fotossintetizante dos produtores primários dos ecossistemas aquáticos, medidas indiretas de biomassa algal podem ser obtidas a partir dos teores de clorofila, dado que este pigmento constitui cerca de 1 a 2% do peso seco total das algas (APHA, 1985).

Conjuntamente com a clorofila, existem os produtos de degradação derivados das mesmas, onde se destacam os feopigmentos, mais especificamente a feofitina *a*. Como os feopigmentos e a clorofila absorvem luz no mesmo comprimento de onda, é feita uma determinação conjunta, o que permite conhecer o estado fisiológico das populações fitoplanctônicas em estudo. De uma forma geral, elevados valores de clorofila refletem um alto grau de eutrofização do ecossistema aquático.

1.9.3 Transparência

A medição da penetração vertical da luz solar na coluna d'água (a sua claridade ou transparência) com o disco de Secchi, é uma das mais antigas e básicas ferramentas usadas pelos limnólogos em todo o mundo. Entretanto na determinação da profundidade da transparência da água alguns fatores podem interferir nesta leitura, tais como:

- Reflexão da superfície do disco: o disco deve ter sua pintura sempre renovada;
- Cor da água: contraste com o disco;

- Concentração de material em suspensão: elevado teor subestima a profundidade;
- Acuracidade do observador: diferentes pessoas fornecem distintos valores de profundidade (Pompêo, 1999);
- Diâmetro do disco: atualmente deve-se preferir discos de 20 a 30 cm de diâmetro.

A leitura da transparência pode dar uma estimativa da profundidade na qual a concentração de oxigênio dissolvido pode manter vivos os peixes e outros organismos aquáticos. Geralmente, pode-se utilizar do artifício de multiplicar a profundidade determinada pela leitura do disco de Secchi por 3,0 e assim obter a chamada Zona Eufótica (ou Zona Fótica) que compreende a região da massa de água onde existe luz suficiente para suportar o crescimento e a reprodução de produtores primários, geralmente determinado pela região que é iluminada com até 1% da luz superficial (Cole, 1975; Esteves, 1988).

2 METODOLOGIA

2.1 Áreas de Estudo

Os índices de estado trófico de Carlson (1977) e modificado por Toledo *et al.* (1984) foram aplicados na Lagoa Rodrigo de Freitas e no Complexo Lagunar de Jacarepaguá, corpos d'água localizados em áreas densamente urbanizadas na cidade do Rio de Janeiro, sujeitos a todo tipo de atividades antrópicas, tais como, ocupação desordenada de suas margens, lançamento de esgotos domésticos sem tratamento tanto nos rios pertencentes às suas respectivas bacias hidrográficas, quanto diretamente no corpo receptor final.

2.1.1 Lagoa Rodrigo de Freitas

A Lagoa Rodrigo de Freitas, localizada em uma área compreendida entre os paralelos 22° 57' 47" e 22° 58' 49" (sul) e os meridianos 43° 12' 39" e 43° 12' 39" (oeste), situa-se na base da face sul da Serra da Carioca, que integra o Maciço da Tijuca (Figura 4).



Figura 4 – Vista parcial da Serra da Carioca a partir da Lagoa Rodrigo de Freitas (FEEMA, 2008).

A bacia hidrográfica da Lagoa Rodrigo de Freitas, ocupa parte da vertente sul da Serra da Carioca, sendo formada basicamente pelos rios dos Macacos, Cabeça e Rainha (Figura 5). Embora o rio Rainha tenha seu deságüe no canal da Visconde de Albuquerque, em função da operação da comporta existente no trecho final deste canal, pode ocorrer eventualmente o redirecionamento desse corpo d'água para a Lagoa, pelo canal do Jockey, canal que atravessa

o Jockey Club do Brasil, desaguando no canal existente na Rua general Garzon (próximo a confluência dos rios Cabeça e Macacos). Essas bacias são relativamente pequenas e com características semelhantes, possuindo dois trechos bem distintos. O trecho superior com forte declividade e vegetação mais densa, e o trecho final bastante plano e densamente urbanizado (FEEMA, 2008).

A Lagoa Rodrigo de Freitas¹ possui um espelho d'água de 2,2 km², com volume de aproximadamente 6.200.000 m³, profundidade média da ordem de 2,8m e máxima em torno de 4,0m.

O canal do Jardim de Alah, canal que faz a ligação entre a lagoa e o mar, possui uma cota de fundo de 0,70m e tem a finalidade de promover a renovação das águas da lagoa, além de servir de extravasor nos períodos de chuvas mais intensas.

Cabe destacar, ainda, na região de estudo, a presença de três áreas especiais de conservação ambiental, o PNT - Parque Nacional da Tijuca², JB - Jardim Botânico e o Parque da Cidade, inseridas e ocupando parte das bacias de drenagem dos rios Cabeça, dos Macacos e Rainha.

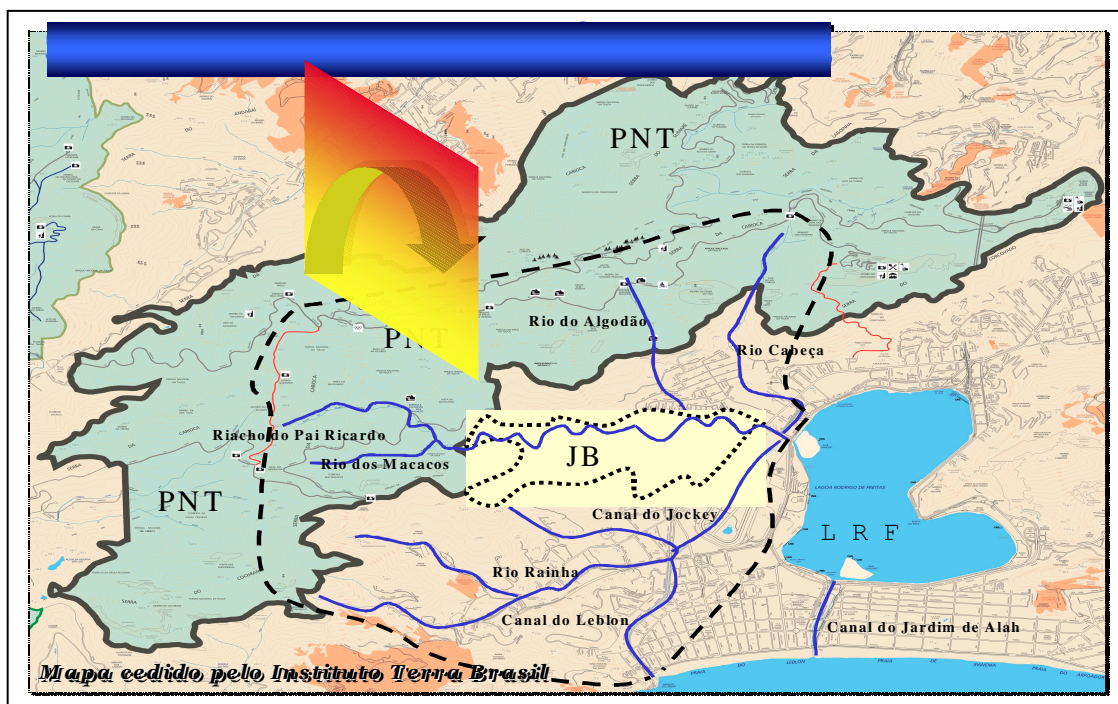


Figura 5 –Rios, canais e áreas especiais na bacia da Lagoa Rodrigo de Freitas. Fonte: FEEMA, 2008.

¹ - A Constituição Estadual determina em seu capítulo VIII, artigo 268 que são Áreas de Preservação Permanente - APP: (1) os manguezais, lagos, lagoas, lagunas e áreas estuarinas. Decreto nº 9396 de junho/1990, determina o tombamento em caráter definitivo, nos termos do artigo 1º e regulamentam a Lei nº 166 de 27 de maio de 1990.

² Parque Nacional do Rio de Janeiro, Decreto nº 50.923 de 6 de julho de 1961. Parque Nacional da Tijuca, Decreto nº 60.183 de 8 de fevereiro de 1967.

2.1.2 Sistema Lagunar de Jacarepaguá

A Baixada de Jacarepaguá, ou Área de Planejamento 4 (AP-4) como é oficialmente chamada de acordo com a divisão político-administrativa do Município do Rio de Janeiro, localiza-se na região sudeste do Brasil, no centro geométrico do município, entre os paralelos de 22°55' e 23°00'S e os meridianos 43°15' e 43°35'W. Limita-se, ao sul, pelo oceano Atlântico, a leste-nordeste, pelo Maciço da Tijuca, e a oeste-noroeste, pelo Maciço da Pedra Branca.

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá é formado pelas três lagoas principais: Lagoa da Tijuca, Lagoa de Jacarepaguá e Lagoa de Marapendi, que são bastante extensas e alongadas, e a chamada Lagoa de Camorim, um pequeno trecho entre as lagoas da Tijuca e de Jacarepaguá (Figura 6).



Figura 6 - Sistema de rios e canais do Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

Fonte: FEEMA, 2007.

O divisor de águas da bacia de drenagem do sistema é estabelecido pelas linhas da crista dos Maciços da Pedra Branca e da Tijuca. Vários rios descem as vertentes dessas montanhas e deságuam nas lagoas que por sua vez se ligam ao mar pelo Canal da Barra da Tijuca (ou Canal da Joatinga) que garante a troca de água com o mar.

A Bacia Hidrográfica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá é de aproximadamente 300 Km², o que representa cerca de 25 % do Município do Rio de Janeiro (FEEMA, 2007).

A tabela 15 apresenta os principais cursos d'água e corpos receptores do sistema Lagunar de Jacarepaguá.

Tabela 15 – Área de drenagem e cursos d'água contribuintes para o Complexo Lagunar de Jacarepaguá

Lagoa (corpo receptor)	Área (Km ²)	Área de drenagem (Km ²)	Cursos d'água contribuintes
Jacarepaguá	3,7	103	Rios Guerenguê, Monjolo, Areal, Pavuninha, Passarinhos, Caçambé, Camorim, Ubaetá, Firmino, Calembá, Cancela, Vargem Pequena e Canudo; Arroio Pavuna; Canais do Cortado e Portelo.
Camorim	0,8	91,7	Rios Banca da Velha, Tindiba, Pechincha, Covanca, Grande, Pequeno, Anil, Sangrados, Panela, São Francisco, Quitite e Papagaio; Arroio Fundo; Riacho Pantanal.
Tijuca	4,8	26	Rios das Pedras, Retiro, Carioca, Itanhangá/Cachoeira, Leandro, Tijuca, da Barra, Gávea Pequena, Jacaré; Córrego Santo Antônio

Fonte: FEEMA (2007)

Quanto as Lagoas que compõem o Complexo Lagunar de Jacarepaguá, podemos considerar o seguinte:

- A Lagoa de Camorim basicamente se comporta como um canal de ligação entre as lagoas de Jacarepaguá, a oeste, e a da Tijuca, à leste. Possui uma pequena área com cerca de 0,8 km², mas uma grande área drenante com cerca de 91,7 km². Os rios que nela deságuam contribuem com mais de 50 % da vazão total da região, cerca de 1,58 m³/s.
- A Lagoa de Jacarepaguá possui a maior área de drenagem da região (103 km²) e uma vazão dos rios contribuintes de cerca de 0,78 m³/s;
- A Lagoa da Tijuca possui a maior área (4,8 km²), mas uma pequena área drenante com cerca de 26 km², cuja contribuição dos rios que nela deságuam chega a 0,58 m³/s de vazão;
- A Lagoa de Marapendi não recebe praticamente aporte de nenhum rio, possuindo uma área de drenagem superficial, de apenas 4,6 km². Esta área de drenagem inclui a Lagoinha e o Canal das Taxas.

Na tabela 16 são mostrados os valores morfométricos correspondentes às lagoas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi.

Tabela 16 - Valores morfométricos correspondentes às lagoas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi.

Lagoa	Espelho d'água (Km²)	Largura média (Km)	Comprimento médio (Km)	Perímetro (Km)	Profundidade média (m)
Jacarepaguá	3,7	0,93	4	15	3,3
Camorim	0,8	0,49	3,5	8	1,3
Tijuca	4,8	0,88	6	21	2,1
Marapendi	3,5	0,35	10	23	1,8

Fonte: FEEMA, 2007

No tocante à capacidade de renovação das águas das lagoas pode-se considerar o seguinte:

- A morfologia irregular das lagoas, como o estreitamento da Lagoa de Camorim, por exemplo, dificulta a troca de águas entre as lagoas da Tijuca e Jacarepaguá. O problema se agrava neste trecho, com o aporte de dois dos rios mais poluídos da região: Anil e Arroio Fundo, que drenam áreas de adensamento urbano-industrial.
- A Lagoa de Marapendi situa-se entre uma estreita faixa de praia e as lagoas mais interiores (Tijuca, Camorim e Jacarepaguá), possuindo cerca de 10,0 km de comprimento e 350 m de largura média. Tem, portanto, o formato alongado, dividida morfologicamente em 7 compartimentos (bolsões) que dificultam a sua capacidade de renovação. Está ligada à Lagoinha pelo Canal das Taxas, o qual encontra-se assoreado em alguns trechos e totalmente coberto por macrófitas, causando trocas precárias de água entre as duas lagoas por esta ligação.

2.2 Monitoramento Sistemático

2.2.1 Monitoramento da Lagoa Rodrigo de Freitas

O monitoramento sistemático da Lagoa Rodrigo de Freitas, iniciado na década de 1980, é realizado em quatro (04) estações de amostragem, com frequência semanal, as segundas e sextas-feiras. Nesse monitoramento são realizadas também as medições dos perfis verticais em cada um dos quatro pontos de coleta dos seguintes parâmetros: temperatura; transparência de Secchi; salinidade e oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água.

Semanalmente (segundas-feiras), no horário compreendido entre 11:00 e 13:00 hs, são coletadas amostras de água na profundidade sub-superficial (entre 0,10 e 0,30 m) para determinação em laboratório de parâmetros físico-químicos (DBO, nitrogênio dissolvido e total, fósforo dissolvido e total) e biológicos (fitoplâncton quali/quantitativo, clorofila-*a*, feofitina e análise bacteriológica).

Os locais de coleta das amostras são apresentados na Figura 7 e estão descritos na tabela 17.



Figura 7: Localização dos pontos de amostragem RF 00, RF 02, RF 04 e RF 05, na Lagoa Rodrigo de Freitas.

Os pontos de amostragem na Lagoa Rodrigo de Freitas foram selecionados e codificados em uma ordem crescente na década de 80, entretanto ao longo dos anos, devido à proximidade dos pontos e a similaridade entre os resultados encontrados, e visando uma otimização da amostragem e a redução dos custos de análises, alguns pontos foram retirados e outros levemente deslocados até chegar à malha amostral atual. Explica-se assim à falta de alguns valores entre os pontos representados na Figura 7 e na tabela 19.

Tabela 17 – Locais de amostragem na Lagoa Rodrigo de Freitas

Estações de Coleta	Localização	Coordenadas Geográficas	
		Latitude	Longitude
RF 00	Ponto central da Lagoa.	22° 58' 16.81"	43° 12' 41.09"
RF 02	Ponto ao Norte, próximo a Igreja Santa Margarida Maria.	22° 57' 55.09"	43° 12' 21.31"
RF 04	Ponto ao Sul, em frente a colônia dos pescadores.	22° 58' 31.61"	43° 12' 50.68"
RF 05	Ponto ao Leste, em frente ao Parque da Catacumba.	22° 58' 37.09"	43° 12' 10.22"

2.2.2 Monitoramento do Sistema Lagunar de Jacarepaguá

O monitoramento sistemático do Complexo Lagunar de Jacarepaguá realizado pela FEEMA, que vinha ocorrendo regularmente durante o período de 1980 a 1986, foi interrompido por uma longa temporada, por problemas de logística. A FEEMA retomou em caráter sistemático, a partir do mês de agosto de 2001, o monitoramento dessas lagoas. Em consonância com o Plano de Monitoramento Sistemático estabelecido, o monitoramento cumpre uma frequência mensal de coleta de amostras de água, na maré de vazante, de preferência pelo horário da manhã, em estações de amostragem localizadas nas lagoas de Jacarepaguá, Tijuca, Camorim e Marapendi.

Por outro lado, o monitoramento sistemático levando em conta a importância do encargo de quantificar os principais indicadores físico-químicos de qualidade da água, prevê, também, com grande interesse, o acompanhamento da comunidade fitoplanctônica quanto à composição quantitativa e qualitativa e à toxidez de cianobactérias.

Para avaliar a situação em que se encontram as águas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, foi utilizada a rede de amostragem que é apresentada na Figura 8 e descrita na tabela 18.

No contexto, para a identificação dos pontos de coleta foram utilizadas as seguintes siglas:

- **MR:** Lagoa de Marapendi;
- **CM:** Lagoa de Camorim;
- **TJ:** Lagoa de Tijuca;
- **JC:** Lagoa de Jacarepaguá.

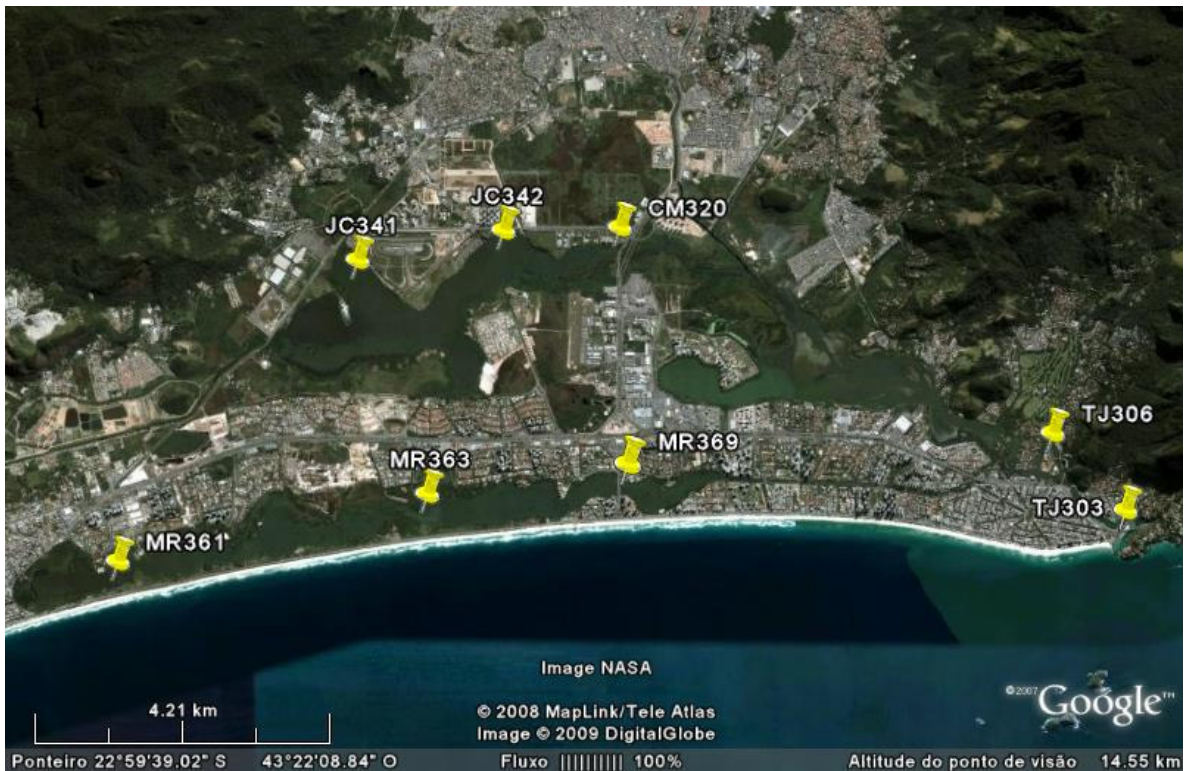


Figura 8: Localização dos pontos de amostragem no Complexo Lagunar de Jacarepaguá

Cabe ressaltar que a malha amostral representada na Figura 8 e descrita na tabela 20, refere-se à malha amostral atual, entretanto, neste estudo, não foi considerado o ponto MR 363, por que este ponto passou a fazer parte desta malha a partir de 2006, não possuindo assim dados suficientes para serem comparados com os demais pontos avaliados neste estudo.

Tabela 18 – Localização dos pontos de amostragem no Complexo Lagunar de Jacarepaguá

Lagoas	Estações de Coleta	Localização	Coordenadas Geográficas	
			Latitude	Longitude
Marapendi	MR 361	Início da Reserva de Marapendi	23° 01' 06.00"	43° 26' 08.00"
	MR 369	Final da Reserva de Marapendi	23° 00' 23.78"	43° 21' 57.00"
Jacarepaguá	JC 341	Próximo à saída do rio Pavuninha	22° 58' 47.48"	43° 24' 05.97"
	JC 342	Próximo à saída do rio Arroio Pavuna	22° 58' 34.59"	43° 22' 52.85"
Camorim	CM 320	Ponto central entre a lagoa de Jacarepaguá e a lagoa da Tijuca	22° 58' 33.86"	43° 21' 54.60"
Tijuca	TJ 303	Ponto no Canal da Joatinga	23° 00' 26.92"	43° 18' 11.06"
	TJ 306	Lagoa da Tijuca – Ecobarreira	22° 59' 55.02"	43° 19' 06.78"

2.3 Metodologia de Amostragem

Pode-se considerar que a caracterização das águas é uma tarefa complexa, devido ao grande número de variáveis envolvidas. Assim, desenvolver um plano de coleta de amostras é apenas uma das etapas necessárias à caracterização das águas, contudo, desta amostragem depende todas as outras etapas envolvidas neste processo, tais como, análises laboratoriais, interpretação dos dados, elaboração de relatórios, divulgação das informações, e no caso específico desta dissertação, a construção dos índices.

Cabe informar que a partir de 1998, ingressei na equipe de amostragem da extinta FEEMA, permanecendo no INEA, participando ativamente das amostragens realizadas nos dois corpos d'água avaliados neste estudo.

2.3.1 Amostragem de água para análise de ortofosfato dissolvido e fósforo total

Amostras de água na profundidade subsuperficial (entre 0,10 e 0,30 m) foram coletadas diretamente no corpo d'água, através do uso de barcos ou balsas, nas estações previamente estabelecidas e transferidas para um frasco de polietileno com 1L de capacidade

e acondicionadas em caixas térmicas, contendo gelo para refrigeração, e posteriormente transportada para o laboratório.

2.3.2 Amostragem de água para análise de clorofila-*a*

Amostras de água foram coletadas na profundidade sub-superficial (entre 0,10 e 0,30 m), diretamente no corpo d'água tal qual descrito no item 2.3.1. A seguir, as mesmas foram filtradas em campo com uma bomba manual confeccionada em teflon, utilizando um filtro de membrana derivado de celulose com 0,45 μm de porosidade. O volume de amostra para a análise de clorofila-*a* se dá até um volume necessário para colmatação do filtro. Em seguida, os filtros foram imediatamente acondicionados em frascos escuros contendo sílica-gel e mantidos a uma temperatura de 4 °C até o momento da quantificação propriamente dita.

2.4 Material e Reagente

2.4.1 Análise de fósforo total

Os reagentes utilizados para a determinação do fósforo total são:

- Ácido sulfúrico 2,5 mol/L: Diluir 70 mL de H_2SO_4 concentrado a 500 mL com água deionizada.
- Solução de tartarato de antimônio e potássio: Pesar 0,158 g de $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ e dissolver em 50 mL de água destilada, guardando em frasco âmbar a 4° C.
- Solução de molibdato de amônio: Dissolver 20 g de $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ em 500 mL de água deionizada, guardando em frasco plástico à 4° C.
- Solução de ácido ascórbico 0,01 mol/L: Dissolver 1,76 g de ácido ascórbico em 100 mL de água deionizada. Guardar à 4° C por uma semana no máximo.
- Reagente Misto – Misturar os reagentes acima nas seguintes proporções, 50 mL de ácido sulfúrico 2,5 mol/L + 5 mL Solução de tartarato de antimônio e potássio + 15 mL de solução de molibdato de amônio + 30 mL de solução de ácido ascórbico, 0,1 mol/L, de modo a se obter 100 mL de reagente misto. Misturar bem após adição de cada reagente. Todos os reagentes devem ser adicionados na ordem listada e devem estar à temperatura ambiente antes da

mistura. Ressalta-se que a estabilidade do reagente misto é limitada, sendo aconselhável o seu preparo diariamente.

- Solução ácida forte de ácido sulfúrico 5,5 mol/L: Acrescentar cuidadosamente 310 mL de H₂SO₄ concentrado em 600 mL de água deionizada. Esfriar e diluir para 1 litro.
- Persulfato de amônia ou potássio a 6%: Pesar 6 g de persulfato de amônia e diluir para 100 mL com água deionizada.
- Solução de ácido sulfúrico 0,05 mol/L: Preparar a partir da solução 2,5 mol/L.
- Solução de hidróxido de sódio 2 mol/L: Pesar 80 g de NaOH e dissolver, diluindo para 1L.
- Solução estoque de fósforo (1 mL = 0,05 mg P): Pesar 0,2197 g de KH₂PO₄, seco a 105°C, e diluir para 1 L em frasco volumétrico.
- Solução padrão intermediária de fósforo (1 mL = 2,0 µg P): Diluir 20,0 ml da solução estoque de fósforo a 500 mL com água deionizada.
- Solução padrão de fósforo: 0,25mg P/L e 0,50 mg P/L. Preparar a partir da solução intermediária de fósforo.

2.4.2 Análise de ortofosfato dissolvido

Os reagentes utilizados para a determinação do ortofosfato dissolvido são:

- Ácido sulfúrico 2,5 mol/L: Diluir 70 mL de H₂SO₄ concentrado a 500 mL com água deionizada.
- Solução de tartarato de antimônio e potássio: Pesar 0,158 g de K(SbO)C₄H₄O₆.2H₂O e dissolver em 50 mL de água destilada, guardando em frasco âmbar a 4° C.
- Solução de molibdato de amônio: Dissolver 20 g de (NH₄)₆Mo₇O₂₄.4H₂O em 500 mL de água deionizada, guardando em frasco plástico à 4°C.
- Solução de ácido ascórbico 0,01 mol/L: Dissolver 1,76 g de ácido ascórbico em 100 mL de água deionizada. Guardar à 4° C por uma semana no máximo.
- Reagente Misto – Misturar os reagentes acima nas seguintes proporções, 50 mL de ácido sulfúrico 2,5 mol/L + 5 mL Solução de tartarato de antimônio e potássio + 15 mL de solução de molibdato de amônio + 30 mL de solução de

ácido ascórbico, 0,1 mol/L, de modo a se obter 100 mL de reagente misto. Misturar bem após adição de cada reagente. Todos os reagentes devem ser adicionados na ordem listada e devem estar à temperatura ambiente antes da mistura. Ressalta-se que a estabilidade do reagente misto é limitada, sendo aconselhável o seu preparo diariamente.

- Solução estoque de fósforo (1 mL = 0,05 mg P): Pesar 0,2197 g de KH_2PO_4 , seco a 105°C, e diluir para 1 L em frasco volumétrico.
- Solução padrão intermediária de fósforo (1 mL = 2,0 µg P): Diluir 20,0 ml da solução estoque de fósforo a 500 mL com água deionizada.
- Solução padrão de fósforo: 0,25 mgP/L e 0,50 mgP/L. Preparar a partir da solução intermediária de fósforo.

2.4.3 Análise de clorofila-*a*

Os reagentes utilizados para a análise de clorofila-*a* são:

- Solução de acetona 90 % em água destilada.
- Papel de filtro de membrana de celulose com 0,45 µm de porosidade
- Solução de ácido clorídrico a 0,1 mol/L.

2.5 Procedimentos

2.5.1 Análise de fósforo total

O método para análise de fósforo total, baseado no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Ed., consiste na liberação do fósforo como ortofosfato da matéria orgânica e da matéria em suspensão presentes na água e posterior análise colorimétrica. Os fósforos solúveis liberados reagem com o molibdato de amônio em presença de tartarato de antimônio e potássio formando um complexo antimônio-fosfomolibdico. Este complexo é reduzido pelo ácido ascórbico a um outro complexo intensamente azulado. A cor desenvolvida é proporcional à concentração de fósforo e é lida em espectrofotômetro a 880 nm.

O procedimento para a análise de fósforo total encontra-se listado abaixo:

- a. Medir 50 mL da amostra ou uma alíquota diluída à 50 mL e colocar em um erlenmeyer de 250 mL. Fazer um branco com água deionizada. Preparar os erlenmeyers contendo 50 mL dos padrões de 0,25 e 0,50 mg/L, que foram utilizados para preparar a curva de calibração.
- b. Adicionar em cada erlenmeyer 1 ml da solução ácida forte e 10 mL de solução de persulfato de amônia.
- c. Levar à placa de aquecimento até que o volume fique reduzido a cerca de 10 mL. Não deixar secar, esfriar.
- d. Ajustar o pH da amostra, branco e padrões com NaOH 2 mol/L até coloração rósea com fenolftaleína e descolorar com gotas de H₂SO₄ 0,05 mol/L. Esfriar e diluir à 50 mL. Se a amostra se apresentar turva nessa etapa, fazer um branco da própria amostra.
- e. Determinar o ortofosfato dissolvido formado, adicionando 8 mL do reagente misto. Misturar bem e esperar de 10 a 30 minutos.
- f. Leitura em espectrofotômetro em comprimento de onda = 880 nm, cubeta de 2 cm, de caminho ótico. Fazer a leitura das amostras e padrões contra o branco, em absorbância.

Para a obtenção da concentração de fósforo total, deve-se utilizar a equação 15.

$$\text{mg/L P} = \frac{A \times B \times 4}{C} \times F \quad (\text{equação 15})$$

onde:

A = mg/L do padrão (0,25 mg P/L ou 0,50 mg P/L)

B = absorvância da amostra

C = absorvância do padrão

4 = fator de diluição inicial da amostra (50 mL → 200 mL)

F = fator de diluição da amostra (se for tomada uma alíquota menor que 50 mL para o desenvolvimento da cor)

2.5.2 Análise de ortofosfato dissolvido

O método para análise de ortofosfato dissolvido, baseado no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Ed., consiste-se na reação específica para íons ortofosfatos, utilizando-se amostras previamente filtradas, removendo o material em suspensão e garantindo que a parte que será analisada é o teor de fósforo que se encontra na forma solúvel. O molibdato de amônia e o tartarato de antimônio e potássio reagem em meio ácido com soluções diluídas de fósforo, formando um complexo antimônio – fosfomolíbico. Este complexo é reduzido pelo ácido ascórbico a outro que é intensamente azulado. A cor é proporcional à concentração de fósforo e é lida em espectrofotômetro a 880 nm.

Os procedimentos de análise do ortofosfato dissolvido estão descritos abaixo:

- a. Filtrar a amostra em papel de filtro de membrana de celulose com 0,45 µm de porosidade
- b. Medir 50 mL da amostra filtrada ou uma alíquota diluída à 50 mL e colocar em um erlenmeyer de 250 mL. Fazer um branco com água deionizada. Preparar os erlenmeyers contendo 50 mL dos padrões de 0,25 e 0,50 mg/L, que foram utilizados para preparar a curva de calibração.
- c. Determinar o ortofosfato dissolvido adicionando 8 mL do reagente misto. Misturar bem e esperar de 10 a 30 minutos.
- d. Leitura em espectrofotômetro em comprimento de onda = 880 nm, cubeta de 2 cm, de caminho ótico. Fazer a leitura das amostras e padrões contra o branco, em absorvância.

Para a obtenção da concentração de ortofosfato dissolvido, deve-se utilizar a equação 16.

$$\text{mg P/L} = \frac{A \times B}{C} \times D \quad (\text{equação 16})$$

onde:

A = mg/L do padrão 0,25 mg/L P ou 0,500 mg/L P

B = absorvância da amostra

C = absorvância do padrão

D = fator de diluição da amostra (se for tomada uma alíquota menor que 50 mL)

2.5.3 Determinação da Transparência

Os procedimentos básicos utilizados para a determinação da profundidade de transparência pelo disco de Secchi estão representados nas Figuras 9a, 9b e 9c.



Figura 9a: Disco de Secchi

O disco de Secchi deverá ser afundado no corpo d'água preferencialmente na parte sombreada do barco preso a uma corda graduada



Figura 9b: Disco de Secchi submerso

O disco é continuamente afundado até o seu completo desaparecimento.

Anota-se a profundidade de desaparecimento do disco (**profundidade 1**);

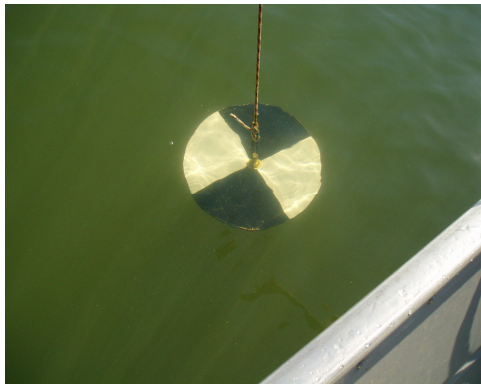


Figura 9c: Visualização do Disco de Secchi.

Posteriormente, o disco é levantado até sua completa visualização.

Anota-se esta profundidade, **profundidade 2**.

A transparência da água será igual ao valor **médio das profundidades 1 e 2**;

Por ser uma determinação dependente da intensidade luminosa, deve-se priorizar a realização das leituras da transparência entre 10 e 14 horas. Devem ser evitadas também medidas ao amanhecer e ao anoitecer (Pompêo, 1999).

2.5.4 Análise de clorofila-*a*

A metodologia adotada para a análise de clorofila-*a* foi o método espectrofotométrico proposto por Lorenzen (1967) que leva em consideração tanto a clorofila-*a*, como o seu principal produto de degradação: a feofitina *a*. Na verdade, a clorofila está sujeita a variados tipos de alteração, havendo, desta forma, um processo contínuo de síntese e decomposição deste pigmento. Analisando a proporção clorofila-*a* / feofitina *a* é possível avaliar o fitoplâncton sob o ponto de vista fisiológico, bem como o estado trófico do corpo d'água. Os resultados das concentrações de clorofila-*a* foram expressos em $\mu\text{g/L}$.

Após a realização da amostragem (descrita no item 2.3.2), já no laboratório, foram adicionados aos filtros 5 mL de solução de acetona a 90%, previamente refrigerada. Os filtros foram dissolvidos (solubilizados no reagente) de forma a facilitar a liberação de pigmento para a solução de acetona, sendo depois adicionados mais 5 mL da solução de acetona 90%. Na extração do pigmento, uma solução de acetona 90% e água destilada 10% é usada como solvente orgânico.

Os extratos são, então, mantidos a baixa temperatura em local escuro, por um período de 18 a 24 horas, de modo a completar todo o processo de extração. Cabe ressaltar que o pigmento clorofila é muito sensível à luminosidade intensa, principalmente a partir do momento em que é extraída. Daí a importância de evitar exposição prolongada à luz, de forma a não permitir sua destruição fotoquímica.

Terminado o período de extração, as soluções são centrifugadas para posterior leitura no espectrofotômetro. O método espectrofotométrico envolve a medida de absorvância (ou densidade óptica) de cada extrato no comprimento de onda de 665 nm (maior pico de absorção da clorofila-*a*), Adicionalmente, efetua-se a leitura da absorvância no comprimento de onda equivalente a 750 nm para a devida correção de uma possível turbidez da solução. Todas as leituras são efetuadas em relação a um controle (branco), que nada mais é do que o próprio solvente extrator.

Após as leituras nos citados comprimentos de onda, adiciona-se uma gota de solução de ácido clorídrico a 0,1 N. Após um minuto da adição de ácido clorídrico, faz-se nova leitura nos mesmos comprimentos de onda.

O cálculo da concentração de clorofila pode ser determinado pela fórmula expressa na equação 15:

$$\text{Clorofila-}a \text{ (}\mu\text{g.L}^{-1}\text{)} = 26,7 \cdot (A_{665 \text{ a}} - A_{665 \text{ d}}) * V * L^{-1} * p^{-1} \quad (\text{Equação 15})$$

onde:

$A_{665 \text{ a}}$ - representa a absorvância antes ($A_{665 \text{ a}}$) e após a acidificação ($A_{665 \text{ d}}$);

V - é o volume (mL) de solvente orgânico utilizado (no caso, a acetona);

L - é o volume filtrado de amostra;

p - corresponde à espessura (ou caminho óptico) da cubeta utilizada.

Destaca-se que esta metodologia de análise para clorofila-*a* descrita anteriormente é o método adotado pela extinta FEEMA e atualmente pelo INEA. Entretanto por se tratar de um parâmetro muito utilizado em diversos trabalhos, tanto nos experimentais quanto nas caracterizações de ambientes aquáticos e monitoramento da qualidade de água, existem desde a década de 60 várias propostas de metodologias de determinação da concentração de clorofila-*a*. Estas metodologias diferem quanto ao modo de extração (agitação, maceração, liofilização, sonificação e imersão), tipo de solvente (acetona 90%, etanol 80%, metanol 100%, clorofórmio-metanol 2:1 v/v, metanol e sulfeto de hidrogênio, entre outros) a frio/quente, separação cromatográfica e análise (espectrofotometria e fluorimetria) (Kuroda *et al*, 2005).

Contudo, independente da metodologia escolhida, deverá ser respeitado os seguintes critérios:

a) maior eficiência na extração, devido às baixas concentrações de células/mL, comumente encontradas nas amostras;

b) facilidade e rapidez, pois durante a realização de alguns experimentos a determinação deverá ser feita no campo, onde o uso de alguns equipamentos é dificultado.

c) toxicidade e preço, já que diversas amostras poderão ser realizadas em cada experimento, o tempo de exposição aos reagentes e o preço unitário das amostras deverão ser levados em conta (Kuroda *et al*, 2005).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Lagoa Rodrigo de Freitas (LRF)

3.1.1 Aplicação do IET - Índice do Estado Trófico de Carlson na LRF

Para se fazer à aplicação do cálculo do grau de trofia da Lagoa Rodrigo de Freitas, utilizando o IET de Carlson (1977) foram utilizados as médias dos dados gerados durante a amostragem realizada pela FEEMA no período compreendido entre 1982 a 2008 (os dados utilizados na elaboração dos gráficos são apresentados no Anexo A). Destaca-se que neste estudo não foram considerados todos os anos neste intervalo devido a alguns fatores, tais como: perda da informação em função da troca do banco de dados da FEEMA, dados discrepantes que poderiam ser tanto de uma situação atípica, quanto resultante de falhas ocorridas desde a coleta de amostras até o momento da digitação, além da falta dos valores de algum dos parâmetros que entram no cálculo do IET, pois se priorizou construir o índice com todas as variáveis que o compõem. Outrossim, encontra-se na literatura específica (CETESB, 2002; Lamparelli, 2004; Pereira e Rodrigues, 2006), o cálculo do IET apenas com os valores de fósforo total e de clorofila, por entenderem que os resultados de transparência não são representativos para a quantificação do grau de trofia como também são mais sensíveis a interferências externas, alterando assim o seu valor.

Inicialmente foi calculado o índice para cada parâmetro do IET de Carlson, a fim de se comparar a variação de cada um deles em cada ponto de coleta. Nas Figuras 10a, 10b, 11 e 12 são apresentados os resultados obtidos com a aplicação do IET.

Ao se observar a Figura 10a, verificou-se uma queda dos valores de uma forma cíclica. No período 1982 a 1985, ocorreu uma redução do valor de IET da faixa de 90 para 75 respectivamente. Mantém-se uma paridade com os valores encontrados em 1998, com exceção do ponto RF00. Por razões desconhecidas, em 1999, verificou-se uma elevação acentuada dos valores de IET (elevação detectada também por outros parâmetros analisados pelo monitoramento sistemático da FEEMA). A partir de 2000 tem-se uma nova redução. Essa redução corresponde a uma queda na concentração de fósforo que chegava às águas da LRF. Entende-se como este aporte de entrada do fósforo, o lançamento de esgotos domésticos. Esse declínio da concentração pode ser explicado em função de todas as obras e intervenções que foram realizadas ao longo dos anos no entorno da LRF.

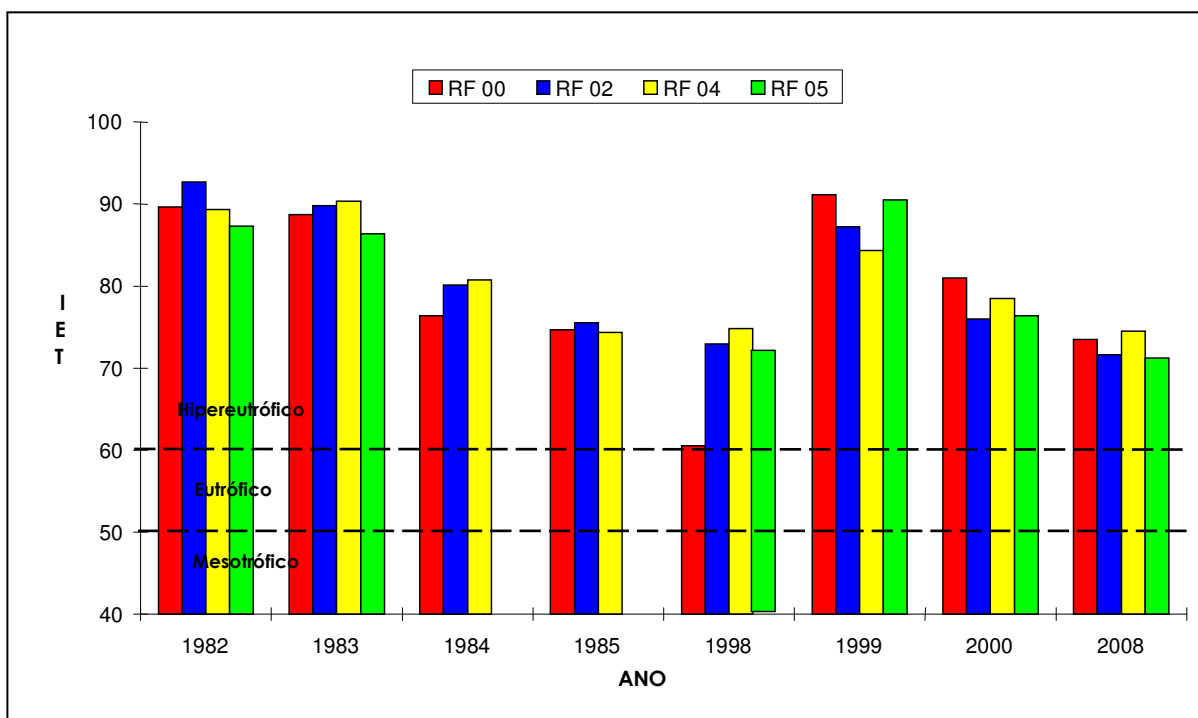


Figura 10a – IET de Carlson do fósforo total para cada ponto de coleta na LRF.

Quanto aos valores do IET fósforo total, todos os pontos de coleta foram classificados como hipereutróficos, entretanto pode-se verificar uma queda destes valores durante o período estudado. Em 1982, o IET fósforo total estava na faixa de 89,0 a 92,0, e em 2008, encontramos resultados variando entre 71,0 e 74,0.

Conforme mencionado anteriormente, foi priorizado o cálculo do IET com todos os parâmetros que o compõem, entretanto, por entender que o fósforo é o principal parâmetro para a determinação do grau de trofia dos corpos hídricos, foi elaborado um gráfico com todos os valores disponíveis para fósforo total no banco de dados da FEEMA para o período estudado (Figura 10b). Destaca-se que mesmo com a ausência de alguns anos, como apresentado na Figura 10a, o fósforo total apresenta uma tendência de queda ao longo dos anos, com pequenas elevações nos anos de 2002, 2006 e 2008 (para este não foi considerado todo o ano de 2008) e estas elevações também foram percebidas por outros parâmetros de controle.

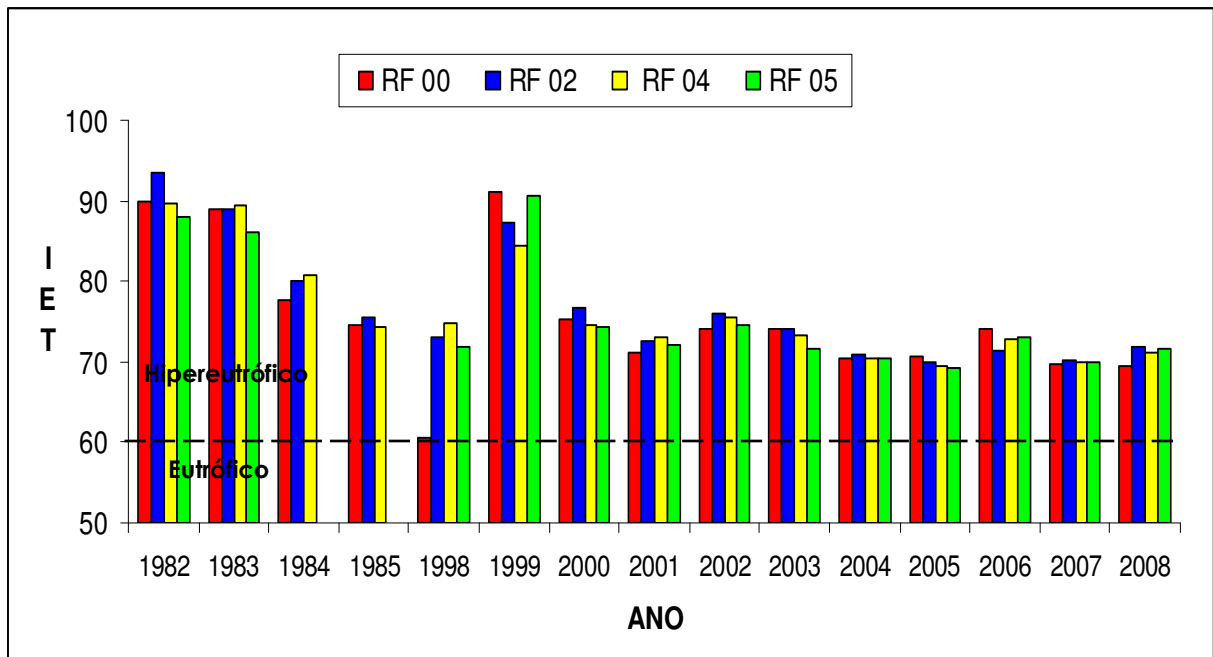


Figura 10b – IET de Carlson do fósforo total para todos os anos disponíveis.

Verificando os resultados apresentados na Figura 11, para IET clorofila-*a*, constatou-se uma pequena oscilação dos valores encontrados entre as classes eutrófica e hipereutrófica.

Excluindo-se os possíveis erros amostrais como pouco volume filtrado, exposição ao sol, degradação de pigmentos, que podem interferir no resultado final, os valores obtidos do IET clorofila-*a* podem ser comparáveis aos valores de IET fósforo total, especialmente no período 2000-2008, onde observa-se a redução dos valores de IET, podendo agregar essa menor concentração de fósforo, a uma redução da proliferação algal e conseqüentemente diminuindo a produção de clorofila-*a*. Cabe salientar ainda, que esta redução da clorofila-*a* também pode estar associada a uma predação do zoolâncton ao fitoplâncton, diminuindo assim a produção de clorofila, e conseqüentemente elevando o valor da transparência da água, com redução deste IET, conforme apresentado no IET transparência para o ano de 2000.

Segundo Barzan (2007), que em um corpo hídrico onde o processo de eutrofização encontra-se plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo índice da clorofila-*a* poderá coincidir com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo, pode-se verificar ao se comparar as Figuras 11 e 12, que a LRF não se enquadra perfeitamente nesta citação, apesar de ambos os IET's encontrados indicarem um ambiente impactado, eles encontram-se em classificação de grau de trofia diferentes.

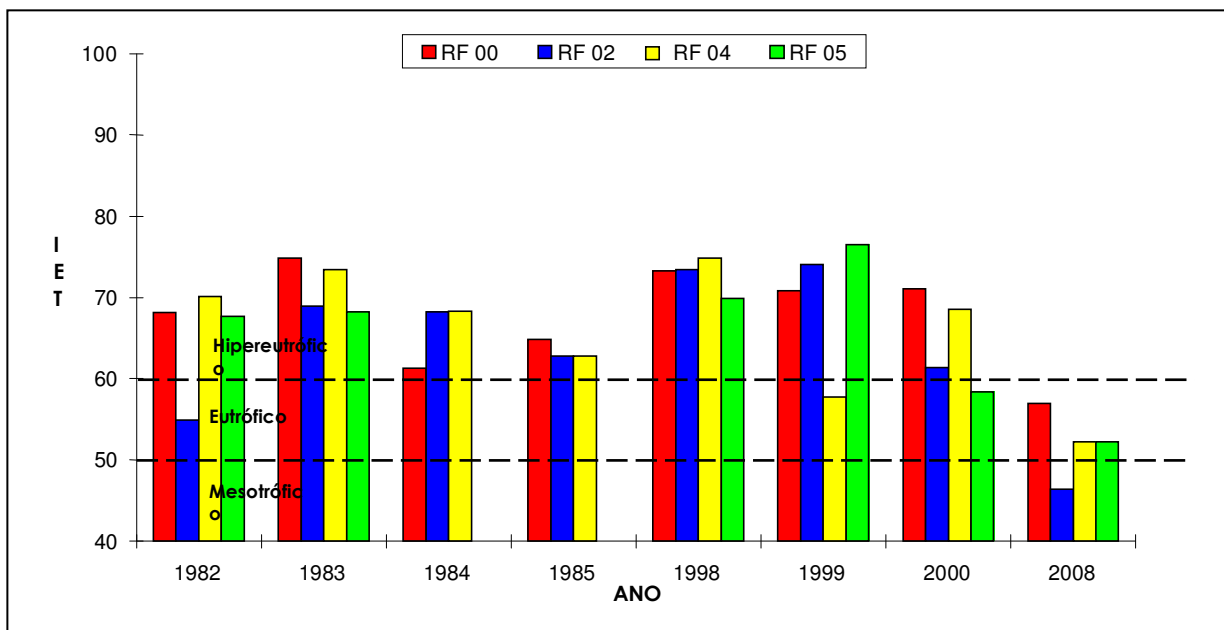


Figura 11 – IET de Carlson para clorofila-*a* para cada ponto de coleta na LRF.

No caso do IET para Transparência na LRF, apresentado na Figura 12, verificou-se que não ocorreram grandes variações ao longo do tempo para este parâmetro, com exceção dos anos de 1998 e 2000, que teve um aumento no ponto RF 02 (1998) e uma queda em 2000 (pontos RF02 e RF05). De um modo geral, houve pouca diferença entre as estações de amostragem com relação à transparência.

Nem sempre as alterações na medida da transparência podem ser facilmente explicadas. Um aumento da transparência pode significar redução do particulado em suspensão ou o incremento da predação por zooplâncton. Já uma redução dos valores podem ser devido a florações, medições realizadas após longo período de chuvas e conseqüente aumento da turbidez das águas, podendo citar ainda a acuidade do observador que poderá fornecer valores distintos.

Portanto, mesmo classificando a LRF como um ambiente hipereutrófico, de acordo com os outros IET's utilizados, não é recomendado utilizar isoladamente o índice de transparência para inferir o estado trófico de um ambiente.

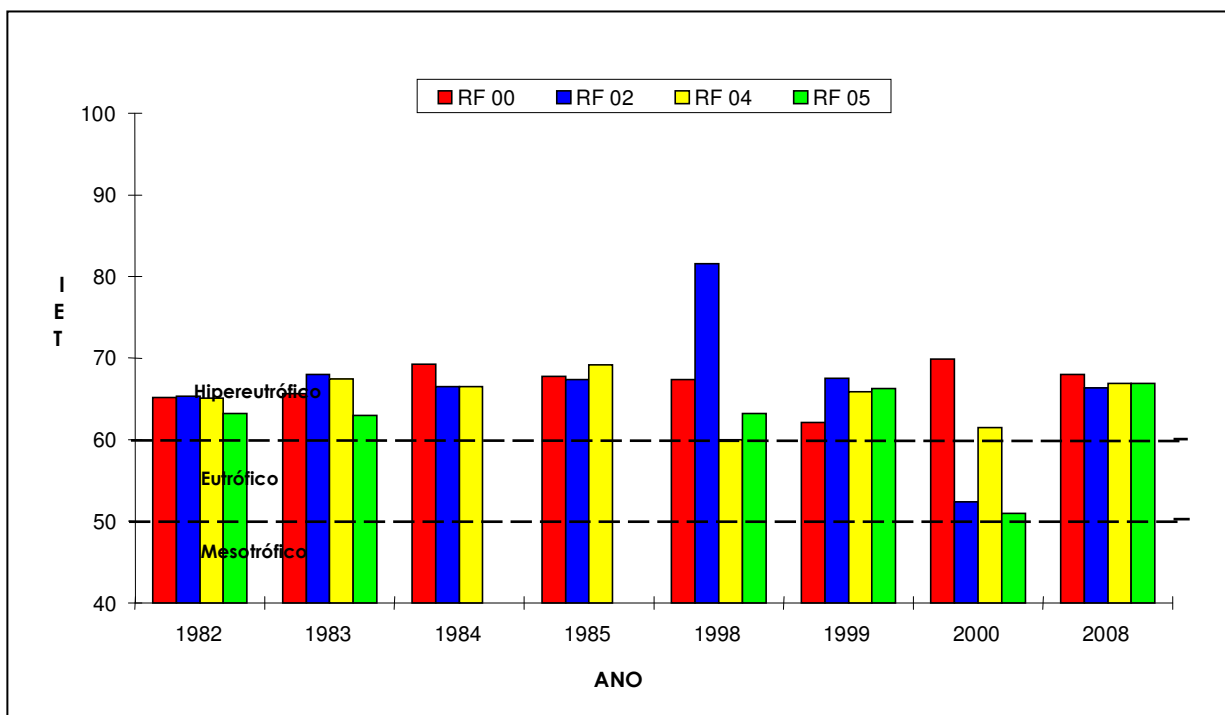


Figura 12 – IET de Carlson para Transparência para cada ponto de coleta na LRF.

Na Figura 13, tem-se o cálculo do IET médio de todos os parâmetros por ponto de coleta, como também o IET médio geral da Lagoa Rodrigo de Freitas.

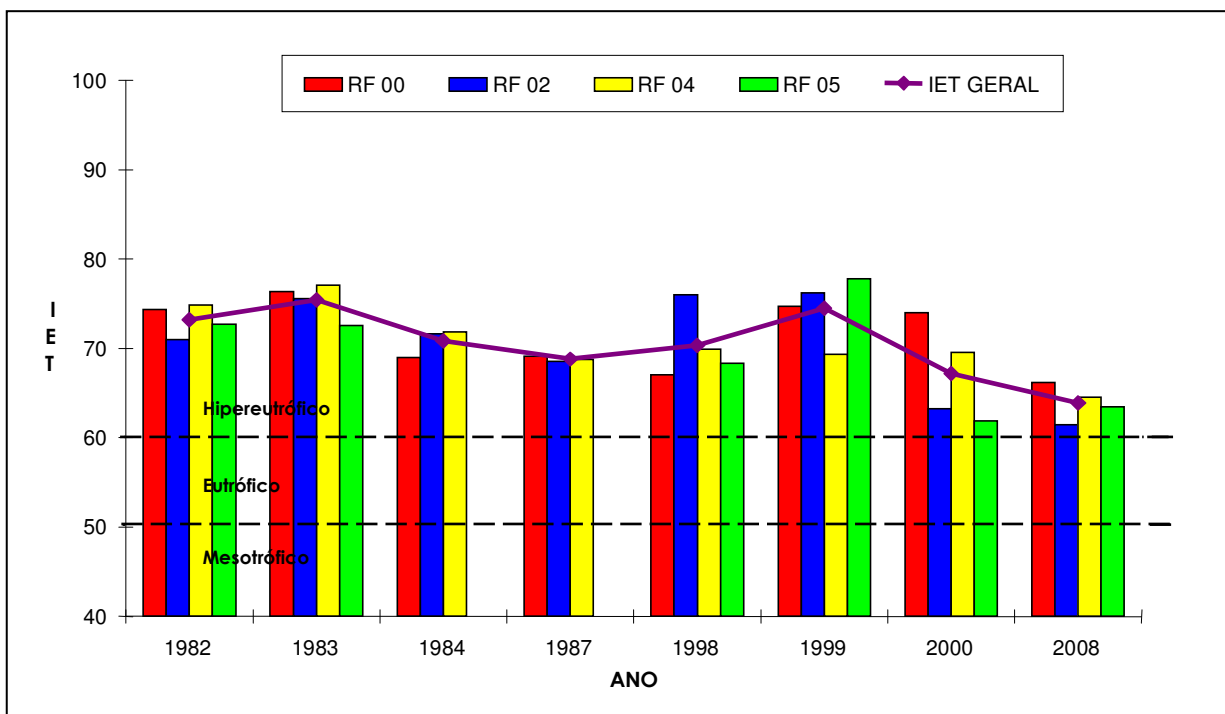


Figura 13 – IET médio de Carlson para cada ponto de coleta da LRF.

Considerando os valores encontrados, constata-se que de acordo com o IET médio geral pode-se classificar a Lagoa Rodrigo de Freitas como um ambiente Hipereutrófico (enriquecimento máximo de nutrientes), segundo os valores limites estabelecidos no índice de Carlson (IET > 61 - Hipereutrófico).

Cabe salientar, entretanto, que mesmo sendo classificada como um ambiente hipereutrófico, observa-se uma queda nos valores do IET médio encontrado no período estudado, com exceção de um pequeno aumento entre 1998 e 1999. Nota-se na Figura 13, que nos anos de 1982 e 1983, foram encontrados valores de IET final médio na faixa de 74, porém para o ano 2000 o IET médio encontrado caiu para 67, e para o ano 2008 foi da ordem de 64.

Constatou-se ainda, ao se analisar os dados apresentados na Figura 13, que não há uma similaridade entre os pontos de coleta, esta diferença, porém, deve-se principalmente as localizações de cada ponto de coleta. O ponto RF 00 sofre grande influência da drenagem da Bacia Hidrográfica da LRF (Rios dos Macacos, Cabeça e Rainha). Estes rios desembocam na LRF através do canal localizado na Rua General Garzon, continuando o seu curso através dos canais que circundam o Clube Naval.

Já o ponto RF 04, está localizado em frente ao canal do Jardim de Alah, estando sujeito as maiores interferências do que os outros pontos, devido principalmente à entrada da água do mar.

Para uma melhor visualização destas influências externas à LRF, foram construídos mapas de isolinhas (uma linha que une um conjunto de pontos com o mesmo valor) dos valores encontrados de IET médio para cada ponto de coleta em cada ano estudado, entretanto, para uma melhor visualização da melhora da qualidade da água da LRF, as isolinhas foram elaboradas somente com a ampliação da escala referente ao grau de trofia hipereutrófico, conforme apresentado na Figura 14.

Ainda de acordo com os valores de IET obtidos, podemos realizar uma associação (especialmente para os anos de 1999 e 2000), em função desse aumento de nutrientes (especialmente no caso do fósforo) e os eventos de mortandades de peixes nos anos 2000, 2001 e 2002 com aproximadamente 250 toneladas de peixes mortos para os três anos.

Em 1999, apesar da causa desconhecida, observa-se um aumento acentuado do IET fósforo total para todos os pontos, este excesso de nutrientes, em conjunto com outros fatores favorecem a floração de algas. Em 2000, nota-se uma redução dos valores de IET para fósforo total, como também uma redução mais acentuada dos valores de IET de clorofila-*a* e transparência, especialmente para os pontos RF 02 e RF 05.

Conforme mencionado anteriormente, pode-se associar a melhora na qualidade das águas da LRF, comprovado através dos valores de IET encontrados, às diversas intervenções realizadas no entorno da lagoa, tais como, dragagens (2001 e 2007) que retiraram prováveis fontes de fósforo que se encontravam no sedimento e que poderiam ser remobilizados para a coluna d'água, implantação da galeria de cintura (2001) e implantação de linhas de recalque (2005) minimizando a contribuição de efluentes domésticos às águas da LRF, e conseqüentemente uma diminuição do aporte de fósforo. Na Figura 15, foi retratado o perfil de DBO versus mortalidade de peixes, incluindo-se algumas intervenções realizadas ao longo dos anos na área da Lagoa Rodrigo de Freitas.

Na Figura 15, percebe-se também um valor elevado para a concentração de DBO₅ em 1999, corroborando o fato de ter ocorrido um aporte excessivo de carga orgânica na LRF, e pequenas elevações em 2002, 2006 e 2008, elevações também detectadas pelo IET fósforo total.

No contexto, ao se comparar os valores de IET para fósforo total (PT), ao longo do período estudado na LRF com os valores preconizados na Seção IV, classe 1 – águas salobras (classe mais restritiva) da Resolução CONAMA 357/2005, verifica-se que os valores estão acima do padrão permitido pela referida Resolução, com a queda dos valores de IET apenas nos anos de 1998 e 2008, porém, nestes anos a LRF continua classificada como Hipereutrófica, conforme apresentado na tabela 19.

Tabela 19 – Comparação entre os valores encontrados para o IET – PT com os valores preconizados para fósforo total pela Classe 1 segundo a Resolução CONAMA 357/2005

Ano	Estações de Coleta				Padrão CONAMA Classe 1 – águas salobras 357/2005 (µg/L)	IET – PT correspondente ao padrão CONAMA
	RF 00	RF 02	RF 04	RF 05		
1982	89,6	92,7	89,4	87,3	124	73,7
1983	88,7	89,8	90,3	86,4		
1984	76,4	80,1	80,7	----		
1985	74,7	75,5	74,3	----		
1998	60,6	73,0	74,8	71,9		
1999	91,1	87,2	84,3	90,5		
2000	81,0	76,0	78,5	76,4		
2008	73,5	71,6	74,5	71,3		

Obs: Valores em vermelho estão acima do padrão CONAMA, segundo o IET – PT correspondente.

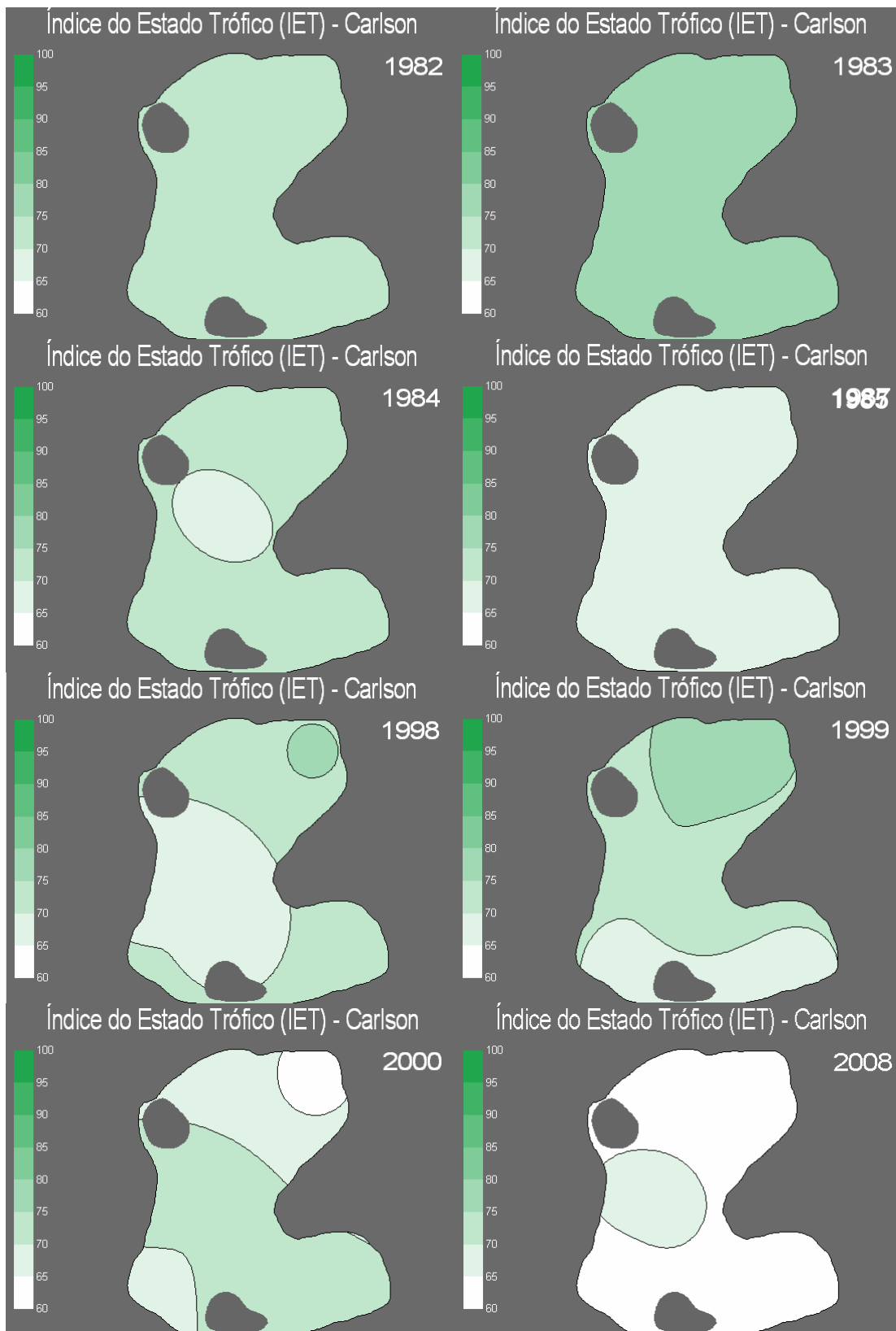


Figura 14 – Isolinhas com a escala ampliada da classe hipereutrófica do IET de Carlson para a LRF por ano estudado, baseado em cada ponto de coleta.

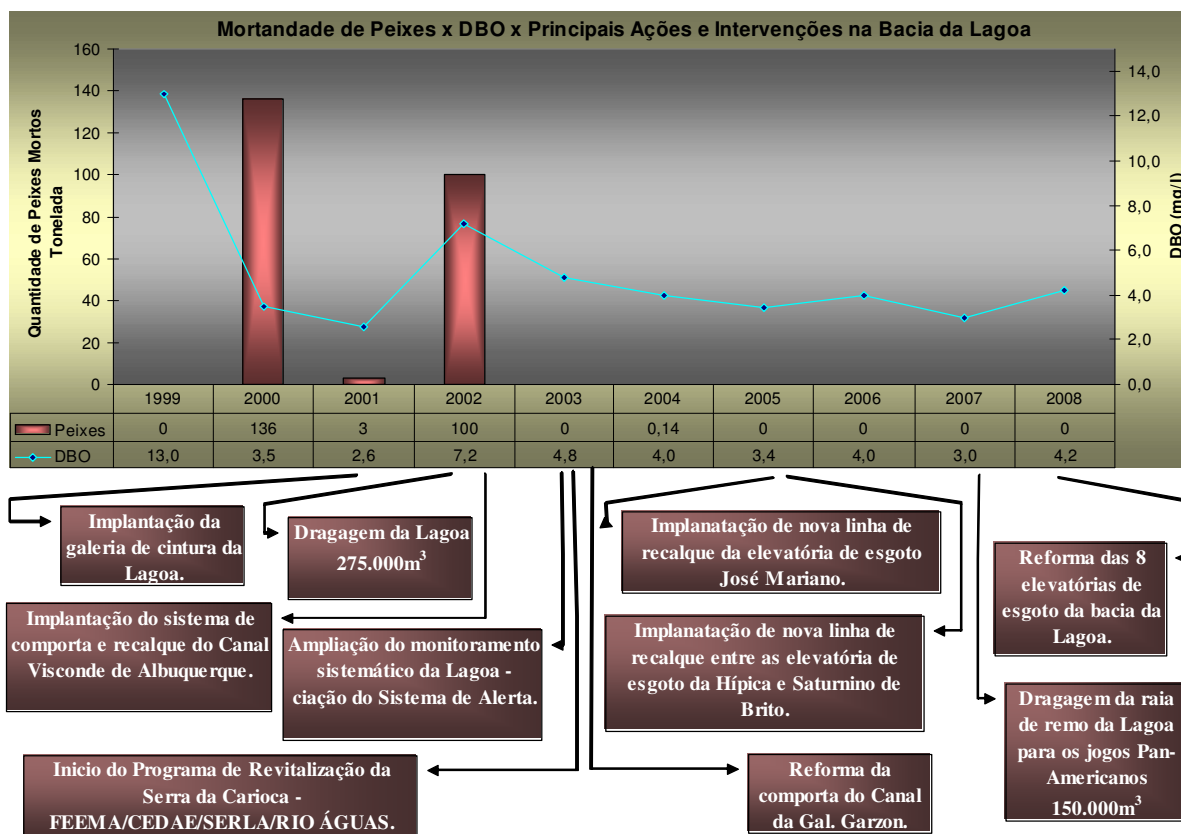


Figura 15 – Dados de DBO₅ e mortandade de peixes, bem como as principais intervenções realizadas no período. Fonte: FEEMA (2008)

A melhora da qualidade das águas da Lagoa Rodrigo de Freitas também pode ser comprovado ao se comparar os resultados obtidos neste estudo com os dados encontrados para os outros parâmetros analisados pelo monitoramento sistemático realizado pela DIAG/FEEMA. No Relatório FEEMA – Lagoa Rodrigo de Freitas e Rios Contribuintes – Diagnóstico de Qualidade de Água, 2000-2008 (FEEMA, 2008) foi realizada a Análise de Tendência dos Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos, segundo o método de *Mann-Kendall*³, (Índice Geral de Tendência), onde verificou-se que, no período estudado, todas as estações da LRF indicaram uma melhora em sua qualidade.

O método não-paramétrico *Mann-Kendall* é ideal para avaliação de tendências de médio e longo prazo, basicamente qualitativo, cuja aplicação é particularmente útil para detectar tendências monotônicas em dados coletados de fontes pontuais ou outros tipos de poluição. No caso de séries de parâmetros sobre qualidade de água, se o aumento ou a diminuição de determinado parâmetro pode ser claramente caracterizado como indicador de

³ O método *Mann-Kendall*, fornece indicação sobre uma tendência monotônica da série em estudo, isto é, ascendente (aumento), declinante (queda) ou sem tendência observada (inalterada).

melhoria ou não das condições do corpo hídrico, a tendência qualitativa pode ser suficiente para essa caracterização (FEEMA, 2008).

Os parâmetros utilizados para este método foram selecionados através da opinião de especialistas, tendo o seu peso definido de acordo com à sua importância com relação à poluição, enfatizando a eutrofização do corpo d'água.

No contexto, além de todas as intervenções ocorridas ao redor da área da Lagoa Rodrigo de Freitas, foi comparada a variação populacional ocorrida na Zona Sul da cidade do Rio de Janeiro no período 1991-2000. Nota-se, mesmo que em pequena escala, uma ligeira queda no número de moradores (evolução populacional, em milhares de habitantes) tanto no bairro da Lagoa, quanto na região da Zona Sul da Cidade do Rio de Janeiro, ocorrendo consequentemente uma diminuição na produção de resíduos líquidos, minimizando ainda mais o impacto no corpo d'água (Figuras 16 e 17).

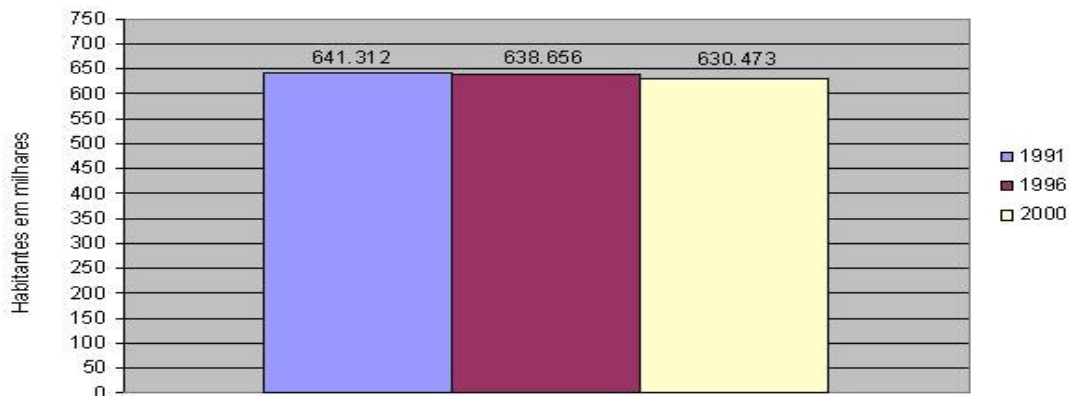


Figura 16 – Evolução populacional na Região da Zona Sul da Cidade do Rio de Janeiro

Fonte: IBGE – Censo 2000, IPP – Anuário estatístico de 1998

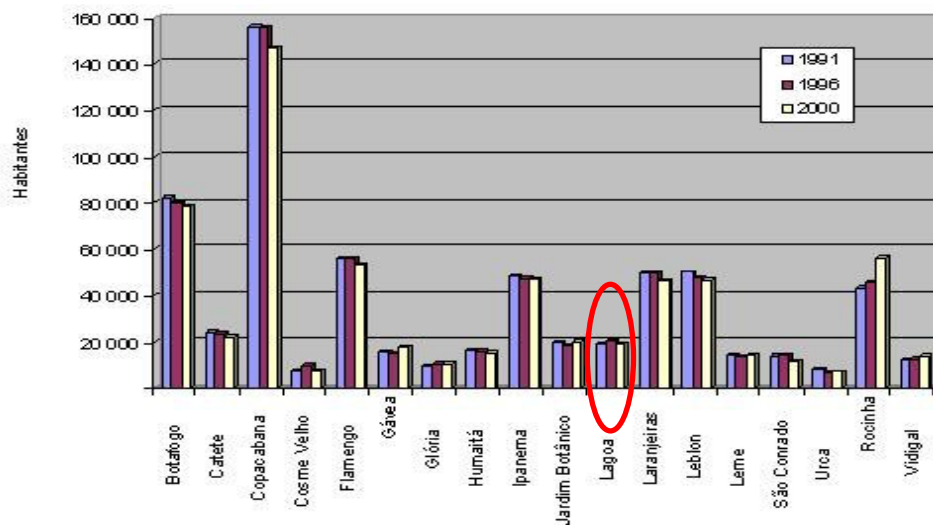


Figura 17 – Evolução da população por bairros da Região da Zona Sul da Cidade do Rio de Janeiro

Fonte: IBGE – Censo 2000, IPP – Anuário estatístico de 1998

3.1.2 Aplicação do Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo e colaboradores na LRF

O cálculo do grau de trofia da Lagoa Rodrigo de Freitas, utilizando o IET de Carlson (1977) modificado por Toledo et al. (IETm) foi obtido utilizando os dados gerados durante a amostragem realizada pela FEEMA no período compreendido entre 1982 a 2008 (os dados utilizados para a elaboração dos gráficos serão apresentados no Anexo A). Cabe lembrar que os problemas apresentados para o cálculo do IET de Carlson, também são válidos para o cálculo IET de Toledo na Lagoa Rodrigo de Freitas. No caso específico do IET de Toledo, ocorreu um agravante devido a não disponibilização dos resultados de ortofosfato dissolvido para os anos de 1998 e 1999. Nestes anos, o IETm foi calculado considerando a ausência deste valor.

Conforme mencionado no item 1.4.2, o cálculo do IETm foi realizado utilizando a equação abaixo.

$$IETm = \frac{IETm(Tra) + 2[IETm(PT) + IETm(PSR) + IETm(Cla)]}{7}$$

Como realizado no IET de Carlson, foi aplicado o índice para cada variável do IETm de Toledo, a fim de se verificar variação de cada um dos parâmetros em cada ponto de coleta. Nas Figuras 18 a 22, são apresentados os resultados obtidos com a aplicação do IETm.

Ao se observar as Figuras 18 e 19, IETm para fósforo total e ortofosfato dissolvido, para cada ponto de coleta na LRF, verifica-se uma tendência de queda das concentrações dos valores, exatamente como detectado para o IET. Mesmo existindo um espaço no gráfico da Figura 20, verifica-se claramente esta redução para os valores de ortofosfato dissolvido. Esse declínio da concentração pode ser explicado em função de todas as obras e intervenções que foram realizadas ao longo dos anos no entorno da LRF.

Apesar da estreita relação entre fósforo total e ortofosfato dissolvido, estes valores de IETm relativamente distintos podem ser explicados pela característica de cada substância, dentro do ciclo do fósforo. O menor valor encontrado para o ortofosfato dissolvido, pode estar associado tanto a sua assimilação pelas algas, já que é a única forma de fósforo que pode ser assimilada pelos produtores primários (Esteves, 1998; Fonseca e Guerreschi, 2000), e em especial pelas cianobactérias, que possuem reservas intracelulares de fósforo (polifosfatos) (Azevedo, 2002), quanto às intervenções ocorridas ao redor da lagoa (conforme mostrado na

Figura 15), diminuindo o aporte de efluentes domésticos que trazem em seu teor os detergentes, ricos em polifosfatos (especialmente o ortofosfato).

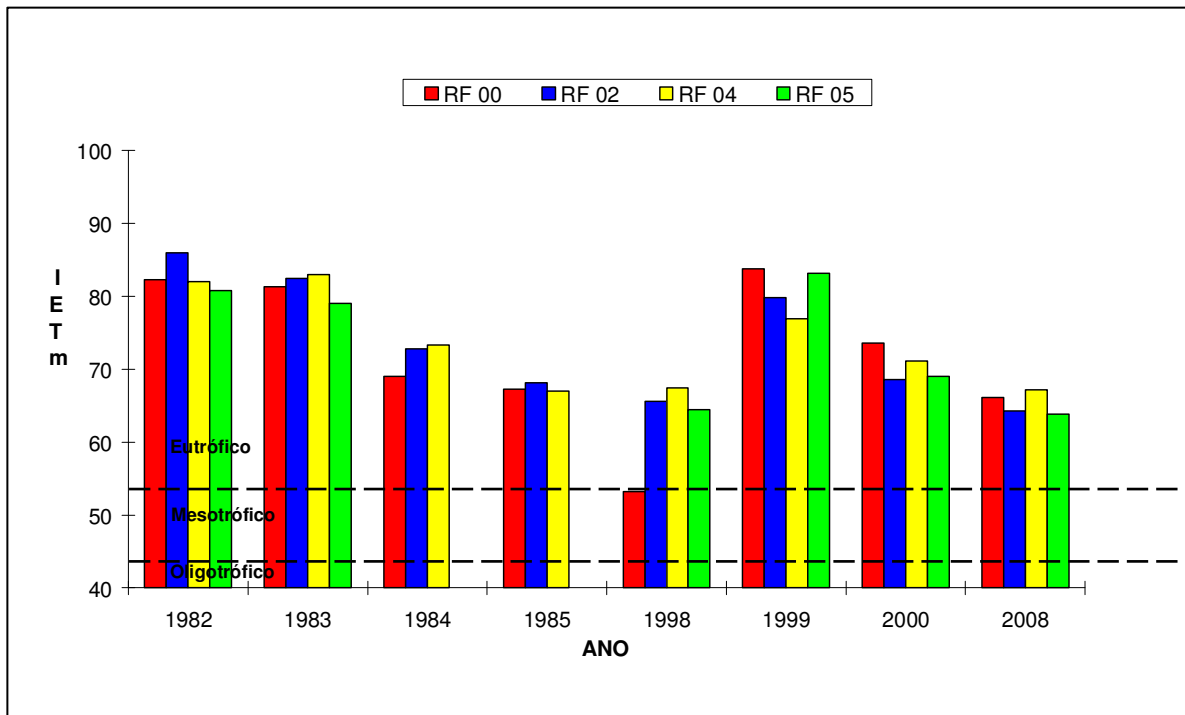


Figura 18 - IETm de Toledo para Fósforo total para cada ponto de coleta na LRF.

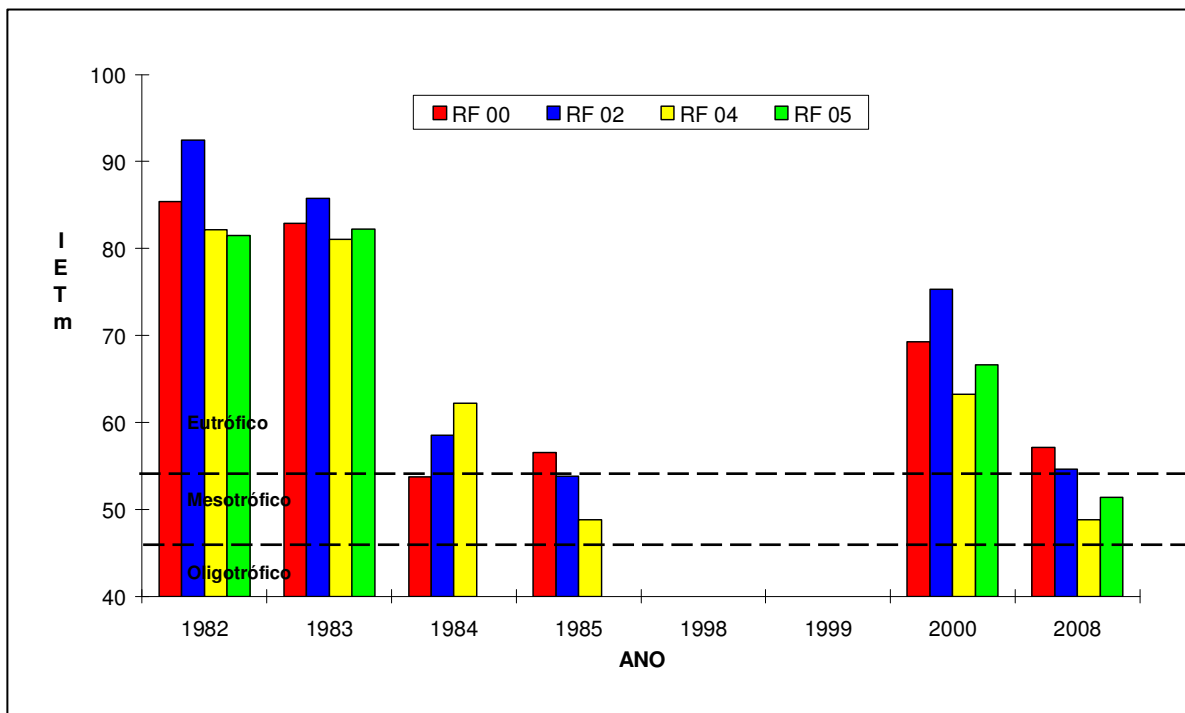


Figura 19 - IETm de Toledo para ortofosfato dissolvido para cada ponto de coleta na LRF.

Os valores mais elevados para o IETm de fósforo total podem ser explicados devido ao somatório de todas as formas orgânicas (existente no particulado vivo e morto, como plâncton e detritos) e inorgânicas de fósforo serem conhecidas como fósforo total, e também por se tratar de um ambiente lântico (tempo de residência mais longo) que pode favorecer as conversões do ciclo do fósforo, elevando a concentração deste elemento (Pereira e Rodrigues, 2006). Contudo, constatou-se, no período estudado, que alguns valores de IETm para ortofosfato dissolvido são maiores do que IETm para fósforo total, esta condição não corresponde à uma maior concentração de ortofosfato dissolvido, quando comparado ao fósforo total, e sim a utilização de “artifícios” matemáticos utilizados na equação de cálculo do IETm de ortofosfato dissolvido para poder obter valores que podem ser comparáveis aos encontrados para o IETm de fósforo total e assim ser possível fazer uma comparação entre os valores encontrados, como também poder classificar o corpo d’água de acordo com o grau de trofia em que se encontra, não ocorrendo uma subestimação de valores.

Em relação ao IETm clorofila-*a*, apresentado na Figura 20, verifica-se para os quatro pontos de coleta, que a Lagoa foi classificada com um ambiente eutrófico, com exceção dos pontos RF 02, RF 04 e RF 05, no ano de 2008. Excluindo-se os possíveis erros amostrais, como pouco volume filtrado, exposição ao sol, degradação de pigmentos, armazenagem errada do material filtrado, que podem interferir no resultado final, pode-se comparar os resultados obtidos com os outros valores de IETm encontrados.

No período 2000-2008 a redução dos valores do IETm dos nutrientes (fósforo total e ortofosfato dissolvido), pode levar a uma menor proliferação algal, reduzindo assim a produção de clorofila-*a*.

Já no ponto RF00 devido a sua maior proximidade com o canal que drena os rios da bacia hidrográfica da LRF, este ponto é mais suscetível as influências externas, especialmente os períodos de chuvas, onde o transporte de nutrientes da bacia é acentuado e o processo de eutrofização é estimulado, podendo ocorrer assim maior produção primária e consequentemente maior produção de clorofila-*a*.

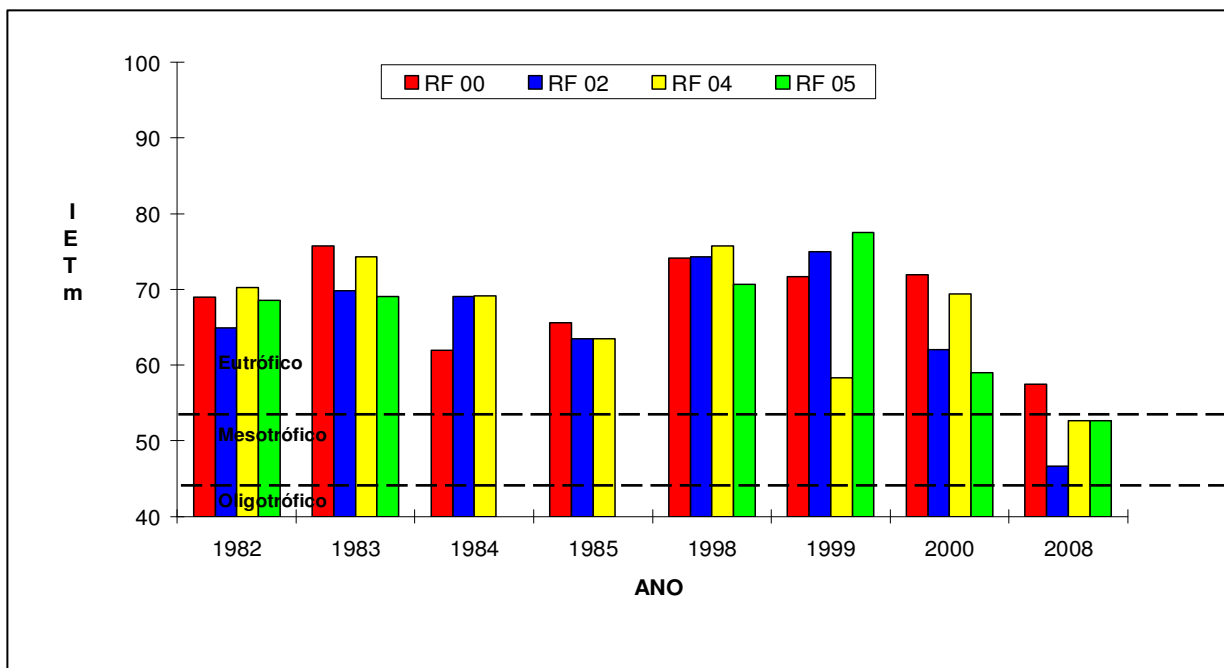


Figura 20 - IETm de Toledo para clorofila-a para cada ponto de coleta na LRF.

Em relação aos resultados obtidos para transparência, apresentado na Figura 21, verificou-se as mesmas modificações ocorridas para o IET de Carlson, incluindo o aumento no ponto RF02 (1998) e a queda em 2000 para os pontos RF02 e RF05. A queda do valor do índice de Toledo no ano de 2000, para a classe oligotrófica, não pode ser facilmente explicada, podendo significar tanto a redução do particulado em suspensão ou o incremento da predação por zooplâncton, quanto a uma menor proliferação algal devido a uma menor concentração de nutrientes na água.

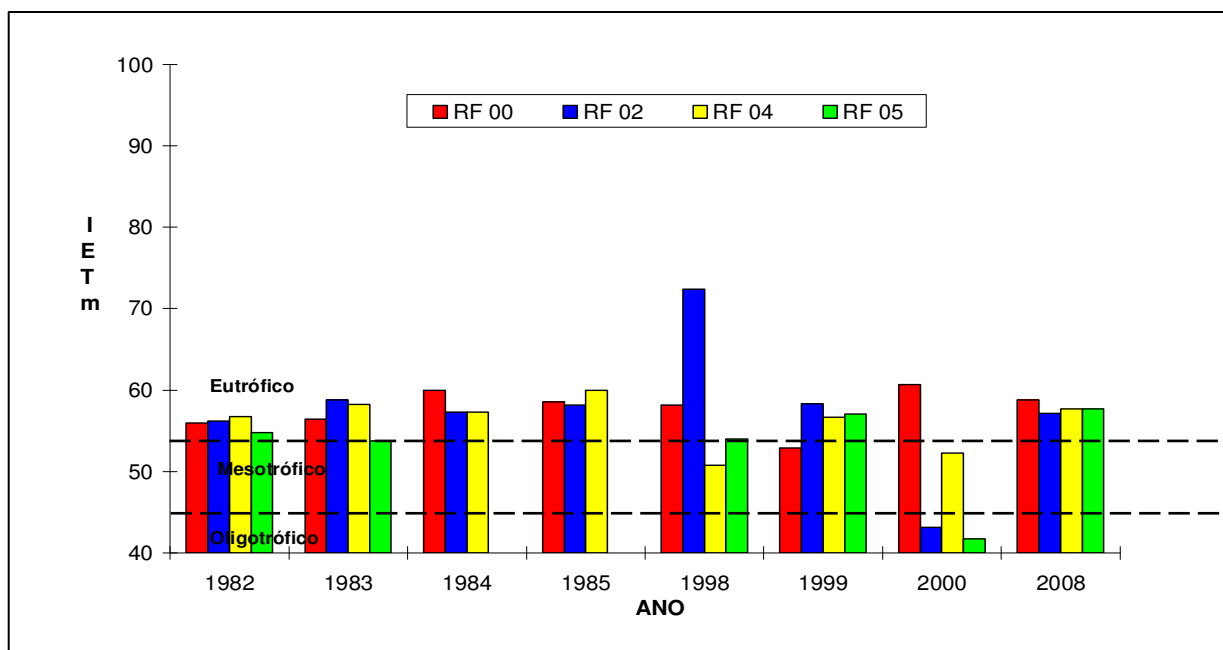


Figura 21 - IETm de Toledo para Transparência para cada ponto de coleta na LRF.

Constatou-se que de acordo com o IETm geral, conforme a Figura 22, pode-se classificar a Lagoa Rodrigo de Freitas como um ambiente eutrófico, segundo os valores limites estabelecidos no IETm (IETm > 55 - eutrófico).

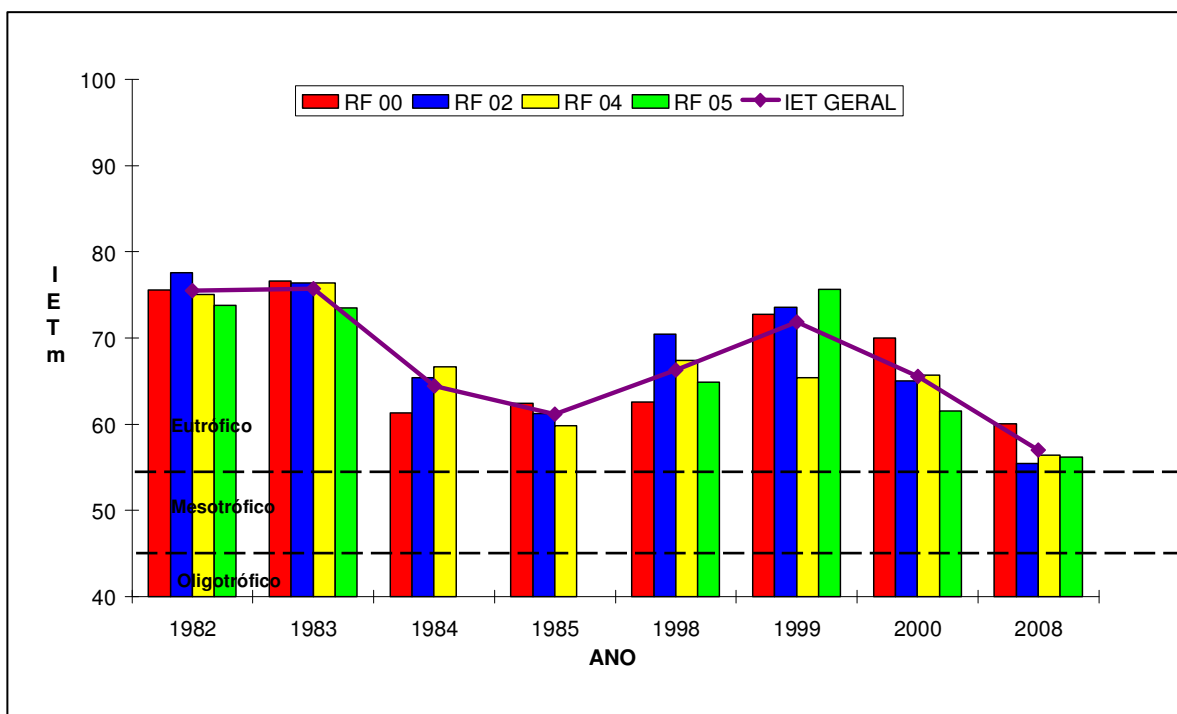


Figura 22 - IETm médio de Toledo para cada ponto de coleta na LRF.

Ressalta-se, entretanto, que mesmo sendo classificada como um ambiente eutrófico, observa-se também neste índice uma redução dos valores para todos os pontos analisados no período em questão. Nota-se na Figura 22, que nos anos de 1982 e 1983, foram encontrados valores em torno de 75,0 de IETm geral, todavia para o ano 2000 o IETm médio encontrado ficou em torno de 65,0 e para 2008, por volta de 57,0.

Na Figura 23, é apresentada uma comparação entre os valores obtidos pelos dois índices aplicados na LRF. Pode-se concluir que mesmo com o IETm de Toledo apresentando apenas três classes trófica de classificação, e comparando-se os resultados obtidos neste índice com os valores obtidos para o IET de Carlson (que apresenta cinco classes de grau de trofia) e respeitando a diferença entre os valores de cada faixa, observa-se uma grande similaridade entre os índices, verificando ainda uma tendência de queda expressa pelos dois índices a partir de 1999.

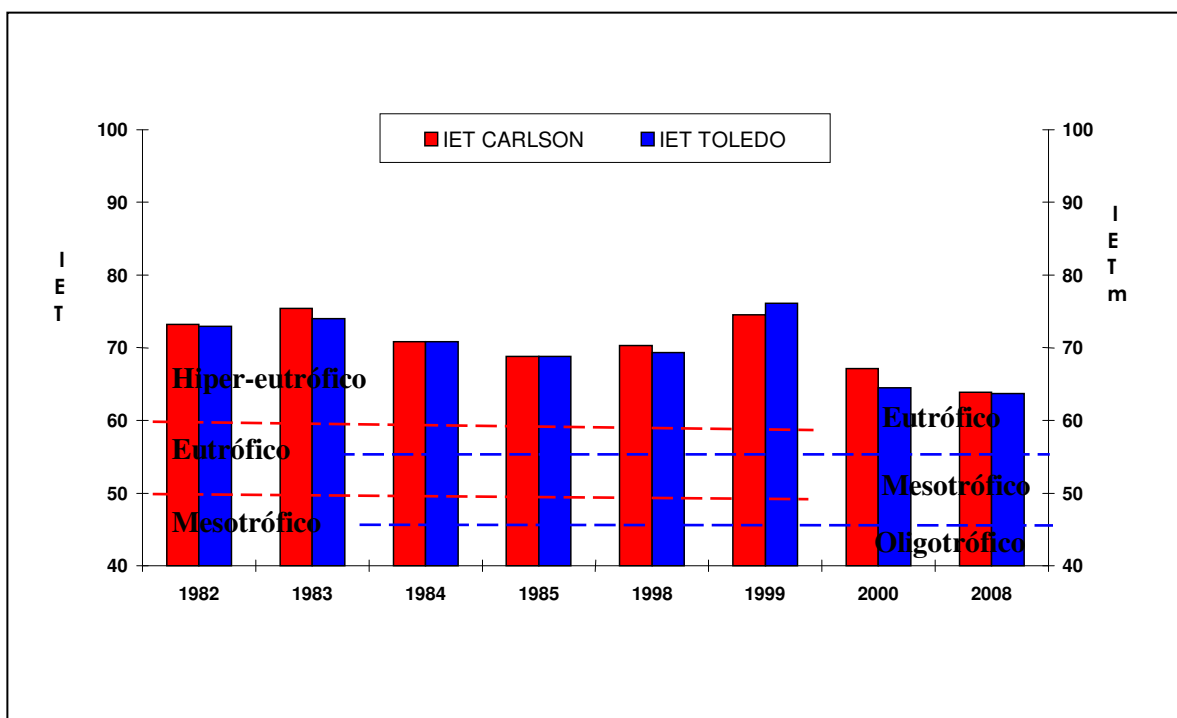


Figura 23 – Comparação entre os valores obtidos para os índices de estado trófico aplicados na LRF.

A fim de se mostrar os resultados obtidos através de uma outra forma gráfica, foram construídas isolinhas com os valores encontrados do IETm médio da Lagoa Rodrigo de Freitas baseado em cada ponto de coleta por ano estudado, conforme apresentado na Figura 24. No entanto, para uma melhor visualização da melhora da qualidade da água da LRF, ao longo dos anos, as isolinhas foram elaboradas somente para a classe eutrófica, através de uma ampliação de escala referente a esta classe.

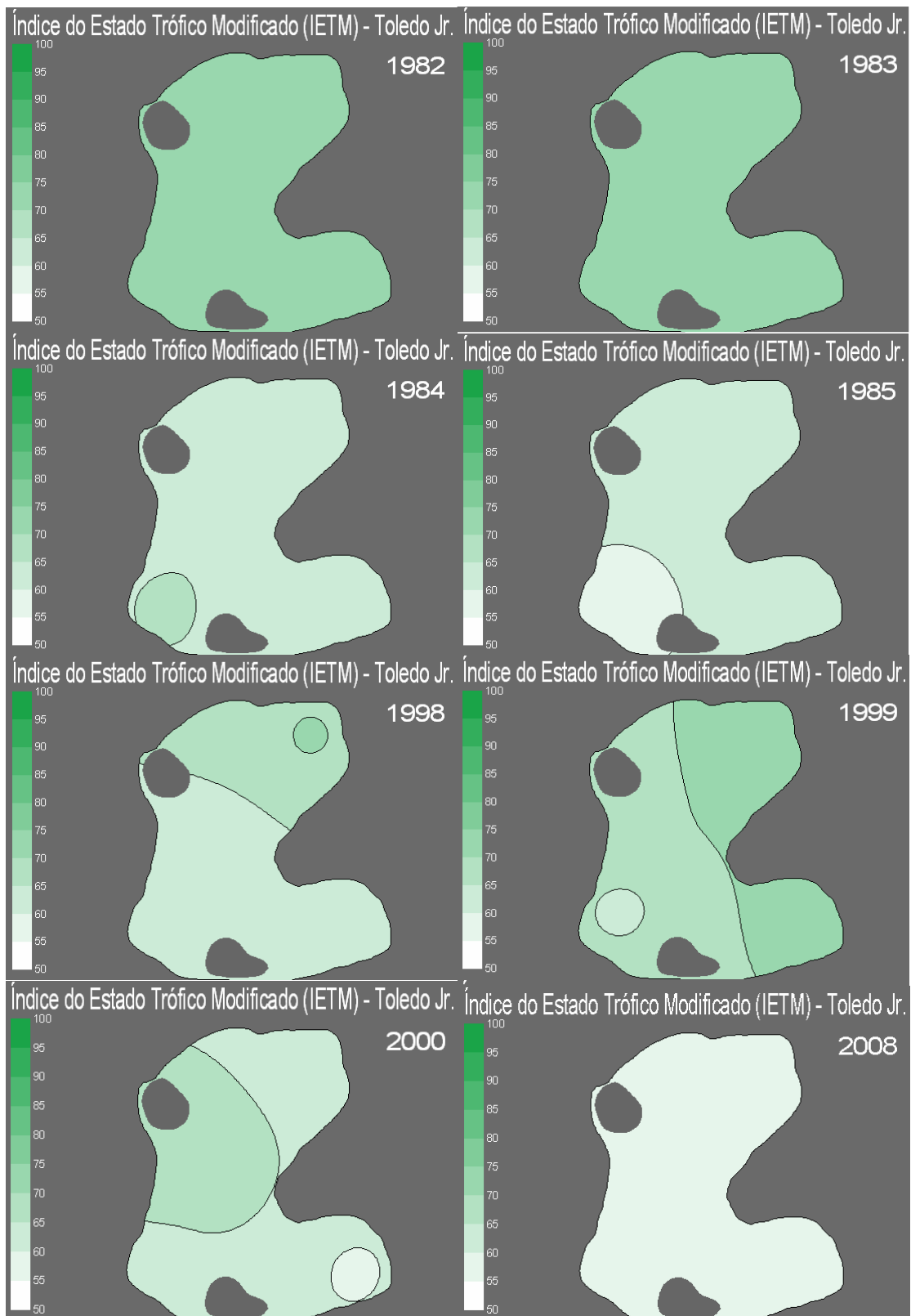


Figura 24 – Isolinhas com a escala ampliada da classe eutrófica do IETm de Toledo para a LRF por ano estudado, baseado em cada ponto de coleta.

3.2 Complexo Lagunar de Jacarepaguá (CPJ)

3.2.1 Aplicação do Índice do Estado Trófico de Carlson no CPJ

Para se fazer à classificação do grau de trofia do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, utilizando o IET de Carlson (1977) foram utilizados dados gerados durante a amostragem realizada pela FEEMA, no período compreendido entre 1980 a 2008 (os dados serão apresentados no Anexo B), entretanto, não foram considerados todos os anos neste intervalo, pois devido a problemas como falta de embarcação ou viatura utilizada na amostragem, troca de banco de dados e/ou perda dos dados gerados, amostras realizadas em marés desfavoráveis, perda de amostras no laboratório, entre outros, podem ocorrer diferenças entre os anos em que foram realizadas as coletas para cada ponto amostrado em cada lagoa ou à falta de um ou outro parâmetro para compor o índice, contudo, nestes casos o cálculo do IET foi realizado através do número de variáveis disponíveis. Cabe mais uma vez lembrar que na literatura específica (CETESB, 2002; Lamparelli, 2004; Pereira e Rodrigues, 2006) encontra-se o cálculo do IET apenas com os valores de fósforo total e/ou de clorofila, devido aos valores de transparência não serem tão representativos para a quantificação do grau de trofia.

Foi aplicado o índice para cada parâmetro do IET de Carlson, para se fazer a comparação através de uma variação de cada um deles em cada ponto de coleta. Nas Figuras 25, 28, 29 e 30 são apresentados os resultados obtidos com a aplicação do IET.

Para o valor do índice de fósforo total, apresentado na Figura 26, constatou-se uma mudança acentuada de classe trófica para o ponto MR 369, com o valor de IET de 53,2 (eutrófico) em 1980, para um valor em 2008 de 105,7 (hipereutrófico). Para todos os outros pontos de amostragem em todo o período analisado, o IET fósforo total registrou valores classificando o CLJ como um ambiente hipereutrófico (IET > 61). Convém destacar ainda que este IET apresenta valores elevados desde as décadas de 80 e 90, e encontra-se na década atual em uma escala crescente, o que corresponde a uma piora na qualidade da água.

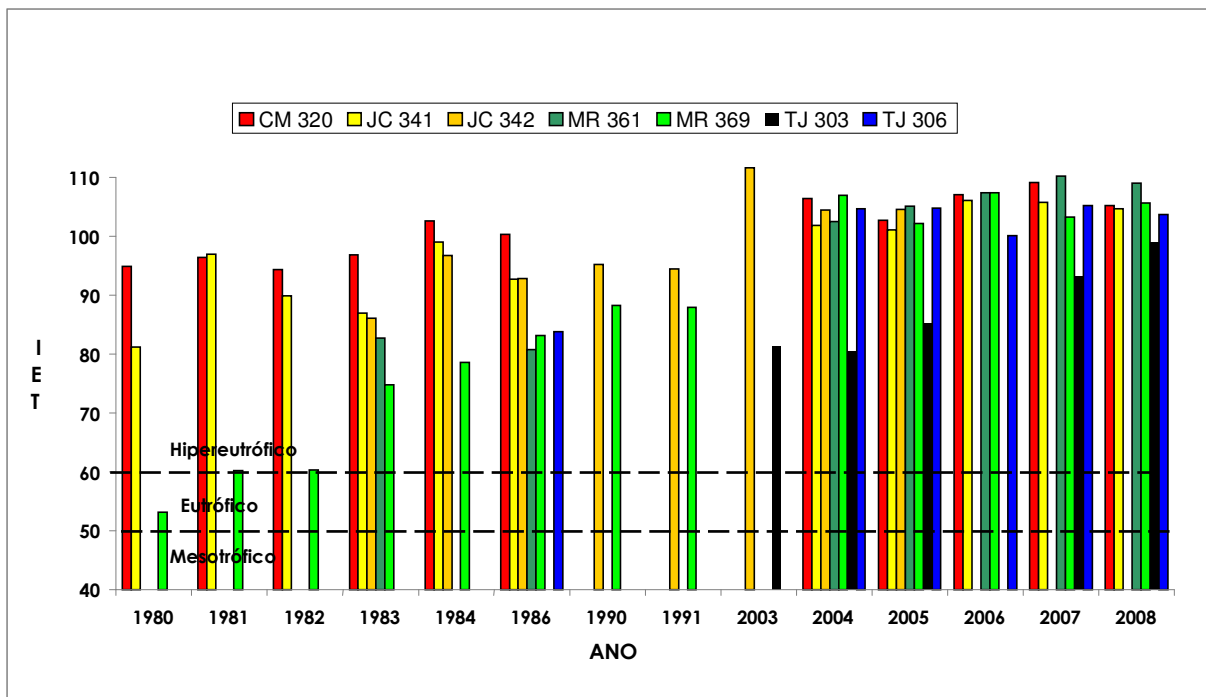


Figura 25 - IET de Carlson para fósforo total para cada ponto de coleta no CLJ.

Ainda nesta Figura, verifica-se a inclusão do ponto TJ 303, situado no canal da Joatinga (quebra-mar), no local que ocorre a troca com o mar. Cabe destacar inicialmente que este ponto não entrou no cálculo do IET médio por que somente apresenta valores para alguns parâmetros, não apresentando valores para clorofila e disco Secchi. Nota-se, entretanto, um aumento do IET fósforo neste ponto ao longo dos anos, indicando uma elevação da contribuição antrópica. Como citado anteriormente, as amostragens são realizadas em condição de maré vazante de sizígia (maior amplitude da maré), ou seja, recebendo maior influência da rede drenante da bacia do CLJ. Estes valores corroboram a queda na qualidade das águas da praia da Barra da Tijuca, especialmente no trecho localizado entre o quebra-mar e a Praça do Pepê, trecho este que sofre influência das águas do CLJ (FEEMA, 2007), especialmente em situação de maré de vazante na sizígia (situação de maré que apresenta as maiores amplitudes), conforme apresentado nas Figuras 26 e 27.



Figura 26: Trecho final da lagoa da Tijuca e do canal da Joatinga

Fonte: Dirigível da Polícia, RJ (2002)

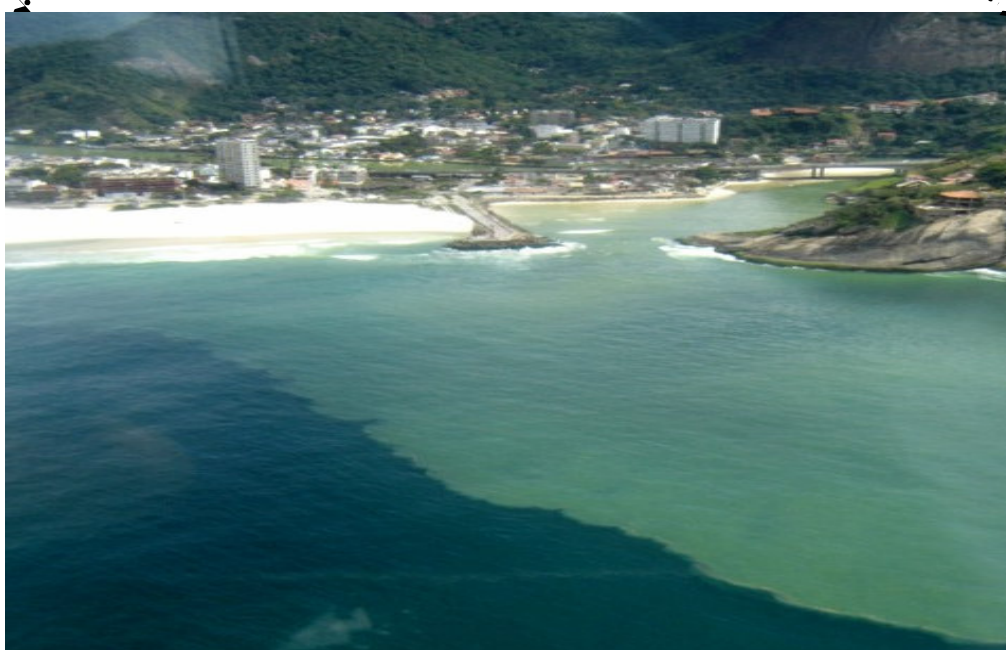


Figura 27: Canal da Joatinga, junto ao quebra-mar, por ocasião de uma maré vazante

A morfologia irregular das lagoas do CLJ, como o estreitamento da Lagoa de Camorim, por exemplo, dificulta a troca de águas entre as lagoas da Tijuca e Jacarepaguá. O problema da Lagoa de Camorim se agrava devido ao aporte de dois dos rios mais poluídos da região: Anil e Arroio Fundo, que drenam áreas de adensamento urbano-industrial.

Para os pontos situados na Lagoa de Jacarepaguá (JC 341 e JC 342), os elevados valores de IET fósforo total, podem ser explicados devido à contribuição de quatro grandes

rios (Rio Pavuninha, Rio Arroio Pavuna, Rio Camorim e Rio Marinho) que drenam para esta lagoa, rios estes que recebem toda carga de efluentes domésticos com ou sem tratamento da baixada de Jacarepaguá.

A Lagoa de Marapendi (MR 361 e MR 369), não recebe praticamente aporte de nenhum rio, contudo observa-se uma situação anômala, com valores elevados de IET, inclusive com a maior variação do valor de IET (MR 369) para todos os índices calculados. Este impacto pode ser explicado em função dos lançamentos de esgoto que chegam a esta Lagoa oriunda tanto das unidades de tratamento de esgotos particulares, construídas, operadas e mantidas pelos condomínios residenciais e estabelecimentos comerciais e de entretenimento em geral (shoppings, malls, hipermercados e outros) quanto da ocupação urbana desordenada que resulta no aporte de efluentes sem nenhum tipo de tratamento dos lançamentos clandestinos.

Os valores elevados de IET para fósforo total (Figura 25) em todas as lagoas do CLJ, revelam o avançado grau de eutrofização deste corpo d'água. O descompasso entre um crescimento demográfico acelerado da Região da Baixada de Jacarepaguá, e uma inadequada gestão dos esgotos sanitários e dos resíduos urbanos, resultou num aumento do lançamento desses efluentes nos corpos d'água da região.

Em relação à clorofila-*a*, ao se analisar a Figura 28, verificou-se uma grande alteração de classe para o ponto MR 369, localizado na Lagoa de Marapendi, passando da classe oligotrófica em 1980 (IET: 38,3) para hipereutrófica em 2007 (IET: 65). Para os demais pontos avaliados, notou-se uma constância dos valores de IET clorofila-*a* para a classe hipereutrófica.

Excluindo-se os possíveis erros amostrais, como pouco volume filtrado, exposição ao sol, degradação de pigmentos, armazenagem errada do material filtrado, que podem interferir no resultado final, pode-se comparar os resultados obtidos para o IET clorofila-*a* (Figura 28), ao IET do fósforo total (Figura 25), ratificando que um maior processo de eutrofização, leva a maior proliferação algal, aumentando a geração de pigmentos. Ressalta-se que num corpo hídrico, em que o processo de eutrofização encontre-se plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo índice da clorofila-*a*, poderá coincidir com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo.

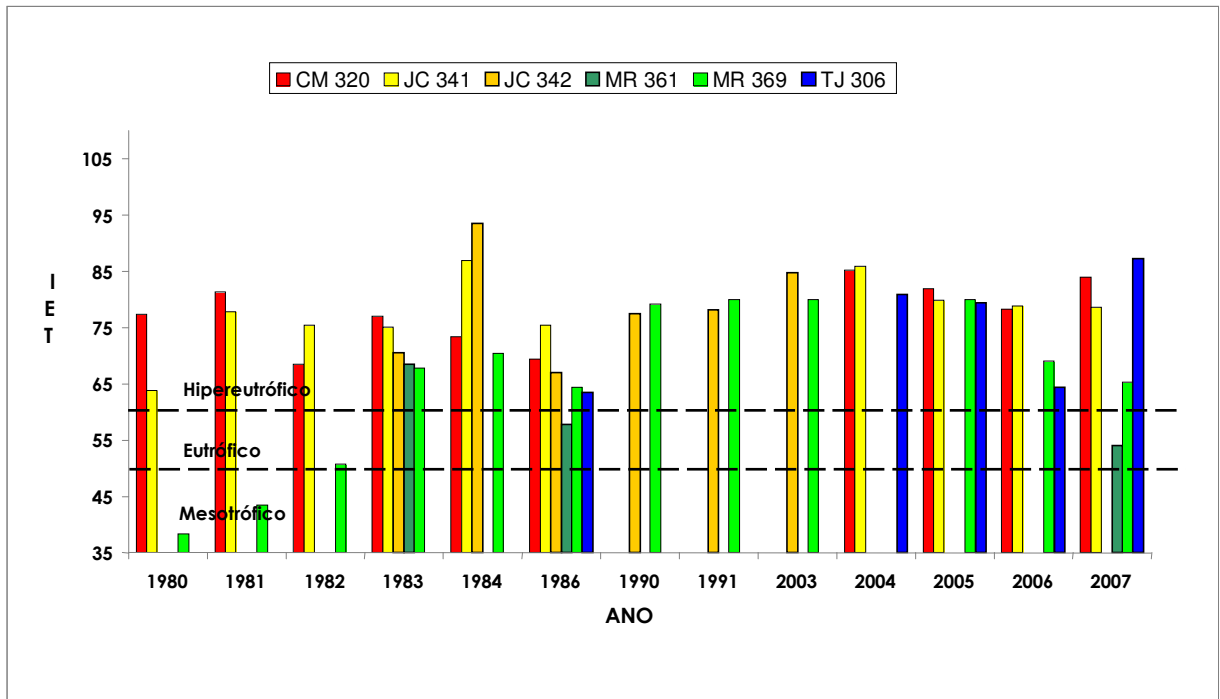


Figura 28 - IET de Carlson para clorofila-*a* para cada ponto de coleta no CLJ.

Ao se analisar os resultados de transparência, apresentados na Figura 29, observou-se que não ocorreram oscilações significativas ao longo do tempo para este parâmetro, classificando, durante todo o período estudado, as lagoas do CLJ como um ambiente hipereutrófico. Apesar de ser um valor de IET comparável ao encontrado para as outras lagoas, este IET é muito suscetível a interferências externas como períodos chuvosos ou internos como ocorrência de florações. Além disso, as lagoas costeiras são ambientes tipicamente de deposição e sedimentação, acumulando contaminantes oriundos de fontes urbanas e/ou industriais. Caracterizando-se ainda como ambientes rasos que possuem alta turbidez, o que compromete a produção primária fotossintética e, em consequência, a liberação de oxigênio dissolvido para a coluna d'água. A ressuspensão do sedimento é um evento que pode ocorrer com alta frequência nesses ecossistemas, devido principalmente a entrada dos ventos, frequentes nesta região.

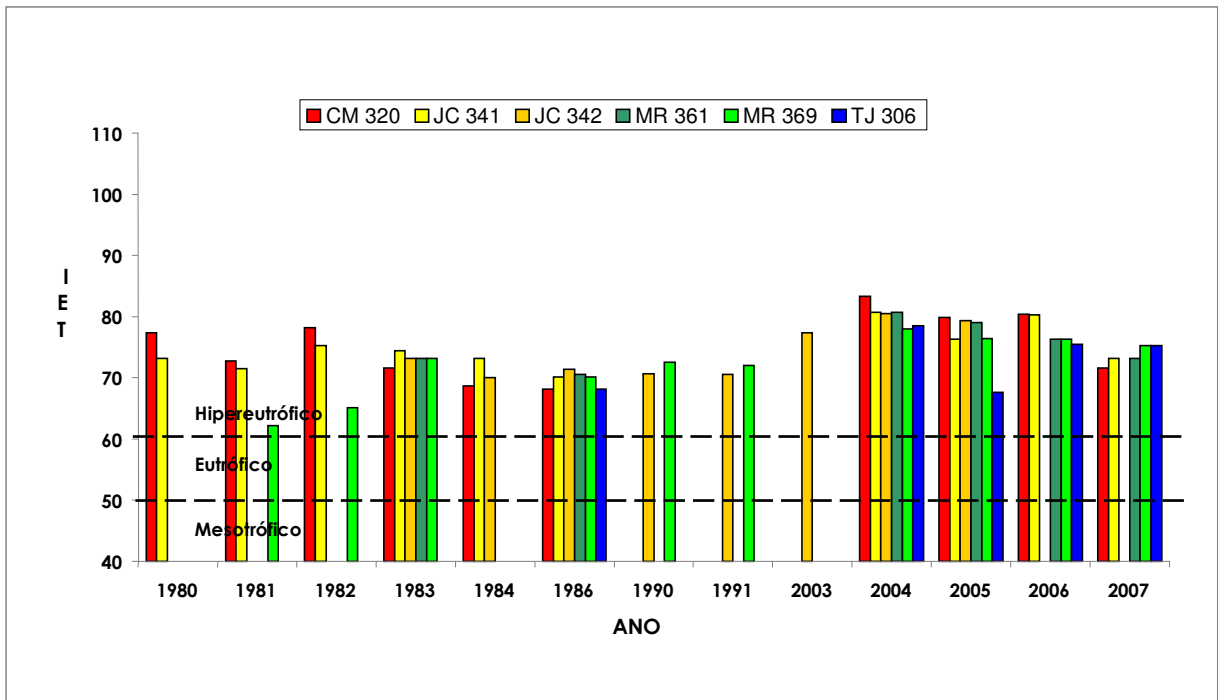


Figura 29 - IET de Carlson para Transparência para cada ponto de coleta no CLJ.

Avaliando os IETs obtidos para o sistema CLJ, de acordo com a Figura 30, no ponto MR 369, constatou-se uma queda na qualidade da água, com a classificação trófica deste local passando de mesotrófico em 1980 (IET médio 45,9), para eutrófico nos anos de 1981 e 1982 (IET médio de 55,3 e 58,7 respectivamente), chegando a hipereutrófico já em 1983 (IET médio de 71,9) e chegando a um pico de IET médio de 88,4 em 2004.

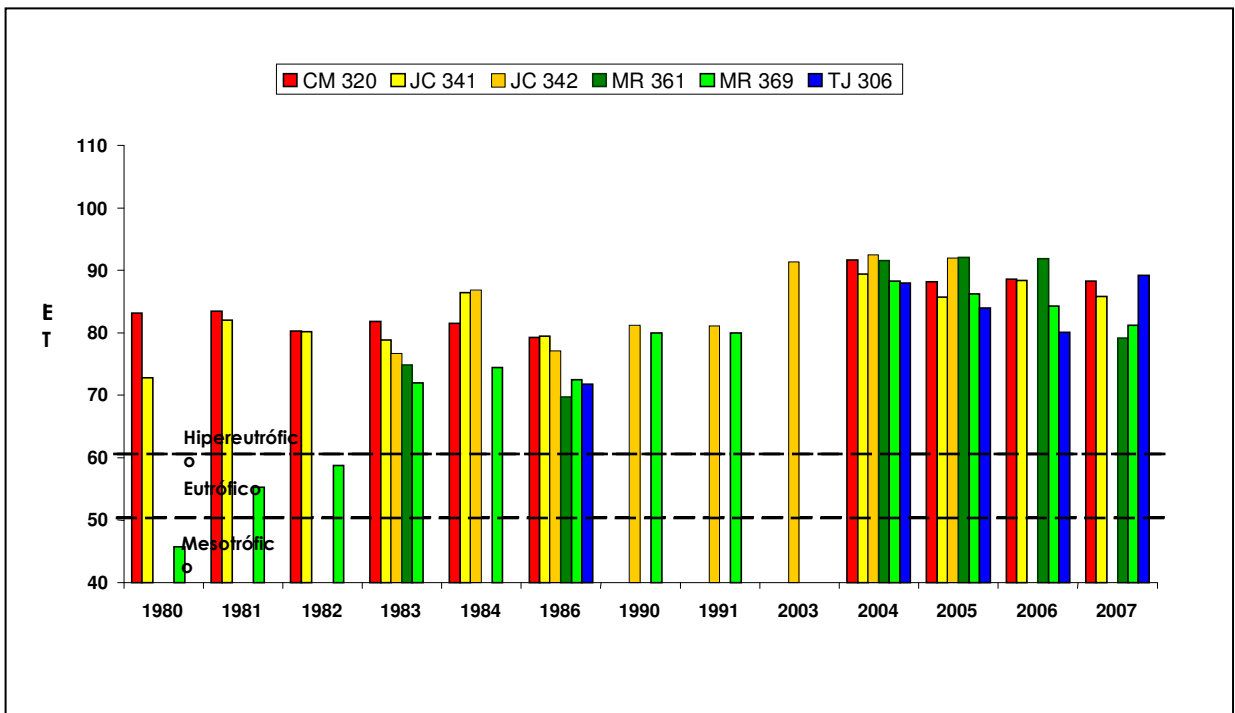


Figura 30 – IET de Carlson médio para cada ponto de coleta no CLJ.

Com exceção do ponto MR 369, que passa de mesotrófico, para eutrófico e posteriormente para hipereutrófico, em um intervalo de quatro anos (1980 a 1983), todos os outros pontos analisados no CLJ são classificados como hipereutrófico em todo o período estudado.

Na tabela 20, são apresentadas as variações temporais (início e fim do período estudado) de IET médio para todos os pontos analisados.

Estes valores elevados de IET para área do Complexo Lagunar de Jacarepaguá estão relacionados principalmente ao uso e ocupação do solo de uma forma desordenada.

Tabela 20 – Variação temporal do IET médio para os pontos analisados.

Ponto	Ano	Valor IET Médio	Ano	Valor IET médio
TJ 306	1986	71,8	2007	89,0
MR 361	1983	74,8	2007	79,1
MR 369	1980	45,8	2007	81,2
JC 341	1980	72,7	2007	85,8
JC 342	1983	76,6	2003	91,2
CM 320	1980	83,2	2007	88,2

No início da década de 70, a ocupação da região da baixada de Jacarepaguá (área na qual o CLJ está inserido) era rarefeita, resumindo-se a poucas unidades unifamiliares e poucos edifícios, em sua maioria localizados junto à orla marítima. Nenhum deles era servido por sistema público de esgotamento sanitário. Não havendo naquele momento, justificativa técnica ou econômica para implantação de um sistema de esgotamento sanitário (FEEMA, 2007).

No entanto, nesta mesma década, ocorre a tendência de crescimento em direção à zona oeste do Município do Rio de Janeiro. Para isso contribuíram a densa ocupação das áreas então consideradas nobres da cidade, a beleza natural da região e a recente implantação do Plano Lúcio Costa. Desenvolvido em 1969, um Plano Diretor específico para o bairro, com o intuito de orientar seu crescimento urbano, criando normas para o uso e ocupação do solo. Esse plano foi elaborado pelo arquiteto Lucio Costa sob o nome de o *Plano Piloto para Urbanização da Barra da Tijuca, Pontal de Sernambetiba e de Jacarepaguá*, que também pretendia preservar a “*natureza agreste*” do lugar. Lucio Costa almejava que nascesse na região da Baixada de Jacarepaguá um novo pólo Distrito Central Financeiro (CBD – *Central Business District*) para

contrabalançar com a região central (o atual Centro da Cidade). Acreditava que a área era um foco natural de encontro do eixo Norte/Sul (Zona Norte e Zona Sul da cidade, através de Jacarepaguá) e do eixo Leste/Oeste (por está no centro da ligação entre Santa Cruz – zona industrial – e o Centro da Cidade), o que faria convergir o fluxo para a região, criando um novo Centro Metropolitano (Silva, 2004).

Da mesma forma, os baixos preços dos terrenos despertaram o interesse da indústria imobiliária, que passou as suas atenções e investimento para a área. Em função desses fatores, foi solicitado um grande número de pedidos de licenciamento de empreendimentos residenciais de grande porte. A ocupação da região revestia-se, no entanto, de aspectos delicados face às peculiaridades locais, onde a dificuldade maior era garantir que essas lagoas, receptores naturais dos esgotos oriundos da bacia sanitária formada por quase toda a Barra da Tijuca e Jacarepaguá, não fossem poluídas pelo crescimento desordenado da região (FEEMA, 2007).

Na ocasião, a CEDAE – Companhia Estadual de Águas e Esgotos, adotou uma política específica para concessão de licenciamento e a traçar os termos gerais da política de esgotamento sanitário para a região, estabelecendo que, edificações e conjuntos de edifícios que comportassem mais de 40 unidades autônomas deveriam ser dotadas de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) de nível secundário. Ficou definido, também, que a operação e manutenção desses sistemas seriam de responsabilidade dos proprietários dos lotes ou frações ideais dos terrenos. Entretanto o desenvolvimento desse processo não foi como o planejado e os resultados não foram os esperados (FEEMA, 2007)

No entanto, tal situação não deveria ser permanente e tão logo a densidade populacional justificasse, seria implantado um sistema de esgotamento sanitário na região, o que implicaria na desativação das ETEs particulares. Nesse sentido, no início da década de 80, foram tomadas as providências necessárias para a implantação do sistema de esgotos.

Contudo, o crescimento não foi acompanhado de uma expansão proporcional da rede de saneamento, onde se verifica que uma parcela significativa dos domicílios presentes não se encontra atendida por atendimento público em rede, acabando por ocorrerem despejos indevidos, sendo os esgotos geralmente encaminhados aos corpos hídricos da região por pequenas redes localizadas, mas que não compõem, efetivamente, uma rede de captação de esgotos sanitários padrão. (FEEMA, 2007)

Segundo cálculos recentes da CEDAE, o complexo lagunar recebe cerca de 3.200 litros de esgoto por segundo, o equivalente a aproximadamente 220 piscinas olímpicas por

dia. A região de Jacarepaguá contribui com 70%, enquanto que a Barra da Tijuca e o Recreio contribuem com 30% (FEEMA, 2007).

Cabe destacar, ainda, que a região no entorno do complexo lagunar vem sofrendo através dos anos ocupações irregulares e de forma desordenada, originando áreas faveladas não dotadas de planejamento e obras de infra-estrutura, contribuindo desta forma para uma maior poluição hídrica (FEEMA, 2007).

Mesmo se tratando de uma região na cidade do Rio de Janeiro com uma das maiores taxas de crescimento populacional nas últimas décadas, verificam-se, em todo o complexo, despejos originados pela ocupação da região.

Segundo dados do Censo 2000 do IBGE, a região da Barra da Tijuca foi a que mais cresceu no Estado, apresentando um crescimento da ordem de 44 %, equivalente a 44 mil pessoas. Como as pesquisas do IBGE são realizadas com uma frequência decenal, estima-se hoje uma população na faixa de 220 mil pessoas. (IBGE, 2000)

Somado a população crescente da região da Barra da Tijuca, temos os bairros que compreendem a área de Jacarepaguá, apresentando também um crescimento significativo na década de 1990.

Nas Figuras 31, 32, 33 e 34, são apresentados à evolução populacional por bairro e total da região de Jacarepaguá e Barra da Tijuca respectivamente.

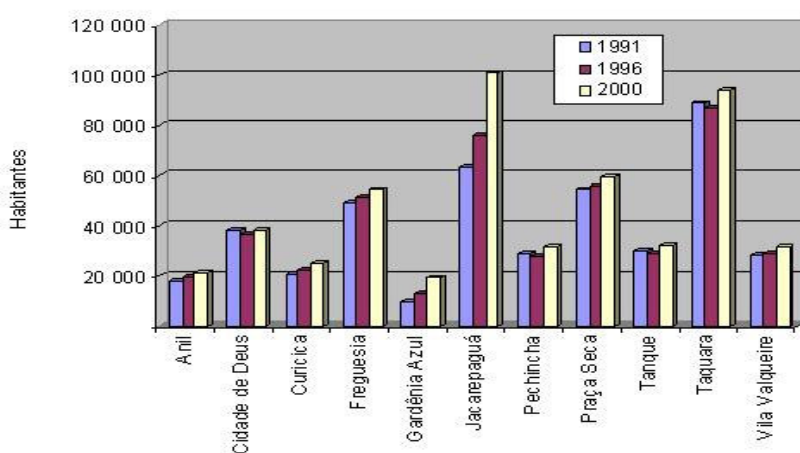


Figura 31 – Evolução da população por bairros da Região de Jacarepaguá

Fonte: IBGE – Censo 2000, IPP – Anuário estatístico de 1998

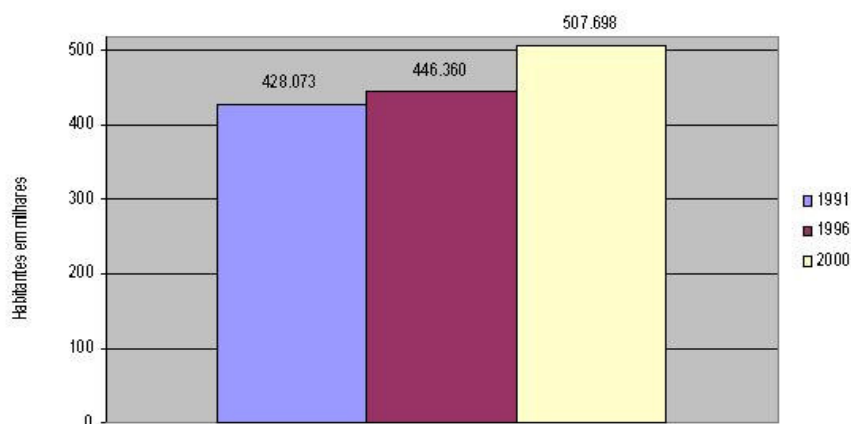


Figura 32 – Evolução populacional total na Região de Jacarepaguá

Fonte: IBGE – Censo 2000, IPP – Anuário estatístico de 1998

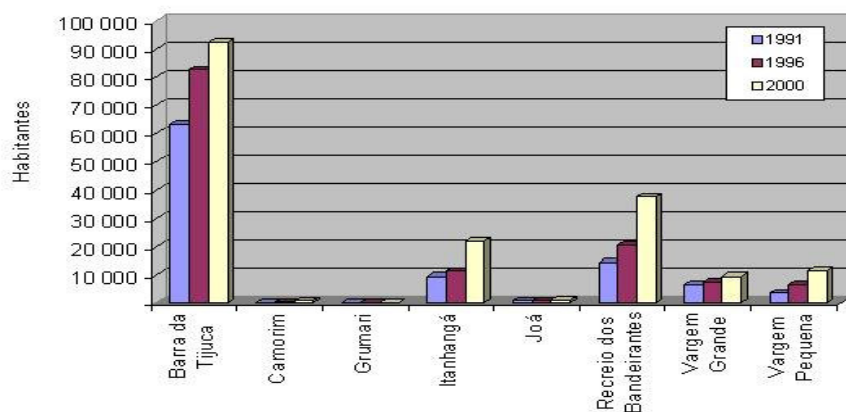


Figura 33 – Evolução da população por bairros na área da Barra da Tijuca.

Fonte: IBGE – Censo 2000, IPP – Anuário estatístico de 1998

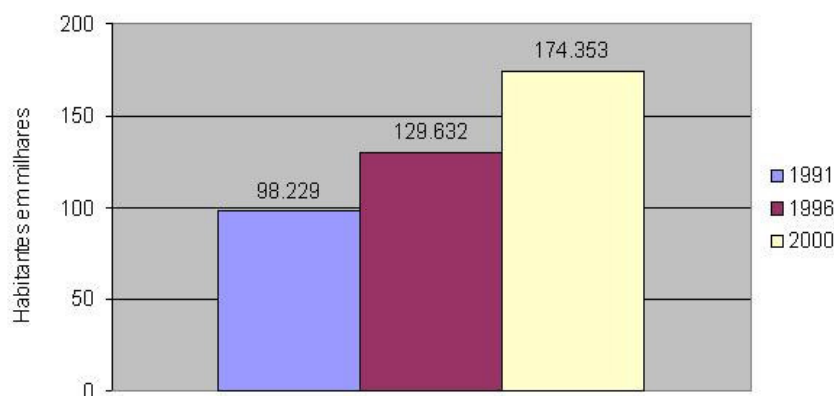


Figura 34 – Evolução populacional total na área da Barra da Tijuca

Fonte: IBGE – Censo 2000, IPP – Anuário estatístico de 1998

A piora da qualidade das águas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá pode ser comprovada ao se comparar os resultados obtidos neste estudo com os dados encontrados para

os outros parâmetros analisados pelo monitoramento sistemático realizado pela DIAG/FEEMA. No Relatório FEEMA – Complexo Lagunar de Jacarepaguá: Diagnóstico de Qualidade de Água. Período 2001 a 2005 (FEEMA, 2007) foi realizado a Análise de Tendência dos Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos, segundo o método de *Mann-Kendall* (Índice Geral de Tendência).

O índice foi eficaz na mensuração da qualidade da água no Complexo Lagunar de Jacarepaguá, evidenciando que não há melhora das condições ambientais desde 2000. Destaca-se ainda que, segundo o relatório, a maior degradação foi observada para a Lagoa da Tijuca, provavelmente devido a maior densidade populacional, e na área mais a oeste da Lagoa de Marapendi onde é mais difícil a renovação de água (FEEMA, 2007)

Atualmente a solução utilizada para o esgotamento desta região é a implantação do Emissário Submarino, proposto pela CEDAE e em fase inicial de funcionamento.

No tocante, somente através do monitoramento sistemático será possível obter informações sobre a resposta do corpo d'água, frente às ações tomadas para a recuperação ambiental das águas das lagoas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

3.2.2 Aplicação do Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo e colaboradores no CPJ

Na classificação do grau de trofia do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, utilizando o IETm de Toledo *et al.* (1984) os dados utilizados foram gerados através das amostragens realizadas pela FEEMA no período compreendido entre 1980 a 2008 (os dados utilizados serão apresentados no Anexo B). Todavia, por problemas de logística, tais como, falta de embarcação ou viatura utilizada na amostragem, troca de banco de dados e/ou perda dos dados gerados, amostras realizadas em marés desfavoráveis, entre outros, poderá ocorrer à diferença entre os anos em que foram realizadas as coletas para cada ponto amostrado em cada lagoa ou à falta de um ou outro parâmetro para compor o índice, contudo, nestes casos o cálculo do IET foi realizado através do número de variáveis disponíveis.

Para o cálculo da média do IETm, foi utilizada a média ponderada, atribuindo menor peso ao valor obtido para a profundidade Secchi.

Foi aplicado o índice para cada parâmetro do IETm de Toledo para se fazer a comparação através de uma variação espaço-temporal de cada um deles em cada ponto de coleta.

Nas Figuras 35 a 39, são apresentados os gráficos com os resultados obtidos com a aplicação do IETm no CLJ.

Conforme mostrado no IET fósforo, constata-se também uma mudança de classe trófica para o ponto MR 369 para o IETm de fósforo total (Figura 35), passando de uma classe mesotrófica em 1980, para uma eutrófica já em 1983. Todos os outros pontos de amostragem foram classificados como um ambiente eutrófico (IETm > 54) durante todo o período analisado. É importante ressaltar, que como encontrado para o IET Carlson, o IETm apresenta valores crescentes desde a década de 80, chegando a valores extremamente elevados na década atual, correspondendo a uma piora significativa na qualidade da água.

Ao se analisar o IETm de ortofosfato dissolvido (Figura 36), observa-se uma enriquecimento de nutrientes semelhante ao encontrado no IETm de fósforo total. Nota-se, especialmente o ponto MR 369 – lagoa de Marapendi, de 1980 a 1983, esteve praticamente todo o tempo classificado como mesotrófico (IETm entre 44 e 54), com uma exceção em 1983. No ano de 1984, passa para a classe eutrófica, permanecendo até a década atual, porém, em treze anos de diferença, entre 1991 e 2004, percebe-se uma elevação significativa no valor deste IETm, passando de 63,6 para 112,9, respectivamente.

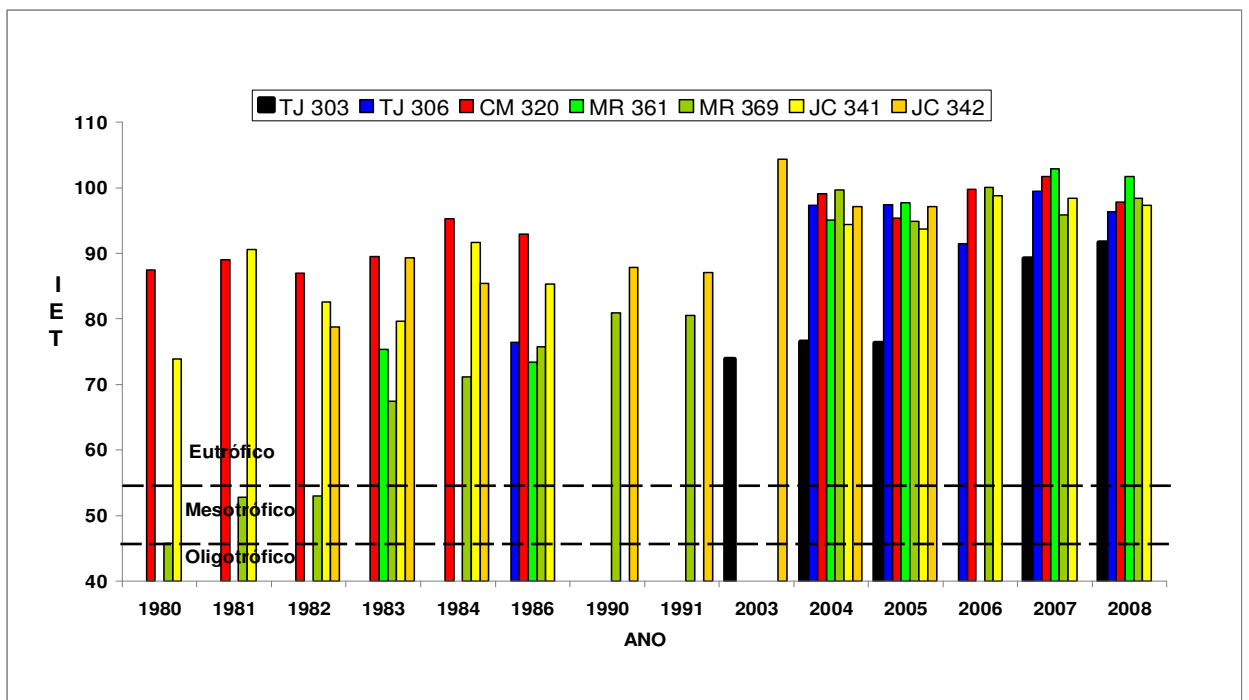


Figura 35 - IETm de Toledo para fósforo total para cada ponto de coleta no CLJ

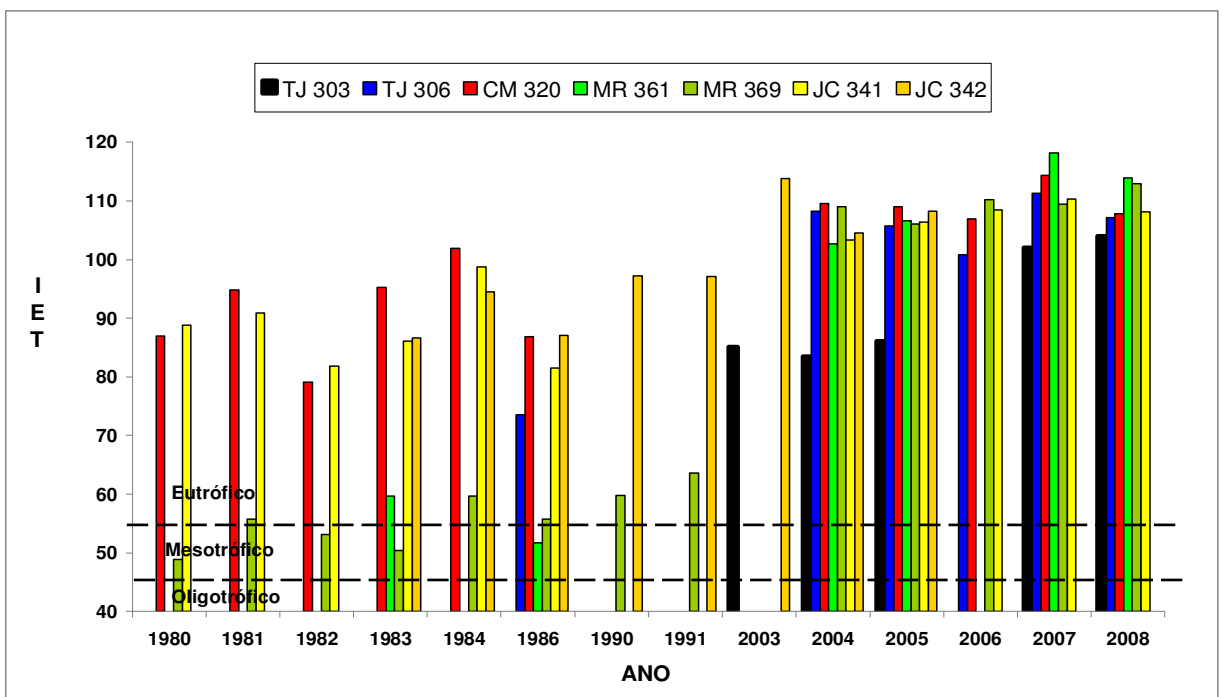


Figura 36 - IETm de Toledo para ortofosfato dissolvido para cada ponto de coleta no CLJ

De modo contrário ao detectado na Lagoa Rodrigo de Freitas (melhora da qualidade da água, pela queda dos valores de IET e IETm), no Complexo Lagunar de Jacarepaguá, os valores de IETm para fósforo total e ortofosfato dissolvido, são extremamente elevados. Estes valores estão estreitamente ligados aos diversos lançamentos de esgotos *in natura* existentes

nas lagoas, seja através dos rios, ou diretamente no corpo d'água, decorrente do uso e ocupação de solo de forma desordenadas.

Mesmo com a assimilação do ortofosfato dissolvido pelas algas, o aporte excessivo de efluentes domésticos ricos em polifosfatos (principalmente detergentes) já é o suficiente para que ocorra este excesso de fósforo no ambiente, desconsiderando o fósforo que está armazenado nas plantas aquáticas e que estão confinados nos sedimentos que podem vir a ser disponibilizados. Somado a isto temos as condições de hidrodinâmica, que por se tratar de um ambiente lântico (tempo de residência mais longo) favorece as conversões do ciclo do fósforo, elevando a concentração deste elemento (Pereira e Rodrigues, 2006).

Para o valor de IETm clorofila-*a*, notou-se uma constância dos valores de IETm para a classe eutrófica. Contudo, conforme detectado no IET de Carlson, ao analisar a Figura 37, nota-se uma grande alteração de classe para o ponto MR 369, passando da classe oligotrófica em 1980 (IET: 38,5) para eutrófica em 2007 (IET: 65,9), com um pico em 2005 de 81,1.

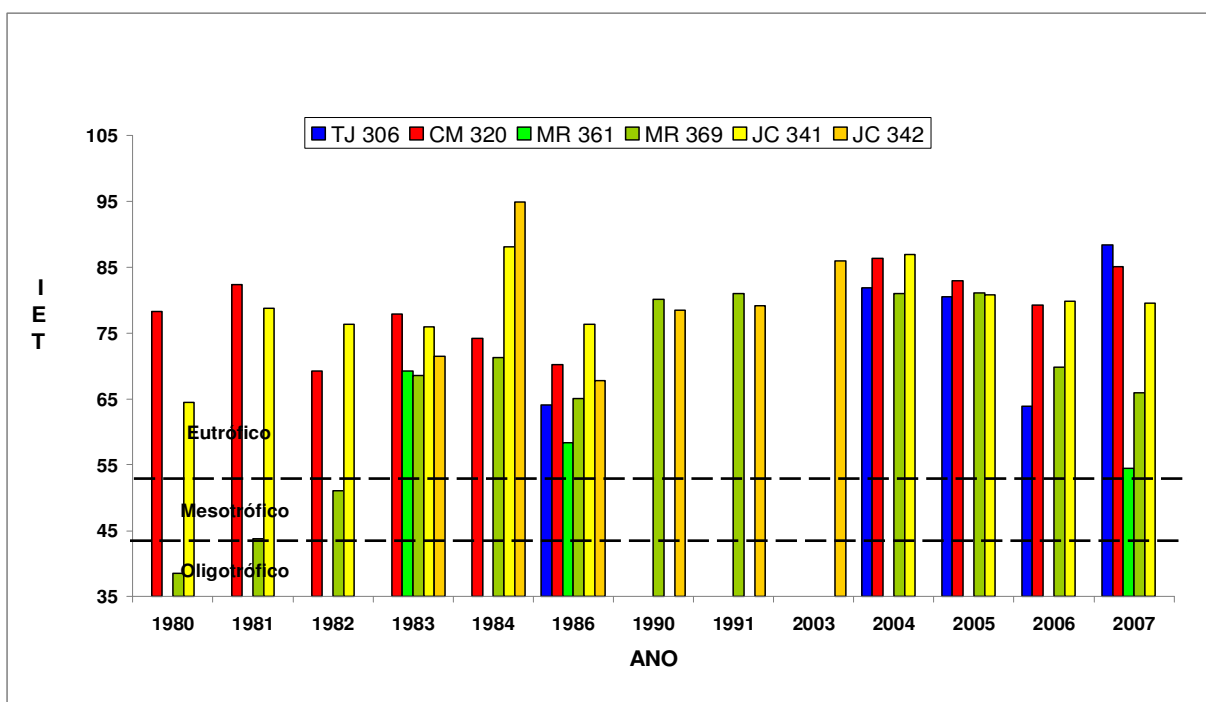


Figura 37 - IETm de Toledo para clorofila-*a* para cada ponto de coleta no CLJ

Em relação à transparência, conforme apresentado na Figura 38, verificou-se que não ocorreram grandes alterações ao longo do tempo, com uma pequena exceção do ponto MR 369, que apresentou um IETm: 53 (mesotrófico) em 1981, todos os outros resultados foram classificados como eutróficos (IET > 54), e estando praticamente todos os dados obtidos contidos na faixa de IETm entre 60 e 70.

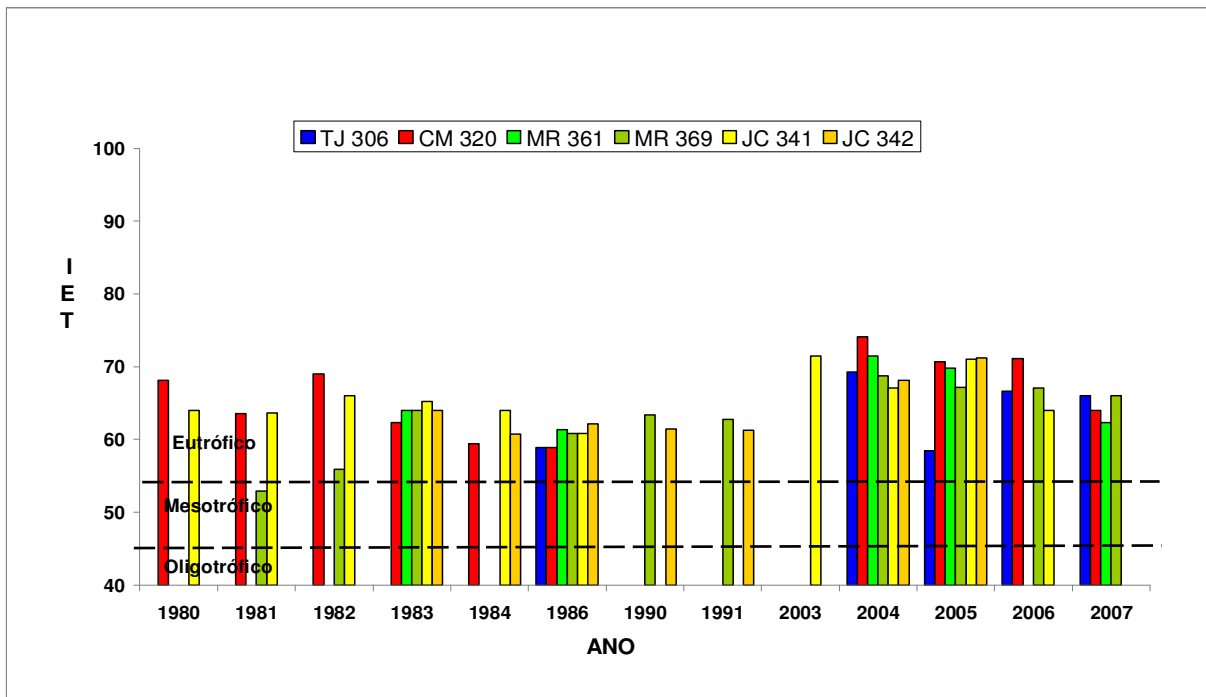


Figura 38 - IETm de Toledo para Transparência para cada ponto de coleta no CLJ

Considerando os resultados obtidos para o IETm de Toledo, e comparando aos encontrados para o IET de Carlson, e respeitando-se as diferenças dos valores de classe trófica, confere-se uma grande paridade entre os índices, constatando que os dois índices podem ser utilizados para representar o estado de trofia do CLJ.

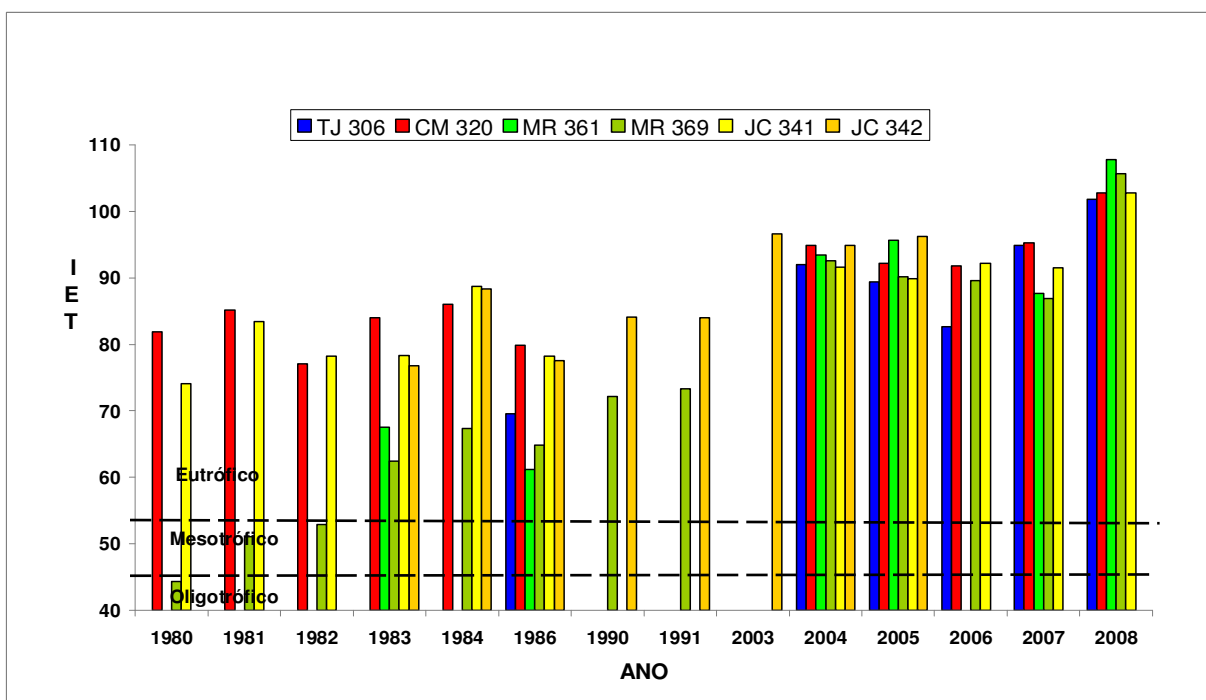


Figura 39 - IETm Geral de Toledo para cada ponto de coleta no CLJ

4 CONCLUSÕES

Considerando os resultados obtidos com o presente estudo podemos concluir que os índices de estado trófico avaliados (Carlson e Toledo) demonstraram ser instrumentos capazes de detectar a melhora ocorrida nas águas da Lagoa Rodrigo de Freitas, ao longo do período estudado. Ressalta-se que mesmo sendo classificada como um ambiente eutrofizado, nota-se uma evolução na qualidade deste corpo hídrico, onde se percebe valores de IET médio na faixa de 74 no biênio 1982-1983, em 2000 tem-se um valor de 67 e para o ano de 2008 na ordem de 64. Essa mesma redução é observada para o IETm médio, com valores em torno de 75 em 1982, em 2000 nota-se uma redução para 65, chegando em 2008 a 57. Esta melhora está diretamente relacionada às várias intervenções ocorridas na região da bacia hidrográfica da Lagoa Rodrigo de Freitas.

A elevação dos valores de IET e do IETm ao longo do período estudado para o Complexo Lagunar de Jacarepaguá está fortemente associado ao crescimento populacional acelerado e de forma desordenada da região de Jacarepaguá e Barra da Tijuca, tendo seu efeito majorado devido a uma infra-estrutura sanitária deficitária que possui como destino final dos efluentes gerados, o lançamento nas águas do Complexo Lagunar. Mesmo sendo classificada como um ambiente com classificação trófica máxima em todo o período estudado (com exceção do ponto MR 369 – Marapendi), nota-se a elevação dos valores médios de IET e IETm, passando da faixa de 40 a 80 no período 1980-1983, para valores na ordem de 85 a 105 no período 2007-2008.

As atuais condições ambientais do Complexo Lagunar de Jacarepaguá requerem medidas de intervenção no sentido de controlar ou minimizar o processo de degradação ambiental ora em curso. Dentre os vários problemas na bacia, destaca-se o relativo à contaminação por esgoto dos cursos d'água que demandam às lagoas.

O IETm de Toledo apresenta apenas três classes de classificação para os graus de trofia, porém considerando os resultados obtidos para este índice com os valores obtidos para o IET de Carlson (que apresenta cinco classes de grau de trofia) e respeitando a diferença entre os valores de cada faixa, observa-se uma grande similaridade entre os índices, não apresentando variações significativas para a classificação do estado trófico de cada ambiente estudado. Portanto, pode-se concluir que os dois índices mostraram-se adequados na classificação do grau de trofia das lagoas estudadas.

A aplicação dos índices pode ser considerada como uma ferramenta de avaliação do grau de trofia dos corpos d'água bastante prática, de fácil interpretação e divulgação dos dados obtidos a partir de um monitoramento sistemático.

5. SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

Tendo em vista a frequência planejada do monitoramento sistemático da Lagoa Rodrigo de Freitas (semanal) e do Complexo Lagunar de Jacarepaguá (mensal), a divulgação dos resultados obtidos através de Isolinhas pode se tornar uma prática comum, de fácil visualização e entendimento pela população em geral, conseguindo inclusive detectar as variações que ocorrem no corpo d'água ao longo do ano, devido às alterações provocadas pelas características de cada estação do ano e diferentes regimes pluviométricos (estação seca e estação chuvosa).

Mesmo com a conclusão deste estudo que os dois índices avaliados mostraram-se adequados na classificação do grau de trofia das lagoas estudadas, propõe-se, através de discussões técnicas com especialistas na área, a elaboração de um novo índice de qualidade de água com parâmetros específicos para cada corpo d'água peculiar existente no Estado do Rio de Janeiro.

Para se conseguir realizar uma análise espacial e temporal dos corpos d'água estudados e assim observar tendências de qualidade, o monitoramento sistemático de qualidade de água deve ser mantido nos mesmos pontos em períodos futuros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA (American Public Health Association). American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19th Ed. APHA. Washington, D.C. 2005.

AZEVEDO NETO, J.M. **Novos conceitos sobre eutrofização**. Revista DAE, v. 48, n. 151, p. 22–28, 1988.

AZEVEDO, S. M. F. O., CARMICHAEL, W. W., JOCHIMSEN, E. M., RINEHART, K. L., LAU, S., SHAW, G. R. e EAGLESHAM, G. K.. **Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil**. Toxicology n. 181: p. 441-446, 2002

BARZAN, P. J. Monitoramento do sistema barragem do rio São Bento (Siderópolis/SC) – Avaliação da Qualidade das águas superficiais utilizando o índice de IET_{CETESB}. **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2007.

BOLLMANN, H.A.; MARQUES, D. M. Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de água, **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n.1, Jan/Mar, p. 37-60, 2000.

BOLLMANN, H.A. **O uso de indicadores não comensuráveis para avaliar a qualidade das águas**. Oficina para definição de indicadores mínimos de qualidade. MMA. Brasília, DF. 2001.

BORDALOA, A. A.; BORDALOC, J. S. The quest for safe drinking water: An example from Guinea-Bissau (West Africa). **Water Research**. v.41, p. 2978-2986, 2007.

BROWN, R.M.; McCLELLAND, N. I.; DEININGER, R. A.; TOZER, R.G. A Water Quality Index –Do We Dare?. **Water Sewage Works**. v. 117, p. 339-343. 1970

CAMPANILLI, M; RICARDO, B. **Almanaque Brasil Socioambiental**. Editora Instituto Socioambiental. 2007. 552 p

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology Oceanography** V. 22. p. 361-80, 1977.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO **Proposta de Índices de Qualidade de Água para o Estado de São Paulo**. Coletânea de Textos da CETESB. 2002.

COLE, G.A. **Textbook of limnology**. 1th Ed. St. Louis, Mosby Company, 1994. 427 p

COHIDRO – EIA/RIMA. **Estabilização da barra do canal de Sernambetiba e suas interligações com o complexo lagunar de Jacarepaguá**. (Vols. 1, 2, 3, 4, 5 e 6). Estudo encomendado pela Superintendência Estadual de Rios e Lagoas. Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Rio de Janeiro. Abril, 2006

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle da poluição ambiental**. São Paulo; Editora: CETESB. 1992. 164p.

DUARTE, M. A. C., CEBALLOS, B. S. O., KONIG, A. Comportamento dos Índices do Estado Trófico de Carlson (IET) e Modificado (IETM) em três lagoas naturais no nordeste do Brasil. In: **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; AIDIS**. Desafios para o saneamento ambiental no terceiro milênio. Rio de Janeiro, ABES, p.1-8, 1999.

EDET; A.E.; OFFIONG O.E. Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo – Odukpani area, Lower Cross River basin (southeastern Nigeria). **GeoJournal**. v. 57, n. 4; pg. 271 - 280, 2002.

ESTEVES, F. A.; BARBOSA, F. A. R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 27, p. 56-61, nov./dez. 1986.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 1988. 574p.

ESTEVEES, F.A. Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Rio de Janeiro: **Universidade Federal do Rio de Janeiro**, 1998. 464 p.

FEEMA - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **Apostila de avaliação da qualidade da água**. 90p, Rio de Janeiro, 2001.

FEEMA - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **Complexo Lagunar de Jacarepaguá: Diagnóstico de Qualidade de Água. Período 2001 a 2005**. Rio de Janeiro, 2007.

FEEMA - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **Lagoa Rodrigo de Freitas e Rios Contribuintes: Diagnóstico de Qualidade de água. Período 2006 a 2008**, Rio de Janeiro, 2008.

FERREIRA, L. M.; IDE, C. N. Avaliação comparativa da sensibilidade do IQA-NSF, IQA Smith e IQA-Horton, aplicados ao Rio Miranda, MS. **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2001.

FONSECA-GESSNER, A. A.; GUERESCHI, R. M. Macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de três córregos na Estação Ecológica de Jatai, Luiz Antonio, SP, Brasil. **Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jatai..** Ed. São Carlos: RiMa, v. 2, p. 707-720. 1ª Edição. 2000

GALLEGO, L. P.; ALENCAR, M. L. A., Características físicas e estudo de sítio urbano da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. **Série Estudos Geográficos, Dept. de Geografia. PUC/RJ**. 1999.

GARCIA, C. Z.; Garcia, D. C. O.; Leite, M. A. Comparação entre dois índices de estado trófico para o reservatório de Ilha Solteira. **SEB. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG

HAASE, J.; KRIEGER, J.A.; POSSOLI, S. Estudo da viabilidade do uso da técnica fatorial como um instrumento na interpretação de qualidade das águas da bacia hidrográfica do Guaíba, RS, **Brasil. Ciência e Cultura**, v.41, p.576-582, 1989.

HENDERSON-SELLERS, B.; MARKLAND, H. Z. **Decaying Lakes: the origins and control of cultural eutrofication**. New York: Wiley. 254 p. 1987

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – **Censo de 2000**;

IPP – Instituto Pereira Passos – **Anuário estatístico de 1998**.

JORGENSEN, S.E.; VOLLENWEIDER, R.A. Problems of lakes and reservoirs. **In: Guidelines of lake management. Principles of lake management**. Ed. JØRGENSEN, SE & VOLLENWEIDER, R.A. ILEC-UNEP. v. 1. Shiga-Japan. p 37-42. 1989

KURODA, E. K.; SANTOS, A. C. A. QUEIROZ, L. A. CALIJURI, M. C.; BERNARDO, L. D. Determinação de clorofila pelo método espectrofotométrico visando o monitoramento da eficiência do tratamento de águas para abastecimento. **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 13 p. 2005.

LAMPARELLI, M. C., **Grau de trofia em corpos d'água no estado de São Paulo. Avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutor em ciências em ecossistemas terrestres e aquáticos). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 238 f. 2004.

LANDWEHR, J. M.; DEININGER, R. A. A Comparison of Several Water Quality Index. **Journal of Water Pollution Control Federation**. v. 48, n. 5, p. 954 – 958. 1976

LEITE, F.; FONSECA, O. Aplicação de índices de qualidade das águas na lagoa Caconde, Osório, RS. **Seminário de Qualidade das Águas Continentais no Mercosul**, 1994.

LOPES, V. C.; LIBÂNIO, M. Proposição de um índice de qualidade de estações de tratamento de água (IQETA). **Programa de Pós-Graduação em Biologia – Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS**. v. 10, n. 4, p. 318-328, out/dez, 2005.

LORENZEN, C.J. Determination of Chlorophyll and Phaeopigments: spectrophotometric equations. **Limnology Oceanography**. v.2, p. 281-286, 1967.

LUCENA *et al.* Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico semi-árido Brasileiro **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. N. 1, p81-89, 2006.

MERCANTE, C.T.J. ; TUCCI-MOURA, A. Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes Aquáticos Subtropicais, **Acta Limnologica Brasiliensia**, p 1-14, São Paulo, , SP. 1998

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 274**, Brasil, 2000.

_____. _____. **Resolução nº 357**, Brasil, 2005.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – PNMA II. Textos de referência do **Curso de Gestão Ambiental e Monitoramento da Qualidade de Água**, 2001a

_____. _____. **Índices e Indicadores de Qualidade da Água** – Revisão de Literatura. 2001b

_____. _____. **Índices e Indicadores de Qualidade de Água** – Seleção preliminar e material de apoio para aplicação. 2001c

_____. _____. **Consolidação da seleção de índices e indicadores de qualidade da água**. 2001d

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – PNMA II. **Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA)** - Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA). Junho, 2005e

NAVAL, L. P.; SILVA, C. D. F.; SOUZA, M. A. A. Comportamento dos índices do estado trófico de Carlson (IET) e modificado (IETm) no Reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, Tocantins, Brasil. **20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 1-8 1999.

OECD. **Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control**. OECD, Paris.. 1992. 154p

OENEMA, O.; ROEST, C. W. J. Leaching from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in the Netherlands. **Environmental Pollution** v. 102, p. 471-478, 1998.

OTT, W. R. **Environmental Indices: theory and practice**. Ann Arbor Science, Michigan, 371 p. 1978.

PARANHOS, R. **Alguns Métodos para Análise da Água**. 1ª Ed. Rio de Janeiro: Cadernos Didáticos, 281 p. 1996.

PEREIRA, L. A. M., RODRIGUES, M. A. R., Estudo sobre a aplicabilidade do índice do estado trófico de Carlson (1977) na região de Lisboa e Vale do Tejo. **Centro de Documentação e Informação / CCDR-LVT**, Lisboa, Dezembro/2006.

POMPÊO, M.L.M. O disco de Secchi. **Bioikos**, p 40-45, 1999

PRADO. R.B.; NOVO. E. M. L. M.; Análise espaço-temporal da relação do estado trófico do Reservatório de Barra Bonita (SP) com o potencial poluidor da bacia hidrográfica. **INPE**. v1. 2006.

PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA - BRASIL – Subchefia para assuntos jurídicos, Lei nº 6938, que dispõe sobre a **Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação**. Brasil, 1981.

SAIEG-FILHO, E. Ecologia do Fitoplâncton Marginal nas Lagunas da Baixada de Jacarepaguá, Rio de Janeiro-RJ. Monografia de Bacharelado. **Instituto de Biologia – Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ)**. 150p. 1986

SALAS, H. J.; MARTINO, P. A Simplified Phosphorus Trophic State Model for Warm-Water Tropical Lakes; **Water Research**, vol. 25, No. 3, pp 341-350, 2001.

SANTOS, K. P; FLORENCIO, L. Aplicação de modelo simplificado para avaliação do estado trófico no reservatório de Duas Unas, Pernambuco-Brasil. **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**:1-9. 2001.

SCANES, P.; COADE, G.; DOHERTY, M.; HILL, R. Evaluation of the utility of water quality based indicators of estuarine lagoon condition in NSW, Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 74, p. 306 – 319, 2007.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais**. Porto Alegre, EDUNI-SUL. 532 p. 1985.

SEMERARO, J. & COSTA, A. F. O Plâncton e a Poluição nas Lagoas da Tijuca, Camorim e Jacarepaguá. **XIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária, Assunção**, Paraguai. Tema 4, Publ. nº 3:31p. 1972

SILVA, F. F.; CAVALCANTI, B. F.; SILVA, A. M.; ESPINEL, X. F.; Estudo da qualidade da água com os índices IQA, Norton, McDuffie, Prati e Dinius no Rio Paraíba/PE – AL. **In: XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Belo Horizonte. 1999.

SILVA, L. A. G. Barra da Tijuca, O concebido e o realizado. Luciana Araújo Gomes da Silva, 2004, **Revista geo-paisagem (on line)**, ano 3, nº 6, 2004.

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. **Química Nova**, v. 29, p. 689, 2006

SMIL, V. Phosphorus in the environment: Natural flows and human interferences. **Ann. Rev. Energy Environ.** v.25, p.53-88. 2000.

SOUZA, M.D.S.; AZEVEDO, J.P.S. Indicadores de Qualidade de Água em Rios. **XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Aracaju, 2001.

STRIEDER, M. N. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no sul do Brasil. **Acta Biologica Leopondensia**, v. 28 (1), p. 17-24, janeiro/abril, 2006.

TOLEDO Jr., A. P., TALARICO, N., CHINEZ, S. J., AGUDO, E. G. A Aplicação de Modelos Simplificados para a Avaliação do Processo da Eutrofização em Lagos e Reservatórios Tropicais; **Anais do XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – AIDIS**, Santiago do Chile, 1984.

TOLEDO, L., G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade da água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola** v. 59, n.1, p.181-186, 2002.

TUNDISI, J. G., BINI, L. M., MATSUMARA-TUNDISI, T. MATHEUS, C. E. Spatial variation of zooplankton groups in a tropical reservoir (Broa Reservoir, São Paulo State-Brazil. **Journal Hydrobiologia**, v. 357, n. 1-3, p 89-98, 1997.

TUNDISI, J. ,G. Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez - São Carlos: RiMa, 2ª Ed. 248p, 2003.

VALLENTYNE, J.R. **Introduccion a la Limnologia: Los lagos y el lombre**. Ed. Omega, Barcelona, 1978. 169p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. DESA-UFMG. 1996

WETZEL, R.G. **Limnology**. Ed. 2. Estados Unidos: Saunders College. 767 p. 1983

ANEXOS

ANEXO A – Dados utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF

Tabela 1 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 00 para o ano de 2008

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 00	2008	janeiro	0,01	0,15	27,40	0,60
RF 00	2008	fevereiro	0,015	0,12	24,60	0,50
RF 00	2008	março	0,01	0,14	-----	0,50
RF 00	2008	abril	0,03	0,10	8,45	0,60
RF 00	2008	junho	0,01	0,11	22,87	-----
RF 00	2008	julho	0,01	0,15	7,92	0,60
RF 00	2008	julho	0,02	0,10	10,69	0,60
RF 00	2008	agosto	0,05	0,15	6,15	0,60
RF 00	2008	outubro	0,05	0,10	17,90	0,60

Tabela 2 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 00 para o ano de 2000

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 00	2000	fevereiro	0,05	0,18	127,71	0,60
RF00	2000	março	0,06	0,22	74,23	0,60
RF 00	2000	março	-----	0,29	89,50	0,50
RF 00	2000	maio	0,03	0,20	18,29	-----
RF 00	2000	julho	0,04	0,15	-----	0,70
RF 00	2000	agosto	0,07	0,10	16,40	0,60
RF 00	2000	setembro	0,04	0,20	140,50	0,40
RF 00	2000	outubro	0,02	0,50	254,19	0,30
RF 00	2000	novembro	0,05	0,20	54,23	0,40
RF 00	2000	dezembro	-----	0,20	94,60	0,50

Tabela 3 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 00 para o ano de 1999

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 00	1999	janeiro	-----	0,55	68,54	0,9
RF 00	1999	fevereiro	-----	0,45	81,3	0,9
RF 00	1999	março	-----	0,45	74,23	-----
RF 00	1999	junho	-----	0,4	44,59	0,8
RF 00	1999	julho	-----	0,3	-----	0,7
RF 00	1999	setembro	-----	0,4	24,67	0,9
RF 00	1999	outubro	-----	0,2	104,25	1
RF 00	1999	outubro	-----	0,9	85,54	-----
RF 00	1999	novembro	-----	0,4	68,4	0,9

Tabela 4 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 00 para o ano de 1998

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 00	1998	fevereiro	-----	0,07	89,2	0,7
RF 00	1998	março	-----	0,06	-----	0,6
RF 00	1998	maio	-----	0,05	84,3	-----
RF 00	1998	junho	-----	0,04	68,2	0,4
RF 00	1998	agosto	-----	0,05	70,4	0,7
RF 00	1998	setembro	-----	0,04	-----	0,6
RF 00	1998	outubro	-----	0,05	77,1	-----

Tabela 5 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 00 para o ano de 1985

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 00	1985	janeiro	0,01	0,1	31,12	0,5
RF 00	1985	fevereiro	0,01	0,16	76,64	0,4
RF 00	1985	abril	0,01	0,15	63,33	0,8
RF 00	1985	julho	0,3	0,45	35,98	0,6
RF 00	1985	julho	0,02	0,15	87,22	0,6
RF 00	1985	agosto	0,01	0,1	25,74	0,55
RF 00	1985	setembro	0,01	0,09	12,16	0,5
RF 00	1985	setembro	0,01	0,1	23,66	1
RF 00	1985	outubro	0,02	0,09	12,63	0,5

Tabela 6 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 00 para o ano de 1984

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 00	1984	abril	0,01	0,088	55,58	0,3
RF 00	1984	abril	0,019	0,162	10,57	0,6
RF 00	1984	maio	0,01	0,137	26,68	0,7
RF 00	1984	junho	0,017	0,274	167,69	0,5
RF 00	1984	agosto	0,01	0,262	10,11	0,5
RF 00	1984	agosto	0,109	0,266	97,38	0,5
RF 00	1984	setembro	0,01	0,154	43,85	0,6
RF 00	1984	outubro	0,01	0,12	24,97	0,55
RF 00	1984	novembro	0,012	0,111	14,82	0,65
RF 00	1984	novembro	0,01	0,112	0,793	0,65
RF 00	1984	dezembro	0,01	0,1	26,58	0,4

Tabela 7 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 00 para o ano de 1983

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 00	1983	janeiro	0,125	0,27	42,99	0,45
RF 00	1983	abril	0,067	0,237	25,95	0,7
RF 00	1983	maio	0,054	0,335	280,34	0,6
RF 00	1983	junho	0,315	0,619	273,16	0,4
RF 00	1983	julho	0,412	0,546	68,31	0,8
RF 00	1983	agosto	0,053	0,326	138,49	1,5
RF 00	1983	setembro	0,048	0,28	62,14	0,7

Tabela 8 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 00 para o ano de 1982

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 00	1982	janeiro	0,05	0,23	21,77	0,90
RF 00	1982	fevereiro	0,299	0,61	31,21	0,70
RF 00	1982	fevereiro	0,051	0,19	15,06	0,70
RF 00	1982	março	0,096	0,31	31,50	0,90
RF 00	1982	março	0,157	0,40	66,85	0,90
RF 00	1982	março	0,02	0,22	35,06	0,70
RF 00	1982	março	0,09	0,26	24,62	0,70
RF 00	1982	abril	0,239	0,53	71,00	0,80
RF 00	1982	abril	0,035	0,25	67,99	0,90
RF 00	1982	abril	0,036	0,20	31,53	0,50
RF 00	1982	abril	0,061	0,27	63,33	0,40
RF 00	1982	maio	0,596	1,24	37,13	0,80
RF 00	1982	maio	0,099	0,33	137,31	0,70
RF 00	1982	junho	0,011	0,19	31,82	0,40
RF 00	1982	junho	0,033	0,21	59,70	1,20
RF 00	1982	junho	0,381	0,49	177,77	0,50
RF 00	1982	junho	0,353	0,54	25,24	0,80
RF 00	1982	julho	0,407	0,54	28,90	1,00
RF 00	1982	agosto	0,291	0,61	259,81	0,45
RF 00	1982	agosto	0,372	0,63	58,44	0,75
RF 00	1982	setembro	0,185	0,36	41,87	0,70
RF 00	1982	setembro	0,47	0,73	69,40	0,70
RF 00	1982	outubro	0,26	0,58	99,36	0,70
RF 00	1982	novembro	0,04	0,30	20,37	0,60
RF 00	1982	novembro	0,185	0,42	30,66	0,80
RF 00	1982	novembro	0,289	0,39	29,40	0,80
RF 00	1982	dezembro	0,23	0,38	42,00	0,50

Tabela 9 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 02 para o ano de 2008

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 02	2008	janeiro	0,027	0,2	-----	0,7
RF 02	2008	fevereiro	0,02	0,15	17,82	0,6
RF 02	2008	março	0,01	0,2	12,59	0,5
RF 02	2008	abril	0,01	0,05	1,1	0,7
RF 02	2008	junho	0,01	0,1	1,3	-----
RF 02	2008	julho	0,01	0,1	10,69	0,5
RF 02	2008	julho	0,01	0,09	-----	0,7
RF 02	2008	agosto	0,018	0,05	3,8	0,9
RF 02	2008	outubro	0,05	0,15	5,35	-----

Tabela 10 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 02 para o ano de 2000

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 02	2000	fevereiro	0,14	0,16	119,5	1,8
RF 02	2000	março	0,06	0,18	40,21	-----
RF 02	2000	março	-----	0,2	37,26	1,6
RF 02	2000	maio	0,088	0,2	12,03	1,6
RF 02	2000	julho	0,06	0,15	16,57	1,4
RF 02	2000	agosto	0,063	0,1	31,87	1,9
RF 02	2000	setembro	0,08	0,15	3,14	2,4
RF 02	2000	outubro	0,02	0,1	28,1	1,2
RF 02	2000	novembro	0,051	0,11	-----	1,8
RF 02	2000	dezembro	-----	0,15	23,26	-----

Tabela 11 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 02 para o ano de 1999

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 02	1999	janeiro	-----	0,3	87,45	-----
RF 02	1999	fevereiro	-----	0,4	102,35	0,7
RF 02	1999	março	-----	0,4	-----	0,7
RF 02	1999	junho	-----	0,35	-----	0,5
RF 02	1999	julho	-----	0,2	56,27	0,7
RF 02	1999	setembro	-----	0,4	64,15	-----
RF 02	1999	outubro	-----	0,2	32,67	0,7
RF 02	1999	outubro	-----	0,4	277,99	0,6
RF 02	1999	novembro	-----	0,3	134,59	0,4

Tabela 12 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 02 para o ano de 1998

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 02	1998	fevereiro	-----	0,2	80,42	0,4
RF 02	1998	março	-----	0,25	76,54	-----
RF 02	1998	abril	-----	0,2	127,71	0,5
RF 02	1998	junho	-----	0,09	-----	0,3
RF 02	1998	agosto	-----	0,1	94,32	0,1
RF 02	1998	setembro	-----	0,05	-----	-----
RF 02	1998	outubro	-----	0,07	48,10	0,1

Tabela 13 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 02 para o ano de 1985

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 02	1985	janeiro	0,017	0,129	42,18	0,6
RF 02	1985	janeiro	0,01	0,118	21,09	0,7
RF 02	1985	fevereiro	0,027	0,154	6,255	0,6
RF 02	1985	março	0,018	0,163	22,55	0,6
RF 02	1985	abril	0,01	0,139	18,12	0,5
RF 02	1985	abril	0,01	0,163	39,54	----
RF 02	1985	maio	0,014	0,172	14,5	----
RF 02	1985	maio	0,019	0,12	14,5	----
RF 02	1985	junho	0,01	0,11	37,05	0,5
RF 02	1985	julho	0,01	0,136	54,51	0,6
RF 02	1985	julho	0,04	0,15	27,29	0,6
RF 02	1985	setembro	0,01	0,125	70,21	0,6
RF 02	1985	outubro	0,01	0,17	32,04	0,6
RF 02	1985	dezembro	0,014	0,146	36,25	0,6

Tabela 14 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 02 para o ano de 1984

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 02	1984	maio	0,01	0,18	27,79	0,6
RF 02	1984	agosto	0,01	0,28	9,52	0,7
RF 02	1984	agosto	0,163	0,291	134,85	0,6
RF 02	1984	setembro	0,01	0,154	53,28	0,6
RF 02	1984	novembro	0,021	0,119	14,94	0,7
RF 02	1984	novembro	0,014	0,234	55,92	0,7
RF 02	1984	dezembro	0,045	0,325	361,63	0,6
RF 02	1984	dezembro	0,01	0,1	37,05	0,6

Tabela 15 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 02 para o ano de 1983

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF02	1983	janeiro	0,163	0,528	26,24	-----
RF02	1983	março	0,165	0,376	46,93	0,6
RF02	1983	abril	0,102	0,369	86,07	-----
RF02	1983	abril	0,102	0,257	30,93	0,5
RF02	1983	maio	0,045	0,217	93,06	0,6
RF02	1983	junho	0,37	0,734	50,22	0,6

Tabela 16 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 02 para o ano de 1982

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF02	1982	janeiro	0,25	0,63	3,3	0,8
RF02	1982	fevereiro	0,217	0,479	50,43	0,7
RF02	1982	fevereiro	0,12	0,36	17	0,85
RF02	1982	março	0,23	0,575	26,5	0,8
RF02	1982	março	0,157	0,244	74,78	0,8
RF02	1982	março	0,03	0,21	32,07	0,8
RF02	1982	março	0,22	0,6	16,8	0,8
RF02	1982	abril	0,031	0,153	14,3	0,7
RF02	1982	abril	0,239	0,589	50,5	1
RF02	1982	abril	0,369	1,049	46,19	0,8
RF02	1982	abril	0,348	0,855	2,3	0,55
RF02	1982	abril	0,112	0,348	53,93	0,7
RF02	1982	maio	0,539	0,727	40,53	0,6
RF02	1982	maio	0,292	0,789	16,64	0,7
RF02	1982	maio	0,112	0,295	45,5	0,6
RF02	1982	maio	0,481	0,637	28,82	0,6
RF02	1982	junho	0,098	0,428	26,45	0,6
RF02	1982	junho	0,038	0,181	30,45	0,6
RF02	1982	junho	0,385	0,624	21,45	0,7
RF02	1982	julho	0,425	0,511	32,57	0,6
RF02	1982	agosto	0,303	0,604	324,22	0,4
RF02	1982	agosto	0,384	0,662	62,08	0,7
RF02	1982	setembro	-----	0,408	42,82	0,6
RF02	1982	setembro	0,46	0,793	58,82	1,2
RF02	1982	outubro	0,26	0,536	23,79	0,7
RF02	1982	novembro	0,41	1,1	48,78	0,6
RF02	1982	novembro	0,228	0,463	59,16	0,6
RF02	1982	novembro	0,269	0,468	14,4	0,6
RF02	1982	dezembro	0,192	0,341	43,1	0,6

Tabela 17 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 04 para o ano 2008

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 04	2008	janeiro	0,01	0,3	23,5	0,7
RF 04	2008	fevereiro	0,01	0,1	12,36	0,5
RF 04	2008	março	-----	0,1	20,14	0,6
RF 04	2008	abril	0,01	0,15	-----	0,6
RF 04	2008	junho	0,01	0,25	7,64	0,7
RF 04	2008	julho	0,01	0,08	14,58	0,5
RF 04	2008	julho	0,01	0,1	6,68	0,6
RF 04	2008	agosto	0,01	0,15	9,56	-----
RF 04	2008	outubro	0,01	0,15	-----	0,7

Tabela 18 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 04 para o ano 2000

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 04	2000	fevereiro	0,03	0,17	116,35	0,8
RF 04	2000	março	0,048	0,2	20,44	1
RF 04	2000	maio	0,05	0,2	17,82	0,9
RF 04	2000	julho	0,019	0,2	-----	0,9
RF 04	2000	agosto	0,026	0,1	27,32	0,9
RF 04	2000	setembro	0,04	0,2	61,22	0,9
RF 04	2000	outubro	0,01	0,2	171,07	0,9
RF 04	2000	dezembro	-----	0,2	62,56	-----

Tabela 19 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 04 para o ano de 1999

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 04	1999	janeiro	-----	0,2	20,84	0,7
RF 04	1999	fevereiro	-----	0,3	-----	0,6
RF 04	1999	julho	-----	0,25	-----	0,7
RF 04	1999	setembro	-----	0,35	5,35	0,7
RF 04	1999	outubro	-----	0,25	103,6	0,6
RF 04	1999	outubro	-----	0,2	7,29	0,7
RF 04	1999	novembro	-----	0,3	10,46	-----

Tabela 20 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 04 para o ano de 1998

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 04	1998	fevereiro	-----	0,25	115,26	0,8
RF 04	1998	março	-----	0,2	54,76	1,0
RF 04	1998	abril	-----	0,2	132,96	1,4
RF 04	1998	junho	-----	0,1	84,67	-----
RF 04	1998	agosto	-----	0,1	-----	0,8
RF 04	1998	setembro	-----	0,08	94,56	-----
RF 04	1998	outubro	-----	0,09	61,8	1,0

Tabela 21 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 04 para o ano de 1985

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 04	1985	janeiro	0,01	0,11	38,66	0,7
RF 04	1985	fevereiro	-----	0,15	24,51	0,6
RF 04	1985	março	0,01	0,15	18,45	0,4
RF 04	1985	abril	0,01	0,1	28,46	0,5
RF 04	1985	junho	0,01	0,15	-----	0,5
RF 04	1985	agosto	0,01	0,12	26,78	-----
RF 04	1985	setembro	-----	0,11	38,66	0,7
RF 04	1985	outubro	0,01	0,15	24,51	0,6

Tabela 22 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IETe do IETm na LRF no ponto RF 04 para o ano de 1984

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF04	1984	abril	0,01	0,088	29	0,7
RF04	1984	abril	0,028	0,199	19,94	-----
RF04	1984	maio	0,01	0,146	35,96	0,7
RF04	1984	maio	0,268	0,41	127,99	0,7
RF04	1984	junho	0,034	0,325	192,21	0,7
RF04	1984	agosto	0,01	0,317	8,3	0,4
RF04	1984	agosto	0,145	0,274	86,58	1,0
RF04	1984	setembro	0,01	0,146	45,35	0,7
RF04	1984	novembro	0,021	0,128	15,91	1,3
RF04	1984	novembro	0,014	0,234	71,18	-----
RF04	1984	dezembro	0,063	0,334	303,69	0,3
RF04	1984	dezembro	0,01	0,109	19,03	0,5

Tabela 23 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 04 para o ano de 1983

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF04	1983	Janeiro	0,13	0,405	55,25	0,6
RF04	1983	Março	0,095	0,326	71,29	0,7
RF04	1983	Abril	0,102	0,391	76,65	0,7
RF04	1983	Abril	0,063	0,415	146,54	0,6
RF04	1983	Maio	0,027	0,217	143,25	0,6
RF04	1983	Junho	0,315	0,587	186,99	0,45
RF04	1983	Julho	0,422	0,581	65,13	1,1
RF04	1983	Agosto	0,038	0,374	11,744	0,4
RF04	1983	Setembro	0,048	0,38	124,88	0,45

Tabela 24 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 04 para o ano de 1982

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF04	1982	janeiro	0,01	0,21	41,35	0,7
RF04	1982	fevereiro	0,272	0,514	46,16	0,45
RF04	1982	fevereiro	0,04	0,202	19	0,8
RF04	1982	março	0,077	0,316	34,3	0,7
RF04	1982	março	0,157	0,428	119,26	0,8
RF04	1982	março	0,03	0,22	37,36	0,8
RF04	1982	abril	0,021	0,201	19,1	0,9
RF04	1982	abril	0,206	0,526	57	0,6
RF04	1982	abril	0,035	0,224	30,39	0,7
RF04	1982	abril	0,041	0,246	21,73	0,9
RF04	1982	abril	0,076	0,2	50,98	0,8
RF04	1982	maio	0,528	0,716	41,9	1,1
RF04	1982	maio	0,023	0,426	251,18	0,45
RF04	1982	maio	0,081	0,398	135,83	0,6
RF04	1982	maio	0,219	0,397	32,59	0,8
RF04	1982	junho	0,01	0,183	51,02	0,8
RF04	1982	junho	0,022	0,158	44,75	0,8
RF04	1982	junho	0,186	0,444	91,88	0,6
RF04	1982	junho	0,337	0,597	35,88	0,4
RF04	1982	julho	0,39	0,546	34,84	1,0
RF04	1982	agosto	0,303	0,614	244,36	0,45
RF04	1982	agosto	0,384	0,662	62,25	0,5
RF04	1982	setembro	0,206	0,428	44,25	0,7
RF04	1982	setembro	0,46	0,714	56,1	0,4
RF04	1982	outubro	0,287	0,547	44,39	0,85
RF04	1982	novembro	0,04	0,27	10,44	0,7
RF04	1982	novembro	0,263	0,844	443,8	0,3
RF04	1982	dezembro	0,171	0,302	70,5	0,7

Tabela 25 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 05 para o ano de 2008

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF 05	2008	janeiro	0,018	0,2	10,89	0,7
RF 05	2008	fevereiro	0,012	0,08	-----	0,6
RF 05	2008	março	0,01	0,1	11,47	0,6
RF 05	2008	abril	0,01	0,1	7,86	-----
RF 05	2008	junho	0,02	0,15	12,34	0,7
RF 05	2008	julho	0,01	0,06	8,55	0,5
RF 05	2008	julho	0,01	0,09	7,13	0,6
RF 05	2008	agosto	0,012	0,1	-----	0,6
RF 05	2008	outubro	0,01	0,15	8,91	0,7

Tabela 26 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 05 para o ano 2000

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF05	2000	fevereiro	0,042	0,19	50,32	2
RF05	2000	março	0,05	0,2	53,46	1,8
RF05	2000	maio	0,05	0,2	3,91	-----
RF05	2000	agosto	0,024	0,1	23,76	1,8
RF05	2000	setembro	0,08	0,15	4,95	2,7
RF05	2000	outubro	0,01	0,1	19,24	1,3

Tabela 27 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 04 para o ano de 1999

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF05	1999	janeiro	-----	0,5	145,68	0,6
RF05	1999	fevereiro	-----	0,4	89,67	0,8
RF05	1999	julho	-----	0,35	-----	0,6
RF05	1999	setembro	-----	0,4	93,41	-----
RF05	1999	outubro	-----	0,4	42,21	0,7
RF05	1999	outubro	-----	0,4	275,32	0,6
RF05	1999	novembro	-----	0,4	145,68	0,6

Tabela 28 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 04 para o ano de 1998

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF05	1998	fevereiro	-----	0,2	70,15	0,9
RF05	1998	março	-----	0,15	-----	0,7
RF05	1998	abril	-----	0,2	105,58	0,8
RF05	1998	junho	-----	0,08	56,74	-----
RF05	1998	agosto	-----	0,08	34,98	0,7
RF05	1998	setembro	-----	0,1	64,12	0,8
RF05	1998	outubro	-----	0,06	28,3	0,8

Tabela 29 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 05 para o ano 1983

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF05	1983	janeiro	0,163	0,382	50	0,8
RF05	1983	março	0,14	0,3	32,56	0,8
RF05	1983	abril	0,177	0,38	43,66	0,7
RF05	1983	abril	0,074	0,257	38,71	1,0
RF05	1983	maio	0,036	0,217	78,14	0,8
RF05	1983	julho	0,082	0,25	44,59	0,9
RF05	1983	agosto	0,125	0,32	-----	0,8
RF05	1983	outubro	-----	0,34	51,29	-----

Tabela 30 - Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm na LRF no ponto RF 05 para o ano 1982

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
RF05	1982	Janeiro	0,01	0,21	34,35	0,8
RF05	1982	Fevereiro	0,288	0,479	49,15	0,7
RF05	1982	Fevereiro	0,035	0,18	24	0,8
RF05	1982	Março	0,158	0,259	48,4	1,2
RF05	1982	Março	0,157	0,28	67,9	0,9
RF05	1982	Março	0,03	0,25	25,3	0,7
RF05	1982	Março	0,09	0,23	26,28	1
RF05	1982	Março	0,013	0,23	33,44	0,8
RF05	1982	Abril	0,139	0,17	9,4	0,9
RF05	1982	Abril	0,035	0,505	68	0,6
RF05	1982	Abril	0,03	0,244	39,88	0,7
RF05	1982	Abril	0,03	0,235	43,89	0,8
RF05	1982	Abril	0,144	0,16	21,34	0,8
RF05	1982	Maio	0,052	0,748	36,93	1
RF05	1982	Maio	0,013	0,263	29,6	0,6
RF05	1982	Junho	0,033	0,204	39,42	0,7
RF05	1982	Junho	0,168	0,178	58,67	0,8
RF05	1982	Junho	0,342	0,508	148,36	0,6
RF05	1982	Junho	0,078	0,543	35,16	0,5
RF05	1982	Julho	0,407	0,578	39,86	1
RF05	1982	Julho	0,308	0,633	324,84	1,1
RF05	1982	Agosto	0,361	0,652	61,42	0,45
RF05	1982	Agosto	0,306	0,458	45,62	0,8
RF05	1982	Setembro	0,385	0,651	68,7	0,85
RF05	1982	Setembro	0,298	0,568	41,28	0,4
RF05	1982	Outubro	0,04	0,32	47,04	0,8
RF05	1982	Novembro	0,209	0,421	47,8	0,7
RF05	1982	Novembro	0,271	0,458	43,69	0,85
RF05	1982	Dezembro	0,185	0,371	46,5	0,8

ANEXO B – Dados utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ

Tabela 1 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto CM 320 – Lagoa de Camorim

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
CM 320	2008	Fevereiro	0,45	1	----	----
	2008	Maio	0,5	1	-----	----
	2008	Junho	0,8	1	----	----
	2008	Julho	0,6	1,2	----	-----
	2008	Setembro	0,55	1	----	-----
	2008	Outubro	0,75	1,5	----	-----
	2007	Fevereiro	0,75	1,5	248,59	0,5
	2007	Março	0,85	1,5	213,84	0,4
	2007	Abril	0,95	1	212,56	0,5
	2007	Maio	0,8	1	234,78	0,4
	2007	Setembro	1,1	1,5	265,21	-----
	2007	Outubro	1,2	2	-----	0,4
	2007	Dezembro	1	2	----	0,4
	2006	Março	0,40	1,00	97,56	0,2
	2006	Junho	0,35	1,00	50,57	0,2
	2006	Julho	0,35	1,00	15,89	0,3
	2006	Setembro	0,70	1,50	261,95	0,3
	2006	Outubro	0,80	1,50	628,16	0,2
	2006	Novembro	0,90	1,50	320,76	0,2
	2006	Dezembro	0,70	1,50	140,94	0,35
	2005	Fevereiro	0,7	1,20	336,48	0,3
	2005	Maio	0,7	1,00	65,80	0,4
	2005	Agosto	0,6	0,70	390,25	0,2
	2005	Setembro	1	1,30	204,93	0,15
	2005	Outubro	1,1	1,40	256,61	0,3
	2005	Novembro	0,5	0,50	114,94	0,3
	2005	Dezembro	0,3	0,80	144,34	0,2
	2004	Fevereiro	0,5	0,85	63,18	0,3
	2004	Maio	0,7	1,10	261,13	0,2
	2004	Junho	0,9	1,70	282,57	0,15
	2004	Julho	0,4	1,00	491,83	0,15
	2004	Agosto	0,8	1,50	446,39	0,15
	2004	Outubro	0,9	1,30	299,37	0,3
1986	Abril	0,13	0,5	68,8	0,5	
1986	Maio	0,23	0,85	8,35	0,7	
1986	Junho	0,13	1,09	9,71	0,5	
1986	Julho	0,16	0,61	122,43	0,6	
1986	Julho	0,19	0,62	88,87	0,6	
1986	Setembro	0,11	1,46	111,48	-----	
1986	Outubro	0,08	0,74	154,84	-----	

Tabela 1 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto CM 320 – Lagoa de Camorim (continuação)

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
CM 320	1984	Maio	0,33	0,88	123,59	0,5
	1984	Julho	0,35	0,9	84,95	0,6
	1984	Agosto	0,40	0,9	-----	0,5
	1984	Outubro	0,38	0,92	69,84	0,5
	1984	Dezembro	0,476	0,97	49,07	-----
	1983	Março	0,182	0,439	94,74	0,4
	1983	Junho	0,192	0,57	157,82	0,4
	1983	Agosto	0,33	1,141	197,77	0,4
	1983	Setembro	0,25	0,62	54,73	----
	1983	Novembro	0,336	0,516	112,57	0,5
	1982	Janeiro	0,171	0,713	138,25	0,4
	1982	Fevereiro	0,03	0,221	7,3	0,3
	1982	Março	0,01	0,54	120,15	0,3
	1982	Junho	0,08	0,50	20,48	0,2
	1982	Novembro	0,854	0,866	104,4	0,2
	1981	Abril	0,25	0,74	90,12	0,4
	1981	Junho	0,163	0,448	93,89	0,4
	1981	Julho	0,125	0,804	-----	0,3
	1981	Agosto	0,866	1,347	573,4	0,5
1981	Dezembro	0,188	0,217	103,6	0,5	

Tabela 2 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto TJ 303 (Lagoa da Tijuca)

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
TJ 303	2008	Fevereiro	0,6	1	----	----
	2008	Maio	0,25	0,35	----	----
	2008	Junho	0,9	1	----	----
	2008	Julho	0,75	1	----	----
	2008	Setembro	0,35	1	----	----
	2008	Outubro	0,25	0,4	----	----
	2007	Janeiro	0,03	0,06	----	----
	2007	Fevereiro	0,45	1	----	----
	2007	Março	0,65	1	----	----
	2007	Abril	0,75	1	----	----
	2007	Maio	0,55	1	----	----
	2007	Setembro	0,55	1	----	----
	2007	Outubro	0,55	0,5	----	----
	2007	Dezembro	0,05	0,1	----	----
	2005	Fevereiro	0,3	0,5	----	----
	2005	Maio	0,55	0,7	----	----
	2005	Agosto	0,02	0,06	----	----
	2005	Setembro	0,4	0,6	----	----
	2005	Outubro	0,02	0,04	----	----
	2005	Novembro	0,15	0,3	----	----
	2005	Dezembro	0,4	0,8	----	----
	2004	Fevereiro	0,02	0,05	----	----
	2004	Março	0,2	0,4	----	----
	2004	Maio	0,01	0,05	----	----
	2004	Junho	0,2	0,4	----	----
	2004	Julho	0,05	0,1	----	----
	2004	Agosto	0,15	0,4	----	----
	2004	Outubro	0,6	0,8	----	----
	2003	Junho	0,01	0,04	----	----
	2003	Julho	0,3	0,4	----	----
	2003	Agosto	0,6	1	----	----
	2003	Setembro	0,1	0,15	----	----
2003	Outubro	0,4	0,6	----	----	
2003	Novembro	0,05	0,06	----	----	

Tabela 3 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto TJ 306 (Lagoa da Tijuca)

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
TJ 306	2008	Fevereiro	0,6	0,9	----	----
	2008	Maio	0,5	1	-----	----
	2008	Junho	0,8	1,1	----	----
	2008	Julho	0,8	1	----	-----
	2008	Setembro	0,4	1	----	-----
	2008	Outubro	0,45	1	----	-----
	2007	Janeiro	0,5	0,5	-----	0,3
	2007	Fevereiro	0,75	1	176	0,4
	2007	Março	0,5	1,5	582,7	0,4
	2007	Abril	1,3	1,5	-----	0,3
	2007	Maio	0,6	1	-----	0,4
	2007	Setembro	0,9	1	298	0,3
	2007	Outubro	1,1	2	412	-----
	2007	Dezembro	0,5	1	320	-----
	2006	Março	0,6	1,5	73,51	0,4
	2006	Junho	0,1	0,3	15,06	0,3
	2006	Julho	0,45	1	19,44	0,3
	2006	Agosto	0,55	1	4,01	0,4
	2006	Setembro	0,4	1	61,48	0,3
	2006	Outubro	0,2	0,2	9,36	0,3
	2006	Novembro	0,75	1,5	310,07	0,4
	2006	Dezembro	0,6	1	60,14	0,35
	2005	Fevereiro	0,5	1,1	472,70	0,7
	2005	Maio	0,65	0,95	83,16	0,4
	2005	Agosto	0,4	0,65	160,38	0,8
	2005	Setembro	0,8	1,2	75,18	0,3
	2005	Outubro	0,4	1,7	383,77	1,1
	2005	Novembro	0,6	1,5	66,82	0,4
	2005	Dezembro	0,4	0,8	113,60	0,3
	2004	Fevereiro	0,6	1	60,59	0,25
	2004	Março	0,5	1	-----	0,2
	2004	Maio	0,4	0,5	60,14	0,7
	2004	Junho	1,1	2,2	555,92	0,2
	2004	Julho	0,6	1,2	649,5	0,2
	2004	Agosto	0,45	1	339,41	0,3
	2004	Outubro	0,9	1,2	50,07	0,3
	1986	Abril	0,15	0,31	72,66	0,5
	1986	Maio	0,05	0,2	2,18	0,6
	1986	Junho	0,03	0,12	10,79	0,5
	1986	Julho	0,1	0,24	24,94	1
1986	Julho	0,18	0,35	29,78	-----	
1986	Setembro	0,01	0,3	81,5	-----	
1986	Outubro	0,04	0,34	145,28	0,4	

Tabela 4 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto JC 341 – Lagoa de Jacarepaguá

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
JC 341	2008	Fevereiro	0,55	1	-----	-----
	2008	Maio	0,6	1	-----	-----
	2008	Junho	1	1,5	-----	-----
	2008	Julho	0,7	1	-----	-----
	2008	Setembro	0,55	1	-----	-----
	2008	Outubro	0,4	1	-----	-----
	2007	Janeiro	0,5	1	149	0,4
	2007	Fevereiro	0,45	1	117	0,4
	2007	Março	0,6	1	123	-----
	2007	Abril	0,85	1	-----	0,3
	2007	Maio	1,1	1,5	168	0,4
	2007	Setembro	1	1	94	0,4
	2007	Outubro	1	2	134	0,5
	2007	Dezembro	0,5	1	-----	0,4
	2006	Março	0,55	1,5	61,48	0,2
	2006	Junho	0,300	0,5	114,35	0,3
	2006	Julho	0,500	1,5	113,44	0,3
	2006	Agosto	1,1	1,5	211,67	0,2
	2006	Setembro	0,75	1,5	197,8	0,3
	2006	Outubro	0,75	1	104,25	0,2
	2006	Novembro	0,8	1,5	203,15	0,3
	2006	Dezembro	0,55	1	165,73	0,2
	2005	Fevereiro	0,6	1	218,3	0,4
	2005	Maio	0,6	0,7	78,41	0,4
	2005	Agosto	0,65	0,9	368,87	0,4
	2005	Setembro	0,9	1,3	383,76	0,2
	2005	Outubro	0,6	0,8	64,15	0,3
	2005	Novembro	0,35	0,7	136,32	-----
	2005	Dezembro	0,3	0,6	82,86	0,3
	2004	Fevereiro	0,3	0,5	99,79	0,4
	2004	Março	0,3	0,6	-----	0,4
	2004	Maio	0,5	0,9	158,24	0,15
	2004	Junho	0,6	1,3	386,1	0,15
	2004	Julho	0,4	1	384,91	0,2
	2004	Agosto	0,4	1	617,46	0,2
	2004	Outubro	0,7	1,1	315,41	0,3
	1986	Abril	0,15	0,42	238,14	0,6
	1986	Maio	0,12	0,47	9,14	0,6
	1986	Junho	0,04	0,66	55,35	0,4
	1986	Julho	0,1	0,46	221,39	0,3
1986	Julho	0,19	0,46	94,89	0,5	
1986	Setembro	0,08	0,47	190,26	-----	
1986	Outubro	0,07	0,36	160,27	0,7	

Tabela 4 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto JC 341 – Lagoa de Jacarepaguá (continuação)

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
JC 341	1984	Maio	0,24	0,62	310	0,4
	1984	Junho	0,3	0,540	240	0,5
	1984	Julho	0,45	0,75	380	0,4
	1984	Outubro	0,22	1	350	-----
	1984	Dezembro	0,43	0,84	-----	0,4
	1983	Março	0,071	0,344	200,38	0,4
	1983	Junho	0,199	0,391	82,77	0,4
	1983	Agosto	0,153	0,315	75,92	0,45
	1983	Novembro	0,226	0,338	60,63	-----
	1983	Novembro	0,081	0,212	88,79	0,3
	1982	Janeiro	0,065	0,53	249,74	0,4
	1982	Fevereiro	0,01	0,123		0,3
	1982	Março	-----	0,25	56,26	0,4
	1982	Outubro	0,214	0,761	188,92	0,4
	1982	Novembro	0,663	0,667	36,7	0,4
	1981	Fevereiro	0,158	0,693	142,5	0,4
	1981	Abril	0,35	2,692	726,2	0,4
	1981	Abril	0,15	0,61	54,7	
	1981	Maio	0,104	0,49	321	0,5
	1981	Junho	0,109	1,019	-----	0,2
	1981	Julho	0,54	0,321	147,8	1
	1981	Agosto	0,348	0,851	297,5	0,4
	1981	Agosto	0,03	0,763	39,2	0,3
	1981	Setembro	0,454	0,29	5,1	-----
	1981	Outubro	0,22	0,713	403,2	-----
	1981	Dezembro	0,155	0,5	114,4	0,4
	1981	Dezembro	0,158	0,286		1
	1980	Março	0,16	0,21	29,4	0,4
	1980	Junho	0,25	0,22	34,1	0,4
	1980	Agosto	0,14	0,18	42,9	0,5
1980	Outubro	0,12	0,23	19,47	0,3	

Tabela 5 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto JC 342 – Lagoa de Jacarepaguá

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
JC 342	2005	Fevereiro	0,7	1,15	-----	0,3
	2005	Maio	0,7	0,9	-----	0,4
	2005	Agosto	0,7	1,1	-----	0,2
	2005	Setembro	1	1,4	-----	0,15
	2005	Outubro	0,8	1,2	-----	0,3
	2005	Novembro	0,4	1,1	-----	-----
	2005	Dezembro	0,3	0,7	-----	0,3
	2004	Fevereiro	0,4	0,7	-----	0,3
	2004	Março	0,4	0,8	-----	0,4
	2004	Maio	0,5	1	-----	0,15
	2004	Junho	0,7	1,8	-----	0,15
	2004	Julho	0,2	0,75	-----	0,3
	2004	Agosto	0,6	1,5	-----	0,2
	2004	Outubro	0,8	1,25	-----	0,3
	2001	Março	0,9	2	251,26	0,3
	2001	Abril	0,8	1,5	-----	0,3
	2001	Julho	1	1,7	215,42	0,3
	2001	Outubro	0,85	1,5	232,14	0,4
	2001	Dezembro	0,98	1,9	268,75	-----
	1991	Janeiro	0,3	0,55	110,82	0,45
	1991	Março	0,25	0,45	35,04	0,6
	1991	Abril	0,2	0,25	-----	0,5
	1991	Junho	0,15	0,5	149,6	0,5
	1991	Julho	0,3	0,65	215,84	0,6
	1991	Julho	0,2	0,6	295,49	0,4
	1991	Agosto	0,4	0,8	317,16	0,5
	1991	Outubro	0,4	0,5	29,47	0,8
	1991	Novembro	0,4	0,6	201,84	0,3
	1991	Dezembro	0,4	0,7	-----	0,35
	1990	Maio	0,3	0,4	69,18	0,3
	1990	Setembro	0,25	0,9	123,07	0,55
	1990	Outubro	0,2	0,4	155,84	0,5
	1990	Novembro	0,25	0,45	149,3	0,5
	1990	Dezembro	0,5	0,8	-----	0,6
	1986	Abril	0,08	0,36	237,74	0,8
	1986	Maio	0,18	0,36	4,71	0,2
	1986	Junho	0,23	0,51	7,54	0,4
	1986	Julho	0,04	0,37	163,34	0,5
	1986	Julho	0,14	0,28	22,35	0,5
	1986	Setembro	0,48	1,29	53,22	-----
1986	Outubro	0,13	0,56	114,02	0,6	

Tabela 5 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto JC 342 – Lagoa de Jacarepaguá (continuação)

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
JC 342	1984	Março	0,31	0,94	-----	0,5
	1984	Maio	0,181	0,41	610,19	0,5
	1984	Julho	0,22	0,48	592,1	0,4
	1984	Setembro	0,26	0,81	457,89	0,6
	1984	Outubro	0,2	0,68	750,26	0,5
	1983	Março	0,18	0,36	46,32	0,4
	1983	Junho	0,24	0,35	71,07	0,4
	1983	Novembro	0,06	0,21	61,97	0,5
	1983	Dezembro	0,18	0,35	46,32	0,5

Tabela 6 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto MR 361 – Lagoa de Marapendi

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
MR 361	2008	Fevereiro	1,1	1,5	-----	-----
	2008	Maio	0,7	1	-----	-----
	2008	Junho	1,1	2	-----	-----
	2008	Julho	1,3	2	-----	-----
	2008	Setembro	0,7	1	-----	-----
	2008	Outubro	0,75	1,5	-----	-----
	2007	Janeiro	1,3	1,5	-----	0,5
	2007	Fevereiro	1,4	1,5	45,44	-----
	2007	Março	1,5	2	2,6	0,4
	2007	Abril	0,7	1	18,25	0,4
	2007	Maio	0,7	1	22,47	0,4
	2007	Setembro	1,5	2	12,54	0,5
	2007	Outubro	1,6	2	4,1	0,4
	2007	Dezembro	1,3	2	-----	0,4
	2005	Fevereiro	1	1,1	-----	0,4
	2005	Maio	-----	0,8	-----	0,50
	2005	Agosto	1,1	1,3	-----	0,3
	2005	Setembro	1,1	1,4	-----	0,2
	2005	Outubro	1,1	1,2	-----	0,2
	2005	Novembro	0,1	1,5	-----	0,2
2005	Dezembro	0,2	1,1	-----	0,2	

Tabela 6 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto MR 361 – Lagoa de Marapendi (continuação)

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
MR 361	2004	Fevereiro	0,3	0,8	-----	0,2
	2004	Março	0,6	1,1	-----	0,2
	2004	Maio	0,4	0,75	-----	0,3
	2004	Junho	0,4	0,9	-----	0,2
	2004	Julho	0,5	0,9	-----	0,3
	2004	Agosto	0,3	1	-----	0,3
	2004	Outubro	0,5	1	-----	0,2
	1986	Abril	0,01	0,25	38,34	0,4
	1986	Maio	0,01	0,24	1,99	0,6
	1986	Junho	0,01	0,129	2,33	0,7
	1986	Julho	0,01	0,21	40,16	0,3
	1986	Julho	0,04	0,11	5,69	0,4
	1986	Setembro	0,01	0,36	110,95	-----
	1986	Outubro	0,01	0,22	59	0,5
	1983	Março	0,015	0,3	16,33	0,4
	1983	Junho	0,014	0,20	106,95	0,3
	1983	Novembro	0,045	0,2	61,47	0,5
1983	Novembro	0,015	0,25	45,50	0,4	

Tabela 7 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto MR 369 – Lagoa de Marapendi

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
MR 369	2008	Fevereiro	0,7	1	-----	-----
	2008	Maio	1	1,5	-----	-----
	2008	Junho	0,8	1	-----	-----
	2008	Julho	0,8	1	-----	-----
	2008	Setembro	1,2	1,5	-----	-----
	2008	Outubro	0,7	1	-----	-----
	2007	Janeiro	0,7	1	37,26	0,4
	2007	Fevereiro	0,6	1	25,14	0,4
	2007	Março	0,65	1	48,11	0,3
	2007	Abril	0,4	0,5	24,05	0,3
	2007	Maio	1	1	40,19	0,4
	2007	Setembro	0,6	1	-----	0,5
	2007	Outubro	0,7	1,5	32,64	0,3
	2007	Dezembro	0,85	1	29,14	0,4

Tabela 7 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto MR 369 – Lagoa de Marapendi (continuação)

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
MR 369	2006	Março	0,75	1,5	108,26	0,2
	2006	Junho	0,7	1	1,27	0,3
	2006	Julho	0,45	1	106,92	0,3
	2006	Agosto	0,5	1	21,38	0,6
	2006	Setembro	0,7	1,5	232,55	0,3
	2006	Outubro	1,1	1,5	139,00	0,3
	2006	Novembro	0,6	1,5	76,95	0,4
	2006	Dezembro	1,1	1,5	50,79	0,3
	2005	Fevereiro	0,55	0,9	42,77	0,5
	2005	Agosto	0,4	0,8	200,48	0,3
	2005	Setembro	0,4	0,9	64,15	0,2
	2005	Outubro	0,5	0,9	383,77	0,3
	2005	Novembro	0,7	1	197,80	0,3
	2005	Dezembro	0,7	0,9	315,41	0,4
	2004	Fevereiro	0,4	0,95	53,46	0,3
	2004	Março	0,3	0,8	-----	0,25
	2004	Maiο	0,6	1,1	71,28	0,3
	2004	Junho	1,15	2,5	291,97	0,4
	2004	Julho	0,5	1,1	406,29	0,15
	2004	Agosto	1,3	1,5	216,51	0,3
	2004	Outubro	0,9	1,4	130,98	0,4
	1991	Janeiro	0,07	0,36	187,91	0,4
	1991	Março	0,2	0,2	174,83	0,5
	1991	Março	0,1	0,35	279,75	0,45
	1991	Maiο	0,01	-----	146,8	0,4
	1991	Junho	0,01	0,35	-----	0,5
	1991	Julho	0,01	0,3	141,73	0,5
	1991	Julho	0,03	0,35	77,39	0,5
	1991	Agosto	0,02	0,4	96,44	0,4
	1991	Outubro	0,01	0,3	121,52	0,5
	1991	Novembro	0,01	0,3	73,08	0,3
	1991	Dezembro	0,09	0,5	574,48	0,4
	1990	Março	0,01	0,35	134,03	-----
	1990	Abril	0,02	0,3	167,58	0,4
	1990	Maiο	0,02	0,6	117,79	0,4
	1990	Maiο	0,01	0,3	139,96	0,4
1990	Junho	0,01	0,3	177,71	0,4	
1990	Julho	0,01	0,35	183,34	0,3	
1990	Julho	0,06	0,35	139,26	-----	
1990	Outubro	0,02	0,2	159,83	0,5	
1990	Novembro	0,07	0,4	125,15	0,5	
1990	Dezembro	0,06	0,45	90,56	0,4	

Tabela 7 – Valores dos parâmetros utilizados para o cálculo do IET e do IETm no CLJ para o ponto MR 369 – Lagoa de Marapendi (continuação)

Local	Ano	Mês	Fósforo Solúvel (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparência (m)
MR 369	1986	Abril	0,07	0,2	103,8	0,4
	1986	Mai	0,02	0,22	4,06	0,5
	1986	Junho	0,01	0,26	5,47	0,5
	1986	Julho	0,02	0,26	68,32	0,6
	1986	Julho	0,01	0,27	36,1	0,5
	1986	Setembro	0,01	0,27	79,94	-----
	1986	Novembro	0,01	0,2	64,73	0,5
	1984	Março	0,01	0,20	30,78	-----
	1984	Mai	0,02	0,11	49,15	-----
	1984	Julho	0,02	0,15	67,42	-----
	1984	Dezembro	0,045	0,28	108,75	-----
	1983	Março	0,01	0,12	56,66	0,45
	1983	Junho	0,017	0,29	44,47	0,4
	1983	Agosto	0,01	0,1	37,03	0,5
	1983	Novembro	0,01	0,13	60,68	0,3
	1983	Novembro	0,01	0,1	30,14	0,4
	1982	Janeiro	0,01	0,1	45,56	0,7
	1982	Fevereiro	0,01	0,07	1,4	0,6
	1982	Março	0,01	0,02	19,58	0,6
	1982	Outubro	0,026	0,04	-----	0,7
	1982	Novembro	0,017	0,05	7,3	0,7
	1981	Fevereiro	0,036	0,096	2,8	-----
	1981	Março	0,011	0,067	3,4	0,9
	1981	Abril	0,01	0,03	9,3	0,7
	1981	Abril	0,01	0,04	2,5	0,5
	1981	Junho	0,025	0,03	-----	1,2
	1981	Julho	0,01	0,056	-----	1
	1981	Agosto	0,01	0,038	2,6	1,5
	1981	Agosto	0,01	0,044	0	0,4
	1981	Outubro	0,02	0,02	2,8	-----
	1981	Novembro	0,06	0,16	6,1	-----
	1981	Dezembro	0,016	0,055	-----	1
	1980	Março	0,01	0,03	2,4	-----
1980	Julho	0,01	0,03	1,9	-----	
1980	Outubro	0,02	0,106	2,2	-----	
1980	Novembro	0,01	0,1	104,6	-----	

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](#)