

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

CIRO MAURÍCIO ZIMMERMANN

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL POLUENTE DAS ATIVIDADES INDUSTRIAIS DO  
DISTRITO INDUSTRIAL DE PONTA GROSSA E SUA CORRELAÇÃO COM A  
QUALIDADE DAS ÁGUAS DO RIO TIBAGI

CURITIBA

2008

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

CIRO MAURÍCIO ZIMMERMANN

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL POLUENTE DAS ATIVIDADES INDUSTRIAIS DO  
DISTRITO INDUSTRIAL DE PONTA GROSSA E SUA CORRELAÇÃO COM A  
QUALIDADE DAS ÁGUAS DO RIO TIBAGI

Tese apresentada como requisito parcial à  
obtenção do grau de Doutor em Química  
Analítica, Programa de Pós-Graduação Em  
Química, Setor De Ciências Exatas,  
Universidade Federal Do Paraná.

Orientadora: Prof. Dr.<sup>a</sup> Orliney Maciel Guimarães  
Co-orientador: Prof. Dr. Patrício Peralta-Zamora

CURITIBA

2008

---

Z73a

Zimmermann, Ciro Maurício

Avaliação do potencial poluente das atividades industriais do distrito industrial de Ponta Grossa e sua correlação com a qualidade das águas do rio Tibagi/ Ciro Maurício Zimmermann. – Curitiba, 2008.

182 f. : il. color. ; 30 cm.

Tese - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Exatas, Programa de Pós-graduação em Química, 2008.

Orientador: Orliney Maciel Guimarães – Co-orientador: Patrício Peralta-Zamora.

Bibliografia: p. 172-181.

1. Água - Qualidade. 2. Impacto ambiental - Ponta Grossa (PR). 3. Agroindústria - Resíduos. 4. Tibagi, Rio (PR). I. Universidade Federal do Paraná. II. Guimarães, Orliney Maciel. III. Peralta-Zamora, Patrício. IV. Título.

CDD: 628.72098162

---

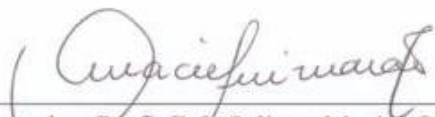
TERMO DE APROVAÇÃO

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL POLUENTE DA ATIVIDADE INDUSTRIAL NO  
DISTRITO INDUSTRIAL DE PONTA GROSSA E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE  
DAS ÁGUAS DO RIO TIBAGI**

por

**CIRO MAURÍCIO ZIMMERMANN**

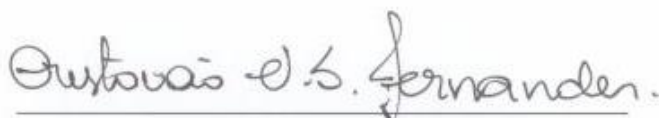
Tese aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor no Programa de Pós-Graduação em Química, pela Comissão Examinadora composta por:



Orientador: Prof.<sup>o</sup> Dr. Orliney Maciel Guimarães  
Dep. de Química – UFPR



Prof. Dr. Wilson Figueiredo Jardim  
Inst. de Química – UNICAMP



Prof. Dr. Cristóvão Vicente Scapulatempo  
Dep. de Hidráulica e Saneamento – UFPR



Prof. Dr. Marco Tadeu Grassi  
Dep. de Química – UFPR



Prof. Dr. Gilberto Abate  
Dep. de Química – UFPR

Curitiba, 27 de junho de 2008

Dedico este trabalho a meu pai (in memoriam), a minha querida mãe, a minha esposa Ana Alice e ao nosso filho João Vitor, luz eterna e suprema em nossas vidas.

## AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me concedido o dom da existência, a paciência e perseverança para a conclusão desta pesquisa.

Aos meus pais, Willy (in memorian) e Hilda e minha irmã Zilda que sempre com dedicação e caráter conduziram-me pela vida.

Aos meus dois grandes amores, Ana Alice e João Vitor pelo incentivo, amor e compreensão durante toda esta etapa.

Aos meus irmãos, cunhados e sobrinhos, pelo companheirismo.

Aos meus amigos da UTFPR, em especial a Elenise, irmã espiritual companheira de luta desde o início de minha vida acadêmica.

A minha orientadora professora Orliney “anjo da guarda”, que sempre me incentivou, conduzindo minhas ações.

Ao professor Patrício, por ter acreditado, que tudo é possível.

Ao Professor Marco pelas sugestões e correções de meu trabalho.

Ao meu colega Gilberto Silvério da Silva – Campus Medianeira.

A UTFPR, pelo empréstimo de seus laboratórios para a execução da fase prática deste trabalho.

A UFPR, pelo curso como um todo.

Ao Rio Tibagi, fonte de vida.

## RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto ambiental causado pelas atividades industriais instaladas no distrito industrial de Ponta Grossa/PR sobre a qualidade das águas do rio Tibagi. O pólo industrial da cidade foi implantado no início da década de 70 e atualmente corresponde ao 3º maior pólo industrial do estado do Paraná sendo composto basicamente de indústrias que se caracterizam em sua grande maioria como agroindustrial, sendo as demais menores de natureza diversa cuja carga efluentes lançada em 12 km de rio corresponde atualmente a 1.964 kg.DBO/dia, e somente avaliadas na primeira estação fluviométrica do rio Tibagi, situada a 36 km jusante a cidade de Ponta Grossa, neste trecho o rio Tibagi é classificado como moderadamente comprometido classe 2. Devido a falta de dados coerentes fornecidos pelo Instituto Ambiental do Paraná, em Ponta Grossa, sobre a real carga de resíduos industriais lançados na região industrial, foi levantado junto aos gestores das indústrias geradoras de efluentes a carga total em termos de volume e DBO<sub>5</sub> no ano de 2005. De posse desses dados foram estabelecidos 3 pontos de monitoramento à montante, jusante ao distrito industrial e jusante a cidade de Ponta Grossa, os quais foram monitorados durante um período de 12 meses entre outubro/2005 à setembro/2006. Os parâmetros ambientais utilizados foram os que fazem parte do Índice de Qualidade das Águas (IQA), DQO e cloreto, os quais foram validados antes do início das coletas mensais. A identificação das principais fontes de aporte para ambos os trechos do rio estudado foi obtido por meio de tratamento multivariado dos dados (PCA). Desta forma, foi possível observar as influências sazonais e espaciais no aporte dos principais parâmetros ambientais na região estudada. Durante o período de maior pluviosidade, fontes difusas como escoamentos agrícolas, drenagem industrial e urbana, exerceram um papel fundamental no aumento de parâmetros como: DBO<sub>5</sub>, cloreto, coliformes fecais, DQO e sólidos totais nos 3 pontos amostrados, mais acentuadamente na região industrial. Entretanto no período de menor pluviosidade, fontes pontuais de origem industrial contribuíram para a elevação dos níveis de nitrogênio amoniacal e redução de oxigênio dissolvido na região estudada. Os resultados obtidos pelo IQAcetesb revelaram que este índice exerce maior sensibilidade pelo aporte de fontes difusas, principalmente influenciado pelo peso relativo dos principais parâmetros que visam o abastecimento público, não apresentando sensibilidade na avaliação de cargas pontuais no período de menor pluviosidade. Ao contrário o Índice de Qualidade das Águas para proteção da vida aquática (IQApva) se mostrou uma ferramenta útil na avaliação de cargas pontuais, demonstrando uma situação crítica (qualidade ruim), no período de menor pluviosidade, jusante a região industrial de Ponta Grossa. Também foi feita uma estimativa da carga máxima total diária (CMTD, baseado no TMDL – Total Maximum Daily Load da EPA) para fósforo total, nitrogênio amoniacal e DBO<sub>5</sub> contextualizado numa visão de gerenciamento de bacia. Para fósforo a carga total que aporta diariamente no período de maior pluviosidade foi decorrente da drenagem de solo em função das atividades agrícolas na região, no período de menor precipitação as cargas pontuais de origem industrial foram mais acentuadas demonstrando uma situação futura de eutrofização no trecho avaliado. As estimativas de carga para nitrogênio amoniacal revelaram que o aporte pontual dos efluentes industriais foram superiores aos valores estipulados pelo CONAMA 357/05, comprometendo a preservação da vida aquática no local. Em termos de gerenciamento o CMTD foi utilizado como parâmetro para o reenquadramento dos trechos avaliados,

estabelecendo o corpo hídrico como classe 1 à montante e jusante a cidade de Ponta Grossa.

Palavras-chave: Rio Tibagi, ACP, IQA, IQApva, CMTD.

## ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the environmental impact of industrial activities installed in the industrial district of Ponta Grossa / PR on the quality of the Tibagi river waters. The industrial center of the city was established in the early 70s and currently corresponds to the 3rd largest industrial center in the state of Paraná is composed primarily of industries that are characterized mostly as agroindustrial, and the other under different nature whose load effluents launched on 12 km from the river now comprises 1,964 kg.DBO / day, and only evaluated the first fluviometric station Tibagi river, located 36 km downstream the city of Ponta Grossa, this stretch the Tibagi river is classified as moderately compromised class 2 . Due to lack of consistent data provided by the Environmental Institute of Paraná, in Ponta Grossa, on the actual load of industrial waste released into the industrial area, it was raised with the managers of generating wastewater industries the total load in terms of volume and BOD<sub>5</sub> in 2005. with these data were established three monitoring points upstream, downstream to the industrial district and the downstream city of Ponta Grossa, which were monitored over a period of 12 months from October / 2005 to September / 2006. Environmental parameters used were those that are part of the Water Quality Index (WQI), COD and chloride, which were validated before the start of monthly collections. The identification of key input sources for both sections of the river studied was obtained by treatment of multivariate data (PCA). Thus, it was possible to observe the seasonal and spatial influences the input of the main environmental parameters in the study area. During the period of greatest rainfall, diffuse sources such as agricultural runoff, industrial and urban drainage, played a key role in increasing parameters such as BOD<sub>5</sub>, chloride, fecal coliforms, COD and total solids in three sampling sites, most markedly in the industrial region. But in periods of low rainfall, point sources of industrial origin contributed to the rise in ammonia levels and reduction of dissolved oxygen in the studied region. The results obtained by IQAcetesb revealed that this index has a greater sensitivity to the contribution from diffuse sources, mainly influenced by the relative weight of the main parameters to give public supply, showing no sensitivity in the evaluation of point charges in periods of low rainfall. Unlike the Quality Index of water for protection of aquatic life (WQI<sub>pal</sub>) proved to be a useful tool in the evaluation of point loads, demonstrating a critical situation (poor quality) in the period of lower rainfall, downstream industrial region of Ponta Grossa. It was also made an estimate of the total maximum daily load (TMDL based on TMDL - Total Maximum Daily Load EPA) for total phosphorus, ammonia nitrogen and BOD<sub>5</sub> contextualized in a basin management vision. To match the total charge that brings daily in higher rainfall period was due to the drainage of depending on agricultural activities in the region in the period of lower rainfall the point loads of industrial origin were more pronounced demonstrating a future situation of eutrophication in the assessed section. The load estimates for ammonia nitrogen revealed that the timely contribution of industrial wastewater were higher than the values stipulated by CONAMA 357/05, jeopardizing the preservation of aquatic life on site. In terms of managing the TMDL was used as a parameter to the reframing of the evaluated sections, establishing the water body as a class 1 upstream and downstream city of Ponta Grossa.

Keywords: Tibagi river, PCA, WQI, WQI<sub>pal</sub>, TMDL.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Fontes de origem pontual e difusa em bacias hidrográficas. ....	22
Figura 2. Índice de desenvolvimento humano, regiões e indústrias localizadas na bacia do Rio Tibagi.....	32
Figura 3. Mapa esquemático com a localização das industriais geradoras de efluentes no distrito industrial de Ponta Grossa. ....	33
Figura 4. Vista aérea, em destaque a indústria esmagadora de soja COINBRA, abaixo a BR- 376 que liga Curitiba à cidade de Ponta Grossa.....	34
Figura 5. Vista aérea da companhia brasileira de armazenamento de grãos (CIBRAZEM) .....	35
Figura 6. Foto aérea da indústria BUNGE divisão trigo, em destaque o ponto de saída de efluentes, abaixo o rio Tibagi.....	36
Figura 7. Foto aérea da indústria esmagadora de soja BUNGE, em destaque (1) estação de captação de água, (2) chegada de efluentes ao rio Tibagi. ....	36
Figura 8. Vista aérea da indústria CARGILL, em destaque (1) ponto de lançamento de efluentes no rio Botuquara (2).....	37
Figura 9. Vista aérea da região onde se localizam: (1) Indústria de aglomerados MASISA, (2) Motel, (3) Indústria Metalúrgica MAB e (4) Posto Locatelli. ....	38
Figura 10. Vista aérea da cervejaria Kaiser, em destaque ponto de lançamento dos efluentes no rio Cara-Cará. ....	39
Figura 11. Foto aérea da região, em destaque a indústria de embalagem TETRAPAK. ....	39
Figura 12. Foto de satélite do distrito industrial de Ponta Grossa. Em destaque os afluentes e a localização das indústrias geradoras de efluentes na bacia do rio Tibagi. ....	40
Figura 13. A) Matriz de amostras e parâmetros ambientais. B) Gráfico tridimensional do conjunto de dados composto por 36 amostras.....	52
Figura 14. A) Gráfico tridimensional ilustrado os eixos das componentes principais. B) Gráfico bidimensional da PC1 vs PC2.....	54
Figura 15. Mapa esquemático com os pontos de amostragem no rio Tibagi. ....	81
Figura 16. Local de amostragem a montante a cidade de Ponta Grossa (ponto1). ....	82

Figura 17. Local de amostragem jusante ao distrito industrial de Ponta Grossa (ponto 2).....	82
Figura 18. Local de amostragem jusante a Cidade de Ponta Grossa (Ponto 3). .	83
Figura 19. Garrafa utilizada para determinação de DBO pelo sistema Oxi-top....	86
Figura 20. Curva analítica para determinação de DQO. ....	95
Figura 21. Curva analítica para determinação de N-nitrato.....	96
Figura 22. Curva de analítica para determinação de N-nitrito. ....	97
Figura 23. Curva analítica para determinação N(amoniaco)l) .....	97
Figura 24. Curva analítica para determinação fósforo total.....	98
Figura 25. Parâmetros aquáticos do IQA determinados nos 3 pontos de coleta rio Tibagi durante o período de amostragem. As linhas horizontais da caixa representam 25,50 (mediana) e 75% dos valores; (+) representa os valores máximos e mínimos e (⊗) representa as médias aritméticas. ....	107
Figura 26. Parâmetros aquáticos determinados nos 3 pontos de coleta rio Tibagi durante o período de amostragem. As linhas horizontais da caixa representam 25, 50 (mediana) e 75% dos valores; (+) representa os valores máximos e mínimos e (⊗) representa as médias aritméticas. ....	110
Figura 27. Precipitação mensal acumulada na região durante os meses de coleta. ....	113
Figura 28. Gráfico Biplot de escores e pesos (loadings) para as duas primeiras componentes principais com parâmetros do IQA no ponto 1 de amostragem (à montante a cidade de Ponta Grossa). • meses monitorados, ∇ parâmetros monitorados.....	116
Figura 29. Gráfico Biplot de escores e pesos (loadings) para as duas primeiras componentes principais com parâmetros do IQA no ponto 2 de amostragem, jusante do distrito industrial de Ponta Grossa. • meses monitorados, ∇parâmetros monitorados. ....	118
Figura 30. Gráfico Biplot de escores e pesos para as duas primeiras componentes principais relativas aos parâmetros do IQA avaliados no ponto 3, jusante a cidade de Ponta Grossa. • meses monitorados ∇ parâmetros monitorados.....	120
Figura 31. Gráfico Biplot de escores e pesos para as duas primeiras componentes principais relativas aos parâmetros do IQA avaliados nos três pontos de amostragem. ....	122

Figura 32. Gráfico Biplot de escores e pesos para as duas primeiras componentes principais relativo aos parâmetros hidrogeoquímicos avaliados no ponto 1 de amostragem. ....	125
Figura 33. Gráfico Biplot de escores e pesos para as duas primeiras componentes principais relativo aos parâmetros hidrogeoquímicos avaliados no ponto 2 de amostragem. ....	127
Figura 34. Gráfico Biplot de escores e pesos para as duas primeiras componentes principais relativo aos parâmetros hidrogeoquímicos avaliados no ponto 3 de amostragem. ....	129
Figura 35. Gráfico Biplot de escores e pesos para as duas primeiras componentes principais relativo aos parâmetros hidrogeoquímicos avaliados nos 3 pontos de amostragem. ....	131
Figura 36. Relação entre IQA estados de qualidade e a precipitação mensal para o ponto 1 de amostragem. ....	136
Figura 37. Relação entre IQA, estados de qualidade e a precipitação mensal para o ponto 2 de amostragem. ....	137
Figura 38. Relação entre IQA, estados de qualidade e a precipitação mensal para o ponto 3 de amostragem. ....	139
Figura 39. Comparação dos valores de IQA dos 3 pontos de amostragem. ....	140
Figura 40. IQA(PVA) registrados nos 3 pontos durante os doze meses de coleta. ....	145

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Categoria dos principais poluentes por fontes emissoras. ....	23
Tabela 2. Caracterização da carga de efluentes do distrito industrial de Ponta Grossa.....	41
Tabela 3. Parâmetros físico-químicos e microbiológicos para rios de Classe II... 62	
Tabela 4. Fatores de escala, segundo volumes e DBO esperado. ....	89
Tabela 5. Parâmetros do IQA avaliados nos 3 pontos de amostragem durante o período de 12 meses.....	100
Tabela 6. Parâmetros hidrogeoquímicos nos 3 pontos de coleta de amostras durante os 12 meses de coleta. ....	103
Tabela 7. Parâmetros Físico-químicos e Microbiológicos do IQA. ....	114
Tabela 8. Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada ao Ponto 1. ....	115
Tabela 9. Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada ao Ponto 2. ....	118
Tabela 10. Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada ao Ponto 3. ....	119
Tabela 11. Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada aos 3 Pontos. ....	121
Tabela 12. Parâmetros hidrogeoquímicos avaliados pelo PCA.....	124
Tabela 13. Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada ao Ponto 1. ....	124
Tabela 14. Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada ao Ponto 2. ....	126
Tabela 15. Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada ao Ponto 3. ....	128
Tabela 16. Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada aos 3 Pontos. ....	130
Tabela 17. Parâmetros e Pesos relativos do IQA.....	134
Tabela 18. Escala da Qualidade da água segundo IQA.....	134
Tabela 19. Valores de IQA calculados para os 3 pontos de amostragens. ....	135
Tabela 20. Curvas de normalização para Amônia total e oxigênio dissolvido, com fatores de normalização e estados de qualidade. ....	142

Tabela 21. Comparação entre IQAPVA e IQACETESB no ponto 1 à montante a cidade de Ponta Grossa.....	142
Tabela 22. Comparação entre IQAPVA e IQACETESB no ponto 2 jusante ao distrito industrial. ....	143
Tabela 23. Comparação entre IQAPVA e IQACETESB no ponto 3, jusante a cidade de Ponta Grossa.....	144
Tabela 24. Comparação entre os estados de Qualidade IQA e IQApva. ....	146
Tabela 25. Comparação entre CTD1 e CMTD2 na avaliação de fósforo total....	151
Tabela 26. Comparação entre CTD e CMTD na avaliação Nitrogênio amoniacal. ....	158
Tabela 27. Comparação entre CTD e CMTD na avaliação de DBO <sub>5</sub> .....	165
Tabela 28. Comparação entre CTD e CMTD na avaliação de DBO <sub>5</sub> no ponto 2. ....	167

## LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
BMPs	Best Management Practices
CMTD	Carga Máxima Total Diária
CTD	Carga Total Diária
CETESB	Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
COPATI	Consórcio Intermunicipal de Proteção Ambiental do Rio Tibagi
COPEL	Companhia Paranaense de Energia Elétrica
CP	Componente principal
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IQA	Índice de Qualidade das Águas
LAs	Load Allocations
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NFS	National Foudation Sanitation
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NMP	Número mais provável
OD	Oxigênio Dissolvido
PCA	Principal component analysis
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SUDERHSA	Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento ambiental
TMDL	Total Maximun Daily Load
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
WLAs	Wasteload Allocations

WQI

Water Quality Index

UNT

Unidade Nefolométrica de Turbidez.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>19</b>
1.1. POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS .....	24
1.2. RIO TIBAGI.....	29
1.3 CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO RIO TIBAGI (COPATI) .....	45
1.4. MONITORAMENTO AMBIENTAL E FERRAMENTAS DE ANÁLISE .....	50
1.4.1. Análise Multivariada .....	50
1.4.2. Índice de Qualidade de Águas (IQA).....	56
1.4.2.1. Temperatura da Água.....	57
1.4.2.2. Turbidez.....	57
1.4.2.3. Sólidos Totais .....	58
1.4.2.4. Oxigênio Dissolvido (OD) .....	58
1.4.2.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> ) .....	59
1.4.2.6. pH.....	59
1.4.2.7. Nitrogênio .....	60
1.4.2.8. Fósforo Total.....	61
1.4.2.9. Coliformes fecais .....	61
1.4.3. Índice de qualidade de águas para proteção da vida animal (IQA <sub>PVA</sub> )	63
1.4.4. Carga Máxima Total Diária (CMTD) .....	65
1.4.5. Modelo QUAL2E .....	71
1.4.5.1. Potencialidades e limitações do modelo QUAL2E .....	74
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>79</b>
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>80</b>
3.1. PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	80
3.2. TÉCNICAS DE AMOSTRAGENS.....	83
3.2.1. Limpeza dos materiais .....	83
3.2.2. Amostragem .....	84
3.2.3. Coleta das amostras .....	84
3.2.4. Procedimentos de tratamento das amostras.....	84
3.3. MÉTODOS DE ANÁLISE.....	85
3.3.1. pH.....	85
3.3.2. Sólidos Totais.....	85

3.3.3. Oxigênio dissolvido, Temperatura e Turbidez .....	86
3.3.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> ) .....	86
3.3.5. Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	90
3.3.6. Nitrogênio de Nitrito .....	90
3.3.7. Nitrogênio de Nitrato .....	90
3.3.8. Nitrogênio Amoniacal .....	91
3.3.9. Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) .....	91
3.3.10. Fósforo Total .....	91
3.3.11. Cloreto .....	92
3.3.12. Coliformes Fecais .....	92
3.4. ANÁLISE DOS DADOS .....	93
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>94</b>
4.1. VALIDAÇÃO DAS METODOLOGIAS DE ANÁLISE .....	94
4.1.1. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> ) .....	94
4.1.2. Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	95
4.1.3. Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) .....	95
4.1.4. Nitrogênio nitrato .....	96
4.1.5. Nitrogênio nitrito .....	96
4.1.6. Nitrogênio Amoniacal .....	97
4.1.7. Fósforo Total .....	98
4.1.8. Cloreto .....	98
4.2. CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE ÁGUA. ....	98
4.3. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS .....	113
4.3.1 Avaliação dos Parâmetros do IQA pelo PCA .....	113
4.3.2. Avaliação dos parâmetros hidrogeoquímicos pelo PCA .....	123
4.4. ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA) .....	133
4.5. ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS PARA PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA – IQA <sub>PVA</sub> .....	141
4.6. APLICAÇÃO DO CONCEITO DE CARGA MÁXIMA TOTAL DIÁRIA (CMTD) .....	147
4.6.1. Aplicação de Fósforo Total por Carga Máxima Total Diária .....	148
4.6.2. Avaliação da CMTD para fósforo total .....	154
4.6.3. Aplicação de amônia – por Carga Máxima Total Diária .....	156
4.6.4. Aplicação de Carga Máxima Total Diária para nitrogênio amoniacal .....	159

4.6.5. Aplicação de DBO5 por Carga Máxima Total Diária .....	162
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>170</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>172</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento econômico e social de qualquer país está fundamentado na disponibilidade de água de boa qualidade e na sua capacidade de conservação e proteção dos mananciais. Os recursos hídricos são essenciais à qualidade de vida das populações e sua sustentabilidade é garantida pela qualidade ambiental.

Os recursos hídricos são insumos ao desenvolvimento econômico e social de um país, pois são parte da produção de alimentos, energia, transporte e abastecimento. Os recursos hídricos e as políticas relacionadas são diretamente afetados por fatores macroeconômicos do país e do mundo globalizado. Políticas cambiais, de restrição orçamentária, de subsídios, assim como acordos comerciais e de investimentos internacionais, podem afetar diretamente as políticas hídricas e representar uma das maiores dificuldades para o planejamento sustentável e continuado (CARTA DE BRASÍLIA, 2004).

Os recursos hídricos sofrem com a falta de regulação e com os impactos ambientais decorrentes de sua má utilização, que resultam em conflitos sobre disponibilidade hídrica e causam degradação da qualidade da água. Grande parte desses problemas advém da dificuldade de muitos países estabelecerem políticas públicas consistentes e continuadas, capazes de propiciar formas de aproveitamento sustentável de suas disponibilidades hídricas. Infelizmente, as consequências de tais deficiências afetam particularmente as populações mais pobres (CARTA DE BRASÍLIA, 2004).

Devido a grande concentração urbana, vários conflitos e problemas têm sido gerados nesse ambiente, tais como: degradação e assoreamento dos mananciais; aumento de riscos das áreas de abastecimento com a poluição orgânica e química; contaminação dos rios por esgotos doméstico, industrial e pluvial; gerenciamento inadequado da drenagem urbana a coleta e disposição do lixo urbano. Esses problemas, por sua vez, resultam em prejuízos econômicos e forte degradação da qualidade de vida, com retorno de doenças de veiculação hídrica (TUCCI, 2003).

A grande oferta fez da água a substância ideal para ser empregada como solvente universal na limpeza e transporte de praticamente todos os resíduos gerados pelo homem. Ao redor do mundo, as cidades foram se estabelecendo e crescendo próximas a grandes cursos d'água. Até os dias atuais, após seu uso

nas mais diversas atividades, a água é geralmente descartada para o corpo receptor mais próximo, muitas vezes sem que passe por qualquer tipo de tratamento. É válido afirmar que o baixo custo associado ao uso de enormes quantidades de água tem sido um dos pilares do desenvolvimento de nossa sociedade (REBOUÇAS et al, 1999).

Tão ou mais importante que a questão envolvendo a quantidade de água disponível, apresenta-se também a questão da qualidade da água disponível. A poluição das águas é principalmente fruto de um conjunto de atividades humanas, sendo que os poluentes alcançam águas superficiais e subterrâneas de formas bastante diversas. Este aporte é arbitrariamente classificado como pontual ou difuso, principalmente para efeito de legislação.

Fontes pontuais estão geralmente associadas ao descarte de efluentes a partir de estações de tratamento de efluentes industriais, estações de tratamento de esgoto e fossas sépticas, o que facilita o sistema de coleta através de rede ou canais. Estas fontes são de identificação bastante fácil e podem ser monitoradas e regulamentadas. Ao contrário, as fontes difusas apresentam características bastante diferenciadas. Elas se espalham por inúmeros locais e são particularmente difíceis de serem determinadas, em função das características intermitentes de suas descargas e também da abrangência sobre extensas áreas. Fontes difusas incluem o escoamento superficial de áreas agrícolas, deposição atmosférica seca e úmida (BUNCE, 1994).

A quantificação da carga poluidora que afluí a um corpo d'água é um elemento fundamental para qualquer manejo que objetive a conservação e o uso sustentável da água. Essa afirmativa se torna mais evidente quando se trata de um manancial de abastecimento público. Através da análise integrada entre os dados de qualidade da água e as características de uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica, juntamente com a distribuição da população urbana e a disponibilidade de infra-estrutura urbana e industrial, torna-se possível definir relações de causa e efeito entre as condições de ocupação da bacia e a qualidade das águas (TUNDISI, 2000).

Em geral, a fonte de poluição pontual pode ser reduzida ou eliminada através de tratamento apropriado para posterior lançamento em um corpo receptor.

Krushe e colaboradores (2002) observaram que o aporte de esgoto urbano bruto e tratado foi responsável pelo aumento do nitrogênio orgânico e pelo aumento da taxa de crescimento da comunidade fitoplanctônica na Bacia do Rio Piracicaba em São Paulo. Nesta região Willians e colaboradores (2001) mostraram que o aporte de esgoto bruto foi o principal aspecto responsável pela deterioração, mesmo com uma ocupação de cerca de 5% das áreas das bacias urbanizadas. Segundo os autores, nesta região apenas 16% do esgoto doméstico recebia tratamento, o que representava um aporte de matéria orgânica de áreas urbanizadas.

Silva (2004) demonstrou que apesar da densidade industrial da Bacia do Rio Atibaia, região de Paulínia e Campinas, em São Paulo, o aumento da matéria orgânica e nitrogênio amoniacal responsável pela deterioração da bacia foi em virtude do esgoto bruto advindo da cidade de Campinas via Ribeirão Anhumas.

A maioria dos estudos no Brasil sobre caracterização de aporte de fontes pontuais está associada a esgoto doméstico, havendo uma carência grande de trabalhos relacionados à identificação de fontes pontuais de origem industrial, pois se acredita que a maioria das indústrias estão de acordo com a legislação vigente.

Em países mais desenvolvidos, onde a questão de tratamento de esgotos já foi parcial ou totalmente resolvida, o maior problema relacionado à poluição de corpos aquáticos naturais reside no controle de fontes difusas (D'ARC e FROST, 2001). Nos Estados Unidos, por exemplo, a ocorrência de fontes difusas é o principal motivo pelo qual cerca de 40% dos rios lagos e estuários não se encontram limpos o suficiente para pesca e recreação (U.S.EPA, 2005).

Ao contrário das fontes pontuais, as fontes difusas, ou não pontuais caracterizam-se por apresentarem múltiplos pontos de descarga resultantes do escoamento em áreas urbanas e ou agrícolas associadas aos períodos de chuva, atingindo concentrações bastante elevadas de poluentes que chegam aos corpos de água de forma intermitente (BUNCE, 1994). Devido às estas características, a identificação destas fontes constitui um grande desafio para estudos ambientais.

As principais fontes que contribuem para o aporte de contaminantes de maneira difusa são a lixiviação de compostos do solo e a drenagem de águas pluviais em ambientes rurais e urbanos (MITCHELL, 2005). Em áreas rurais, as cargas difusas podem surgir a partir de atividades agrícolas por meio da

contaminação da água por fertilizantes ou pesticidas aplicados ao solo (GONÇAVES et al., 2000). Em regiões urbanas e industriais, as águas de drenagens podem carrear uma grande variedade de espécies potencialmente tóxicas para os corpos receptores. Aliado ao fato da elevada impermeabilização do solo, a taxa de infiltração da água é diminuída e conseqüentemente, o escoamento na superfície torna-se maior provocando processos erosivos nas margens dos rios, contribuindo para a diminuição da qualidade da água nos corpos receptores à jusante, ou mesmo em áreas urbanas (TUCCI, 2003).

A Figura 1 mostra as principais fontes de aporte de fontes pontuais e difusas encontradas geralmente na maioria das bacias hidrográficas.

As principais categorias de poluentes que compõem cada classe, conforme definido por Davis e Cornwell (1998), podem ser observadas na Tabela 1, onde os poluentes de maior representatividade incluem: material orgânico que causa a deficiência de oxigênio nos corpos d'água; nutrientes, que provocam o excessivo crescimento de algas nos lagos, reservatórios, rios e mares; os organismos patogênicos; material em suspensão; metais pesados; material orgânico tóxico.



**Figura 1.** Fontes de origem pontual e difusa em bacias hidrográficas.  
Fonte: LIMA, 2001.

**Tabela 1.** Categoria dos principais poluentes por fontes emissoras.

Categorias dos poluentes	Fontes Pontuais		Fontes Difusas	
	Esgoto Doméstico	Esgoto Industrial	Escoamento Agrícola	Escoamento Urbano
Material Orgânico	X	X	X	X
Nutrientes	X	X	X	X
Patogênicos	X	X	X	X
Sólidos Suspensos/Sedimentos	X	X	X	X
Sais		X	X	X
Metais Tóxicos		X		X
Materiais Orgânicos Tóxicos		X	X	

Fonte: (DAVIS e CORNWELL, 1998).

O material orgânico define-se como qualquer composto susceptível a oxidação no corpo receptor com consumo do oxigênio molecular. Este material é geralmente composto por matéria orgânica biodegradável, mas inclui certos compostos inorgânicos. O consumo de oxigênio dissolvido - OD é uma ameaça às formas de vida aquática que dependem do oxigênio para viver. Os níveis críticos de oxigênio variam entre espécies mais exigentes, como as trutas que requerem cerca de  $7,0 \text{ mg L}^{-1}$  de OD, até as menos exigentes, como as carpas e cascudos que podem sobreviver com até  $3,0 \text{ mg L}^{-1}$  (DAVIS e CORNWELL, 1998).

O nitrogênio e o fósforo, presentes nos rios e lagos, constituem dois nutrientes básicos que dão suporte à cadeia alimentar. Os problemas advindos do aumento das concentrações desses elementos refletem na proliferação de algas, no efeito tóxico da amônia nos peixes e nos déficits de oxigênio consumido nesse processo (FERRIER *et al.*, 2001).

A presença dos coliformes está relacionada ao potencial de contaminação da água por patogênicos. Essas bactérias não são normalmente patogênicas, mas são organismos de presença obrigatória, em grande número, nos intestinos humanos, e, portanto, na matéria fecal, sendo, assim, utilizadas como organismos indicadores de contaminação fecal. A severidade da poluição não é determinada apenas pela quantidade desses poluentes, mas pela capacidade de assimilação

dos corpos d'água, que dependem das interações entre condições físicas, químicas e biológicas desse ambiente (FISHER *et al.*, 2000).

A ação antropogênica sobre o meio aquático tem se despontado como uma das maiores responsáveis por essas alterações, considerando que os rios vêm sendo, ao longo dos anos, utilizados como depositários de rejeitos. Os esgotos domésticos contribuem com elevadas cargas orgânicas, as indústrias com uma série de compostos sintéticos e metais pesados e as atividades agrícolas respondem pela presença de pesticidas e excesso de fertilizantes na água. Segundo Branco (1983), as alterações da qualidade da água representam uma das maiores evidências do impacto das atividades humanas sobre o corpo hídrico.

As diferentes formas de aporte tornam, na prática, inexequível uma análise sistemática de todos os poluentes que possam estar presentes nas águas superficiais. Por isso, são selecionados parâmetros físicos, químicos e microbiológicos de qualidade de água mais representativos, que são monitorados sistematicamente em estações de amostragem.

De maneira geral, observa-se uma grande dificuldade para avaliar as tendências temporais e espaciais da qualidade da água, utilizando-se os dados de caracterização disponíveis. Os principais motivos para este problema estão representados pela arbitrária natureza das amostragens e pelo fracasso generalizado no cálculo da variabilidade das condições históricas da qualidade, decorrente do fenômeno hidrológico (HINES *et al.*, 1990).

Tem se verificado que as cargas de poluentes medidas nas seções de controle de qualidade da água são bem menores que os previstos. As cargas de contaminantes sejam de fontes pontuais ou de fontes difusas sofrem algum tipo ou grau de redução entre a fonte emitente e a chegada ao corpo principal, onde é medida. Na realidade esta atenuação ocorre nos arroios e canais que conduzem as drenagens contaminadas e, posteriormente, pelo poder de autodepuração do próprio corpo d'água (DELUCAS & PRATES, 1996).

### 1.1. POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS

A Lei 9433/97 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH e, atendendo ao preceito constitucional, criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGREH (MMA, 2004). A PNRH objetiva

assegurar, à atual e às futuras gerações, a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável; e a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais (MMA, 2003).

Essa Política organiza sistematicamente a área de recursos hídricos no âmbito nacional e consolida os conceitos de gestão integrada e de visão sistêmica da água. Entre suas diretrizes está a articulação do planejamento dos recursos hídricos com os planejamentos local, estadual e nacional, e, ainda, a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental definindo cinco instrumentos básicos para o gerenciamento destes recursos:

- i. o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- ii. a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos;
- iii. a cobrança pelo uso dos recursos hídricos;
- iv. o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

O enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água, possibilita a gestão sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos aspectos de qualidade e quantidade, já que a concentração de poluente está relacionada à vazão do corpo hídrico (RODRIGUES, 2005). Desta forma, o gerenciamento dos recursos hídricos tendo em vista o binômio: quantidade e qualidade estão condicionados à outorga de uso da água para captação e lançamento de efluentes.

Ressalta-se que o enquadramento não representa especificamente um processo de classificação do estado atual da qualidade do corpo d'água, mas uma meta a ser alcançada a médio e longo prazo. Portanto, deve ser visto como instrumento de planejamento com flexibilidade de adotar metas intermediárias, objetivando alcançar efetivamente a meta final de qualidade para o corpo hídrico (NEVES, 2005).

A legislação que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água em classes de usos e dá as diretrizes gerais para o enquadramento é a Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Segundo o Artigo 42 desta resolução,

enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces deverão ser consideradas Classe 2.

A utilização de esquemas de classificação dos corpos d'água permite uma melhor explicação da relação entre os usos da água e objetivos de qualidade pretendidos. É muito comum que os objetivos de qualidade da água sejam expressos ou agrupados em classes de uso. Desta maneira, permitem que sejam definidas estratégias comuns para usos como objetivos e qualidades semelhantes. A classificação dos corpos hídricos é a combinação dos instrumentos objetivos de qualidade e padrões ambientais, ou critérios de qualidade da água (RODRIGUES, 2005).

Um esclarecimento relevante sobre essa norma está contido no seu art. 8, que diz respeito ao conjunto de parâmetros de qualidade de água a serem selecionados para subsidiar a proposta de enquadramento. Estes deverão ser monitorados periodicamente, sendo selecionados os mais representativos dos impactos ocorrentes tendo em vista as atividades que ocorrem na bacia hidrográfica. Portanto, deve-se lembrar que não se pode planejar uma ação com muitas metas a serem atendidas: é preciso trabalhar com poucos parâmetros.

As diretrizes ambientais para o enquadramento estão listadas no artigo 38 da Resolução CONAMA nº 357/05, que estabelece:

§ 1º O enquadramento do corpo hídrico será definido pelos usos preponderantes mais restritivos da água, atuais ou pretendidos.

§ 2º Nas bacias hidrográficas em que a condição de qualidade dos corpos de água esteja em desacordo com os usos preponderantes pretendidos, deverão ser estabelecidas metas obrigatórias, intermediária e final, de melhoria da qualidade da água para efetivação dos respectivos enquadramentos, excetuados nos parâmetros que excedam aos limites devido às condições naturais.

§ 3º As ações de gestão referentes ao uso dos recursos hídricos, tais como a outorga e cobrança pelo uso da água, ou referentes à gestão ambiental, como o licenciamento, termos de ajustamento de conduta e o controle da poluição, deverão basear-se nas metas progressivas intermediárias e finais aprovadas pelo órgão competente para a respectiva bacia hidrográfica ou corpo hídrico específico.

§ 4º As metas progressivas obrigatórias, intermediária e final, deverão ser atingidas em regime de vazão de referência, excetuados os casos de baías de águas salinas ou salobras, ou outros corpos hídricos onde não seja aplicável a vazão de referência, para os quais deverão ser elaborados estudos específicos sobre a dispersão e assimilação de poluentes no meio hídrico.

§ 5º Em corpos de água intermitentes ou com regime de vazão que apresente diferença sazonal significativa, as metas progressivas obrigatórias poderão variar ao longo do ano.

§ 6º Em corpos de água utilizados por populações para seu abastecimento, o enquadramento e o licenciamento ambiental de atividades a montante preservarão, obrigatoriamente, as condições de consumo.

De modo a auxiliar na elaboração do plano de enquadramento de recursos hídricos, foi editada a Resolução CNRH nº 12, de julho de 2000 que dispõe sobre o estabelecimento de procedimentos para a realização do enquadramento de corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes, de forma a subsidiar a implementação deste instrumento de gestão.

A cobrança pelo uso dos recursos hídricos vem reafirmar que a água é um recurso natural limitado dotado de valor econômico, a arrecadação deverá financiar programas de recuperação pelo próprio comitê gestor, além de indiretamente proporcionar a racionalização do uso (RODRIGUES, et al., 2003).

Ressalta-se que o sistema de cobrança age como um inibidor ao poluidor: quanto menos ele lança, menos paga. Ajuda também a equalizar, com maior eficiência econômica, os níveis de tratamento adotados. Para aqueles poluidores cujo tratamento é barato e simples, vale a pena oferecer altos índices de redução, e para aqueles em que o tratamento é mais oneroso, as taxas de redução tenderão a ser menores, mas sua contribuição para a arrecadação é maior; assim se combinam racionalidade, eficiência e uma melhor alocação de custos (PORTO, 2002).

Ainda segundo Porto (2002), na grande parte dos casos, o poluidor terá de tratar seus efluentes e ainda pagar pelo remanescente lançado; ora, fica mais barato para ele se submeter ao mecanismo puro de comando-controle onde ele

só tem despesas com o tratamento e isto tem feito a indústria, em todo mundo, tentar bloquear a implantação do sistema de cobrança.

A Resolução nº 219, de 6 de junho de 2005 da Agência Nacional de Águas (ANA, 2005) decidiu que a “análise técnica para emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos para fins de lançamento de efluentes em cursos de água de domínio da União, a Superintendência de Outorga e Cobrança somente avaliará os parâmetros relativos à Temperatura, à Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO e, em locais sujeitos à eutrofização, ao Fósforo ou ao Nitrogênio”.

A Lei nº 9.433/97 estabelece em seu artigo 25 que o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão. O levantamento de dados precisos e idôneos sobre os corpos hídricos em nível nacional ou regional é de importância ímpar para o sucesso da aplicação efetiva da Política Nacional de Recursos Hídricos, pois as medidas de preservação e conservação da qualidade e quantidade da água a serem adotadas devem ser fundamentadas em informações consistentes e confiáveis.

A hierarquização dos instrumentos de gestão começa pelo sistema de informação, dada sua relevância como subsídio para a implementação dos demais instrumentos, observando-se o seguinte ordenamento lógico-temporal: enquadramento, plano de bacia, outorga e cobrança pelo uso da água (SOUSA, 2004).

No artigo 11 da referida Lei são apresentados os objetivos do regime de outorga, a saber: assegurar o controle quantitativo e qualitativo do uso da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água.

Para atingir estes objetivos, existe a necessidade de se estabelecer o equilíbrio entre as demandas e prioridades dos vários usuários e a garantia de vazões mínimas para assegurar a preservação da qualidade ambiental. Portanto, para que seja possível definir claramente os direitos de uso de vários usuários, é preciso saber qual a disponibilidade e qualidade da água a ser utilizada dos mananciais (MMA, 2004)

Dentro desse contexto, urge a necessidade de implementação de uma rede de monitorização em nível nacional com abrangência municipal para que se

possam tomar decisões pautadas em informações confiáveis e acima de tudo de qualidade. Avaliando os pontos de monitoramento existentes, e mesmo inserindo novos pontos em função das atividades desenvolvidas ao longo de uma bacia hidrográfica.

## 1.2. RIO TIBAGI

A bacia hidrográfica do Tibagi nasce no município de Palmeira, no segundo Planalto Paranaense, a 1.150 metros de altitude. Percorre 550 km até sua foz, no terceiro planalto, a uma altitude de 334 m, depositando suas águas na bacia do Rio Paranapanema, divisa com o estado de São Paulo. Este desnível (800 m) caracteriza um rio de forte correnteza, o que explica a origem indígena do seu nome (Tibagi: rio de correnteza). A sua vazão máxima é de 6.828 m<sup>3</sup>/s, enquanto a média é de 216 m<sup>3</sup>/s. Durante este trajeto o Tibagi passa por três planaltos que influenciam diretamente suas características físicas (STIPP, 2000). No Primeiro Planalto, em suas cabeceiras apresenta uma forte declividade, uma sucessão de espigões e vales profundos na forma de 'V'.

O Segundo Planalto caracteriza-se por relevos tabulares em forma de *cuestas* e plataformas dissecadas. Os solos são pouco profundos e de baixa fertilidade.

O Terceiro Planalto, na parte baixa do Tibagi, é uma região de rochas eruptivas básicas da Formação Serra Geral. Os solos são férteis e profundos com relevo suave ondulado. O clima da região é subtropical úmido, sem estação seca (Cf). A média anual de chuva é de 1.550 mm e a térmica é de 18°C na parte superior. Na parte média da Bacia a média anual de chuva aumenta para 1.700 mm e a térmica sobe para 19,5°C. Na parte baixa do Tibagi a média anual de chuva é 1.600 mm e a média térmica é 21° C (MENDONÇA, 2000).

Alto Tibagi é dividido em sub-regiões: a sub-região (Alto Tibagi I) inclui os municípios de Reserva, Irati e Ventania, caracterizada por pecuária extensiva, estrutura fundiária diversificada e degradação ambiental média a elevada; outra sub-região (Alto Tibagi II), de Ponta Grossa e Teixeira Soares, caracterizada por concentração industrial, com policultura e elevada degradação ambiental; outra sub-região (Alto Tibagi III), de Porto Amazonas, caracterizado pelo predomínio de matas, pastagens naturais, baixa aptidão agrícola e degradação ambiental baixa; e finalmente, uma sub-região (Alto Tibagi IV), de Castro e Piraí do Sul, de

predomínio de matas, pastagens naturais, alta aptidão agrícola e degradação ambiental média e baixa (STIPP, 2000; BARROS e MENDONÇA, 2000).

A bacia é relativamente industrializada, com pólos industriais em Ponta Grossa e Londrina. As indústrias, em sua maioria, estão ligadas a agropecuária: óleos comestíveis, laticínios, frigoríficos, papel, bebidas, têxteis e outras. Na Figura 3, estão destacadas as regiões da bacia, tipos de indústrias e índice de desenvolvimento humano IDH.

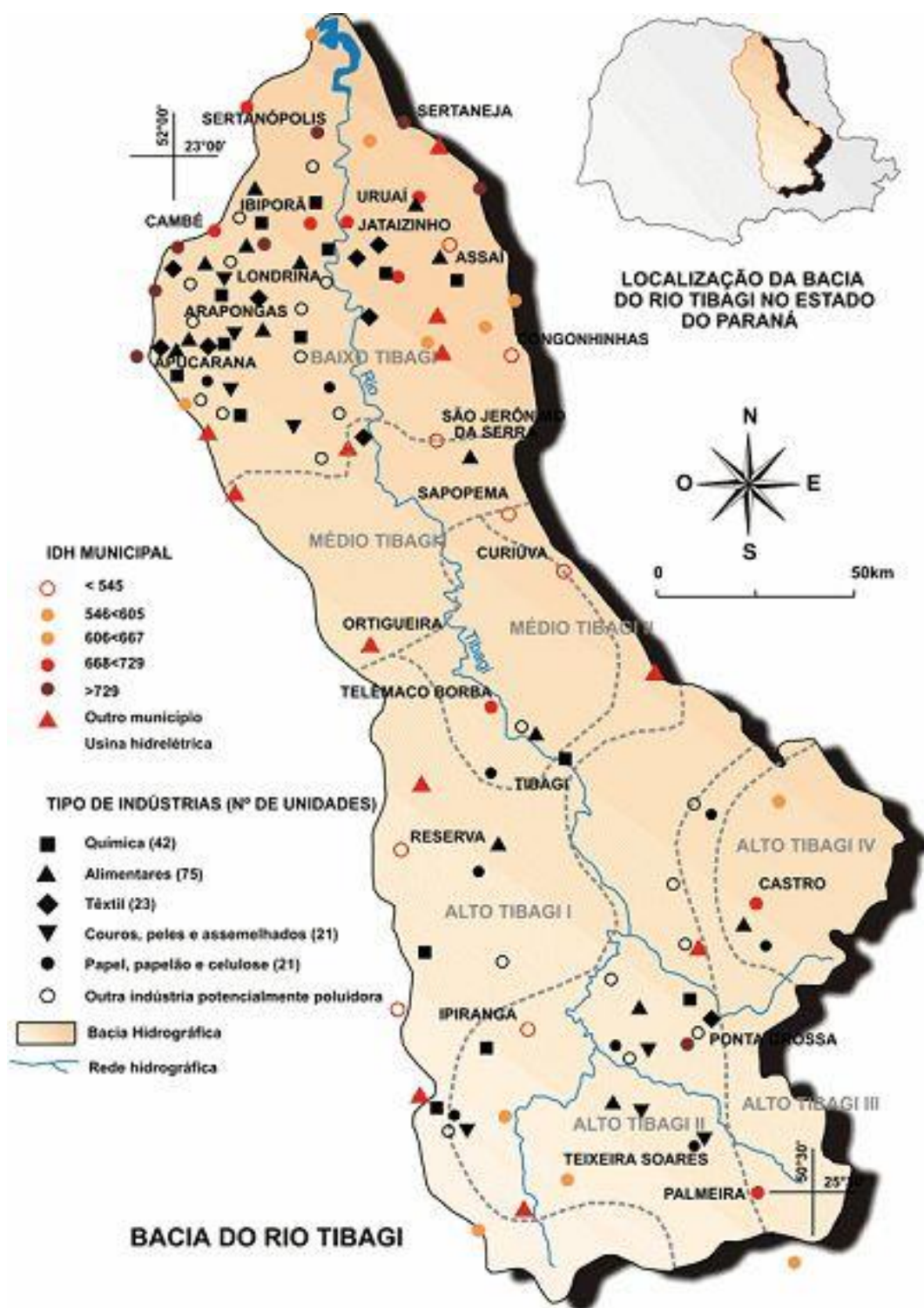
No estado do Paraná, mais especificamente, a bacia hidrográfica do Tibagi, nasce no município de Palmeira, a oeste da escarpa devoniana, sofre a primeira carga de efluentes no distrito industrial da cidade de Ponta Grossa que é composta basicamente de indústrias que se caracterizam em sua grande maioria como agroindustriais sendo as demais de pequeno porte e de natureza diversificada.

O perfil da indústria paranaense, em relação ao meio ambiente, revela a existência de algumas questões ambientais importantes que precisam ser incrementadas para manter e melhorar o nível de competitividade da nossa indústria, frente aos novos desafios decorrentes de uma economia globalizada e cada vez mais exigente em relação à responsabilidade das empresas e os impactos ambientais de suas atividades, produtos e serviços (BAPTISTA *et al.*, 1999).

As indústrias localizadas neste distrito, em sua grande maioria, utilizam a água do rio nos seus processos industriais. Segundo relatório principal do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Tibagi (2005). A carga poluidora industrial potencial é de 118.467 kg DBO/dia, sendo que apenas 15.330 kg DBO/dia são efetivamente lançados nos cursos d'água. A maior carga de DBO é de Londrina, seguida de Ponta Grossa. As cargas industriais de DBO foram calculadas em função de dados de caracterização do rio levantados em 1993 e correlacionados proporcionalmente ao crescimento do PIB da região de Ponta Grossa para o ano de 2005. Neste estudo a qualidade da água do rio foi classificada como classe 3 (DBO de 10 mg L<sup>-1</sup>). Essas duas cidades foram selecionadas como cidades meta para redução da carga poluente. Segunda a mesma fonte, a descarga de água residual industrial estimada para a cidade de Ponta Grossa é de aproximadamente 2.569 m<sup>3</sup>/dia com DBO 1.964 kg/dia.

O principal pólo industrial da bacia do rio Tibagi é representado pelas cidades de Londrina, com uma concentração de mais de 50% de empresas, e o pólo industrial de Ponta Grossa, que representa 11%. Até 2015, o setor industrial poderá ser ampliado, principalmente nas regiões de Londrina e Ponta Grossa, fator que obriga a busca de condições que permitam otimizar o uso da água e viabilizar o desenvolvimento regional auto-sustentado. No presente momento, estima-se um acréscimo de cerca de 95% na demanda de água para esta região (SUDERHSA, 2006).

A figura 3 destaca as principais regiões da bacia, que é dividida em: alto, médio e baixo Tibagi. Destacando as principais regiões com aspectos relacionados ao Índice de desenvolvimento humano (IDH), os tipos de atividades industriais relacionadas a cada região.



**Figura 2.** Índice de desenvolvimento humano, regiões e indústrias localizadas na bacia do Rio Tibagi.

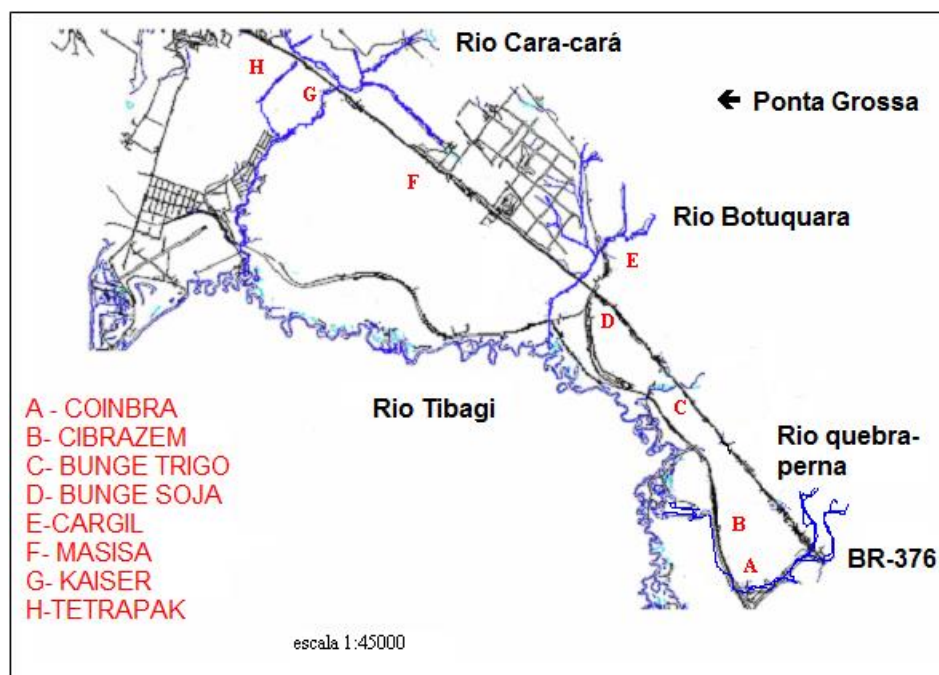
Fonte: STIPP, 2000.

A avaliação da situação da quantidade e qualidade das águas superficiais e subterrâneas da bacia, juntamente com as condições ecológicas em que ela se encontra, são fatores fundamentais para subsidiar o gerenciamento dos recursos hídricos. Assim, a equipe técnica da Agência deverá definir trechos de corpos

hídricos com situação de qualidade de água comprometida, em especial nas regiões de Ponta Grossa e Londrina. Para tanto, deverá se valer das informações do Índice de Qualidade da Água (IQA), disponível na Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (SUDERHSA) e de estudos de qualidade da água efetuados pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) (SUDERHSA, 2006).

O distrito industrial de Ponta Grossa foi inaugurado na década de 70, com a expansão da produção de soja no Paraná, as indústrias de beneficiamento se instalaram no distrito industrial, no final da década de 70, 40% da indústria de esmagamento e beneficiamento de soja do Brasil estava situada em Ponta Grossa, neste período recebeu o título simbólico de capital mundial da soja, atualmente possui um parque industrial diversificado, mas em sua maioria agroindustriais.

A maioria das indústrias geradoras de efluentes no distrito industrial situa-se entre a BR-376 e o rio Tibagi, ou seja, ao lado esquerdo de quem chega de Curitiba à Ponta Grossa (Figura 3). A única exceção é a indústria E, situada à direita da rodovia. A distância entre a indústria A e a indústria H é de aproximadamente 12 km, conforme Figura 3.



**Figura 3.** Mapa esquemático com a localização das industriais geradoras de efluentes no distrito industrial de Ponta Grossa.

FONTE: Prefeitura Municipal de Ponta Grossa.

As indústrias geradoras de efluentes estão localizadas a margem esquerda da BR-376 sentido Curitiba-Ponta Grossa entre a estrada e o Rio Tibagi. As fotos aéreas foram adquiridas junto a Secretaria Municipal do Meio Ambiente, bem como as informações sobre o perfil produtivo de cada indústria instalada na região, descritas a seguir:

A) Comércio de Indústrias Brasileiras (COINBRA)

A COINBRA (Figura 4) tem como atividade no processamento de soja, esmaga aproximadamente 2500 toneladas/dia e produz: farelo de soja, óleo refinado, lecitina e tocoferol. Capta água do rio Tibagi para suas atividades produtivas. Segundo o manual de outorgas SUDHERSA, (2006) o consumo de água para esmagamento e refino de óleo de soja é da ordem de 400 litros por tonelada produzida. Não possui controle interno nas análises de seus efluentes. Normalmente realiza um intervalo para manutenção em Janeiro. É a primeira indústria localizada entre a BR-376 e o Rio Tibagi.



**Figura 4.** Vista aérea, em destaque a indústria esmagadora de soja COINBRA, abaixo a BR- 376 que liga Curitiba à cidade de Ponta Grossa.

B) Companhia Brasileira de Armazenagem de Grãos (CIBRAZEM)

A CIBRAZEM (Figura 5) tem como atividade o armazenamento de grãos, tem capacidade de armazenar aproximadamente 500 mil toneladas. Situa-se ao lado da COIMBRA e pelas informações fornecidas pelo IAP não possui efluente

industrial. Foi realizada investigação ao redor de dependências e não foi encontrado vestígio de saída de esgoto sanitário.



**Figura 5.** Vista aérea da companhia brasileira de armazenamento de grãos (CIBRAZEM)

#### C) BUNGE – Divisão trigo

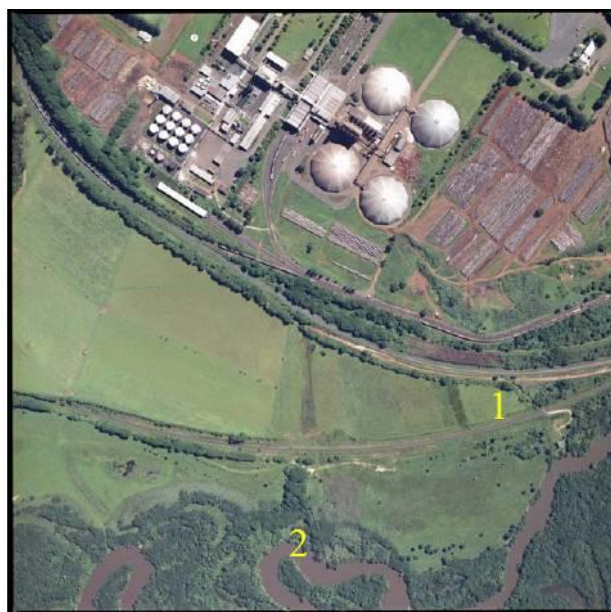
A unidade da BUNGE situada em Ponta Grossa foi fundada em 1975 é especializada na moagem de trigo para produção de farinhas especiais, mistura para pães, mistura para bolos e farelo para fins industriais. O moinho tem capacidade para produzir 800 toneladas de farinha por dia, moendo cerca de 30 toneladas por hora. Segundo informações coletadas junto ao IAP a indústria não possui efluente industrial. Entretanto foi detectada saída de esgoto sanitário em arroio que desemboca no Tibagi, a localização está em destaque na Figura 6.

#### D) BUNGE – Divisão Soja

A Unidade da BUNGE divisão soja (Figura 7), foi inaugurada em 1973, dedica-se à produção de óleo degomado, farelo de soja tostado e peletizado e lecitina de soja, visando atender o mercado nacional e internacional. Sua capacidade de armazenamento é de 3200 toneladas de soja dia, chegando a produzir cerca de 2500 toneladas de farelo de soja, 30 toneladas de lecitina e 600 toneladas de óleo degomado, realiza intervalo para manutenção no mês de janeiro. A água utilizada para os processos industriais é captada exclusivamente do rio Tibagi.



**Figura 6.** Foto aérea da indústria BUNGE divisão trigo, em destaque o ponto de saída de efluentes, abaixo o rio Tibagi.



**Figura 7.** Foto aérea da indústria esmagadora de soja BUNGE, em destaque (1) estação de captação de água, (2) chegada de efluentes ao rio Tibagi.

#### E) CARGILL AGRÍCOLA S/A

A Indústria CARGILL foi inaugurada em 1974, esmaga aproximadamente 2000 toneladas/dia de soja, produz óleo degomado, farelo e lecitina. A parada estratégica para manutenção ocorre normalmente em janeiro. Segundo informações da empresa realiza captação em água de poços artesianos e no rio Botuquara tributário do rio Tibagi. Executa análises internas e periódicas de DQO,

pH, óleos e graxas e oxigênio dissolvido, a montante e jusante do rio Botuquara. Caracterizada na Figura 8, acima da BR-376.



**Figura 8.** Vista aérea da indústria CARGILL, em destaque (1) ponto de lançamento de efluentes no rio Botuquara (2).

#### F) MASISA / MOTEL/ MAB / POSTO LOCATELLI

As empresas MASISA, Motel, MAB e Posto Locatelli não possuem efluentes líquidos segundo o IAP. A indústria MASISA foi implantada em 1998 com a incumbência de fabricar aglomerados MDF e melanina, retira água para seus processos de poços artesianos, a água basicamente é utilizada em caldeira e o resíduo é queimado e reaproveitado no processo. Nas incursões pelo rio Tibagi não foi encontrada saída de efluentes. O Motel possui fossa séptica não apresentando efluentes. A empresa MAB é uma metalúrgica que confecciona portões de ferro e o Posto Locatelli, segundo o IAP não apresenta efluentes. A Figura 9 apresenta à direita o Motel, ao centro o posto, à direita a metalúrgica e ao fundo a indústria de aglomerados.



**Figura 9.** Vista aérea da região onde se localizam: (1) Indústria de aglomerados MASISA, (2) Motel, (3) Indústria Metalúrgica MAB e (4) Posto Locatelli.

#### G) Cervejarias Kaiser do Brasil

A cervejaria Kaiser foi inaugurada em 20 de março de 1997, tem capacidade para produzir 250mil hectolitro (hl) de cerveja mês o que equivale a  $25.000\text{m}^3$  de cerveja mês, a unidade de Ponta Grossa capta a água para seus processos industriais de poços artesianos e do rio Tibagi.

De modo bastante genérico, tem-se que o consumo total de água numa cervejaria varia entre 4 e 10hl de água/hl de bebida. Estudos mais recentes estabelecem, para plantas européias, valores entre 3,7 e 8,0 hl de água/ hl de cerveja. Segundo levantamentos realizados junto às grandes cervejarias do Estado de São Paulo, este índice tem variado de 4 a 7 hl de água/hl de bebida (SANTOS & RIBEIRO, 2005).

Sua vazão de efluentes é na ordem de  $180\text{m}^3/\text{h}$  nos meses de verão e diminui em torno de 40% nos meses de inverno e destina seus efluentes para o rio Cara-cará tributário do rio Tibagi. Segundo dados fornecidos pela empresa, os valores de DQO e DBO são respectivamente  $40\text{ mg L}^{-1}$  e  $16\text{ mg L}^{-1}$ . O controle desses parâmetros é interno inclusive as características a montante e jusante do rio Cara-cará na saída dos efluentes. Na Figura 10 a seta indica a saída de efluentes.



**Figura 10.** Vista aérea da cervejaria Kaiser, em destaque ponto de lançamento dos efluentes no rio Cara-Cará.

#### H) Indústria de embalagens TETRAPAK.

Inaugurada em 1999 com capacidade de produzir 400 milhões de embalagens mês, capta água do rio Cara-cará e poço artesiano não possui efluente industrial e sim sanitário com uma vazão de  $2 \text{ m}^3/\text{h}$  que é lançado no rio Cara-cará, possui controle interno diário de sólidos sedimentáveis, pH e oxigênio dissolvido e seus parâmetros de DQO e DBO variam respectivamente de 50 a 20  $\text{mg L}^{-1}$ . Na Figura 11, localiza-se na parte inferior abaixo da rodovia. A indústria situa-se a 1 km da entrada da cidade.



**Figura 11.** Foto aérea da região, em destaque a indústria de embalagem TETRAPAK.

Na Figura 12 está localizada a bacia do rio Tibagi, com seus afluentes, na região do distrito industrial de Ponta Grossa, com destaque a localização das indústrias geradoras de efluentes.



**Figura 12.** Foto de satélite do distrito industrial de Ponta Grossa. Em destaque os afluentes e a localização das indústrias geradoras de efluentes na bacia do rio Tibagi.  
Fonte: GOOGLE EARTH, 2007.

Para levantamento das cargas dos efluentes industriais na região estudada, foi estabelecido contato com o IAP de Ponta Grossa e as informações obtidas foram imprecisas, possivelmente se valeram da Legislação Federal de Meio Ambiente (Lei 6.938/81), que determina a observância do sigilo das informações industriais pelos órgãos públicos.

Em função deste entrave os dados sobre a carga dos efluentes industriais citados neste trabalho foram obtidos a partir da consulta às indústrias localizadas na região.

Na Tabela 2 encontram identificadas as indústrias e as cargas dos seus efluentes, com características de vazão, pontos de lançamento, distância em relação a entrada da cidade e informações de vazão e carga de DBO e DQO, dados levantados junto ao gestores das indústrias em 2005.

Tabela 2. Caracterização da carga de efluentes do distrito industrial de Ponta Grossa

<b>Indústria</b>	<b>Distância<sup>1</sup> (km)</b>	<b>Efluente (tipo)</b>	<b>Vazão m<sup>3</sup>/h</b>	<b>DBO mg L<sup>-1</sup></b>	<b>DQO mg L<sup>-1</sup></b>	<b>Lançamento (local)</b>
COIMBRA	12	Industrial	25	220	350	Quebra- perna
CIBRAZEM	11	Não* informado				Tibagi
BUNGE trigo	9	sanitário	2			riacho
BUNGE soja	8	Industrial	45	33	98	Tibagi
CARGILL	7,5	Industrial	20	20	50	Botuquara
MASISA	3	Não* informado				Tibagi
KAISER	1	Industrial	180	16	40	Cara-Cará
TETRAPAK	0,5	Sanitário	2	20	50	Cara-Cará

\*não informado pelos gestores das indústrias e pelo IAP.

1. distância em relação à entrada da cidade de Ponta Grossa

Somando as vazões dos efluentes de todas as indústrias pesquisadas temos um valor de 274 m<sup>3</sup>/hora o que equivale a 6.576 m<sup>3</sup>/dia. Este resultado é superior ao estimado pelo Plano Diretor dos Recursos Hídricos da Bacia do Rio Tibagi que estimava uma vazão industrial de 2.569m<sup>3</sup>/dia, para o ano de 2005, citados neste trabalho.

As cargas de poluição/contaminação são expressas em kg/dia sendo o resultado da multiplicação da vazão pela concentração do parâmetro de interesse. Considerando que as cargas de DBO<sub>5</sub> geradas pelas indústrias é aproximadamente igual a 0,309Kg DBO/dia com uma vazão de 6.576m<sup>3</sup>/dia, o valor resultante é de 2.031kg DBO/dia, lançados nos tributários e no rio Tibagi,

em aproximadamente 12 Km de rio. O valor encontrado se aproxima do valor estimado para 2005 de 1.964kg.DBO/dia

Os dados que foram fornecidos pelas indústrias referem-se a plena capacidade das mesmas. Considerando que o máximo de carga orgânica permitido pela PORTARIA 005/96 do Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 2008), expresso em DBO, é  $50 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$  teríamos a seguinte situação de 1.644 Kg DBO/dia no local.

No trecho do rio além das indústrias, na outra margem existe atividade agrícola e pecuária que são consideradas fontes difusas que influenciam as características do corpo hídrico, principalmente em períodos de elevada precipitação pluviométrica.

De acordo com a Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental-SUDERHSA, que faz o monitoramento da bacia do rio Tibagi desde 1987, existem oito estações de coleta de amostras na bacia. A primeira (Uvaia, TI-01-Rio Tibagi), se localiza a aproximadamente 36 km da cidade de Ponta Grossa, onde se avalia a carga residual de toda a cidade de Ponta Grossa estimada para 2005 em 14.573 kg DBO/dia, sendo classificada como região moderadamente comprometida classe II, o que contradiz os dados estimados pelo Plano Diretor de Recursos hídricos que classifica o Rio Tibagi na região de Ponta Grossa como Classe III.

A carga residual gerada no distrito industrial de Ponta Grossa durante o percurso sofre atenuação dos afluentes e da disseminação dos contaminantes provocando um processo de autodepuração, comprometendo a avaliação específica das condições de qualidade da água no distrito industrial de Ponta Grossa.

Segundo o relatório do Plano Diretor da Bacia Hidrográfica do rio Tibagi, a última caracterização físico-química realizada neste rio na Região de Ponta Grossa, data de 1993, onde os dados analíticos ficaram restritos as determinações de DBO e indicadores de crescimento. Os indicadores de crescimento previam uma população para 2005 em Ponta Grossa de 269.880 habitantes com uma carga de esgoto doméstico de aproximadamente  $28.068 \text{ m}^3$  com carga orgânica de 14.573 kg DBO/dia.

Os indicadores de crescimento comumente utilizados, como o produto nacional bruto (PNB) e as medições dos fluxos individuais de poluição e de

recursos, não dão indicações adequadas de sustentabilidade. Os métodos de avaliação das interações entre diferentes parâmetros setoriais ambientais, demográficos, sociais e de desenvolvimento não estão suficientemente desenvolvidos ou aplicados para que possam ser utilizados como base sólida nas tomadas de decisões citadas na Agenda 21 da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro (CNUMAD, 1992).

Ponta Grossa possui uma situação cômoda em relação à maioria das cidades do Brasil, pois possui a Bacia do Rio Alagados para captar água para o abastecimento público e utiliza o Rio Tibagi para lançar cargas poluidoras. A água do rio Tibagi é captada para abastecimento pelas seguintes cidades: Tibagi, Telêmaco Borba, Cambé e Londrina.

O conflito mais polêmico da bacia atualmente é o da construção de uma usina hidrelétrica (UH) em São Jerônimo da Serra, no curso médio do Tibagi. O Plano do Setor Elétrico Nacional até 2015 prevê a construção de sete usinas hidrelétricas pela Companhia Paranaense de Energia Elétrica (COPEL) no Rio Tibagi e em cinco áreas indígenas, nos municípios de Ortigueira, Tamarana e São Jerônimo da Serra (duas reservas: uma de 410 habitantes e 3.751 hectares e uma de 265 habitantes e 1.339 hectares) e Telêmaco Borba.

Apesar de inúmeras ações públicas referentes a fraudes no estudo de impacto ambiental conduzidas pelo Ministério Público Federal em Londrina contra a instalação de usinas hidrelétricas no curso médio do Rio Tibagi, o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) em 24/03/2008 autorizou a licença de instalação da Usina Hidrelétrica de Mauá, que será construída entre os municípios de Telêmaco Borba e Ortigueira na região, no curso médio do Tibagi. O projeto da usina compreende uma barragem com 85 metros de altura e 700 metros de comprimento e vai formar um reservatório com 84 Km<sup>2</sup>. O aproveitamento terá potência instalada de 361 megawatts, energia suficiente para atender o consumo de uma cidade de 1 milhão de habitantes, com previsão de término em 2011 (AEN, 2008)

Margulis (1996) pondera que a construção de usinas hidrelétricas acarreta impactos significativos sobre o meio ambiente, cuja dinâmica espaço-temporal de propagação se manifesta tanto na área do lago artificial, como no rio a jusante da

represa. Em ambos os casos, esses impactos atingem os meios físico, biótico, social e econômico com uma propagação a curto, médio e longo prazo.

São inúmeras as conseqüências sobre a qualidade das águas de um trecho de rio advindas de sua transformação em reservatório. A variabilidade sazonal e regime anual das vazões do rio deverá se alterar com a construção de reservatório com capacidade de regularizar o fluxo, com vistas a atender a demanda, seja para irrigação, geração de energia elétrica ou outros fins. Desta forma há a perturbação do hidroperíodo à jusante do reservatório. O reflexo direto da mudança na qualidade da água a jusante, decorrente da alteração do regime de vazões, é o fato de que fluxos relativamente constantes podem criar temperaturas constantes na água, o que irá afetar diversas espécies aquáticas que dependem da variação da temperatura para sua reprodução (BENETTI e TUCCI, 2006). Analisando outra escala de tempo, a descarga de terminadas usinas hidrelétricas pode variar de forma brusca diariamente ou mesmo durante horas, em função da demanda de energia, o que pode ser um fator significativo no aumento da erosão das barrancas.

O alagamento de áreas com presença de grandes massas orgânicas pode representar profundas alterações nas características bióticas das águas represadas podendo ocasionar condições ambientais negativas, em função da densidade da vegetação submersa, quando do enchimento do reservatório, há formação de um leito de folhas e ramos caídos das árvores que morrem neste processo o que traz como conseqüência a lenta decomposição da matéria orgânica sedimentada, contribuindo para elevação do consumo de oxigênio na água armazenada. Caso não haja uma condição de mistura no reservatório, este consumo excessivo afetará diretamente a vida aquática (BENETTI & TUCCI, 2006). Este processo pode levar o corpo d'água a um processo de eutrofia, não só na fase de alagamento da represa, mas continuamente durante sua vida útil.

Tais efeitos podem também ser transferidos para o rio à jusante, dependendo do tipo de extravasor e sua lei de operação e da cota de tomada d'água das turbinas. Grande parte das usinas hidrelétricas retira a água que movimentam suas turbinas no fundo das represas, de forma a aproveitar ao máximo a carga hidráulica. Este fato talvez seja o maior problema para a manutenção da qualidade das águas a jusante ao reservatório, principalmente se este se encontrar em condições de estratificação térmica. Neste caso as águas do rio a jusante do

barramento não são adequadas para usos consultivos pela população e nem para suportar plenamente o ecossistema aquático original (MARGULIS, 1996).

O controle de ecossistemas vem se tornando cada vez mais caro, e um erro de julgamento pode trazer mais prejuízos do que soluções, tanto com relação ao meio ambiente quanto com relação ao custo para corrigir falha. Tudo isso gera a necessidade de ferramentas que tornem a análise mais ampla e eficiente e auxiliem na tomada de decisões (TUCCI, 2003).

A capacidade de prognóstico pode orientar os Comitês de Proteção de Ambiental de Bacias Hidrográficas, fornecendo reorientações e dando condições para o desenvolvimento de estratégias adequadas e opções como: diminuição nos custos de tratamento de água, interferência nos mecanismos de sistemas terrestre/sistema aquático, proteção da biodiversidade, de que tecnologia disporá e quais são os efeitos no funcionamento de ecossistemas aquáticos. De um gerenciamento setorial, com respostas urgentes para problemas como substâncias tóxicas ou contaminações diversas e localizadas temporal e espacialmente (TUNDISI, 2003).

### 1.3 CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO RIO TIBAGI (COPATI)

Os comitês de bacias hidrográficas são órgãos colegiados com atribuições normativas, deliberativas e consultivas a serem exercidas na bacia hidrográfica de sua jurisdição, que pode ser a totalidade de uma bacia hidrográfica, sub-bacia de tributário do curso principal, afluente desse tributário ou ainda bacias hidrográficas contíguas. A Lei nº 9.433/97, em seu artigo 38, define como competência dos comitês de bacia hidrográfica:

- i. Promover o debate das questões relacionadas a recursos hídricos e articular a atuação das entidades intervenientes;
- ii. Arbitrar, em primeira instância administrativa, os conflitos relacionados aos recursos hídricos;
- iii. Aprovar o Plano de Recursos Hídricos da bacia;
- iv. Acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos da bacia e sugerir as providências necessárias ao cumprimento de suas metas;
- v. Propor ao CNRH e aos CERH as acumulações, derivações, captações e lançamentos de pouca expressão, para efeito de isenção da

obrigatoriedade de outorga de direitos de uso de recursos hídricos, de acordo com seus domínios;

vi. Estabelecer os mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos e sugerir os valores a serem cobrados;

De acordo com a Lei nº 9.433/97, art 39, os Comitês de Bacia Hidrográfica serão compostos por representantes:

i. Da União; Dos estados e do Distrito Federal cujos territórios se situem, ainda que parcialmente, em suas respectivas áreas de atuação;

ii. Dos municípios situados, no todo ou em parte, em sua área de atuação;

iii. Dos usuários das águas de sua área de atuação;

iv. Das entidades civis de recursos hídricos com atuação comprovada na bacia.

O consórcio intermunicipal de proteção ambiental do rio Tibagi (COPATI), foi fundado em setembro de 1989, originado principalmente pela redução significativa das espécies de peixes no trecho baixo do rio Tibagi e a discussão sobre suas causas. As discussões iniciais ocorreram principalmente entre os prefeitos de Ibiporã e Jataizinho, assim como o chefe regional da SUREHMA e representantes da indústria Klabin de papel e celulose e a Universidade Estadual de Londrina (UEL). As suas áreas de atuação foram definidas como a gestão ambiental, proteção à biodiversidade, manejo de recursos hídricos e a educação ambiental (COPATI, 2007).

A atuação da empresa Klabin foi fundamental nesta fase, iniciou um investimento que totalizava um milhão de dólares apenas para diagnóstico da fauna e flora da bacia do Tibagi. O projeto, foi desenvolvido através da UEL, envolveu cerca de 120 profissionais, entre professores, pesquisadores e estagiários (COPATI, 2007). O objetivo era de fazer um diagnóstico ou 'Panorama Geral' durante dois anos, depois um levantamento da biodiversidade por mais quatro anos e em uma terceira fase a sua implementação. O projeto nunca entrou na terceira fase. Desde 1996, o convênio Klabin e COPATI não recebeu financiamento. O COPATI decidiu que os novos sub-projetos, ainda sobre a biodiversidade da Bacia, não atenderiam às necessidades do COPATI e aos seus associados. Entrevistados críticos do projeto destacam que o projeto era composto apenas por biólogos, sem a participação efetiva de especialistas em outras áreas e disciplinas científicas (BRANNSTROM, 2002).

Convém lembrar que a Klabin contribuía com 60% da poluição industrial do Tibagi em 1989. Estava com problemas na exportação de seus produtos por causa da poluição decorrente de sua atividade e procurava uma iniciativa que pudesse mostrar seu compromisso ambiental (BRANNSTROM, 2002).

Em 1996, o COPATI iniciou sua reforma institucional para fomentar a adesão de industriais e outros usuários de água como associados. A mudança do estatuto permitiu a participação de empresas que pagariam uma taxa em moeda e serviços, baseado no número de funcionários. Neste período ingressaram no COPATI a Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), a COPEL e a cervejaria Kaiser e o Centro de Ciências Biológicas da UEL se recusou a participar.

Com advento da Lei 9433/97 abriu a possibilidade do COPATI ser uma Agência de bacia e a partir deste momento a maioria das prefeituras e indústrias bem como órgãos estatais como SANEPAR e COPEL ingressam no comitê.

As principais ações do COPATI durante estes 18 anos de atividades são descritas a seguir.

1) Reflorestamento de mais de 1 milhão de mudas com espécies nativas da bacia é outro trabalho desenvolvido em parceria com a UEL: as mudas foram produzidas pela própria universidade em viveiros que produziam espécies nativas da bacia Tibagi de maior significância ecológica. Número considerado irrisório considerando-se 550 km de bacia.

2) Repovoamento do rio Tibagi com cerca de 400 mil alevinos e peixes juvenis característicos do Tibagi. A soltura desses animais foi imprescindível para garantir a existência de espécies características da Bacia que corriam risco de extinção. O estudo sobre a biodiversidade do Tibagi demonstrou que muitas espécies ainda encontravam-se no rio e a política de 'jogar peixe' não tinha nenhuma fundamentação técnica e sim uma demonstração política da atuação do COPATI (ANJOS, 2001).

3) Apoio à fiscalização da caça e da pesca predatória auxiliando os órgãos responsáveis pela fiscalização disponibilizando barcos e equipamentos. Organizou 400 expedições em parceria com a Polícia Florestal, IBAMA e o IAP, a fiscalização conjunta resultou na apreensão de milhares de materiais ilegais de caça e pesca predatória.

4) Em parceria com algumas universidades realizou vários cursos de gestão ambiental empresarial destinado a gestores ambientais com objetivo de orientar estes profissionais na elaboração do planejamento, na execução, acompanhamento e avaliação das ações ambientais que agreguem valores positivos a realidade da empresa e busquem soluções aos impactos gerados pela atividade exercida.

5) Programa Pinga d'água programa de educação ambiental dirigido a alunos do ensino fundamental nas prefeituras que fazem parte da bacia, o projeto destina a treinar professores e indiretamente alunos através da distribuição de material didático. Neste contexto o Programa Pinga d'água destaca-se, uma vez que, enfoca a escola, professores e alunos como agente de transformação e conscientização sobre o porque proteger os recursos hídricos. O programa atingiu 1300 alunos de 25 municípios.

6) O selo de Qualidade Ambiental COPATI que visa a disseminação e implantação de conceitos de gestão ambiental em empresas, buscando extrair o máximo rendimento e fortalecimento do vínculo: sistema de produção e qualidade. Este selo apóia-se nos conceitos da Qualidade Total direcionadas ao meio ambiente integrando e preparando a empresa na busca por certificações, inclusive a ISO 14001.

Uma das ações não realizadas neste período de 18 anos de atividades foi a avaliação de parâmetros ambientais do corpo hídrico em trechos do rio com alto índice de poluição industrial e urbana.

O Tibagi é um rio que não apresenta ainda escassez ou falta da água, porém existem problemas com a poluição industrial, o esgoto doméstico, os agrotóxicos e uma usina hidrelétrica prevista na Bacia. O organismo atuante na Bacia, o COPATI, começou como uma entidade ambientalista com forte projeção política voltada às ações que pudessem gerar benefícios políticos às prefeituras associadas. Recentemente o COPATI estruturou-se para aglutinar indústrias e usuários da água como associados e se candidatou para ser Agência de Bacia, entidade executiva descentralizada prevista na lei paranaense de recursos hídricos. É impossível prever o êxito desta candidatura, assim como seria duvidoso prever sua atuação futura nesta nova função. Porém, é importante destacar que os assuntos não se encontram articulados dentro do COPATI e que

possivelmente poderiam ser objeto de um Comitê de Bacia (BRANNSTROM, 2002).

O Comitê do rio Tibagi teve início em agosto do ano 2001, quando algumas instituições, representativas da Bacia do Tibagi, capitaneadas pelo COPATI, Consórcio do Rio Tibagi, requereram junto ao Conselho Estadual de Recursos Hídricos a instalação do Comitê da Bacia do Rio Tibagi. No dia 04 de dezembro de 2001, em reunião do CERH, a mesa diretiva provisória do Comitê foi empossada. Na ocasião foram designadas 09 instituições para compor o Comitê: 03 prefeituras municipais, 03 órgãos do Governo Estadual e 03 usuários de recursos hídricos. Esta mesa diretiva teve como principal objetivo formar o Comitê definitivo da bacia do Rio Tibagi. Durante seis meses este Comitê, com o auxílio logístico e administrativo do COPATI, trabalhou no sentido de cumprir o seu objetivo, que foi alcançado em 13 de junho de 2002, com a posse de seus 40 membros, todos designados pelo decreto estadual nº 5790 e assim começou o Comitê da Bacia do Rio Tibagi (SUDERHSA, 2006).

De acordo com a Lei de nº. 12.726/1999 que institui à Gestão de Recursos Hídricos no Estado do Paraná, em conformidade com a Política Nacional de Meio Ambiente elaborada e executada pela ANA (Agência Nacional de Águas); através do Decreto Estadual 2.315/00 que regula a criação dos Comitês de Bacia Hidrográfica, em 03 de abril de 2006 dá início às atividades a Agência de Bacia do Rio Tibagi (SUDERHSA, 2006).

Em maio de 2006 a Agência de Bacia do Rio Tibagi estabeleceu a Minuta de Termo de Referência para elaboração do plano de bacia do Rio Tibagi com ações para serem alcançadas em um período de cinco anos. Um dos objetivos previstos é o diagnóstico da situação atual da Bacia do rio Tibagi. O diagnóstico deverá abranger os seguintes tópicos:

- Avaliação da disponibilidade hídrica e da qualidade da água da bacia;
- Usos atuais: abastecimento público, geração de energia, diluição de efluentes, uso agropecuário, irrigação, uso industrial, turismo;
- Balanço quantitativo e qualitativo de disponibilidade hídrica;
- Usos e ocupação do solo;
- Eventos críticos (cheias e estiagens)

Para a elaboração do diagnóstico, a equipe técnica deverá utilizar informações de fontes secundárias, tais como estudos regionais, órgãos de fiscalização, informações de instituições de ensino e pesquisa, cadastros existentes, entre outros. (SUDERHSA, 2006).

Portanto a contribuição deste trabalho é gerar subsídios, informações e dados que serão úteis para os órgãos gestores municipais, estaduais e federais planejarem o desenvolvimento sustentado na região, baseado em resultados sólidos e confiáveis, proporcionando uma avaliação mais global do impacto ambiental causado no distrito industrial de Ponta Grossa.

Desta maneira, a proposta deste estudo é avaliar o impacto ambiental causado pelas atividades industriais no Rio Tibagi, mais especificamente, no distrito industrial de Ponta Grossa, através da caracterização da natureza poluidora e cargas dos efluentes dos resíduos despejados pelas indústrias ali instaladas e pelo monitoramento de alguns parâmetros físico-químicos e microbiológicos no corpo d'água com a utilização de ferramentas estatísticas que tornem a análise mais ampla e eficiente auxiliando na tomada de decisões.

Há necessidade de se repensar e promover um monitoramento atual, baseados a dados laboratoriais confiáveis e pontuais que possam conduzir a uma análise e reflexão sobre as alternativas de tratar os recursos hídricos, fortalecendo o papel das Universidades no sentido de propor soluções e dar subsídios às entidades públicas e privadas envolvidas com o gerenciamento de recursos hídricos.

A utilização de ferramentas de análise de dados como Análise por Componentes Principais (PCA), Índice de Qualidade das Águas (IQA), Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática (IQA<sub>PVA</sub>), Carga Máxima Total Diária (CMTD) utilizados na caracterização da qualidade da água e de um programa operacional de monitoramento, irão proporcionar uma melhor capacidade de obtenção de informações que vão de encontro às aspirações regionais e que atendam os interesses nacionais.

#### 1.4. MONITORAMENTO AMBIENTAL E FERRAMENTAS DE ANÁLISE

##### 1.4.1. Análise Multivariada

A análise de componentes principais (PCA) é um método de discriminação de dados que tem por objetivo reduzir sua dimensionalidade, com possibilidade de utilização das informações, com ou sem pré-processamento, para fazer uma verificação inicial de sua homogeneidade. O processamento de PCA mais comum é a projeção linear que maximiza a variância projetada no espaço (MARTENS e NAES, 1989; WANG & PALIWAL, 2003).

O estudo e interpretação dos resultados de um determinado conjunto de dados, muitas vezes envolvem a análise de uma infinidade de variáveis, constituindo-se desta forma um trabalho que, além de complicado e demorado, é suscetível a interpretações errôneas e a perdas de informações relevantes. Desta forma, o emprego de métodos multivariados, tais como a Análise de Componentes Principais (PCA), destaca-se como uma importante ferramenta para o tratamento de um grande número de dados, principalmente aqueles provenientes de Química Ambiental (FERREIRA et al., 1999; BENGRINE e MARHABA, 2003; NONATO et al., 2007; SIMÕES et al., 2007, entre outros).

Com o emprego da Análise de Componentes Principais a visualização de diversas variáveis em um determinado conjunto de dados torna-se mais produtiva, rápida, objetiva e eficiente. Neste sentido, a união da Química Ambiental com a Quimiometria apresenta uma sinergia, onde a interpretação de uma grande série de dados pode adquirir uma maior qualidade nas informações geradas, abrindo espaço para novos estudos (BRERETON, 2000).

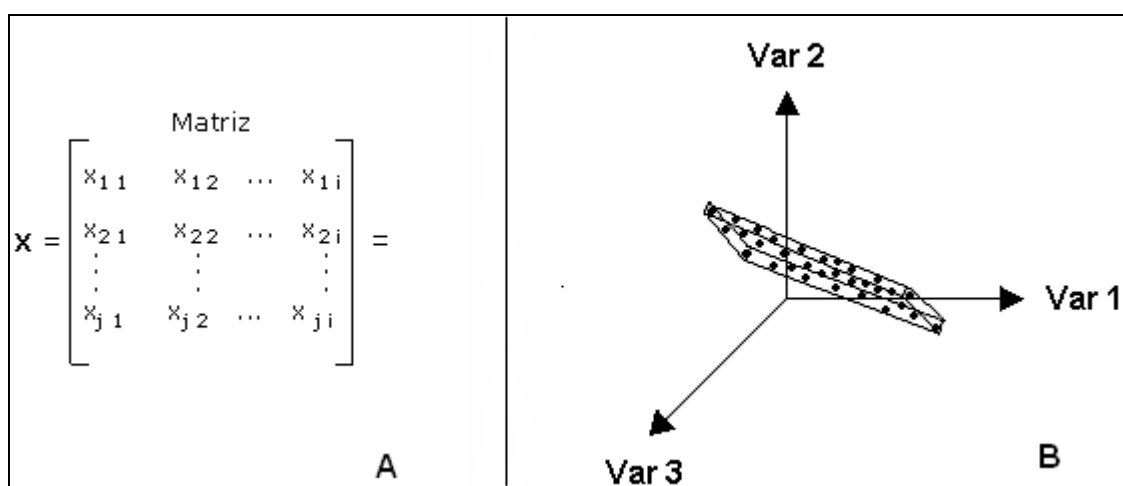
Grande parte dos métodos multivariados modernos estão fundamentados na Análise de Componentes Principais (PCA). Trata-se de uma importante ferramenta de compressão de dados que permite a redução da dimensionalidade original, sem que haja perda de informação relevante (KATEMAN e BUYDENS, 1993)

Brauner (2000) comenta que a PCA é freqüentemente utilizada para reduzir a dimensionalidade dos dados espaciais e eliminar a correlação que possa existir entre certas variáveis pela transformação das variáveis originais em variáveis ortogonais.

Bolmann e colaboradores (2000) salientam, ainda, que um dos objetivos iniciais da PCA é verificar se uns poucos componentes explicam a maior parte da variância dos dados. Se isso ocorrer, pode-se reduzir a dimensão dos dados, o que permite compreender melhor a aproximação dos dados (análise de

agrupamento) e as correlações entre as variáveis para sua seleção e redução dos dados através de eixos explicativos e representação gráfica. Apesar dessas vantagens mencionadas, esses autores enfatizam que vários problemas podem ocorrer na aplicação dessa técnica, principalmente na interpretação dos resultados, já que nem sempre os novos componentes podem apresentar uma explicação prática e clara.

Para ilustrar e facilitar a visualização dos principais aspectos envolvidos no PCA, um conjunto constituído por uma matriz de 36 amostras (Figura 13 A) que se distribuem de maneira tridimensional será utilizado (Figura 13 B). Cada uma destas dimensões pode representar uma variável medida ou, em nosso caso particular, parâmetros que compõem o Índice de Qualidade das águas (IQA), constituído por 9 variáveis: oxigênio dissolvido (OD), coliforme fecal, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO 5 dias), temperatura, fósforo total, nitrogênio total, turbidez e sólidos totais . Uma análise minuciosa desta ilustração indica que todo o conjunto amostral pode ser delimitado por uma caixa, cuja maior particularidade está representada por uma pequena altura. Em primeira análise observa-se também, que nenhuma das variáveis (Var 1, Var 2 e Var 3) descreve uma parcela importante da variância apresentada pelos dados.



**Figura 13.** A) Matriz de amostras e parâmetros ambientais. B) Gráfico tridimensional do conjunto de dados composto por 36 amostras.

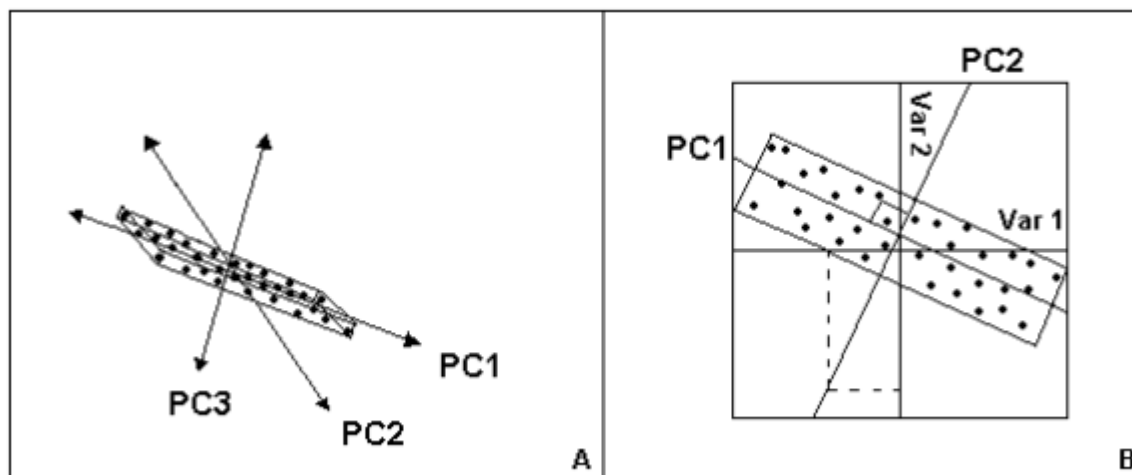
Em função destes aspectos, e principalmente da característica mais fundamental do PCA (redução de espaço dimensional), uma rotação e/ou transformação dos eixos originais é realizada. Este novo sistema de eixos (mais

comumente denominados como fatores, componentes principais, ou ainda variáveis latentes) apresenta a direção da máxima variância dos dados, conforme pode ser observado na figura 13 A (JONHSON e WICHERN, 1992).

A primeira componente principal (PC1) tem a direção que descreve o máximo espalhamento das amostras, sendo responsável pela explicação de grande parte da variância apresentada pelo conjunto. No entanto, apenas esta componente principal não é suficiente para explicar o comportamento global deste conjunto de dados, sendo necessária uma segunda componente (PC2), a qual deve ser ortogonal a primeira e responsável pela explicação de uma parcela importante da variância observada. Em princípio, é possível extrair tantas componentes principais quanto o número de variáveis. No entanto, em função da baixa variabilidade dos dados em torno da terceira componente principal (PC3), é possível que esta seja descartada. Este procedimento atende as duas grandes premissas do PCA, ou seja, a redução de variáveis, sem perda de informação relevante (MATLAB, 1999).

A aplicação do PCA propicia a obtenção de duas novas informações extremamente úteis: os escores e os pesos (Figura 14B). Os escores são as novas coordenadas das amostras, no novo sistema de eixos das componentes principais. Como cada componente principal é construída pela combinação linear das variáveis originais, os pesos são os coeficientes desta combinação, ou seja, trata-se do peso que cada variável original para obtenção do novo sistema de eixos (FERREIRA *et al.*, 1999).

A primeira componente (CP1) é definida pela direção que descreve a máxima variância dos dados originais. A segunda componente (CP2) tem a direção de máxima variância dos dados no subespaço ortogonal à CP1, e as CPs subseqüentes são ortogonais às anteriores e orientadas de tal maneira que descrevam sempre a máxima variância restante. Pela própria maneira como estas novas variáveis são definidas, é possível descrever quase toda a informação contida nos dados originais utilizando poucas CPs. Isso permite representar as amostras usando um espaço cuja dimensão é bem reduzida se comparada à dimensão  $A$  do espaço que descreve os dados originais. Uma vez definidas as CPs, os dados originais são projetados neste novo sistema de eixos. Por isto, o método PCA é conhecido como um método de projeção, pois as amostras são projetadas em um espaço de dimensão menor (CORREIA & FERREIRA, 2007).



**Figura 14.** A) Gráfico tridimensional ilustrado os eixos das componentes principais. B) Gráfico bidimensional da PC1 vs PC2.

Considerando a operação matemática, a matriz dos dados originais ou pré-processados,  $X(ij)$  é inicialmente decomposta em dois vetores, um de escores  $t_1$  e um de pesos (“loadings”)  $I_1$  como mostrado na Equação 1.

$$[ X ] = [ t_1 ] [ I_1^T ] + [ E_1 ] \quad (1)$$

O vetor  $t_1$  é formado pelas coordenadas de cada amostra na primeira nova variável (CP1) enquanto a coluna  $I_1$  contém a informação do quanto cada variável original contribuiu (seu peso) na formação da primeira CP (CP1). Os pesos podem variar entre +1 e -1 e são os co-senos dos ângulos entre CP1 e os eixos das variáveis originais. Valores elevados para os pesos indicam altas correlações, sendo que o ângulo entre CP1 e a variável original é pequeno.  $E_1$  é a matriz de resíduos que contém toda a informação original que não foi descrita por CP1. Esta matriz ( $E_1$ ) será utilizada para calcular a segunda CP (CP2), conforme mostrado na Equação 2. Ao utilizar a matriz de resíduos para o cálculo da próxima CP evidencia-se uma importante propriedade das CPs, que consiste na sua ortogonalidade (complementaridade).

$$[ E_1 ] = [ t_2 ] [ I_2^T ] + [ E_2 ] \quad (2)$$

Como mencionado anteriormente,  $A$  é o número de CPs necessário para descrever as informações relevantes do conjunto de dados e  $EA$  é a matriz de resíduos final. Usando como exemplo a matriz representada na Figura 3A, o

número máximo de CPs que podem ser calculadas é igual a 10, visto que esse é o menor entre os seguintes valores que dimensionam a matriz  $\mathbf{X}$ :  $i=36$  e  $j=9$ . A Equação 3 representa matematicamente a decomposição da matriz  $\mathbf{X}$  em  $A$  CPs.

$$\mathbf{X} = \mathbf{T} * \mathbf{L}^T = \mathbf{T}_A * \mathbf{L}_A^T + \mathbf{E}_A \quad (3)$$

Onde,  $\mathbf{T}$  é a matriz de escores e  $\mathbf{L}$  é a matriz de pesos,  $\mathbf{T}_A = [t_1 \dots t_2]$  e  $\mathbf{L}_A = [l_1 \dots l_A]$ , Estas matrizes podem ser obtidas utilizando-se o algoritmo NIPALS (WANG e PALIWAL, 2003). Outro ponto relevante na PCA diz respeito à quantidade de informação dos dados originais que cada uma dessas novas variáveis é capaz de descrever. Esta informação está contida nos escores. O produto  $\mathbf{t}_1^T * \mathbf{t}_1$  é igual à variância dos dados originais,  $\lambda_1$ , descrita pela primeira CP. Portanto, a quantidade de informação contida nesta CP é dada, na Equação 4, pela porcentagem de variância explicada (% var<sub>1</sub>), onde  $\lambda_k$  é  $\mathbf{t}_k^T * \mathbf{t}_k$ .

$$\% \text{ var}_1 = \frac{\lambda_1}{\sum_{k=1}^6 \lambda_k} \times 100 = \lambda_1 / (\lambda_1 + \lambda_2 + \lambda_3 + \lambda_4 + \lambda_5 + \lambda_6) \times 100 \quad (4)$$

Supõe-se que a extração das características e a redução da dimensionalidade dos dados na PCA estão contidas no espaço da primeira componente principal (CP1), onde  $m$  (número de amostras) é maior que  $p$  (número de variáveis), em conseqüência cada vetor dos dados originais está representado pelo vetor da componente principal com a dimensionalidade  $m$  (LINDSAY, 2002).

A Análise de Componentes Principais tem sido largamente difundida nos últimos anos, devido à necessidade de se ter uma redução drástica dos dados para análise e tomada de decisão. Vários autores aplicaram essa técnica para reduzir o número de variáveis utilizadas e avaliar as variações espaciais e temporais da qualidade das águas em diferentes bacias (BERZAS et al. 2000; VIDAL et al., 2000; VEGA et al., 1998; KANG e LIAO, 2002 e WOLD, 1987).

Empregando análise de componentes principais, Bengraine e Marhaba (2003) evidenciaram a presença de fontes pontuais e difusas de poluição por meio do monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos em dozes pontos de amostragem localizados no Rio Passaiac, em Nova Jersey (EUA). Perona e colaboradores (1999) monitoraram 22 parâmetros físico-químicos do Rio Pisuerga, na Espanha, e por meio de técnicas quimiométricas, verificaram que os

elevados níveis de matéria orgânica e nutriente foram atribuídos ao descarte de efluentes municipais.

Nonato e colaboradores (2007) avaliaram o comportamento de 22 parâmetros ambientais em 7 estações de amostragem na bacia do Rio da Velhas, em Minas Gerais e através da análise por componentes principais concluíram que apenas 5 parâmetros foram suficientes para caracterizar o aporte de esgotos domésticos em algumas estações e 3 parâmetros analisados para identificar o aporte de resíduos de mineração, bem como a eliminação de 3 estações de monitoramento que não foram discriminadas por nenhum parâmetro ambiental analisado.

Simões e colaboradores (2007) compararam os resultados obtidos pelo Índice de Qualidade das Águas (IQA) com os mesmos parâmetros ambientais deste índice, avaliados por PCA nas bacias do Rio Queixada e Macuco na região de Assis, no estado de São Paulo, caracterizadas principalmente pela atividade de piscicultura. O trabalho demonstrou que a qualidade dos recursos hídricos impactados pela urbanização pode ser avaliada por um indicador que contemple os parâmetros DBO, OD e Sólidos totais em seu monitoramento. Por outro lado, os parâmetros turbidez e alcalinidade compõem os indicadores para a avaliação dos efeitos da atividade de piscicultura.

Neste estudo, a análise de componentes principais foi utilizada para avaliar o comportamento dos parâmetros do IQA constituído por 9 parâmetros: oxigênio dissolvido (OD), coliforme fecal, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO 5 dias), temperatura, fósforo total, nitrogênio total (série nitrogenada), turbidez e sólidos totais nos três pontos de coleta de amostras naturais no rio Tibagi, para identificar as fontes de aporte de poluição pontual e difusa de acordo com as variações sazonais, bem como caracterizar os principais parâmetros que impactam o corpo hídrico na região.

#### 1.4.2. Índice de Qualidade de Águas (IQA)

O índice de qualidade de águas é um indicador estabelecido com o objetivo de facilitar a interpretação das informações de qualidade da água de forma abrangente e útil (CETESB, 1997). A Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB), de forma pioneira no país, utiliza desde meados da década de 70 o Índice de Qualidade de Águas (IQA). Este índice é um

indicador ambiental de qualidade de águas interiores dos rios do Estado de São Paulo e foi baseado no *WATER QUALITY INDEX (WQI)* da *NATIONAL FOUNDATION SANITATION (NFS)* dos Estados Unidos (BROWN et al., 1970; PALUPI et al., 1995; BORDALO et al., 2001 e NIEMEIJER, 2002).

O índice da NFS é constituído por nove variáveis: oxigênio dissolvido (OD), coliforme fecal, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), temperatura, fósforo total, nitrato, turbidez e sólidos totais. A CETESB adaptou e desenvolveu um IQA com praticamente as mesmas variáveis, exceto a substituição do nitrato por nitrogênio total. A troca de nitrato por nitrogênio total (nitrato, nitrito, amônia e nitrogênio orgânico), acredita-se que tenha sido feita para contemplar de forma mais abrangente o esgoto doméstico, pois nitrogênio orgânico e amoniacal são indicativos de poluição urbana. Neste trabalho serão realizadas análises envolvendo os parâmetros do IQA estabelecidos pela CETESB, mais dois parâmetros: demanda química de oxigênio (DQO) e cloreto.

#### 1.4.2.1. Temperatura da Água

Variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais e usinas termoelétricas (CETESB, 2005). A temperatura da água pode influir no retardamento ou aceleração da atividade biológica, na absorção de oxigênio e precipitação de compostos. Quando se encontra ligeiramente elevada, resulta na perda de oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 1996).

#### 1.4.2.2. Turbidez

A presença de partículas em suspensão, que causam a turbidez, ou de substâncias em solução, relativas à cor, pode concorrer para o agravamento da poluição. A turbidez limita a penetração de raios solares, restringindo a realização da fotossíntese que, por sua vez, reduz a reposição do oxigênio. Segundo BRANCO (1999), a precipitação dessas partículas perturba o ecossistema

aquático, água pode ser turva ou límpida. É turva quando recebe certa quantidade de partículas que permanecem, por algum tempo, em suspensão e podem ser do próprio solo quando não há mata ciliar, ou provenientes de atividades minerais, como portos de areia, exploração de argila, indústrias, ou mesmo de esgoto das cidades. A turbidez por si só, não causa danos, se for natural. A Resolução CONAMA357/05 estabelece o limite de turbidez para um rio classe II de 100 UNT.

#### 1.4.2.3. Sólidos Totais

A quantidade e a natureza da matéria dissolvida e não-dissolvida que ocorre no meio líquido varia grandemente. Nas águas potáveis, a maior parte da matéria está na forma dissolvida e consiste principalmente de sais inorgânicos, pequenas quantidades de matéria orgânica e gases dissolvidos. O conteúdo de sólidos totais geralmente varia de 20 a 1000 mg L<sup>-1</sup> e limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 de 500mg L<sup>-1</sup> para os sólidos dissolvidos totais.

#### 1.4.2.4. Oxigênio Dissolvido (OD)

A determinação de concentração de oxigênio dissolvido nos rios é um dos testes mais importantes, pois está diretamente relacionado com a manutenção da fauna e flora aquática. No curso de água sem poluição a concentração de OD em equilíbrio com oxigênio da atmosfera pode variar na faixa de 8 – 11 mg L<sup>-1</sup>, dependendo da temperatura da água e pressão. O oxigênio dissolvido (OD) é essencial para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução da sua concentração no meio. Dependendo da magnitude deste fenômeno, podem vir a morrer diversos seres aquáticos, inclusive os peixes. Caso o oxigênio seja totalmente consumido, têm-se as condições anaeróbias com geração de maus odores (VON SPERLING, 1996).

O oxigênio dissolvido no corpo hídrico pode ser proveniente da atmosfera através da superfície, dependendo de características hidráulicas e da velocidade, sendo que a taxa de reaeração superficial em uma cascata é maior do que a de um rio de velocidade normal (CETESB, 2005). Os rios da classe II devem ter OD acima de 5 mg L<sup>-1</sup>.

#### 1.4.2.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)

Essa variável representa a medida da quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica contida na água, mediante processos biológicos aeróbicos. A DBO<sub>5</sub> é convencionalmente usada, pois considera a medida após 5 dias de incubação a 20°C, associada à fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos.

Nesta análise é considerado o metabolismo dos microrganismos heterotróficos onde os compostos orgânicos biodegradáveis são transformados em produtos finais estáveis ou mineralizados, tais como: água, gás carbônico, entre outros. Assim, neste processo, há consumo de oxigênio da água e liberação da energia contida nas ligações químicas das moléculas decompostas. Os maiores aumentos em termos de DBO<sub>5</sub>, num corpo de água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir a completa extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática (CETESB, 2005).

A DBO<sub>5</sub> não representa por si um poluente, mas uma medida da poluição orgânica. Simboliza apenas a quantidade de oxigênio consumido para mineralizar a matéria orgânica, sendo assim não indica a presença de outros compostos orgânicos não degradados nas condições de teste, não identificando ou quantificando efeitos tóxicos ou materiais inibitórios na atividade microbiana durante o teste (MCNEELY et al., 1999). O valor fixado pela Resolução 357/05 do CONAMA para um rio classe II é de 5,0 mg L<sup>-1</sup>.

#### 1.4.2.6. pH

De acordo com Esteves (1988), o pH pode ser considerado uma das variáveis ambientais mais importantes e complexas de se interpretar, devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. Em geral, nas águas naturais o pH é alterado pelas concentrações de íons H<sup>+</sup> originados da dissociação do ácido carbônico, que gera valores baixos de pH e das reações de íons de carbonato e bicarbonato com a molécula de água, que elevam os valores de pH para a faixa alcalina. O pH da grande maioria dos corpos d'água varia entre 6 e 8. Ecossistemas que apresentam valores baixos de pH têm elevadas concentrações

de ácidos dissolvidos, principalmente ácido carbônico, formado, principalmente, pela atividade metabólica dos micro-organismos aquáticos. A resolução 357/05 do CONAMA define para um rio classe II um pH variando de 6 a 9.

#### 1.4.2.7. Nitrogênio

O nitrogênio, um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, possui uma química complexa, em virtude dos vários estágios que pode assumir e dos impactos que a mudança do estado de oxidação pode trazer sobre os organismos vivos, fenômeno melhor compreendido com o estudo do ciclo do nitrogênio. Sawyer (1985) descreve esses estágios, enfatizando que a atmosfera serve como um reservatório no qual o nitrogênio é constantemente renovado pela ação da descarga elétrica e pela fixação das bactérias. Durante essas descargas, grandes quantidades de nitrogênio oxidam-se a  $N_2O_5$  e a sua união com a água produz  $HNO_3$ , normalmente carregado para a terra na chuva. Os nitratos são também produzidos pela oxidação direta do nitrogênio ou da amônia e encontram-se também nos fertilizantes comerciais.

Dessa forma, a presença de nitrogênio no meio aquático pode originar-se das fontes naturais de nitrogênio, tais como: chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone, de esgotos domésticos e industriais e da drenagem de áreas fertilizadas. As formas em que o nitrogênio se apresenta nos ambientes aquáticos podem ser: nitrato ( $NO_3^-$ ), nitrito ( $NO_2^-$ ), amônia ( $NH_3$ ), íon amônio ( $NH_4^+$ ), óxido nitroso ( $N_2O$ ), nitrogênio molecular ( $N_2$ ), nitrogênio orgânico dissolvido (aminas, aminoácidos, etc) e nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos).

As diferentes formas dos compostos de nitrogênio encontradas no meio aquático podem ser utilizadas como indicadores da qualidade sanitária das águas. Mota (1995) salienta que nitrogênio orgânico e amônia estão associados a efluentes e águas recém-poluídas. Com o passar do tempo, o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal e, posteriormente, se condições aeróbias estão presentes, a oxidação da amônia acontece transformando-se em nitrito e nitrato. Conforme ressalta Von Sperling (1996) em um corpo d'água, a determinação da parcela predominante de nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio da poluição. Os compostos de nitrogênio, na forma orgânica ou de amônia, referem-se à poluição recente, enquanto que nitrito e nitrato à

poluição mais remota. A Resolução CONAMA 357 estabelece limites para nitrogênio amoniacal, os valores limites variam de 3,7 mg N L<sup>-1</sup> para pH igual ou menor que 7,5 até 0,5 mg N L<sup>-1</sup> para pH acima de 8,5; nitrato igual a 10 mg N L<sup>-1</sup> e nitrito igual a 1,0 mg NL<sup>-1</sup>, estabelece também águas doces de classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, neste caso o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar 1,27 mg L<sup>-1</sup> para ambientes lênticos (ambiente que se refere a água parada, com movimento lento ou estagnado) e 2,18 mg L<sup>-1</sup> para ambientes lóticos ( ambiente relativo a água continentais moventes) na vazão de referência.

#### 1.4.2.8. Fósforo Total

O fósforo total compreende o fósforo orgânico, presente em substâncias orgânicas, e o fósforo mineral, na forma de fosfatos. A importância do fósforo juntamente com o nitrogênio, constitui-se no principal nutriente mineral que detona o processo de eutrofização em rios, lagos e reservatórios (BRAGA et al., 2002).

Os esgotos sanitários e certos despejos industriais são ricos em fósforo. Para prevenir problemas de eutrofização foi estabelecido um limite bastante restrito para o fósforo total de 0,05 mg L<sup>-1</sup>, que pode ser ultrapassado apenas pela poluição natural dos rios. O fósforo, por via antropogênica, é acrescentado às águas por derivados de detergentes, fertilizantes e pesticidas.

#### 1.4.2.9. Coliformes fecais

De acordo com Sanchez (1999), as bactérias do grupo coliforme constituem o indicador de contaminação fecal mais comum, sendo empregadas como parâmetro bacteriológico básico na caracterização e avaliação da qualidade das águas em geral.

A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de micro-organismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como: febre tifóide, febre paratifóide, disenteria bacilar e cólera (CETESB, 2005).

O grupo de coliformes totais constitui-se em um grande grupo de bactérias que têm sido isoladas de amostras de águas e solos poluídos e não poluídos, bem como de fezes de animais de sangue quente. Já o grupo de Coliformes fecais (*Escherichia coli*), corresponde a um grupo de bactérias indicadoras de organismos originários do trato intestinal humano (FISHER et al., 2000). Os rios de classe II devem apresentar concentrações máximas de coliformes fecais de 1000 NMP/100 mL, respectivamente.

Os limites da classe de um rio são estabelecidos pela Resolução CONAMA 357, que fixa valores para os padrões de um corpo receptor. A Tabela 3 apresenta os limites para um rio de Classe II com parâmetros físico-químicos e microbiológicos, bem como os usos que se destinam.

**Tabela 3.** Parâmetros físico-químicos e microbiológicos para rios de Classe II.

Parâmetro	Res. CONAMA 357/05 classe II	Águas Destinadas
Cor	Até 75 mg Pt L <sup>-1</sup>	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e) à aqüicultura e à atividade de pesca.
pH	6,0 – 9,0	
Turbidez	Até 100 UNT	
Oxigênio Dissolvido	Até 5,0 mg L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	
Nitrito	Até 1 mg de N L <sup>-1</sup>	
Nitrato	Até 10 mg de N L <sup>-1</sup>	
Nitrogênio Amoniacal	Até 3,7(N mg/L) com pH ≤ 7,5	
Sólidos Totais	Até 500 mg L <sup>-1</sup>	
Fósforo Total	Até 0,05 mg L <sup>-1</sup>	
Coliformes Fecais (termotolerantes)	Até 1000 (NNP/100ml)	

### 1.4.3. Índice de qualidade de águas para proteção da vida animal (IQA<sub>PVA</sub>)

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) foi desenvolvido para comunicar a qualidade de um determinado corpo hídrico a população, prefeituras, órgãos de controle ambiental, comitês de bacias hidrográficas, organizações não governamentais entre outros. Desse modo, o índice de qualidade das águas colabora na construção de um sistema de suporte à tomada de decisão em uma bacia hidrográfica (CETESB, 2000).

Um índice de qualidade de águas pode ser projetado para uma situação específica considerando somente as variáveis ambientais críticas que afetam determinado corpo hídrico em determinado momento. Essa redução do número de variáveis ambientais, graças a escolha daquelas que afetam realmente a qualidade como Coliformes fecais para avaliação de saúde pública, fósforo total para condições de eutrofização, oxigênio dissolvido e amônia para proteção da vida aquática. Outra vantagem ao se trabalhar com um índice que utiliza poucas variáveis ambientais é a minimização de um efeito clássico e indesejável na elaboração de índices de qualidade das águas conhecidas como efeito eclipse.

FLORES (2002) retoma uma crítica comum à construção de índices de águas: o erro de eclipse. Eclipse ocorre quando determinado parâmetro que compõe o índice apresenta valor distante das condições ambientais desejáveis, todavia, pela forma de compor o índice esta condição de degradação é amenizada. O conceito de eclipse em índices de qualidade de águas foi explorado por outros autores. SMITH (1990), por exemplo, propõe uma forma de se chegar ao índice de modo muito simples, utilizando o conceito de operador mínimo, evitando assim o efeito eclipse, objetivo este, que segundo o autor, nem mesmo sofisticados métodos matemáticos conseguiram minimizar. O referido autor argumenta que a qualidade apropriada da água para determinado uso é amplamente governada por seu parâmetro mais “pobre”, e postula por que não utilizar este parâmetro para produzir o índice final de qualidade; relaciona ainda este conceito com a idéia de nutriente-limitante (utilizado no estudo da eutrofização), onde um componente define o estado da água. A expressão para encontrar o índice de qualidade utilizando o conceito de operador mínimo é:

$$WQI_{\text{(mínimo)}} = \text{Min} ( I_1, I_2, I_3 \dots I_n ) \quad (5)$$

Onde  $I$  representa um parâmetro de qualidade de água.

As variáveis escolhidas para elaboração deste índice foram oxigênio dissolvido e amônia total ( $\text{mg N.L}^{-1}$ ) e o oxigênio dissolvido. A presença da amônia pelo seu impacto ecológico nas comunidades aquáticas, em peixes e na população de invertebrados bentônicos, pode se dar em termos de toxicidade crônica, com efeito, sobre a capacidade reprodutiva (produção de ovos e sobrevivência larval), o crescimento (comprimento e peso), o comportamento, os tecidos (mudanças patológicas nos tecidos das brânquias, rins e fígado dos peixes) alterações bioquímicas e fisiológicas (ENVIROMENT CANADÁ, 2000). Quanto ao oxigênio dissolvido sua redução pode afetar significativamente a biota aquática

A legislação em vigor estipula para rios de classe 2 valores limites de  $3,7 \text{ mg N L}^{-1}$  para pH igual ou menor que 7,5 até  $0,5 \text{ mg N L}^{-1}$  para pH acima de 8,5 critérios estabelecidos pelo EPA (1999). Atualmente o EPA (2006) mostra a intenção de reavaliar os critérios de qualidade para amônia total, destacando estudos com bivalves de água doce, em que algumas espécies mostraram maior sensibilidade a este poluente.

Na construção deste índice SILVA (2004) relaciona os fatores de normalização obtidas das curvas de Coneza, citadas por Pesce e Wuderlin (2000) com os estados de qualidade do  $\text{IQA}_{\text{CETESB}}$  classificados em ótima (80 – 100); boa (51 -79); regular (37 -51); Ruim (19 – 36); péssimo utilizando o conceito de operador mínimo, ou seja o menor valor encontrado entre as duas variáveis oxigênio dissolvido e amônia total.

O  $\text{IQA}_{\text{PVA}}$  utilizando duas variáveis ambientais facilmente mensuráveis amônia total e oxigênio dissolvido, pode ser útil no gerenciamento de bacias hidrográficas onde o esgoto doméstico *in natura* é preocupante em nosso país, o mesmo índice encontra aplicação em outros cenários, como por exemplo, em bacias hidrográficas onde o uso e a ocupação do solo apresentam características agropecuárias, com atividades de suinocultura e avicultura, onde a presença industrial emissora desses poluentes esteja presente, como fábricas de fertilizantes, refinarias de petróleo e agroindústrias, para controle de fontes pontuais e difusas nas bacias hidrográficas (SILVA e JARDIM, 2006).

#### 1.4.4. Carga Máxima Total Diária (CMTD)

O gerenciamento de bacia hidrográfica é um instrumento que orienta o poder público e a sociedade, em longo prazo, na utilização e monitoramento dos recursos ambientais – naturais econômicos e sócio-culturais na área de um determinado ponto do rio ou na abrangência de uma bacia hidrográfica, de forma a promover o desenvolvimento sustentável.

Lei Federal nº 9433 em 1997, criou Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Para implementar esta lei, em bacia hidrográfica, torna-se necessário o uso de ferramentas de planejamento que possibilitem incorporar os fatores que afetam a qualidade da água, os quais são diversos e possuem complexas interações entre si. Mundialmente, são utilizadas diferentes combinações dessas ferramentas visando à adoção de um processo de gestão dos recursos hídrico mais adequado às características de cada país (PIO e HENRIQUES, 2000; ALMEIDA, 2001).

O *Clean Water Act* – CWA é a base para a proteção da qualidade das águas dos Estados Unidos. Esta lei emprega uma variedade de ferramentas reguladoras e não reguladoras para reduzir severamente a poluição dos corpos hídricos. Nela estão contidos os requerimentos necessários para a implantação do processo de avaliação da carga poluidora, desenvolvido sob o nome de Programa TMDL. Ressalta-se que CWA é responsável pela regulamentação do programa de permissão de emissão de poluentes, o *National Pollutant Discharge Elimination System* – NPDES. Estas permissões devem incluir limites baseados tanto em padrões de qualidade da água quanto em tecnologias, o que for mais restritivo (EPA, 2002).

A Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) utiliza um programa de avaliação de bacias hidrográficas denominado “TMDL” (do inglês, Total Maximum Daily Load), ou seja, carga máxima total diária (CMTD) que representa a carga que um corpo receptor poder assimilar sem comprometer seus critérios de qualidade estabelecidos. Este programa permite um avanço na gestão dos recursos hídricos ao superar a abordagem centrada apenas no corpo d’água, busca conhecer e levantar os principais processos que impactam a qualidade da água dentro de uma bacia hidrográfica criando uma base sólida de dados, visando estabelecer indicadores para seu controle. Para implantação do programa

busca realizar o levantamento de fontes pontuais e difusas que atuam na bacia (EPA, 2002; SILVA, 2004).

Os principais indicadores que podem ter seu TMDL desenvolvido, dependendo do interesse, são Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), fósforos Totais, metais, nitratos, nitrogênio, oxigênio dissolvido(OD), Patogênicos (coliformes fecais), pesticidas, pH, sólidos totais dissolvidos, sólidos totais em suspensão, sulfatos, temperatura, turbidez e outros (JARRELL, 1999).

O TMDL emprega o uso da modelagem matemática no planejamento dos recursos hídricos, através do cálculo da carga máxima total diária em bacias norte americana que um corpo d'água pode receber sem violar os padrões estabelecidos da qualidade da água, alocando cargas deste poluente entre fontes pontuais e não pontuais (EPA, 1999). Dentro desse contexto, o processo CMTD se apresenta como uma ferramenta que viabiliza a articulação entre os instrumentos de gestão da Política Nacional de Recursos Hídricos.

O CMTD se baseia no levantamento das cargas pontuais e difusas que atuam na bacia (EPA, 1999; EPA, 2002) e é definida por:

$$\text{CMTD} = \text{CP} + \text{CD} - \text{C} \quad (6)$$

onde:

**CMTD** = Carga máxima que um corpo d'água pode receber sem violar sua classe.

**CP** = Cargas pontuais.

**CD** = Cargas difusas.

**C** = Carga emitida pela fonte, mas que pode ser perdida via degradação química, microbiológica, via volatilização para atmosfera.

A CMTD contempla também a margem de segurança (C) que consiste em assegurar que eventuais “erros”, insuficiência de dados ou mesmo má qualidade de dados possam tornar duvidoso o estabelecimento do TMDL. Portanto, a margem de segurança pode ser entendida como um fator de segurança tendo em vista as incertezas que giram em torno dos dados. Além disso, esse parâmetro reforça o principal objetivo da CMTD que é o de assegurar aos corpos d'água qualidade compatível com os usos designados. Sendo assim, pode-se adotar conseqüentemente uma postura mais conservativa fazendo com que os corpos d'água, mesmo em condições críticas, atendam aos usos pretendidos.

Outro ponto a ser esclarecido na aplicação da CMTD diz respeito à identificação da diferença entre carga e concentração. Tal observação é pertinente tendo em vista que a CMTD é função da carga e os padrões de qualidade da água são expressos geralmente em concentração. Por isso, faz-se necessário estabelecer uma relação entre ambos. Segundo Jarrel (1999), o fator de união entre a concentração de determinado parâmetro e a vazão avaliada no dia da coleta da amostra, normalmente expressos em kg/dia.

A vazão mencionada deve ser determinada em função dos condicionantes hidrológicos críticos, associados aos eventos de cheia ou seca. Tal observação se faz necessária, pois para poluentes que têm como origem principal fontes pontuais, como por exemplo, a matéria orgânica, a condição crítica se relaciona a pequenas vazões no corpo receptor ( $Q_{7,10}, Q_{95\%}$ ) pois o lançamento é praticamente constante ao longo do tempo. Ou seja, quanto menor o volume d'água no corpo d'água, menor a capacidade de diluição, o que implica em maior concentração. No entanto, quando se trata de carga poluidora por fonte difusa, a determinação da vazão de referência torna-se complexa, pois esta chega aos corpos d'água através do *run off* superficial decorrente de precipitação, não sendo tão fácil a sua determinação tampouco sua exclusão, pois contribui significativamente para a manutenção do ciclo hidrológico.

A CMTD estabelece uma relação entre o objetivo de qualidade da água de um corpo hídrico e a carga poluidora permitida. Estipula valores máximos permitidos para determinados parâmetros ambientais para o corpo receptor, garantindo o atendimento dos padrões de qualidade. Equaciona a distribuição da carga entre as fontes poluidoras existentes na bacia de modo que a qualidade do corpo receptor se mantenha. Portanto, ocorre uma mudança na forma de conceder licenças ambientais, pois não basta atender os critérios de parâmetros para emissão de efluentes, mas respeitar a capacidade de suporte do corpo receptor, neste sentido observa-se como princípio de gestão a proteção da qualidade da água. (SILVA, 2004; NEVES, 2005). Segundo Resolução Federal CONAMA 357/05, em seu artigo 26 parágrafo primeiro, que estabelece: "No caso de empreendimento de significativo impacto, o órgão ambiental competente exigirá a apresentação de estudo de capacidade de suporte de carga do corpo de água receptor." Portanto, o referido artigo traz à tona o conceito de capacidade de suporte e submetem desse modo, os padrões de emissão de poluentes à

manutenção dessa capacidade de suporte. O texto traz ainda em seu artigo 28 um reforço a essa diretiva: os efluentes não poderão conferir ao corpo de água características em desacordo com as metas do seu enquadramento.

A CMTD é um instrumento de gestão que uma vez implementado permite efetivar e harmonizar este princípio estabelecido em lei, colocando o licenciamento ambiental numa base mais sólida para a tomada de decisão (JARREL, 1999; SILVA, 2004).

Para atingir os objetivos de implantação do sistema CMTD, a EPA estabelece sete etapas para a implantação do CMTD:

- 1) Identificação do corpo hídrico ameaçado ou impactado
- 2) Identificação do problema;
- 3) Análise dos objetivos;
- 4) Identificação das fontes poluidoras;
- 5) Associação entre os objetivos de qualidade e as fontes poluidoras;
- 6) Alocação das cargas poluidoras e
- 7) Planos de implementação e monitoramento

O primeiro passo do processo de aplicação da CMTD inicia-se com a identificação do corpo hídrico impactado ou ameaçado. Essa fase refere-se ao reconhecimento do local onde será implementado, ou seja, deve ser especificado o nome e a localização geográfica do referido corpo d'água. Para tanto, utiliza-se uma ferramenta importante da gestão ambiental que é o sistema de informações geográficas que possibilita a integração de diversos componentes físicos, biológicos e socioeconômicos.

Ao desenvolver a CMTD, é necessário formular uma estratégia que se dirija às causas e às fontes potenciais do impacto ou ameaça da qualidade de água e avaliação das opções de gerenciamento. Assim sendo, na identificação de quaisquer problemas, é caracterizar a região em estudo, e delimitar as condições de contorno e as limitações para que o tomador de decisão tenha ao seu dispor todo um arcabouço informativo da questão a ser resolvida.

De acordo com a EPA, essa fase tem por objetivo realçar e esclarecer os fatores-chave e o conhecimento prévio para uma relação entre poluentes e os corpos d'água listados, e descrever também a natureza do impacto buscando

contextualizar a CMTD. Portanto, esse passo pode ser a chave para se desenvolver com sucesso os demais componentes da CMTD.

Na análise dos objetivos é importante a identificação do poluente e o padrão de qualidade para o estabelecimento da CMTD, bem como a quantificação da carga poluidora que pode estar presente no corpo d'água e ainda assim garantir o atendimento e manutenção dos padrões de qualidade, como também avaliar a carga poluidora presente no corpo d'água que diverge do máximo permitido para atendimento e manutenção dos padrões de qualidade.

Desta maneira, o principal propósito da análise dos objetivos é definir o relacionamento entre os usos designados, o padrão de qualidade e a carga poluidora. Sendo assim, a identificação da carga poluidora máxima permitida no corpo hídrico pode ser obtida através da relação entre os usos designados e o padrão de qualidade necessário para atender os referidos usos. Portanto, para os corpos d'água impactados a CMTD elaborada deverá assegurar que o corpo d'água irá alcançar e manter os padrões exigidos dos usos pretendidos. Para os corpos d'água ameaçados, a CMTD deve garantir que medidas serão consideradas de forma a manter a qualidade requerida aos diversos usos pretendidos (EPA, 1999).

Outro elemento imprescindível para a aplicação da CMTD é a identificação da carga poluidora em relação à qualidade da água desejável. Tal medida traduz-se numa importante informação que é a determinação da carga poluidora a ser reduzida visando atender a carga poluidora máxima permitida, ou seja, buscando garantir os padrões de qualidade da água.

De acordo com a EPA (2002) é necessário estabelecer uma relação entre o objetivo de qualidade da água de um rio e a carga poluidora permitida. A partir daí, obtém-se uma estimativa da carga poluidora excedente e do grau de redução de poluente necessário para atingir o padrão de qualidade para o uso pretendido. Além disso, a análise da associação entre os objetivos e as fontes poluidoras facilita as opções de gerenciamento no tocante à carga que se deseja reduzir.

Cabe destacar que o elo entre a qualidade da água e as fontes poluidoras pode ser estabelecido através do monitoramento de dados. Caso não haja dados decorrentes do monitoramento, há a necessidade de lançar mão da combinação de métodos, modelos computacionais e dados qualitativos, a fim de definir características das condições de qualidade de água e fonte poluidora.

O principal propósito da alocação das cargas poluidoras é criar uma divisão tecnicamente praticável e razoavelmente justa da carga máxima permissível entre as diversas fontes poluidoras. O entendimento do relacionamento entre cargas poluidoras e as condições do corpo d'água é a base para a avaliação das estratégias de alocação.

A alocação da carga poluidora pode apresentar diversas possibilidades e opções, porém, para a aprovação da CMTD, a alocação terá que demonstrar que o padrão de qualidade da água é mantido ou atingido, e que as reduções para as cargas poluidoras são tecnicamente exeqüíveis. De acordo com a EPA mesmo havendo muitas formas de se expressar a distribuição da carga máxima permissível de poluentes, o conceito de alocação é fundamental para o processo da CMTD, pois reforça a importância de se identificar quais fontes devem ser relacionadas para diminuição do dano ambiental, conforme os padrões de qualidade d'água. A alocação irá promover subsídios para se relacionar o nível de redução necessário a ser aplicado em cada fonte individualmente, grupo ou subgrupos de fontes poluidoras. Cabe destacar que as decisões de alocações são freqüentemente duvidosas, dado que essas deliberações determinam a implementação de ações que minimizem os impactos ou potenciais impactos, impondo custos aos responsáveis pelas fontes poluidoras.

A variação sazonal é outro elemento requerido para a aprovação da CMTD. O corpo hídrico deve manter ou alcançar os padrões de qualidade da água durante todo o ano; portanto, deve considerar as variações da capacidade de assimilação do corpo d'água causada pelas mudanças sazonais de temperatura e vazão, ou de períodos sensíveis para a biota aquática, entre outros fatores.

A CMTD deve também considerar flutuações sazonais nas cargas poluidoras para o corpo d'água. Algumas fontes difusas contribuem somente durante eventos de precipitação. Similarmente, algumas fontes pontuais operam no seu máximo somente durante algumas épocas do ano, a exemplo de estações de tratamento de esgotos durante alta temporada turística.

Diante do exposto, percebe-se que a sazonalidade seja da carga poluente, vazão, etc. pode ou não afetar a característica final da CMTD, dependendo de quando o impacto no corpo d'água ocorre e como a carga poluidora atua. Dessa forma, todas as fontes podem precisar de medidas de

controle e alocação implementadas durante todo o ano e não somente durante uma estação.

Esta ferramenta foi implementada com sucesso na bacia do Rio Atibaia (SILVA, 2004) onde foram analisados os parâmetros COD e  $\text{NH}_3$ , onde foi feita uma estimativa de carga máxima total diária (CMTD, baseado no TMDL – Total Maximum Daily Load da EPA).

Aplicada no Rio Cotinguiba, principal afluente do Rio Sergipe, a ferramenta foi útil para os processos de enquadramento, outorga e cobrança, pois, com a utilização do modelo de qualidade da água foram simulados diversos cenários para o seu desenvolvimento, possibilitando uma avaliação das condições futuras da bacia (ROCHA, 2007).

#### 1.4.5. Modelo QUAL2E

Pesquisa na literatura disponível para modelos de qualidade da água em rios feita por Cox (2003) demonstrou que foram produzidos cerca de cem artigos científicos nos últimos cinco anos, deixando claro o quanto essa área de pesquisa é ativa. Nesta lista, poucos trabalhos estão relacionados com modelos aplicados a situações específicas. A grande maioria refere-se ao uso do modelo QUAL2E, com registro de aplicações em diversos países.

Ao longo dos últimos dez anos diversos autores vêm utilizando o QUAL2E como ferramenta para auxiliar o gerenciamento de recursos hídricos, mais precisamente de sistemas fluviais (FALCONER, 1991; FISHER, 1995; LIMA, 2001; SIQUEIRA, 1996; MENDONÇA, 1992, PARK & LEE, 2002, entre outros).

O QUAL2E é um modelo unidimensional de estado permanente, usado frequentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não-pontuais na qualidade da água de rios. Ciclos detalhados de OD/DBO e de nutriente são simulados, considerando os efeitos de respiração de algas, reaeração e demanda de oxigênio de sedimentos (CHAPRA, 1997).

O modelo pode ser operado como permanente ou dinâmico, sendo no primeiro caso utilizado para estudo do impacto dos despejos (magnitude, qualidade e localização) na qualidade da água do rio. Na forma dinâmica, permite o estudo dos efeitos das variações diurnas dos dados meteorológicos na qualidade da água (oxigênio dissolvido e temperatura) e das variações do oxigênio dissolvido, devido ao crescimento e respiração das algas.

A maioria dos trabalhos publicados possui o mesmo escopo e seguem, basicamente, a mesma metodologia: discretização do sistema, de acordo com a descrição do QUAL2E e calibração do modelo através de dados coletados em campo; validação dos parâmetros de calibração em simulações prováveis, de forma a prever danos à qualidade da água ou ao volume hídrico e discussão dos resultados, permitindo a tomada de ações presentes e futuras que incidam sobre a bacia.

A primeira etapa, que consiste na discretização do sistema a ser modelado e subsequente calibração de dados experimentais, é fundamental para que haja consistência entre as simulações e a realidade e, com isso, a modelagem possa ser efetivamente usada como ferramenta em processos decisórios. A confiabilidade dos dados observados, o domínio das condições hidráulicas e morfológicas da bacia, a exata localização dos pontos de descarga e retirada das indústrias e municípios circunvizinhos são fatores fundamentais para uma calibração bem feita. Quanto maior o nível de conhecimento sobre a bacia a ser modelada, mais precisa será a calibração, a ser concluída na definição de uma boa correlação entre os dados calculados e observados (BROWN e BARNWELL, 1987).

Na etapa de discretização do sistema o rio é considerado um reator de mistura completa onde os elementos computacionais estão ligados seqüencialmente um ao outro através de mecanismos de transporte e dispersão. Grupos seqüenciais desses reatores podem ser definidos como trechos nos quais os elementos computacionais têm as mesmas propriedades hidrogeométricas: declividade, seção transversal do canal, rugosidade e taxas de constantes biológicas, de decaimento de DBO, de fontes bênticas e de sedimentação de algas (CHAPRA, 1997).

O rio é considerado um reator de mistura completa onde os elementos computacionais estão ligados seqüencialmente um ao outro, através de mecanismos de transporte e dispersão. Grupos seqüenciais desses reatores podem ser definidos como trechos nos quais os elementos computacionais têm as mesmas propriedades hidrogeométricas, declividade, seção transversal do canal, rugosidade, etc. e taxas de constantes biológicas, de decaimento de DBO, de fontes bênticas e de sedimentação de algas, etc.

A segunda etapa utiliza os parâmetros ajustados na calibração para prever, através de simulações hipotéticas, cenários futuros que gerem ameaças ou mesmo melhorias sobre a qualidade de água. Esta etapa, também conhecida como validação dos parâmetros, será mais representativa quanto melhor ajustada for a calibração. É, efetivamente, a etapa que definirá as ações a serem tomadas sobre a bacia. A terceira etapa é a própria análise da situação da bacia em função dos resultados obtidos nas etapas anteriores, permitindo a consistência no gerenciamento de recursos e no processo de tomada de decisões sobre o sistema fluvial.

A equação básica do modelo QUAL2E é a de transporte de massa (advecção, dispersão) que é integrada numericamente, num intervalo de tempo, para cada constituinte de qualidade de água simulado. O escoamento considerado nesse modelo, tipo permanente uniforme, ocorre quando o gradiente de profundidade com o espaço é nulo e a velocidade constante e no sentido longitudinal, predominante em rios, permitindo, assim, uma representação por equação unidimensional. A base da formulação do comportamento de sistemas reais faz-se a partir das diferenças finitas, através de um esquema implícito de regressão, que é um método de resolução numérica das equações diferenciais, sendo, assim, consideradas equações governantes que determinam os modelos de qualidade de água e hidrodinâmicos (FALCONER, 1991).

O primeiro passo na modelagem do sistema é subdividir o rio em trechos, ou seja, extensões do rio que apresentem características hidráulicas uniformes. Cada trecho é, então, dividido em elementos computacionais de igual tamanho. Dessa maneira, todos os trechos devem consistir de um número inteiro de elementos computacionais.

Hidraulicamente, o QUAL2E é limitado a simular períodos de tempo durante os quais tanto a vazão do rio como as cargas poluidoras são essencialmente constantes. Seu uso requer ainda conhecimento e domínio nas áreas de hidráulica, hidrologia, estatística e computação. O programa apresenta algumas limitações de impressão gráfica e no formato de entrada e saída das informações, o que impõe a necessidade de se acoplarem planilhas para o tratamento dos dados a serem introduzidos no modelo e de se utilizarem outros aplicativos que façam a interface gráfica para a saída dos dados (LIMA, 2001).

Fischer (1995) calibrou o modelo QUAL2E para um trecho de 20 km na bacia do Ribeirão do Feijão, (estado de São Paulo) com o objetivo de determinar o grau de contaminação desse rio, provocado principalmente pelo resíduo proveniente do aterro não-controlado (lixão), que constitui a maior fonte de poluição na bacia. Ele utilizou, também, o Índice de Qualidade da Água (IQA) como mais uma técnica de análise para comparação com o modelo.

Siqueira (1996) utilizou o QUAL2E na modelagem de oxigênio dissolvido no rio Meia Ponte, em Goiás, em um trecho de 19 km, em um período de vazões baixas. Foram determinados os coeficientes do modelo relativos à reaeração atmosférica e demanda bioquímica de oxigênio.

Mendonça (1992) fez uso do modelo QUAL2E para determinar o impacto ambiental de uma fábrica de papel e celulose (CENIBRA), na bacia hidrográfica do rio Doce, no estado de Minas Gerais. A simulação foi realizada em época de estiagem, sob dois aspectos: variação da concentração da DBO com a vazão de descarga de efluente constante e a variação da vazão de descarga de efluente com a concentração da DBO fixa. Onze pontos foram monitorados, considerando os parâmetros OD, DBO, DQO, pH, condutividade, turbidez, nitrogênio, fosfato, resíduo sedimentável e coliformes e concluíram que o QUAL2E permitiu boa calibração e pode ser uma importante ferramenta nos trabalhos de planejamento ambiental e simulações dos impactos na qualidade da água de rios.

#### 1.4.5.1. Potencialidades e limitações do modelo QUAL2E

Maciel (2000) considera que os modelos de qualidade de água constituem-se em ferramentas imprescindíveis para definição da necessidade de implantação de sistemas de controle de poluição e das respectivas eficiências e fornecimento de subsídios para o programa de monitoramento da qualidade das águas, podendo, inclusive, promover a redução no número de estações de amostragens. No entanto, a aplicação de modelos matemáticos de qualidade da água encontra-se limitada à necessidade de uma base de dados forte e consistente, o que, na maioria das situações, é esparsa ou inexistente. Esse autor ressalta ainda que, no Brasil, muitas vezes a ausência de informações impossibilita a utilização desses modelos.

O princípio básico dos modelos de qualidade de água é a conservação de massa, conseqüentemente, existe uma preocupação na abordagem atual quanto

à má definição da  $DBO_5$  como variável de estado, o que significa que os balanços não podem ser fechados pois não estarão considerando toda a matéria orgânica presente no meio. Em vez de uma única substância, a  $DBO_5$  é um resultado das mudanças ocorridas no substrato consumido e na biomassa produzida, que podem variar consideravelmente. Os modelos que utilizam a  $DBO_5$  como única substância com respectiva taxa de decaimento não levam em conta tais variações. Isto traz conseqüências na avaliação no balanço de concentrações de oxigênio dissolvido no meio aquático. Isso significa que uma  $DBO$  proveniente de um esgoto urbano pode não ter decaimento similar à proveniente de um despejo industrial mais refratário (CUNHA et al., 2002).

Braga e colaboradores (1998) afirmam que grande parte dos modelos matemáticos de simulação da qualidade da água alcançou um nível de complexidade que requer o auxílio de especialistas para manter e interpretar seus resultados. Embora esses modelos sejam desenvolvidos para auxiliarem nos problemas de gerenciamento de recursos hídricos, a quantidade de informações que eles exigem para implementação e o abundante resultado que são capazes de produzir parecem, às vezes, restringir sua utilização. Embora exista vasta literatura sobre modelos para qualidade da água e suas aplicações, o que se tem observado é que eles não estão disponíveis para os que não são especialistas.

Cada vez mais os usuários de modelos estão conscientes que uma base de dados para qualidade da água é, na maioria das vezes, escassa e/ou inexistente comprometendo a capacidade preditiva dos modelos (SHANADAN et al., 1998). Modelos matemáticos de simulação não podem ser calibrados ou testados sem que exista um conjunto de dados consistentes, sob pena de gerar conclusões duvidosas. O sucesso na modelagem da qualidade da água pode ser prejudicado pela falta desses dados. O desafio que se coloca é a utilização de um modelo adequado às características do problema, considerando-se a ausência de dados.

Independentemente da formulação escolhida para o modelo de qualidade da água, a etapa de calibração é crucial na utilização do modelo. Diversos aspectos podem comprometer ou impedir a calibração do modelo. Uma vez calibrado o modelo para uma situação específica sua credibilidade é considerada para todos os casos em que for aplicado (RIBEIRO, 2001). No entanto, modelos utilizados em situações distintas precisam passar por nova verificação.

Além da escolha adequada da formulação do modelo, a calibração é uma etapa chave na modelagem. Um parâmetro bastante relevante na calibração é o coeficiente de reaeração  $K_2$ , para o qual as previsões do modelo se mostram bem sensíveis. Geralmente,  $K_2$  é tido como função da temperatura, profundidade do canal e velocidade. Entretanto, descargas intermitentes associadas à drenagem urbana, transbordamentos ou chuvas intensas geram fontes não pontuais que inferem variações no fluxo do rio em trechos onde ocorrem correntezas e, conseqüentemente, no valor de  $K_2$ . Sendo assim, é no mínimo incorreta a suposição de que  $K_2$  permanece um valor sempre constante em cada trecho. (SHANADAN et al., 1998).

A transferência de gases é um fenômeno físico, que ocorre entre as moléculas de gases do meio líquido e sua interface com o ar. Este intercâmbio resulta num aumento da concentração do oxigênio na fase líquida, caso esta não esteja saturada com o gás. Isso acontece no corpo hídrico quando os níveis de oxigênio dissolvido se reduzem através dos processos de estabilização da matéria orgânica, fazendo com que o meio aquático busque uma nova situação de equilíbrio por intermédio da absorção de oxigênio pela massa líquida. A taxa de reaeração atmosférica é dada pelo coeficiente  $K_2$ .

Conforme Rodrigues et al (2003), o valor de  $K_2$  pode ser calculado através de fórmulas empíricas e semi-empíricas vinculadas a dados hidráulicos do sistema, ou por técnicas de medição. A medição do coeficiente de reaeração requer exaustivos trabalhos de campo e laboratório, equipamentos e corpo técnico especializado, normalmente na maioria dos trabalhos publicados os valores do coeficiente de reaeração são calculados através de fórmulas empíricas relacionando velocidade e profundidade média do trecho a ser calibrado e este valor permanece constante em todos os trechos.

Outro ponto a ser colocado é a deficiência no fechamento dos balanços envolvendo interações com o sedimento, mesmo apesar do coeficiente de demanda bentônica ( $K_4$ ) presente nas equações do modelo. A sedimentação é um processo físico, onde ocorre a separação da água (pela sedimentação gravitacional) das partículas suspensas que são mais pesadas que água, a velocidade de sedimentação depende do tamanho das partículas e sua densidade (TCHOBANOGLOUS, 1991).

No QUAL2E alguns constituintes são perdidos no balanço de massa devido à sedimentação de fundo de substâncias como: nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, além da própria DBO o que influencia no balanço de oxigênio dissolvido. Em virtude do coeficiente de sedimentação variar de acordo com as profundidades médias e nas soluções analíticas das equações da DBO remanescente e do OD, este coeficiente é uma constante ao decorrer do tempo, faz-se um pré-cálculo do coeficiente ao longo do trecho em estudo e utiliza-se uma média dos coeficientes encontrados (RODRIGUES, et al 2003).

A abordagem dos modelos matemáticos aplica conclusões da mecânica dos fluidos e dos fenômenos de transporte com diferentes graus de complexidade, dependendo do grau de detalhamento desejado. O uso de modelos matemáticos geralmente decorre da necessidade de previsões, quando a medida não está disponível. Em sua forma mais simples, utilizam-se soluções obtidas para a dispersão e transporte de poluentes em correntes (CUNHA et al., 2002; LAURENTIS, 2004).

A adoção de modelos não-detalhados (unidimensionais, por exemplo) impõe o uso de hipóteses simplificadoras bastante radicais para o conjunto de variáveis existentes no caso real. A impossibilidade de considerar a superfície da água um contorno em um modelo unidimensional horizontal, por exemplo, culmina com o uso de aproximações empíricas ou *ad hoc* para modelar a transferência de gases interfacial, por exemplo. Aproximações desse tipo são limitadas e devem ser vistas com reservas pelos projetistas. Vale mencionar que há modelos de transporte de poluentes bastante detalhados, que incorporam a resolução dos campos de velocidade e das grandezas turbulentas associadas, e que conduzem a boas previsões acerca dos fenômenos dispersivos tanto em rios, como lagos e estuários. Contudo, quanto mais um modelo se aproxima da realidade, mais informações acerca dessa realidade devem ser fornecidas para que os resultados correspondam a boas previsões (dados geográficos, cobertura vegetal, etc) (CHAPRA, 1997).

Para Van Waveren (1999), os modelos são ferramentas indispensáveis ao gerenciamento de recursos hídricos. No entanto, há alguns problemas com respeito aos modelos hoje, especialmente no que diz respeito à aquisição de dados necessários para a construção do modelo. Nesse sentido, em situação de baixa disponibilidade de dados consistentes, faz-se necessária geração de

modelos que tenham robustez e possam contribuir para o gerenciamento de recursos hídricos.

As limitações impostas aos modelos matemáticos de simulação, mais explicitamente aquelas relacionadas com a base de dados escassa e/ou inexistente, a explicitação de mecanismos que ainda não estão bem esclarecidos e a interpretação dos resultados têm levado à busca de novas abordagens para o desenvolvimento de modelos de simulação de modo a contribuir para melhorar a tomada de decisão numa escala correspondente à bacia hidrográfica, unidade funcional de planejamento para os recursos hídricos (ARAUJO, 2005).

Em uma bacia ou em trecho de rio onde os dados hidrológicos históricos são escassos, o qual aflui rios menos impactados, sem séries históricas de vazões, com vários pontos onde são localizadas correntezas que favorecem a taxa de aeração, assimilação de oxigênio, sem dados concretos de outros poluentes, a não ser a DBO de origem industrial comprometem a efetiva calibração do modelo e a interpretação dos resultados. Desta maneira torna-se inviável a aplicação do modelo para calibração dos dados do trecho do Rio Tibagi, avaliado neste estudo.

## 2. OBJETIVOS

O principal objetivo deste trabalho consiste na avaliação do potencial poluente da atividade industrial instalada na região da cidade de Ponta Grossa e da sua correlação com a qualidade das águas do rio Tibagi, através da caracterização da natureza das cargas poluidoras e pelo monitoramento de alguns parâmetros físico-químicos e microbiológicos no corpo d'água com utilização de ferramentas ambientais que tornem a análise mais ampla e eficiente auxiliando na tomada de decisões

A partir de diversas abordagens de avaliação ambiental e empregando uma série de procedimentos experimentais, este trabalho também buscou informações sobre o comportamento do corpo hídrico em função do aporte de cargas residuais e difusas de origem agrícola, industrial e urbana.

Desta forma os objetivos específicos deste trabalho foram:

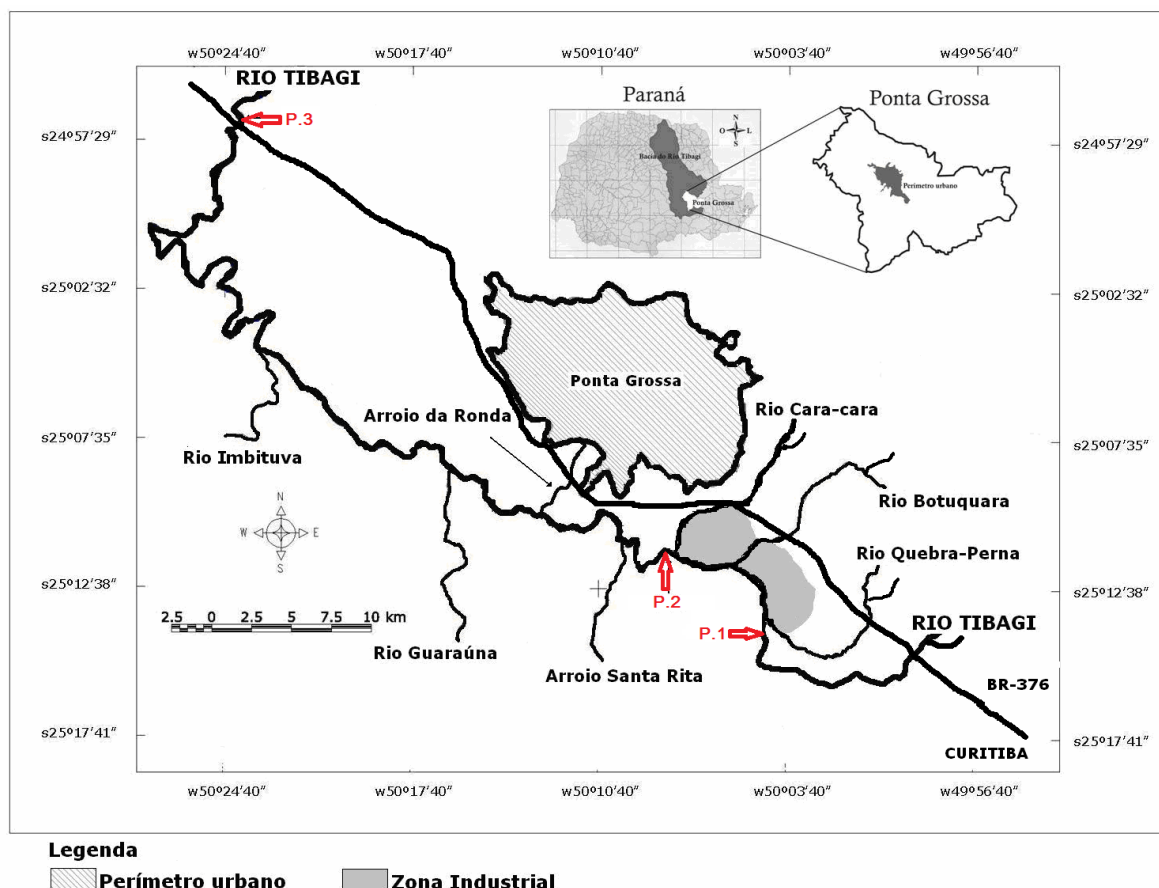
1. Levantar as cargas residuais industriais produzidas no distrito industrial de Ponta Grossa e estabelecer os pontos de monitoração;
2. Validar as metodologias de análise que fazem parte do Índice de Qualidade de Água (IQA) que foram utilizadas neste estudo.
3. Estabelecer os pontos críticos de poluição das águas do rio Tibagi e avaliar a sua qualidade, através do monitoramento dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos, durante o período de um ano, através de coletas mensais.
4. Utilizar ferramentas estatísticas de análise ambiental tais como: Análise de Componentes Principais (PCA), Índice de Qualidade das Águas (IQA), Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Animal (IQA<sub>PVA</sub>), Carga Máxima Total Diária (CMTD), para interpretação dos dados e a avaliação do potencial poluente no distrito industrial de Ponta Grossa e a capacidade de suporte do Rio em virtude das indústrias estabelecidas na região estudada.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. PONTOS DE AMOSTRAGEM**

Para realização do trabalho foram selecionados pontos de amostragem localizados na bacia hidrográfica do Rio Tibagi na região de Ponta Grossa. As amostras de águas superficiais foram coletadas durante um ano entre os meses de Outubro de 2005 e Setembro de 2006, em pontos situados à montante ao Distrito Industrial de Ponta Grossa (Ponto 1), à jusante ao distrito industrial (Ponto 2) e na primeira estação de monitoramento do Rio Tibagi, denominada TI01-6444400 Uvaia (ponto 3). A Figura 15 mostra a localização dos pontos de amostragem.

Desde 2003 não se tem dados levantados sobre o monitoramento da qualidade da água nesta estação. O ponto 3 foi escolhido em função de que a carga residual industrial pode sofrer atenuação dos afluentes e da disseminação dos contaminantes provocando um processo de autodepuração comprometendo a avaliação específica das condições de qualidade de água no distrito industrial, ou sofrendo um acúmulo da contaminação urbana.



**Figura 15.** Mapa esquemático com os pontos de amostragem no rio Tibagi.

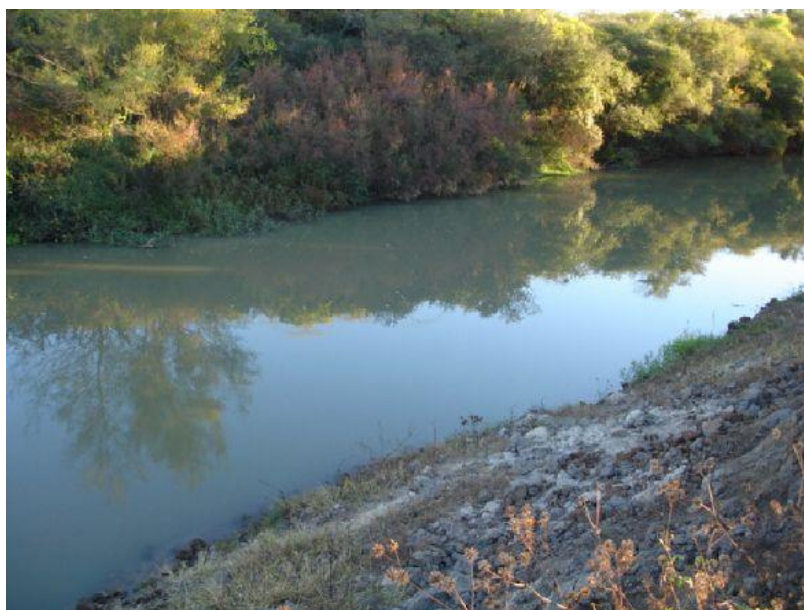
Os tributários da margem direita são considerados rios de Classe 1, com exceção do Arroio da Ronda na região urbana que tem classificação 3. Na margem esquerda todos os rios são preservados, localizados em áreas agrícolas ao longo da Bacia do Rio Tibagi (SUDERHSA, 1997). Através de dados obtidos junto a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) a carga urbana residual concentrada nesta área produzida por duas estações de tratamento é de 315 kg.DBO/dia.

O ponto de amostragem 1 (Figura 16), elevação 779m (S25°13'32" W 50°04'28") , fica a montante ao afluente Rio Quebra-perna, primeiro rio da margem direita ao rio Tibagi, antes do distrito industrial de Ponta Grossa, situado a 7 km da Br 376. Com a área de drenagem da bacia de 1218 km<sup>2</sup>, região de difícil acesso, com matas ciliares relativamente preservadas com atividades antrópicas de culturas agrícolas de milho, soja no período de verão e trigo no inverno. A vazão média obtida neste ponto do rio entre os anos de 2005 e 2006 foi de 9,96 m<sup>3</sup>/s.



**Figura 16.** Local de amostragem a montante a cidade de Ponta Grossa (ponto1).

O ponto de amostragem 2 (Figura 17), a jusante ao rio Cará-cará, elevação de 789 m, (S25° 11' 12" W 50°08'04") , localiza-se em uma chácara particular, que situa-se entre o tronco ferroviário da estação do Cara-cará e o Aeroporto Sant'Ana, a jusante ao Distrito Industrial de Ponta Grossa. Com área de drenagem da bacia de 1340 km<sup>2</sup>, sendo a área de drenagem do distrito industrial de 122 km<sup>2</sup>. De um lado do rio estão localizam as indústrias e na outra margem atividades agrícolas e agropecuárias. A vazão média obtida neste ponto do rio, durante o período de coleta de amostras foi de 18,2 m<sup>3</sup>/s.



**Figura 17.** Local de amostragem jusante ao distrito industrial de Ponta Grossa (ponto 2)

O ponto de amostragem 3 (Figura 18), primeira estação de amostragem do rio Tibagi TI 01, elevação 975m, (25°04'32" S 50°23'20" W) a 36 km aproximadamente, distante da cidade de Ponta Grossa, monitorado até 2003 pela SUDERHSA, situa-se 50 metros a jusante da ponte sobre o rio Tibagi na BR-376 que liga Ponta Grossa a Guarapuava. Apresenta área de drenagem da bacia de 4450 Km<sup>2</sup>, esta área apresenta atividades agrícolas, agropastoris e extração de areia o que compromete a conservação das matas ciliares nesta região da bacia. A vazão média obtida neste ponto do rio, durante o período de coleta de amostras foi de 56 m<sup>3</sup>/s.



**Figura 18.** Local de amostragem jusante a Cidade de Ponta Grossa (Ponto 3).

## 3.2. TÉCNICAS DE AMOSTRAGENS

### 3.2.1. Limpeza dos materiais

Todos os materiais empregados na determinação dos parâmetros físico-químicos foram primeiramente lavados com água corrente, detergente comercial, escova e enxaguados. Em seguida foram imersos em solução de HNO<sub>3</sub> 10% v/v por no mínimo 24 horas antes da coleta. Finalmente os materiais foram retirados do banho com ácido e enxaguados por no mínimo 3 vezes com água destilada. Os frascos utilizados nas análises de DBO e Coliformes foram vedados e autoclavados a 121 °C por 30 minutos, 24 horas antes da coleta.

### 3.2.2. Amostragem

As amostras de águas naturais foram coletadas diretamente em frascos de polietileno previamente ambientados com a própria água a ser coletada. As amostras foram coletadas a aproximadamente 20 cm de profundidade emergindo contra corrente. As coletas foram realizadas por pelo menos duas pessoas, sendo uma responsável pela coleta e outra pela manipulação dos materiais destinados a receber a amostra (U.S.EPA, 1992). Os frascos contendo as amostras foram ensacados e armazenados em caixa de isopor preenchida com gelo. As amostras foram mantidas resfriadas durante todo o trabalho de campo para minimizar atividade biológica, principalmente para avaliação de DBO<sub>5</sub> e Coliformes fecais.

### 3.2.3. Coleta das amostras

A coleta das amostras teve início no mês de outubro de 2005. Em cada ponto foram utilizados 3 frascos com capacidade de 1 L de amostra, 1 frasco de 4 litros e 1 frasco âmbar vedado com rolha esmerilhada com capacidade de 100 mL. Foram coletados 3 litros em frascos separados para as análises de sólidos totais, DBO, nitrito e nitrato. Para as análises de nitrogênio total Kjeldahl, amoniacal e fósforo foram coletados em frasco de 4 litros fixados com solução de ácido sulfúrico (APHA, 1995). Na coleta para coliformes foram utilizados frascos âmbar, com rolha esmerilhada, retirados os lacres no momento da coleta e introduzidos diretamente no rio a 20 cm de profundidade. As coletas foram realizadas nos 3 pontos de amostragem no mesmo dia, sendo que cada expedição de amostragem durou, em média 4 horas. No momento da coleta foram medidos *in situ* os parâmetros temperatura do ar, temperatura da água, turbidez e oxigênio dissolvido, utilizando-se analisador TOA WQC – 20A. O sensor foi previamente ambientado, realizando-se no mínimo 3 leituras de cada parâmetro medido.

### 3.2.4. Procedimentos de tratamento das amostras

No mesmo dia da coleta o frasco contendo amostra para Coliformes fecais era encaminhado para o laboratório de microbiologia UTFPR – campos de Ponta Grossa, para análise imediata. Um litro de amostra *in natura* era

imediatamente congelada para servir como contraprova futura, caso ocorresse alguma dúvida em determinada análise.

As amostras para análise de DBO foram encubadas em garrafas com sistema manométrico com detecção automática Oxi-top, imediatamente após a leitura de pH. Para as análises de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal as amostras foram filtradas à vácuo em sistema fechado, utilizando membranas de acetato celulose com 0,45  $\mu\text{m}$  de porosidade e retiradas alíquotas para serem analisadas.

Com exceção da DBO e coliformes fecais todas as análises físico-químicas das amostras representativas dos ambientes aquáticos foram realizadas em triplicata.

### 3.3. MÉTODOS DE ANÁLISE

As análises que foram realizadas são as que fazem parte do Índice de Qualidade de Águas (IQAcetesb) que é constituído por 9 parâmetros: oxigênio dissolvido (OD), coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO 5 dias), temperatura, fósforo total, nitrogênio total (nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e nitrogênio total Kjeldahl), turbidez, sólidos totais, DQO e cloreto.

#### 3.3.1. pH

A determinação de pH das amostras *in natura* foi avaliada utilizando três medidas com um potenciômetro digital Tecnal modelo Tec-2mp. Antes das medidas, realizadas em laboratório, o sistema de eletrodos foi calibrado com soluções-tampão pH 7,00 e 4,00.

#### 3.3.2. Sólidos Totais

O teor de sólidos totais na amostra foi determinado através da evaporação da água, de 100 mL de amostra em cápsula de porcelana, secando em banho-maria e em seguida em estufa à 103 °C até obtenção de peso constante. (APHA, 1995).

### 3.3.3. Oxigênio dissolvido, Temperatura e Turbidez

Para determinação de oxigênio dissolvido, turbidez e temperatura do ar e da água foi utilizado analisador TOA WQC – 20, realizando, em média, 3 medidas nos locais de coleta.

### 3.3.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)

As determinações de DBO<sub>5</sub> foram realizadas de acordo com procedimento padrão (APHA,1998-5210), utilizando-se um sistema que permite a detecção automática de oxigênio Oxi-top® (Merck). O princípio baseia-se em uma amostra transferida de uma proveta para uma garrafa âmbar (Figura 19) com quantidade suficiente de microrganismos e nutrientes à temperatura controlada de 20°C +/-1°C e que por meio de agitação faz com que o O<sub>2</sub> presente na câmara de ar se dissolva no líquido. Os microrganismos respiram este oxigênio dissolvido na amostra durante o processo de degradação da matéria orgânica, exalando CO<sub>2</sub>, que é absorvido por NaOH ou LiOH contido em um reservatório de borracha, produzindo uma diferença de pressão na garrafa, que é medida pelo sensor Oxi-top, cujo sistema contém este instrumento digital. Eventual formação de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, sobretudo nos momentos finais do processo, é eliminada com a presença de um inibidor de nitrificação (n-aliltiouréia).



**Figura 19.** Garrafa utilizada para determinação de DBO pelo sistema Oxi-top.  
FONTE: MERCK, 2004)

### Coleta e conservação da amostra

Foi coletado um litro de amostra que foi preservada em geladeira no máximo por 48 horas e o pH ajustado entre 6,8 e 7,2. A amostra foi preparada somente no momento da análise, para que o oxigênio incorporado não oxidasse a matéria orgânica.

Com a estimativa de DBO em amostras desta natureza foi definido o volume da amostra de acordo com a Tabela 4. Quando não se tem conhecimento do valor aproximado da DBO esperada, toma-se como guia o valor da DQO. Geralmente, a DBO é considerada como a metade da DQO ( $DBO = 0,5 \times DQO$ ). Entretanto, dependendo da natureza da amostra, outros fatores podem ser considerados.

Segundo o procedimento (5210D, APHA,1998), se quantidades suficientes de minerais não estiverem presentes na amostra, estes devem ser acrescentadas a ela. Desta forma, sobre a alíquota de um mililitro de cada solução preparada, de acordo com o manual, adicionou-se solução tampão de fosfato, solução de cloreto de cálcio, solução de sulfato de magnésio e solução de cloreto férrico. Invariavelmente, a adição destes nutrientes se faz necessária quando houver amostra com baixa concentração de DBO estimada, ou seja, para aquelas amostras que requeiram semente.

Para evitar interferências que produzam resultados falsos, é aconselhável com certa regularidade preparar uma solução padrão de controle, que permite avaliar as condições do ensaio.

### Padrão Glicose – Ácido glutâmico

A glicose e o ácido glutâmico são secos a 103 °C durante 1 hora, em seguida são pesados 15 g de cada um destes reagentes que foram dissolvidos em 200 mL de água deionizada/destilada – sob agitação e aquecimento (até 50°C). O pH foi levado a 7,0 adicionando-se solução de hidróxido de potássio 6 mol.L<sup>-1</sup>, completando-se o volume para um litro. Esta solução tem validade de uma semana, quando armazenada a 4 °C.

### Água de Diluição

A água de diluição foi preparada conforme método (5210B, APHA, 1998). Para um balão volumétrico de 1000 mL foi adicionado 1 mL de cada nutriente, conforme descrito abaixo:

- a) solução tampão de fosfato  $1,5 \text{ mol.L}^{-1}$ .
- b) solução tampão de cloreto de amônio  $0,71 \text{ mol.L}^{-1}$ .
- c) solução de cloreto de cálcio  $0,25 \text{ mol.L}^{-1}$ .
- d) solução de sulfato de magnésio  $0,41 \text{ mol.L}^{-1}$ .
- e) solução de cloreto férrico  $0,018 \text{ mol.L}^{-1}$ .

Esta solução foi agitada por cerca de 15 minutos e deixada em repouso por cerca de 30 minutos.

O conteúdo de uma semente de inoculação foi dissolvido em 300 mL de solução preparada salina nutritiva preparada ou água de diluição, que já estava condicionada a  $20^{\circ} \text{ C}$ , preferencialmente preparada até 8 horas antes do uso.

Esta solução foi agitada por 1 hora e conservada em geladeira ( $+2$  à  $+8^{\circ} \text{ C}$ ), protegida da luz. Esta solução contém partículas insolúveis, ou seja, é uma solução heterogênea com a presença de farelos em suspensão: os mesmos fazem o transporte da bactéria. Esta solução tem seu melhor resultado se utilizada até 6h após a rehidratação. Antes de usar, a solução de semente de inoculação foi submetida à agitação por 5 minutos.

Foram adicionados 2 mL da solução de semente de inoculação para cada garrafa Oxi-top preparada, ou, para cada caso, até 10 % do volume total de amostra a ser incubada em cada garrafa, respeitando o disposto na Tabela 4 com relação ao volume final a ser adicionado em cada garrafa.

A adição desta solução foi feita sob agitação retirando a alíquota do sobrenadante e não do fundo do balão onde estava contida, para evitar que o material insolúvel fosse carregado pela pipeta com a qual se estava retirando esta alíquota.

### Preparo e incubação da amostra

Foi pipetado um volume de amostra, conforme a Tabela 4, foram colocados 2 mL semente/inibidor e a barra magnética dentro da garrafa, em seguida foram colocadas de 2 a 3 pastilhas de NaOH no reservatório de borracha, na boca da garrafa. Esta foi fechada com o sensor e colocada sobre o sistema de agitação.

Conectou-se o instrumento, verificando-se se os agitadores estavam funcionando corretamente e após 5 dias de incubação fez-se a leitura da DBO multiplicando-se pelo fator da escala Oxi-top conforme tabela 4.

**Tabela 4.** Fatores de escala, segundo volumes e DBO esperado.

<b>DBO esperado (mg/L)</b>	<b>Volume da amostra (mL)</b>	<b>Fator da escala Oxi-top</b>
0 - 40	<b>432</b>	1
0 – 80	<b>365</b>	2
0 – 200	<b>250</b>	5
0 – 400	<b>164</b>	10
0 – 800	<b>95,0</b>	20,1
0 – 2000	<b>43,5</b>	50,3
0 – 4000	<b>22,7</b>	100,5

Fonte: MERCK, 2004.

Na tabela 4, a coluna em destaque indica o volume total que deve conter a garrafa de DBO. O cálculo foi feito através da equação abaixo:

$$DBO_5 = \{DBO_v - [DBO_s \times (V_s/V_c)] \times (VTG/AA) \times F \quad (7)$$

onde: **DBO<sub>5</sub>** = DBO da amostra, **DBO<sub>v</sub>**= Leitura do Visor x Fator escala Oxi-top (conforme Tabela 4), **DBO<sub>s</sub>** = DBO semente ou DBO da água de diluição para quando não se utiliza semente, **V<sub>s</sub>** = Volume de semente em cada amostra, **V<sub>c</sub>** = Volume de semente usado na **garrafa nº. 02**, para determinar a DBO da semente, **VTG** = Volume Total da Garrafa, **AA** = Alíquota Amostra na garrafa.

O valor da DBO máxima deve ser igual a 4 mg L<sup>-1</sup>, se o valor da DBO da água de diluição for maior todo o ensaio deverá ser repetido.

A validação desta metodologia foi feita através de ensaios de determinação de DBO utilizando solução-padrão de ácido glutâmico e glicose (Merck) e água de rio.

### 3.3.5. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As determinações de DQO foram realizadas de acordo com procedimento padrão (5220 D - APHA, 1995), utilizando-se sistema de refluxo fechado e determinação colorimétrica.

A DQO corresponde à quantidade de oxigênio consumida na oxidação química da amostra por dicromato de potássio em meio fortemente ácido, a temperaturas elevadas e na presença de catalisador. O procedimento consiste basicamente na digestão da amostra em tubo fechado, seguida de determinação colorimétrica em 446 nm. A validação da metodologia foi feita através da construção de curvas de calibração na faixa de 2,5 e 50 mg L<sup>-1</sup>, utilizando-se padrões de biftalato de potássio e espectrofotômetro Nova 60 Merck.

### 3.3.6. Nitrogênio de Nitrito

O nitrito é determinado através da formação de um composto de coloração púrpura avermelhada em pH 2,0 a 2,5 pela diazotacão em presença da sulfanilamida e dicloreto de n(1-naftil) etilenodiamino. O resultado é expresso em mg.L<sup>-1</sup> de nitrogênio.

O nitrogênio nitrito foi analisado por determinação colorimétrica com cubeta de 2 cm de caminho ótico e comprimento de onda de 543nm (APHA 1995 – 4500 B).

Foram construídas curvas analíticas em triplicata e analisadas em espectrofotômetro CINTRA 10, no comprimento de onda correspondente.

### 3.3.7. Nitrogênio de Nitrato

O teor de nitrogênio de nitratos foi determinado colorimetricamente de acordo com procedimento descrito no item anterior, previa redução de nitratos a nitritos em coluna de cádmio (APHA, 1995 – 4500E).

Foram construídas curvas analíticas em triplicata e analisadas em espectrofotômetro CINTRA 10.

### 3.3.8. Nitrogênio Amoniacal

A determinação de nitrogênio amoniacal foi realizada de acordo com procedimento padrão (APHA 1995 – 4500 F), método Fenato.

Nitrogênio amoniacal é a forma bioquimicamente interconvertível do ciclo do nitrogênio, ocorrendo predominantemente pela decomposição de compostos orgânicos contendo nitrogênio e pela hidrólise da uréia. Um composto azul intenso de indofenol é formado pela reação da amônia com hipoclorito e fenol determinado em comprimento de onda de 640nm expresso em  $\text{mg L}^{-1}$  de nitrogênio.

Foram construídas curvas analíticas em triplicata e analisadas em espectrofotômetro CINTRA 10, no comprimento de onda correspondente.

### 3.3.9. Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

Para determinação de nitrogênio total foi utilizado o Método de Kjeldahl, onde a digestão da amostra com ácido sulfúrico e sulfato de cobre converte todas as formas nitrogenadas orgânicas e amônia livre em sulfato de amônia. A amônia é destilada em meio alcalino, absorvida em solução de ácido bórico e determinada por titulação com ácido sulfúrico  $0,02 \text{ mol L}^{-1}$  (APHA, 1995 – 4500<sub>org</sub> B).

Na análise de nitrogênio total Kjeldahl, foram realizados ensaios em triplicata com concentrações determinadas de 0,25; 0,50 e  $1,00 \text{ mgL}^{-1}$  de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  para determinar o desvio padrão das mesmas. De posse dos Valores de NTK e nitrogênio amoniacal. Determinou-se nitrogênio orgânico por diferença.

### 3.3.10. Fósforo Total

O fósforo orgânico é convertido a ortofosfatos, através de uma oxidação completa da matéria orgânica. O método utilizado nesta determinação é da reação com molibdato na presença de ácido ascórbico, cuja faixa de

determinação corresponde a 0,01 a 0,5 mg L<sup>-1</sup> em espectrofotômetro CINTRA, utilizando cubeta de 2 cm (APHA, 1995- 4500P-E).

Em um volume de amostra de 100 mL foi adicionado HNO<sub>3</sub> (5 mL) e HCl (2 mL), a qual foi então submetida ao aquecimento a 280-300°C por 2 h ou até a redução do volume para 3 a 5 mL.

Concluída a etapa de digestão da amostra a mesma foi resfriada, diluída até 80 mL com água destilada e neutralizada com NaOH (até coloração rosa ao indicador fenoftaleína). A coloração rosa foi descorada com gotas de solução de ácido forte (preparada com 30 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado em 60 mL de água e acrescentando 0,4 mL de ácido nítrico e diluindo para 100 mL). Em seguida adicionado 4 mL do reagente de molibdato, sob intensa agitação, e em seguida, 1 mL de solução de ácido ascórbico e o volume da amostra foi completado para 100mL. Após 10 minutos, foi realizada a leitura em comprimento de onda de 680 nm e comparado com a curva analítica construída anteriormente, em triplicata.

#### 3.3.11. Cloreto

A determinação de teor de cloretos foi realizada através do método indireto de titulação de Mohr (APHA, 1995 – 4500Cl<sup>-</sup> B), que se baseia na reação dos íons cloreto com íons Ag<sup>+</sup>, empregando como indicador solução de cromato de potássio.

Para validação da metodologia foram realizados ensaios em triplicata com solução de NaCl utilizando-se as seguintes concentrações: 5, 10 e 20 mg L<sup>-1</sup>.

#### 3.3.12. Coliformes Fecais

Os coliformes fecais foram determinados pela Técnica do Número Mais Provável (NMP), também chamada Técnica dos Tubos Múltiplos (APHA 1995 – 9221C).

Esta técnica permite que se determine o número mais provável que é a estimativa da densidade de bactérias em uma amostra, calculada a partir da combinação de resultados positivos e negativos. A densidade de coliformes é expressa com NMP de coliformes por 100 mL, o qual é obtido através de tabelas, em que são dados os limites de confiança de 95% para cada valor de NMP determinado. As Tabelas fornecem o NMP para todos os resultados possíveis,

quando são inoculadas 5 porções de 20 mL da amostra ou 10 porções de 10 mL da amostra. A leitura é feita diretamente na tabela. Expresso em Numero Mais Provável – NMP.

### 3.4. ANÁLISE DOS DADOS

As análises via PCA foram realizadas utilizando-se o programa PLS-TooBox 1.5, que opera em ambiente MATLAB 4.0. Antes de processados, os dados foram autoescalados, de maneira a evitar que valores numéricos de maior magnitude (ex. coliformes) criassem tendências no modelo.

Os valores do IQAcetesb foram obtidos através de planilhas no aplicativo Excel Microsoft Office<sup>®</sup> onde as curvas de qualidade dos parâmetros da metodologia NSF foram transformadas em equações.

O  $IQA_{(PVA)}$  dos pontos de amostragens foram obtidos através de curvas de normalização utilizando o conceito de operador mínimo para oxigênio dissolvido e amônia total, conforme descrito por SILVA & JARDIM (2006).

A aplicação do método de Carga Máxima Total Diária (CMTD) proposta pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) foi utilizada para avaliação da capacidade de suporte da bacia do Rio Tibagi na região de Ponta Grossa.

Os dados de precipitação mensal e vazão foram obtidos junto ao Instituto Tecnológico SIMEPAR e a SUDERHSA.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. VALIDAÇÃO DAS METODOLOGIAS DE ANÁLISE.

#### 4.1.1. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)

O procedimento indicado para utilização do sistema Oxi-Top envolve a validação das cabeças das garrafas, principalmente para verificar a qualidade da água destilada/deionizada utilizada na diluição com nutrientes (APHA,1998-5210). Os resultados apresentados após a incubação devem ser menores que 4 mg L<sup>-1</sup> de O<sub>2</sub>.

As garrafas foram incubadas por cinco dias a 20°C e os resultados apresentados estavam dentro da estimativa para a água de diluição, ou seja, em todas as seis garrafas o valor encontrado de DBO<sub>5</sub> foi zero.

A próxima etapa foi verificar a qualidade da semente, adquirida na compra do equipamento. Foi diluída uma semente de inoculação em 300 mL de água de diluição e dessa solução foram retirados 2 mL, os quais foram diluídos com solução de nutrientes e incubada nas seis garrafas por 5 dias. Os resultados poderiam variar de 4 a 20 mg L<sup>-1</sup> de O<sub>2</sub>. Os resultados encontrados não foram reprodutíveis, a maioria apresentaram resultados de DBO abaixo de 4 mg L<sup>-1</sup> de O<sub>2</sub>.

Optou-se por concentrar em aproximadamente 5% a solução e foram realizados os mesmos procedimentos descritos acima e foram colocados 21 mL da solução de semente diluída com nutrientes e as seis garrafas foram incubadas por 5 dias.

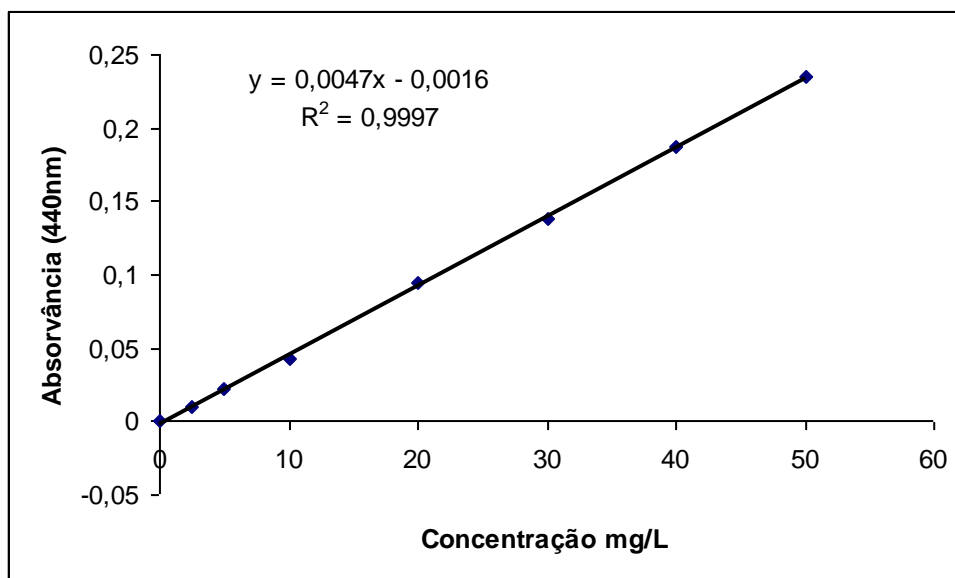
Os resultados obtidos para as seis garrafas foram reprodutíveis variando de 8 a 10 mg L<sup>-1</sup> de O<sub>2</sub>, indicando que o problema não estava na qualidade da semente e sim na sua concentração.

O teste com solução padrão de ácido glutâmico e glicose, descrito na metodologia de análise, não foram reprodutíveis para os primeiros ensaios realizados, em função de possível contaminação na solução padronizada. Tomadas as devidas precauções foram incubadas seis garrafas com solução-padrão e os resultados encontrados para a solução padrão estavam dentro da faixa esperada e variaram de 240 a 260 mg L<sup>-1</sup> de O<sub>2</sub>.

Foram realizados 3 ensaios em triplicata com solução padrão de ácido glutâmico-glicose ( $150 \text{ mg L}^{-1}$ ) e foram obtidos os seguintes valores de média: 246,6; 257,7 e 267,3  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{O}_2$  e a média dos 3 ensaios foi de  $257 \pm 10$ , atendendo a especificações da técnica que determina uma  $\text{DBO}_5$  de  $260 \pm 30 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{O}_2$ . Nos cinco ensaios realizados com água de rio, em triplicata, os valores encontrados mostraram boa repetitividade, com desvios médios de aproximadamente  $\pm 10,0 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{O}_2$ .

#### 4.1.2. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Foram preparadas soluções padrão em triplicata com concentrações de 2,5; 5,0; 10,0; 20,0; 30,0; 40,0 e 50,0  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{O}_2$ . A curva de calibração foi construída (Figura 20) a partir das médias das absorvâncias e as concentrações obtidas apresentaram desvio padrão máximo observado de  $\pm 2,0$ , nas médias das triplicatas ensaiadas, obtendo-se um coeficiente de correlação igual a 0,9997.



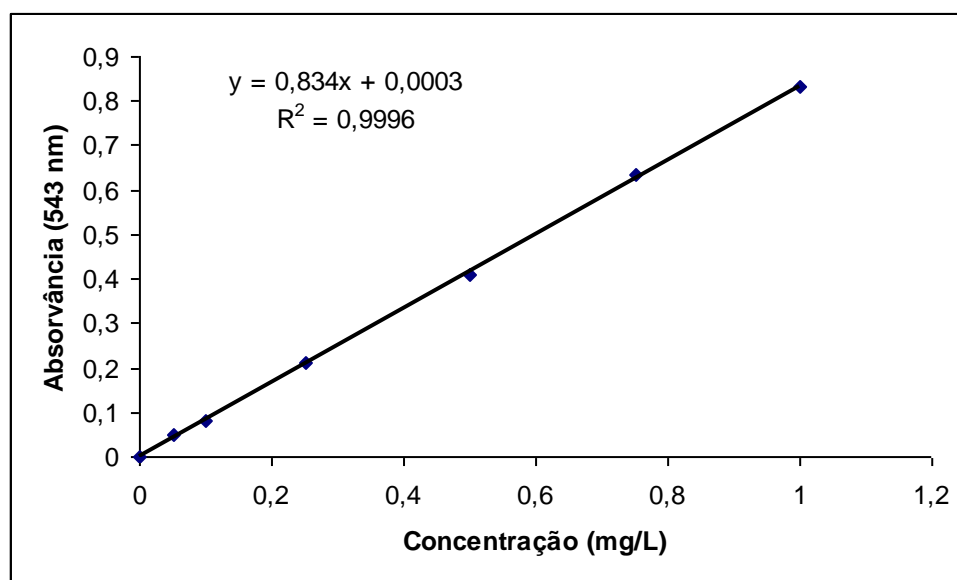
**Figura 20.** Curva analítica para determinação de DQO.

#### 4.1.3. Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

Foram realizados ensaios com soluções padrão em triplicata de 0,25; 0,50 e 1,0  $\text{mg L}^{-1}$  de nitrogênio a partir  $\text{NH}_4\text{Cl}$  nas mesmas condições de análise e os resultados obtidos respectivamente foram:  $0,246 \pm 0,04$ ;  $0,504 \pm 0,05$  e  $0,983 \pm 0,03$ . O maior desvio observado no ensaio realizado foi de 0,05.

#### 4.1.4. Nitrogênio nitrato

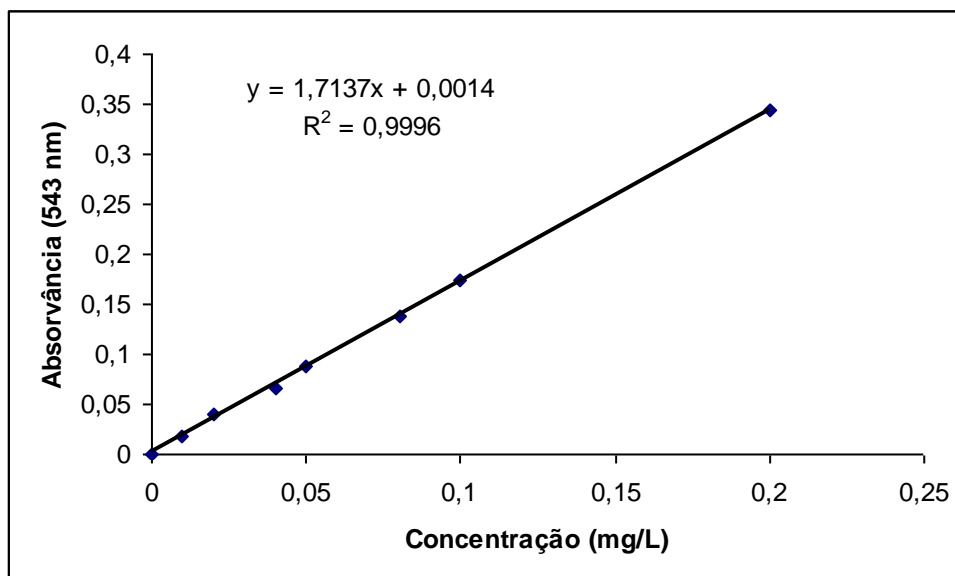
Para validação do método de análises foram preparadas soluções padrão em triplicata, com concentrações de 0,05; 0,10; 0,25; 0,50; 0,75; e 1,0 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio nitrato. A curva de calibração (Figura 21) foi construída a partir das médias das absorvâncias e as concentrações encontradas apresentaram um desvio padrão máximo de  $\pm 0,04$ , nas médias das triplicatas ensaiadas, obtendo-se um coeficiente de correlação igual a 0,9996.



**Figura 21.** Curva analítica para determinação de N-nitrato.

#### 4.1.5. Nitrogênio nitrito

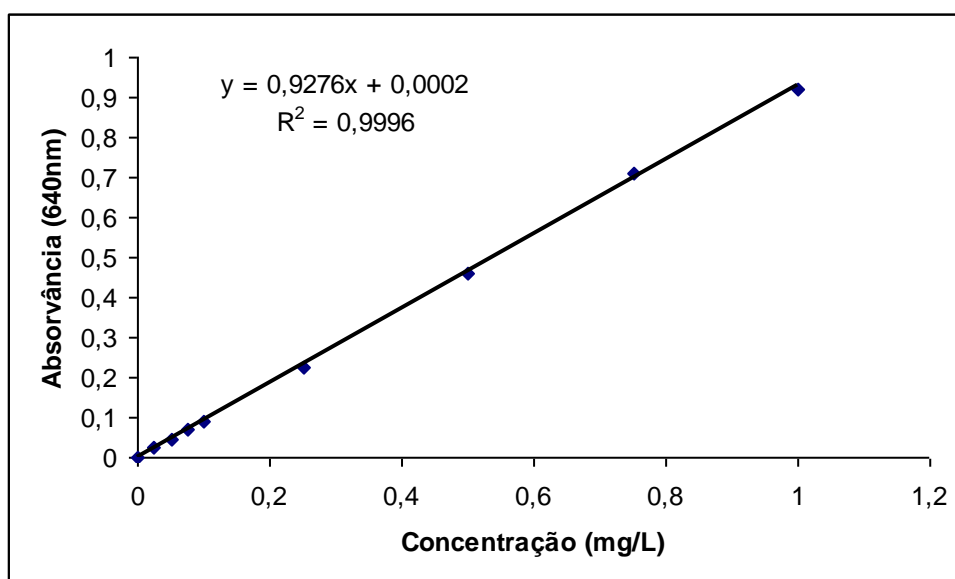
Para a validação do método de análise foram preparados padrões em triplicata com concentrações de 0,01; 0,02; 0,04; 0,05; 0,08; 0,10 e 0,20 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio nitrito. A curva de calibração construída (Figura 22), a partir das médias das absorvâncias e as concentrações obtidas, apresentaram um desvio padrão máximo de  $\pm 0,006$  nas médias das triplicatas ensaiadas, obtendo-se um coeficiente de correlação igual a 0,9996.



**Figura 22.** Curva de analítica para determinação de N-nitrito.

#### 4.1.6. Nitrogênio Amoniacal

Para a validação do método de análise foram preparados padrões em triplicata com concentrações de 0,025; 0,05; 0,075; 0,10; 0,25; 0,50; 0,75 e 1,0 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio amoniacal. A curva de calibração (Figura 23) foi construída a partir das médias das absorvâncias e as concentrações obtidas apresentaram um desvio padrão máximo observado de  $\pm 0,008$  nas médias das triplicatas ensaiadas, obtendo-se um coeficiente de correlação igual a 0,9996.

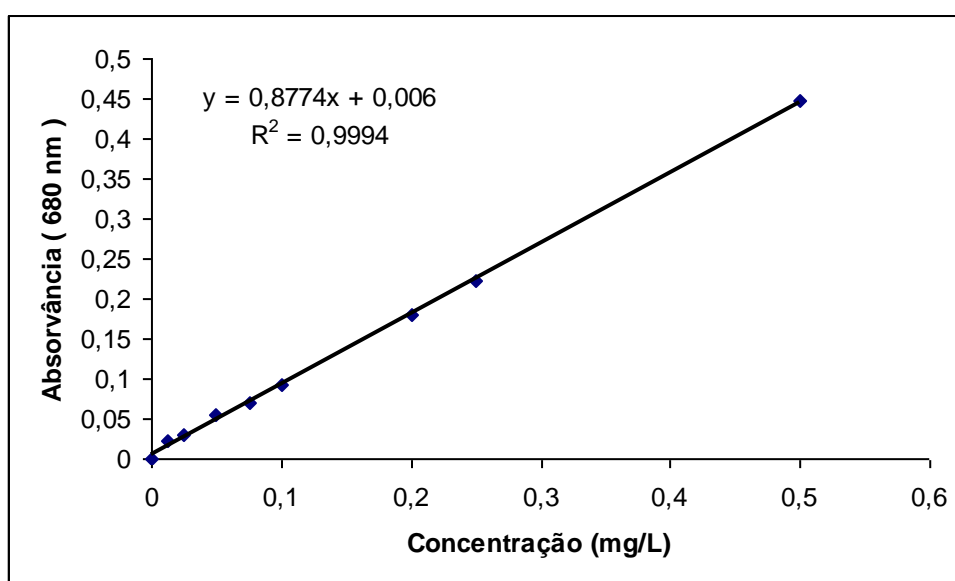


**Figura 23.** Curva analítica para determinação N(amoniaco)

#### 4.1.7. Fósforo Total

Na validação do método analítico foram preparados padrões em triplicata com concentrações de 0,0125; 0,025; 0,050; 0,075; 0,10; 0,25 e 0,50 mg L<sup>-1</sup> de fósforo- fosfato.

A curva de calibração (Figura 24) foi construída a partir das médias das absorvâncias e as concentrações obtidas apresentaram um desvio padrão máximo observado de  $\pm 0,098$  nas médias das triplicatas ensaiadas. Obtendo-se um coeficiente de correlação igual a 0,9994.



**Figura 24.** Curva analítica para determinação fósforo total.

#### 4.1.8. Cloreto

Foram realizados ensaios com soluções padrão em triplicata de 5,0; 10 e 20,0 mg L<sup>-1</sup> de NaCl nas mesmas condições de análise e os resultados obtidos respectivamente foram 5,0  $\pm 0,2$ ; 10,3  $\pm 0,5$  e 20,6  $\pm 0,7$ . O maior desvio padrão observado no ensaio realizado foi de  $\pm 0,7$ .

### 4.2. CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE ÁGUA.

Os parâmetros do IQA, obtidos durante as doze coletas mensais, com os seus respectivos desvios-padrão, nos 3 pontos de amostragens, estão apresentados na tabela 5. Os resultados dos demais parâmetros hidrogeoquímicos obtidos durante o período de coleta de amostras

representativas dos ambientes aquáticos, com seus respectivos desvios-padrão são apresentados na Tabela 6.

Entre os meses de outubro de 2005 e setembro de 2006 foram coletadas amostras representativas do rio Tibagi, localizado na região de Ponta Grossa. Conforme mostrado na Figura 16, os pontos de amostragem foram estabelecidos à montante da cidade de Ponta Grossa (ponto 1), à jusante ao distrito industrial de Ponta Grossa (ponto 2) e à jusante da cidade de Ponta Grossa na estação pluviométrica TI 6444000 – Uvaia (Ponto 3). Desta forma foi possível avaliar a influência da sazonalidade no processo industrial e urbano sobre as características das águas do Rio Tibagi.

**Tabela 5.** Parâmetros do IQA avaliados nos 3 pontos de amostragem durante o período de 12 meses.**Ponto 1: Rio Tibagi, a montante a cidade de Ponta Grossa**

Mês	OD (mg L <sup>-1</sup> )	COLI-FEC. (NMP/100mL)	pH	DBO (mgL <sup>-1</sup> )	NIT-TOT (mg L <sup>-1</sup> N)	FOSF-TOT (mg L <sup>-1</sup> P)	TURB (NTU)	SOL-TOT (mg L <sup>-1</sup> )	TEMP (°C)
Out/05	6,9±0,1	500	6,30±0,01	2,0 ±0,1	1,06 ±0,01	0,023 ±0,004	135 ±3,5	177 ±5,6	20,1 ±0,2
Nov/05	7,4±0,2	220	6,20±0,02	1,0 ±0,1	0,64 ±0,02	0,018 ±0,005	29 ±1,5	50 ±3,1	21,1 ±0,2
Dez/05	8,0±0,1	20	6,18±0,01	1,0 ±0,1	0,80 ±0,03	0,045 ±0,010	27 ±1,0	70 ±3,5	19,7 ±0,2
Jan/06	7,1±0,2	80	6,50±0,02	1,0 ±0,1	0,87 ±0,02	0,091 ±0,011	39 ±2,0	71 ±2,6	20,8 ±0,3
Fev/06	6,8±0,1	30	6,65±0,02	1,0 ±0,1	0,86 ±0,02	0,097 ±0,009	35 ±1,0	52 ±2,6	22,1 ±0,1
Mar/06	6,7±0,2	45	6,62±0,01	1,0 ±0,1	0,97 ±0,02	0,089 ±0,014	41 ±1,5	49 ±0,6	22,8 ±0,2
Abr/06	8,0±0,2	7	6,81±0,02	0,5 ±0,1	0,93 ±0,04	0,036 ±0,002	19 ±1,0	18 ±1,0	14,3 ±0,1
Mai/06	7,7±0,1	2	6,84±0,01	1,0 ±0,1	0,76 ±0,03	0,017 ±0,003	18 ±1,0	18 ±0,6	15,8 ±0,2
Jun/06	7,9±0,2	2	6,87±0,02	1,0 ±0,1	0,69 ±0,03	0,018 ±0,002	28 ±1,0	28 ±1,0	15,1 ±0,1
Jul/06	7,8±0,1	2	6,59±0,01	0,5 ±0,1	0,85 ±0,02	0,028 ±0,003	27 ±1,0	42 ±1,2	13,7 ±0,1
Ago/06	6,9±0,2	4	6,96±0,03	0,5 ±0,1	0,81 ±0,04	0,005 ±0,002	20 ±1,5	33 ±2,0	15,2 ±0,1
Set/06	6,8±0,1	400	6,77±0,02	1,0 ±0,1	0,89 ±0,02	0,054 ±0,004	38 ±1,0	51 ±1,5	15,0 ±0,2

**Tabela 5.** Parâmetros do IQA avaliados nos 3 pontos de amostragem durante o período de 12 meses (Continuação)**Ponto 2: Rio Tibagi, a jusante do distrito industrial de Ponta Grossa**

Mês	OD (mg L <sup>-1</sup> )	COLI-FEC. (NMP/100mL)	pH	DBO (mgL <sup>-1</sup> )	NIT-TOT (mg L <sup>-1</sup> N)	FOSF-TOT (mg L <sup>-1</sup> P)	TURB (NTU)	SOL-TOT (mg L <sup>-1</sup> )	TEMP (°C)
Out/05	6,0 ±0,1	5.000	6,44±0,02	5,0 ±0,1	1,65 ±0,01	0,021 ±0,005	168 ±6,5	183 ±6,7	21,6 ±0,2
Nov/05	6,2 ±0,2	2.400	6,32±0,01	3,0 ±0,1	0,78 ±0,02	0,141 ±0,015	40 ±2,1	89 ±1,5	22,2 ±0,2
Dez/05	5,8 ±0,1	330	6,58±0,02	4,0 ±0,1	1,09 ±0,04	0,157 ±0,013	30 ±1,5	88 ±5,7	21,2 ±0,1
Jan/06	6,2 ±0,2	1.400	7,17±0,02	2,0 ±0,1	1,10 ±0,03	0,131 ±0,003	62 ±1,0	107 ±2,6	22,6 ±0,2
Fev/06	6,3 ±0,1	50	6,85±0,01	2,0 ±0,1	1,02 ±0,01	0,141 ±0,009	58 ±3,5	86 ±1,5	22,8 ±0,1
Mar/06	4,6 ±0,1	300	6,62±0,02	4,0 ±0,1	1,11 ±0,04	0,272 ±0,013	52 ±1,5	74 ±1,1	23,1 ±0,1
Abr/06	4,8 ±0,2	50	6,78±0,02	3,0 ±0,1	1,08 ±0,02	0,138 ±0,003	35 ±1,5	44 ±1,0	17,2 ±0,1
Mai/06	5,1 ±0,1	2	6,93±0,01	3,0 ±0,1	0,93 ±0,01	0,140 ±0,002	35 ±1,0	38 ±1,5	15,4 ±0,1
Jun/06	4,9 ±0,1	21	7,32±0,01	4,0 ±0,1	1,24 ±0,02	0,251 ±0,003	34 ±1,0	57 ±1,0	15,1 ±0,1
Jul/06	5,2 ±0,2	4	6,83±0,02	3,0 ±0,1	1,12 ±0,02	0,121 ±0,007	33 ±1,0	52 ±0,6	14,6 ±0,2
Ago/06	5,9 ±0,1	6	6,98±0,02	4,0 ±0,1	1,08 ±0,01	0,090 ±0,005	35 ±1,0	58 ±1,5	15,8 ±0,1
Set/06	6,1 ±0,2	2.300	6,46±0,04	6,0 ±0,1	1,61 ±0,03	0,814 ±0,020	72 ±3,5	82 ±1,2	15,3 ±0,2

**Tabela 5.** Parâmetros do IQA avaliados nos 3 pontos de amostragem durante o período de 12 meses (Continuação)**Ponto 3: Rio Tibagi, jusante da cidade de Ponta Grossa (Distrito de Uvaia)**

Mês	OD (mg L <sup>-1</sup> )	COLI-FEC. (NMP/100mL)	pH	DBO (mgL <sup>-1</sup> )	NIT-TOT (mg L <sup>-1</sup> N)	FOSF-TOT (mg L <sup>-1</sup> P)	TURB (NTU)	SOL-TOT (mg L <sup>-1</sup> )	TEMP (°C)
Out/05	6,1 ±0,1	900	6,48±0,02	3,0 ±0,1	1,01 ±0,02	0,063 ±0,008	129 ±4,5	144 ±5,1	21,6 ±0,2
Nov/05	6,0 ±0,1	300	6,26±0,01	1,0 ±0,1	0,63 ±0,01	0,032 ±0,004	93 ±1,5	108 ±3,1	22,2 ±0,1
Dez/05	6,7 ±0,2	40	6,30±0,02	1,0 ±0,1	1,22 ±0,02	0,151 ±0,010	36 ±1,0	87 ±5,8	22,2 ±0,1
Jan/06	6,3 ±0,1	70	7,01±0,01	1,0 ±0,1	1,07 ±0,02	0,196 ±0,014	108 ±2,5	139 ±4,7	23,2 ±0,2
Fev/06	6,2 ±0,1	50	6,96±0,01	1,0 ±0,1	1,52 ±0,04	0,154 ±0,013	42 ±1,5	81 ±3,7	23,8 ±0,1
Mar/06	5,7 ±0,1	80	6,88±0,01	2,0 ±0,1	1,34 ±0,02	0,122 ±0,005	30 ±1,0	70 ±3,2	23,1 ±0,2
Abr/06	6,5 ±0,1	2	6,60±0,01	0,5 ±0,1	0,94 ±0,01	0,061 ±0,002	31 ±1,5	51 ±1,0	18,3 ±0,1
Mai/06	8,0 ±0,2	4	7,20±0,02	2,0 ±0,1	0,79 ±0,02	0,076 ±0,011	20 ±1,0	24 ±1,5	15,9 ±0,1
Jun/06	7,1 ±0,2	2	7,34±0,01	1,0 ±0,1	0,77 ±0,01	0,056 ±0,002	20 ±1,0	35 ±0,6	16,3 ±0,1
Jul/06	7,2 ±0,1	4	6,91±0,01	1,0 ±0,1	1,04 ±0,02	0,068 ±0,005	26 ±1,0	46 ±3,0	15,3 ±0,1
Ago/06	6,5 ±0,2	8	7,10±0,01	2,0 ±0,1	0,86 ±0,02	0,031 ±0,002	28 ±1,5	47 ±1,0	16,4 ±0,1
Set/06	6,4 ±0,1	1.700	6,14±0,01	3,0 ±0,1	1,45 ±0,02	0,977 ±0,012	94 ±2,0	102 ±2,0	15,8 ±0,1

**Tabela 6.** Parâmetros hidrogeoquímicos nos 3 pontos de coleta de amostras durante os 12 meses de coleta.**Ponto 1: Rio Tibagi, a montante a cidade de Ponta Grossa**

mês	N.(NH <sub>3</sub> ) (mg L <sup>-1</sup> )	N organ. (mg L <sup>-1</sup> )	NTK (mg L <sup>-1</sup> )	N nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	N.nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	T. ar (°C)	Cloreto (mg L <sup>-1</sup> )	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	I. pluv (mm)
Out/05	0,29 ±0,02	0,20 ±0,02	0,49 ±0,01	0,04 ±0,00	0,52 ±0,01	16,0 ±1,1	24,3 ±0,1	11,8 ±0,3	36,8	267,6
Nov/05	0,17 ±0,02	0,21 ±0,01	0,38 ±0,02	0,03 ±0,01	0,23 ±0,02	14,5 ±2,0	25,2 ±0,1	10,9 ±0,4	13,4	71,1
Dez/05	0,15 ±0,01	0,25 ±0,01	0,40 ±0,03	0,02 ±0,00	0,38 ±0,01	8,3 ±0,2	20,3 ±0,1	7,8 ±0,2	7,29	29,3
Jan/06	0,21 ±0,01	0,19 ±0,01	0,41 ±0,02	0,04 ±0,00	0,42 ±0,01	12,1 ±0,7	21,1 ±0,1	12,7 ±0,4	12,7	143,6
Fev/06	0,13 ±0,01	0,34 ±0,01	0,46 ±0,06	0,05 ±0,00	0,35 ±0,01	2,6 ±1,2	25,6 ±0,0	7,0 ±0,3	8,7	72,4
Mar/06	0,11 ±0,01	0,46 ±0,01	0,57 ±0,02	0,08 ±0,01	0,32 ±0,00	4,4 ±0,4	22,1 ±0,1	11,0 ±0,2	4,9	62,2
Abr/06	0,37 ±0,02	0,12 ±0,01	0,50 ±0,01	0,01 ±0,00	0,42 ±0,01	5,4 ±0,4	15,5 ±0,1	1,5 ±0,0	3,18	5,8
Mai/06	0,31 ±0,01	0,03 ±0,00	0,34 ±0,00	0,01 ±0,00	0,41 ±0,01	4,3 ±0,4	27,4 ±0,2	4,5 ±0,1	2,62	6,4
Jun/06	0,14 ±0,01	0,16 ±0,00	0,31 ±0,00	0,02 ±0,00	0,36 ±0,01	3,3 ±0,4	15,6 ±0,1	5,7 ±0,2	2,15	33,2
Jul/06	0,29 ±0,01	0,05 ±0,01	0,35 ±0,02	0,02 ±0,00	0,49 ±0,02	1,8 ±0,1	17,6 ±0,1	4,2 ±0,1	2,35	46,0
Ago/06	0,25 ±0,01	0,05 ±0,01	0,30 ±0,01	0,03 ±0,01	0,48 ±0,02	2,1 ±0,2	14,3 ±0,0	5,7 ±0,2	2,79	61,0
Set/06	0,14 ±0,01	0,29 ±0,01	0,43 ±0,01	0,02 ±0,00	0,44 ±0,01	10,6 ±0,4	17,2 ±0,1	11,5 ±0,3	22,73	204,6

**Tabela 6.** Parâmetros hidrogequímicos nos 3 pontos de coleta de amostras durante os 12 meses de coleta (Continuação).**Ponto 2: Rio Tibagi, à jusante do distrito industrial de Ponta Grossa**

mês	N.(NH <sub>3</sub> ) (mg L <sup>-1</sup> )	N organ. (mg L <sup>-1</sup> )	NTK (mg L <sup>-1</sup> )	N nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	N.nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	T. ar (°C)	Cloreto (mg L <sup>-1</sup> )	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	I. pluv (mm)
Out/05	0,36 ±0,02	0,59 ±0,01	0,95 ±0,03	0,05 ±0,001	0,66 ±0,01	18,3 ±1,6	26,3 ±0,1	17,5 ±0,4	71,6	267,6
Nov/05	0,25 ±0,02	0,25 ±0,01	0,50 ±0,02	0,04 ±0,010	0,24 ±0,01	17,2 ±1,2	27,2 ±0,1	14,6 ±0,1	26,3	71,1
Dez/05	0,32 ±0,01	0,15 ±0,01	0,47 ±0,03	0,03 ±0,001	0,58 ±0,02	15,2 ±1,0	24,1 ±0,1	10,1 ±0,2	12,4	29,3
Jan/06	0,25 ±0,01	0,43 ±0,01	0,68 ±0,03	0,07 ±0,002	0,35 ±0,03	11,2 ±1,4	23,2 ±0,1	13,3 ±0,3	21,75	143,6
Fev/06	0,22 ±0,02	0,39 ±0,01	0,62 ±0,00	0,05 ±0,003	0,35 ±0,02	10,8 ±1,0	25,8 ±0,0	10,2 ±0,5	14,75	72,4
Mar/06	0,23 ±0,01	0,49 ±0,00	0,72 ±0,03	0,11 ±0,020	0,29 ±0,02	7,8 ±0,6	23,4 ±0,2	17,1 ±0,1	8,43	62,2
Abr/06	0,52 ±0,02	0,29 ±0,01	0,79 ±0,01	0,01 ±0,002	0,28 ±0,00	7,3 ±0,4	18,0 ±0,0	8,4 ±0,1	6,19	5,8
Mai/06	0,50 ±0,01	0,15 ±0,01	0,65 ±0,03	0,02 ±0,002	0,25 ±0,01	7,1 ±0,3	27,8 ±0,1	8,3 ±0,3	5,09	6,4
Jun/06	0,76 ±0,01	0,16 ±0,00	0,92 ±0,00	0,04 ±0,011	0,27 ±0,00	7,9 ±0,3	14,8 ±0,1	10,2 ±0,5	4,5	33,2
Jul/06	0,51 ±0,01	0,23 ±0,00	0,74 ±0,00	0,04 ±0,012	0,34 ±0,01	5,3 ±0,7	15,2 ±0,0	6,6 ±0,2	4,34	46,0
Ago/06	0,46 ±0,01	0,27 ±0,01	0,73 ±0,01	0,04 ±0,013	0,31 ±0,00	10,6 ±0,5	16,0 ±0,1	8,8 ±0,3	5,35	61,0
Set/06	0,26 ±0,01	0,60 ±0,01	0,86 ±0,01	0,03 ±0,001	0,72 ±0,03	18,7 ±0,3	17,3 ±0,1	14,3 ±0,2	37,54	204,6

**Tabela 6.** Parâmetros hidrogequímicos nos 3 pontos de coleta de amostras durante os 12 meses de coleta (Continuação).**Ponto 3: Rio Tibagi, jusante da cidade de Ponta Grossa (Distrito de Uvaia)**

mês	N.(NH <sub>3</sub> ) (mg L <sup>-1</sup> )	N organ. (mg L <sup>-1</sup> )	NTK (mg L <sup>-1</sup> )	N nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	N.nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	T. ar (°C)	Cloreto (mg L <sup>-1</sup> )	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	I. pluv (mm)
Out/05	0,27 ±0,02	0,22 ±0,01	0,49 ±0,01	0,06 ±0,01	0,45 ±0,01	20,8 ±0,8	26,6 ±0,1	12,8 ±0,3	212,96	267,6
Nov/05	0,28 ±0,02	0,20 ±0,01	0,48 ±0,02	0,03 ±0,01	0,11 ±0,02	20,9 ±0,8	28,1 ±0,1	15,7 ±0,2	77,5	71,1
Dez/05	0,30 ±0,01	0,32 ±0,00	0,62 ±0,03	0,04 ±0,01	0,56 ±0,03	14,4 ±0,4	25,1 ±0,1	8,5 ±0,1	37,6	29,3
Jan/06	0,23 ±0,01	0,35 ±0,03	0,58 ±0,09	0,05 ±0,01	0,41 ±0,01	7,4 ±1,0	24,5 ±0,0	12,4 ±0,3	63,7	143,6
Fev/06	0,27 ±0,02	0,55 ±0,01	0,82 ±0,04	0,06 ±0,02	0,63 ±0,09	7,6 ±1,8	26,3 ±0,2	12,9 ±0,4	44,65	72,4
Mar/06	0,22 ±0,01	0,61 ±0,01	0,83 ±0,03	0,12 ±0,02	0,39 ±0,02	12,3 ±0,4	24,8 ±0,1	14,2 ±0,4	24,48	62,2
Abr/06	0,39 ±0,02	0,20 ±0,01	0,59 ±0,02	0,02 ±0,01	0,32 ±0,03	4,4 ±0,5	22,0 ±0,1	7,1 ±0,2	18,4	5,8
Mai/06	0,35 ±0,01	0,12 ±0,00	0,47 ±0,00	0,02 ±0,01	0,31 ±0,01	5,6 ±0,4	26,2 ±0,0	7,2 ±0,1	15,2	6,4
Jun/06	0,23 ±0,01	0,21 ±0,01	0,44 ±0,01	0,03 ±0,01	0,30 ±0,00	5,0 ±0,3	15,6 ±0,0	10,2 ±0,4	13,6	33,2
Jul/06	0,34 ±0,01	0,13 ±0,01	0,46 ±0,01	0,05 ±0,01	0,52 ±0,02	5,8 ±0,2	23,8 ±0,1	5,0 ±0,2	15,2	46,0
Ago/06	0,30 ±0,02	0,03 ±0,01	0,33 ±0,02	0,06 ±0,01	0,47 ±0,02	4,4 ±0,2	21,0 ±0,1	8,3 ±0,2	16,16	61,0
Set/06	0,20 ±0,01	0,43 ±0,01	0,64 ±0,03	0,06 ±0,01	0,76 ±0,03	15,6 ±0,6	19,6 ±0,1	14,5 ±0,3	131,42	204,6

A caracterização do corpo hídrico em estudo, com base nos parâmetros estabelecidos pelo IQA, cloreto e DQO, pode fornecer informações relevantes em relação à qualidade das águas nos pontos amostrados. A Figura 25 mostra os resultados obtidos para os parâmetros do IQA, nos 3 pontos amostrados.

A determinação de oxigênio dissolvido em corpos aquáticos é uma das ferramentas mais importantes para a avaliação dos índices de qualidade de águas, tendo em vista que este parâmetro está diretamente relacionado à manutenção da biota aquática (STUMM e MORGAN, 1996). Em um curso de água não poluído a concentração de oxigênio dissolvido pode variar de 8 a 11 mg L<sup>-1</sup> a 25° C, sendo que espécies mais resistentes podem suportar até 2 mg L<sup>-1</sup>.

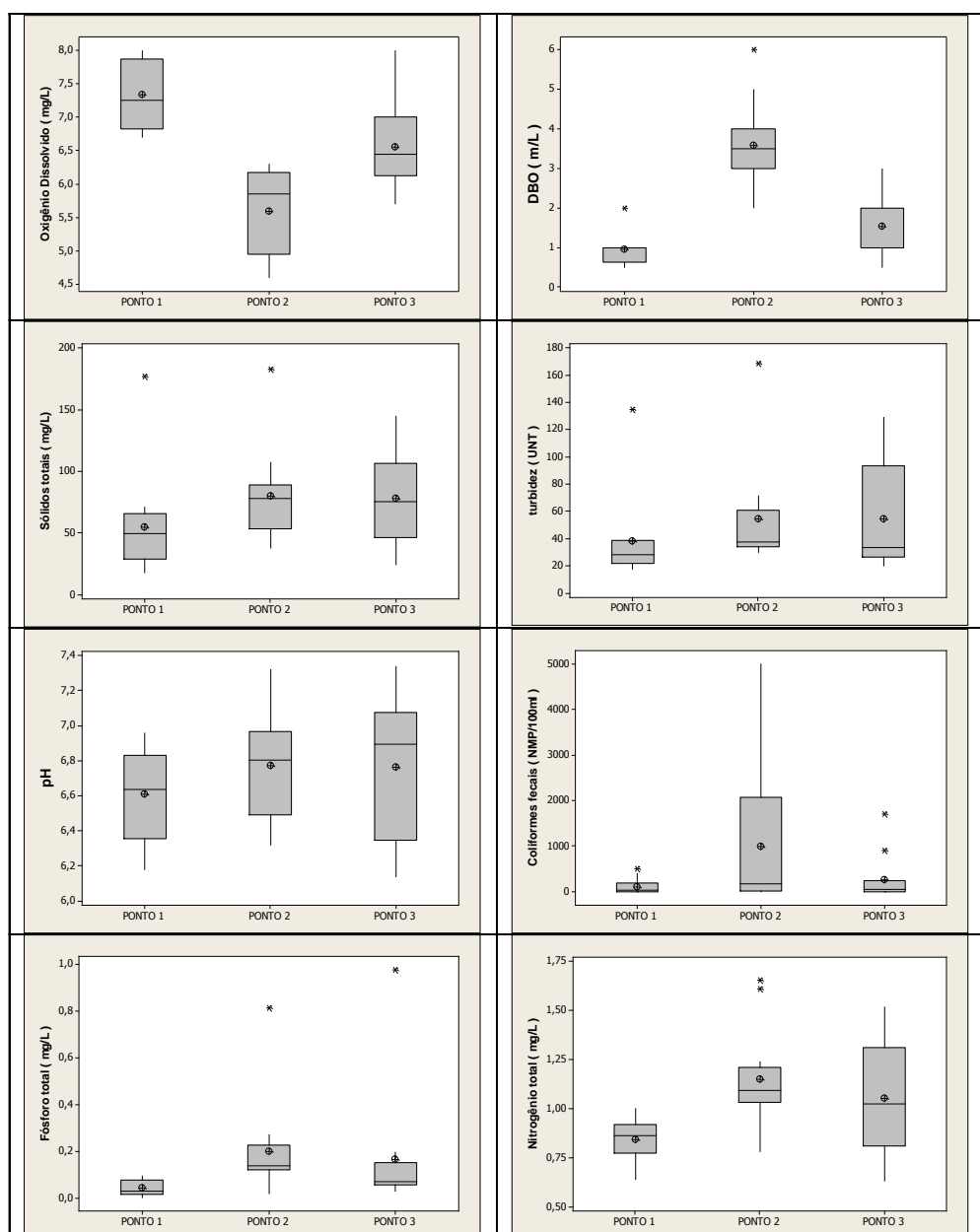
Os maiores valores de oxigênio dissolvido foram encontrados nas amostras relativas ao ponto 1, cuja média encontrada foi de 7,3 mg L<sup>-1</sup>. À medida que o rio sofre o acúmulo de cargas de origem industrial, a média dos teores de oxigênio dissolvido sofrem um declínio apresentando valores médios em torno de 5,5 mg L<sup>-1</sup>. O acúmulo da carga residual urbana não impacta de maneira significativa, pois ocorre uma melhora deste índice, registrando um aumento nestas médias para 6,5 mg L<sup>-1</sup>.

Os valores médios de DBO<sub>5</sub> encontrados nos três pontos foram respectivamente 1,0; 3,5 e 1,5 mg L<sup>-1</sup>. O aumento da carga orgânica biodegradável, DBO<sub>5</sub>, justifica a redução dos teores de oxigênio dissolvido, pois o consumo do mesmo pode ser verificado no aumento de matéria orgânica, como constatado no ponto 2, o que caracteriza emissão de fontes de águas residuais de origem industrial, que sofre uma redução, mesmo com aporte da carga urbana, fato que pode ser explicado pela autodepuração do corpo hídrico, em função da atenuação dos afluentes principalmente da margem direita.

Outro aspecto característico do aporte de águas residuais é a elevação do pH a níveis alcalinos. Alguns autores ressaltam que esta influência se dá principalmente em função do descarte de águas residuais tratadas ou não tratadas em corpos aquáticos naturais (SODRÉ, 2005; VERBANK et al., 1994). Durante o período de amostragem valores médios superiores de pH foram encontrados a partir do distrito industrial e da região urbana o que indica o aporte de águas residuais.

A turbidez consiste no nível de interferência que a luz sofre ao passar através da água, podendo estar associada à ocorrência de processos erosivos,

despejos industriais e domésticos, bem como elevados teores de sólidos totais. Desta forma em uma bacia hidrográfica a qualidade das águas depende das condições naturais, tendo em vista que, mesmo em áreas totalmente preservadas em suas condições naturais, a qualidade da água sofre a interferência do carreamento natural de partículas de solo após eventos de chuva e dissolução de íons de rocha. A interferência antrópica afeta a qualidade das águas através do lançamento de efluentes domésticos, industriais e insumos agrícolas (VON SPERLING, 2005).



**Figura 25.** Parâmetros aquáticos do IQA determinados nos 3 pontos de coleta rio Tibagi durante o período de amostragem. As linhas horizontais da caixa representam 25,50 (mediana) e 75% dos valores; (\*) representa os valores máximos e mínimos e (⊕) representa as médias aritméticas.

Os valores médios de turbidez e sólidos totais foram similares e superiores nos pontos 2 e 3, demonstrando que as atividades antrópicas relacionadas a regiões industriais e urbanas exercem influência na elevação destes parâmetros. Já atividades relacionadas às atividades agrícolas, relativas ao ponto 1, influenciaram de maneira menos significativa.

O parâmetro coliformes fecais, indicativo de contaminação por esgoto, apresentou resultados médios superiores no ponto 2 (em torno de 1000 NNP/100 mL), limite máximo exigido para rio de classe 2, com valores menores encontrados no ponto 3, supõe que ao longo do trajeto do rio as cargas contaminantes sofrem processo de depuração.

O aporte de fósforo total está relacionado a diversas fontes, águas drenadas em áreas agrícolas podem provocar a presença excessiva em águas naturais, por conta da aplicação de fertilizante no solo. Alguns efluentes de indústrias alimentícias, entre outras, e relacionado a esgoto doméstico, principalmente pelo uso em larga escala de detergentes superfosfatados, além da própria matéria fecal (FISHER, 2000).

A resolução CONAMA 357/05 estabelece um limite máximo de fósforo total de  $0,05 \text{ mg L}^{-1}$  para rios de classe 2. Neste sentido as atividades agrícolas relacionadas ao ponto 1 não comprometeram a qualidade do corpo hídrico neste ponto, pois os valores médios encontrados foram de  $0,043 \text{ mg L}^{-1}$ . Pelo aporte de águas residuais de origem industrial ao longo do percurso a média sobe para  $0,188 \text{ mg L}^{-1}$  e o acúmulo de águas residuais urbanas reduzem esta média para  $0,165 \text{ mg L}^{-1}$ .

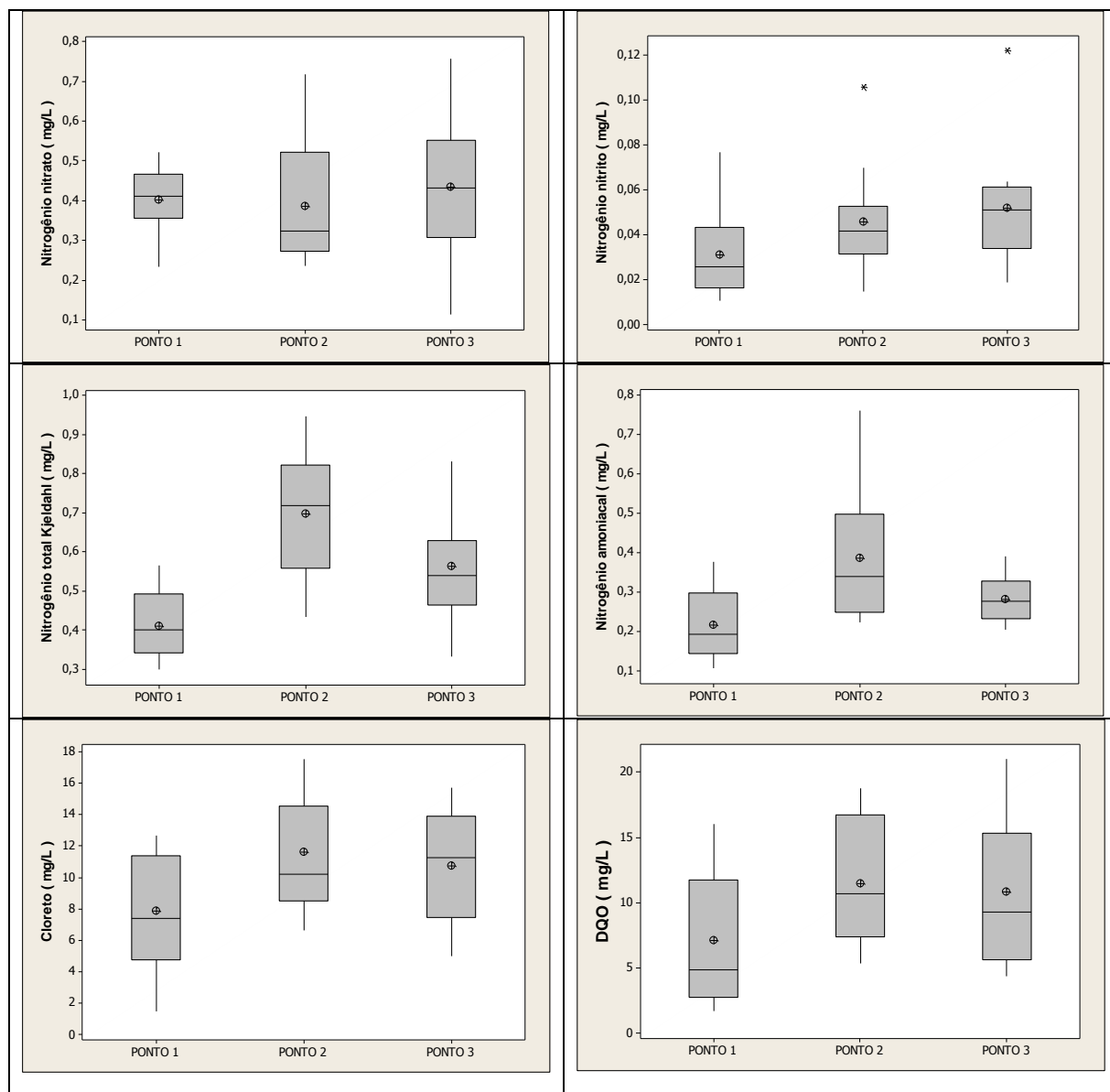
Atualmente as águas do rio Tibagi apresentam boa capacidade de autodepuração e oxigenação devido a sua turbulência, mas provavelmente com a construção de barragens para obtenção de energia elétrica pode ocorrer o comprometimento das águas nas regiões avaliadas. Pois com o barramento pode-se atingir nível hipereutrófico, ocasionando o crescimento desordenado e explosivo de algas, com o aparecimento de plantas aquáticas superiores (macrófitas), prejudicando os usos múltiplos que se possam fazer da água (EPA, 2005).

Nitrogênio total utilizado como um dos parâmetros para compor o IQA, apresenta critérios definidos pela resolução CONAMA/357 que estabelece como valor máximo  $2,18 \text{ mg L}^{-1}$  para ambientes lóticos, ambiente relativo a águas

continentais moventes. Quando descarregados nas águas naturais conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio tornando-o mais fértil e possibilitam o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas, processo chamado de eutrofização (CETESB, 2005).

Em áreas agrícolas a principal fonte de nitrogênio está relacionada à aplicação de fertilizantes NPK, o valor médio encontrado no ponto 1 foi de  $0,84 \text{ mg L}^{-1}$ . Durante seu percurso o corpo hídrico sofre aporte de efluentes industriais e este valor médio sobe para  $1,15 \text{ mg L}^{-1}$  e jusante à cidade no ponto 3 reduz o valor médio para  $1,05 \text{ mg L}^{-1}$ , demonstrando que o acúmulo das cargas residuais e urbanas sofrem processo de depuração ao serem avaliadas no ponto 3.

Outros parâmetros importantes foram determinados, visando um aprofundamento dos dados do IQA, parâmetros como série nitrogenada: nitrogênio Total Kjeldahl, amoniacal, nitrato, nitrito, cloreto e DQO (detalhados na Tabela 6). Estes resultados são apresentados como gráficos box-ploterres na Figura 26.



**Figura 26.** Parâmetros aquáticos determinados nos 3 pontos de coleta rio Tibagi durante o período de amostragem. As linhas horizontais da caixa representam 25, 50 (mediana) e 75% dos valores; (+) representa os valores máximos e mínimos e (⊗) representa as médias aritméticas.

São diversas as fontes de nitrogênio nas águas naturais. Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, devido à hidrólise sofrida pela uréia na água. Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio. Também nas áreas urbanas, as

drenagens de águas pluviais associadas às deficiências do sistema de limpeza pública, constituem fonte difusa de difícil caracterização (CETESB, 2005).

Em efluentes industriais, a remoção do nitrogênio amoniacal é desejável para a preservação dos corpos hídricos receptores. O nitrogênio amoniacal é a forma reduzida de nitrogênio que as algas preferem como substrato para suas estruturas proteicas e, como afinal será oxidado pela biota espontaneamente presente, trarão como decorrência a diminuição do oxigênio dissolvido nele, essencial às formas aeróbias de vida (peixes, crustáceos, etc). Outras formas de nitrogênio (nitritos e nitratos) são também inconvenientes em altas concentrações, porém em menor grau (BRION e BILLEN, 2000).

Pode-se associar a idade da poluição com a relação entre as formas de nitrogênio, ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que o foco de poluição se encontra próximo. Se prevalecer nitrito e nitrato, ao contrário, significa que as descargas de esgotos se encontram distantes. Nas zonas de autodepuração natural em rios, distinguem-se as presenças de nitrogênio orgânico na zona de degradação, nitrogênio amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrogênio nitrito na zona de recuperação e nitrogênio nitrato na zona de águas limpas (MOTA, 1995; VON SPERLING, 2005).

Os valores médios de nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal indicativo de aporte de águas residuais foram mais acentuados no ponto 2, demonstrando que as atividades industriais contribuem para o aporte destas formas nitrogenadas neste trecho do rio. As atividades agrícolas relacionadas ao ponto 1 apresentaram valores inferiores. Observa-se redução desses parâmetros encontrados no ponto 3 indicando a depuração destas formas nitrogenadas acumuladas ao longo do trecho do rio.

As formas oxigenadas de série nitrogenada como nitrito e nitrato apresentaram valores similares nos 3 pontos amostrados.

Com exceção de águas estuarinas e oceânicas e de ambientes aquáticos localizados em regiões temperadas, onde é comum a adição de sais para promover o derretimento da neve, a presença de quantidades elevadas de cloreto em águas naturais pode indicar o aporte de esgotos nos corpos de água. Os valores médios encontrados nos pontos 1, 2 e 3 foram, respectivamente: 8, 12 e 11 mg L<sup>-1</sup> e refletem o grau de impactação verificado no ponto 2 e com valores

similares no ponto 3. Cloreto em águas residuais tem a urina como principal fonte, uma vez que o corpo humano excreta a maior parte do cloreto que é ingerido na dieta alimentar (GUYTON, 1992).

DQO é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. Os valores da DQO normalmente são maiores que os da DBO<sub>5</sub>, sendo que o teste para DQO é realizado num prazo menor. O aumento da concentração de DQO num corpo d'água se deve principalmente a despejos de origem industrial.

Os níveis médios de DQO encontrados foram similares e superiores nos pontos 2 e 3, demonstrando que as atividades antrópicas exercem influência sobre este parâmetro, ao contrário das atividades agrícolas avaliadas no ponto 1.

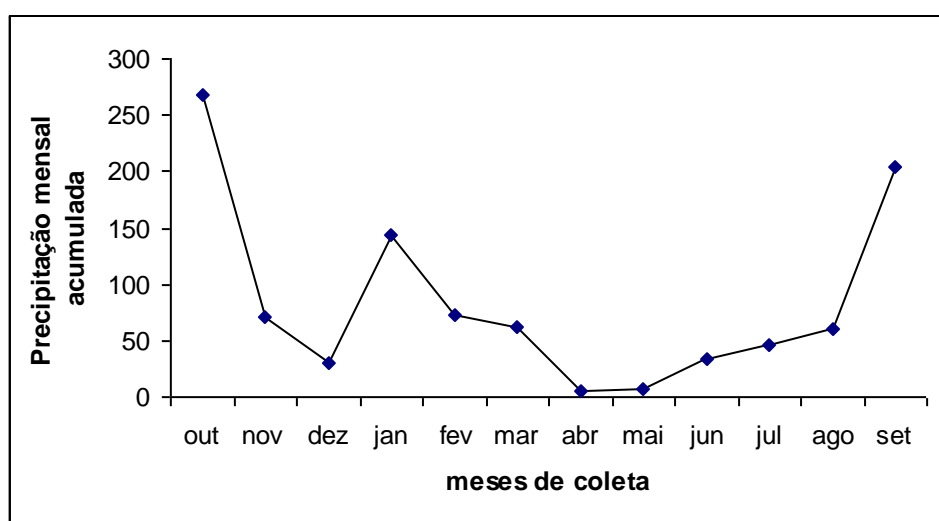
Uma avaliação baseada nos parâmetros analisados, para ambos os trechos do Rio Tibagi, revela a influência do processo de industrialização e urbanização, principalmente na região industrial de Ponta Grossa. Este trecho do rio mostrou-se mais impactado, certamente como consequência das atividades antrópicas, em comparação com outros pontos analisados. A intensidade da atividade humana pode provocar considerável flutuação nos valores de alguns parâmetros (PERONA et al., 1999). No presente estudo, este comportamento foi observado principalmente nas águas jusante ao distrito industrial de Ponta Grossa, onde os níveis de DBO<sub>5</sub>, sólidos totais, coliformes fecais, fósforo total e nitrogênio total apresentaram maior oscilação em comparação aos níveis determinados à montante e jusante a cidade de Ponta Grossa.

De maneira geral os resultados obtidos revelaram que as atividades agrícolas e pecuárias situadas a montante a cidade de Ponta Grossa não impactam de maneira significativa a qualidade da água do corpo hídrico na região, pois os valores dos principais parâmetros ambientais analisados tais como OD, Coliformes fecais, DBO, fósforo total e nitrogênio total não chegaram a comprometer a qualidade da água do rio, mesmo em períodos onde a precipitação foi maior.

Na medida em que as águas do rio Tibagi ultrapassam o distrito industrial de Ponta Grossa sofrem o impacto das cargas residuais industriais, reduzindo os teores de oxigênio dissolvido e elevando os valores de fósforo total, DBO, coliformes fecais e nitrogênio total, que são mais acentuados nos períodos quando a precipitação mensal é maior. Entre os meses de Abril a Agosto/06, os

resultados revelaram a redução da taxa de oxigenação pelo aporte de matéria orgânica de origem pontual. Ao chegarem no ponto 3, a jusante a cidade, as águas sofrem um processo de autodepuração e disseminação dos contaminantes revelado pela melhoria dos parâmetros analisados.

A Figura 27 demonstra a precipitação mensal em toda a região nos meses de coleta onde os maiores índices foram relativos dos meses de Outubro/2005, Janeiro e setembro de 2006 e os menores foram encontrados nos meses de dezembro/2005, abril, maio, junho e julho/2006. Os dados de precipitação foram cedidos pelo Instituto Tecnológico Simepar.



**Figura 27.** Precipitação mensal acumulada na região durante os meses de coleta.

#### 4.3. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

Em função do elevado número de amostras e de parâmetros analisados, fez-se necessário o uso de ferramentas estatísticas que permitissem reduzir a dimensionalidade da matriz de resultados, o que facilita a interpretação de resultados sem perda de informação relevante. Dentro deste contexto, especial destaque pode ser dado ao sistema de Análise de Componentes Principais (MARTENS e NAES, 1991).

##### 4.3.1 Avaliação dos Parâmetros do IQA pelo PCA

Na procura de fatores que pudessem discriminar os três pontos de amostragem ou identificar comportamentos sazonais, o conjunto de resultados foi avaliado por uma rotina multivariada fundamentada em análise de componentes principais (PCA). Este tipo de análise pode resumir em poucas dimensões a maior

parte da variabilidade de uma matriz de dados constituída por um grande número de variáveis sem, entretanto, comprometer ou alterar informações importantes (YABE e OLIVEIRA, 1998).

Neste trabalho, a análise de componentes principais foi utilizada para avaliar processos dinâmicos que ocorrem em águas naturais onde as informações podem identificar diferenças características de um rio em pontos de coletas diferentes. Os parâmetros utilizados para análise de componentes principais foram os que compõem o IQA e estão apresentados na tabela 7.

**Tabela 7.** Parâmetros Físico-químicos e Microbiológicos do IQA.

<b>Identificação</b>	<b>Variáveis</b>	<b>Unidade</b>
OD	Oxigênio dissolvido	mg L <sup>-1</sup>
CF	Coliformes fecais	NNP(100mL)
pH	pH	-
DBO	Demanda Bioquímica de oxigênio	mg L <sup>-1</sup>
NT	Nitrogênio total	mg L <sup>-1</sup>
P	Fósforo total	mg L <sup>-1</sup>
Turb	Turbidez	NTU
ST	Sólidos totais	mg L <sup>-1</sup>
Tágua	Temperatura da água	°C

A partir dos parâmetros mostrados na Tabela 7 foram construídas três matrizes de dados, para os três pontos de coleta e os doze meses de estudo, com dimensão 12x9, que corresponde as 12 coletas mensais e seus parâmetros obtidos para as amostras do Rio Tibagi. Os dados originais (Tabela 5) foram autoescalados e utilizados para aplicação da ferramenta multivariada.

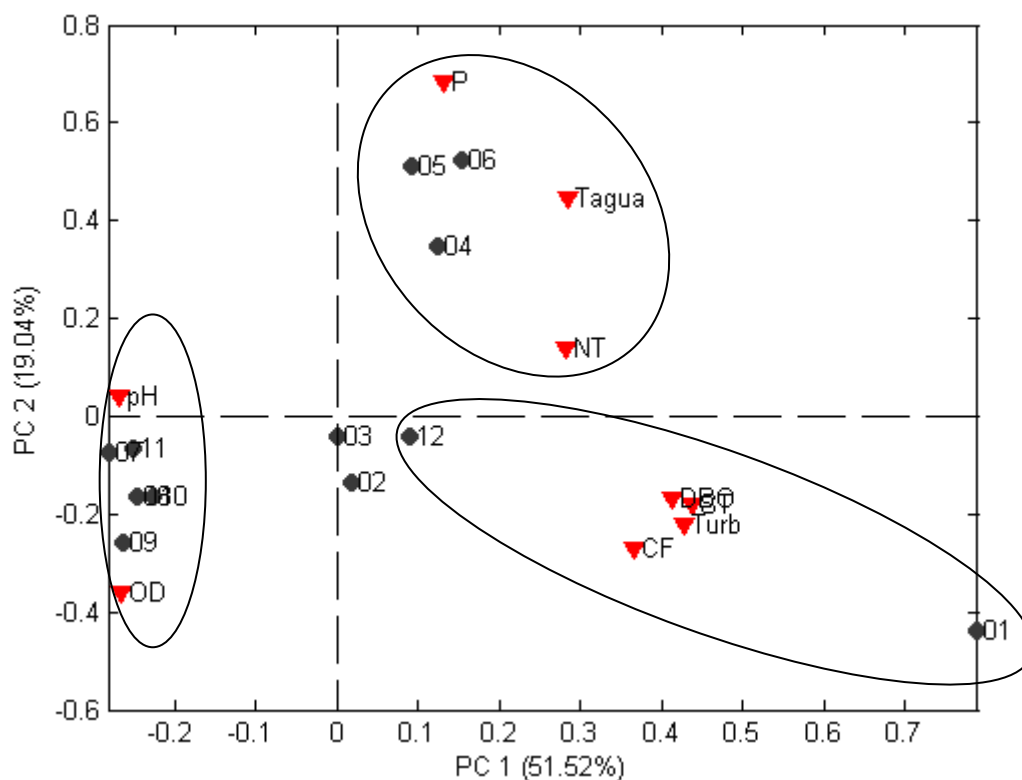
A tabela 8 mostra *eigenvalues*, a percentagem da variância capturada por cada uma das componentes principais e a variância total capturada na análise do PCA para o ponto 1, a montante a cidade de Ponta Grossa. As duas primeiras componentes principais foram suficientes para explicar mais de 70% da variância do total de dados, sendo que apenas a primeira componente foi responsável pela captura de cerca de 50% da variância. Perona e colaboradores (1999) utilizaram três componentes principais para capturar variâncias de 69 e 62% em seus experimentos, utilizando somente amostras de um corpo aquático.

**Tabela 8.** Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada ao Ponto 1.

<b>Nº da CP</b>	<b>Autovalor da Covariância (X)</b>	<b>% Variância Capturada Esta CP</b>	<b>% Variância Capturada total</b>
1	4,55	51,52	51,52
2	1,76	19,04	70,56
3	1,35	14,95	85,07
4	$6,82 \cdot 10^{-1}$	7,58	92,65
5	$3,30 \cdot 10^{-1}$	3,67	96,31
6	$2,30 \cdot 10^{-1}$	2,56	98,87
7	$7,37 \cdot 10^{-2}$	0,82	99,69
8	$2,07 \cdot 10^{-2}$	9,23	99,92
9	$7,06 \cdot 10^{-3}$	0,08	100,00

O critério adotado para definir a quantidade de componentes principais a ser mantida para a condução do PCA foi fundamentado na identificação de tendências gerais, neste caso, permitida pelo uso das primeiras componentes principais, as quais, representando aproximadamente 70% da variância total dos dados originais, permitiram verificar semelhanças e diferenças do conjunto amostral.

Para se avaliar como as amostras analisadas correlacionaram com as duas componentes principais a Figura 28 apresenta o gráfico “biplot” de escores e pesos (“loadings”) associados aos resultados do ponto 1.



**Figura 28.** Gráfico Biplot de escores e pesos (loadings) para as duas primeiras componentes principais com parâmetros do IQA no ponto 1 de amostragem (à montante a cidade de Ponta Grossa). • meses monitorados, ▽ parâmetros monitorados.

A partir dos dados contidos na Figura 28, é possível observar que a primeira componente principal (PC1) foi responsável por discriminar as amostras em função da sazonalidade, à direita se localizam as amostras relativas ao período de maior precipitação, as quais são discriminadas por influência dos parâmetros: sólidos totais, DBO<sub>5</sub>, coliformes fecais, turbidez, nitrogênio total, fósforo total e temperatura da água.

A esquerda da PC1 estão as amostras relativas aos meses de Abril à Agosto, período em que ocorreram as menores precipitações observadas na região. Estas amostras foram discriminadas pela elevação da concentração de oxigênio dissolvido, com teores que variaram de 6,9 a 8,0 mg L<sup>-1</sup>, e pH, com valores levemente alcalinos com variações de 6,59 a 6,96. Os resultados obtidos demonstram que neste período a influência de fontes pontuais decorrentes de esgotos domésticos, atividades agropecuárias, efluentes de aterros sanitários não comprometem as águas do rio Tibagi, neste ponto de amostragem.

A segunda componente principal (PC2) explicou 19,04% da variância total dos dados, sendo responsável pela separação das amostras em função da temperatura da água. Na variação positiva, acima da linha horizontal, localizam-se

as amostras 4, 5 e 6 relativas aos meses de janeiro à março discriminadas pela elevação da temperatura da água, nitrogênio total e fósforo total. Neste período são intensas as atividades agrícolas na região, com culturas de soja e milho. Acredita-se que as atividades agrícolas da safra de verão carregaram estes nutrientes para o ambiente aquático, não comprometendo, entretanto, as condições estabelecidas pela resolução 357/2005 do CONAMA para corpos hídricos de classe II.

Na variação negativa abaixo da linha horizontal localizam-se as amostras 1 e 12, relativas aos meses de outubro/2005 e setembro/2006 (época em que a precipitação acumulada ultrapassou 200 mm mensais). Estas amostras foram discriminadas pelos parâmetros sólidos totais, turbidez,  $DBO_5$  e coliformes fecais. A elevação desses parâmetros está diretamente relacionada com o carregamento de cargas difusas, originadas principalmente pelas atividades agrícolas e pecuárias características da região. Estas cargas são geradas de forma distribuída ao longo da superfície do solo por inúmeros agentes poluidores, que afluem por ocasião das chuvas (NOVOTNY, 1993). Confrontando com os dados da tabela 5, verifica-se que o aporte dessas cargas não compromete de maneira significativa a qualidade das águas superficiais do rio Tibagi na região amostrada, permitindo a classificação como rio de classe I.

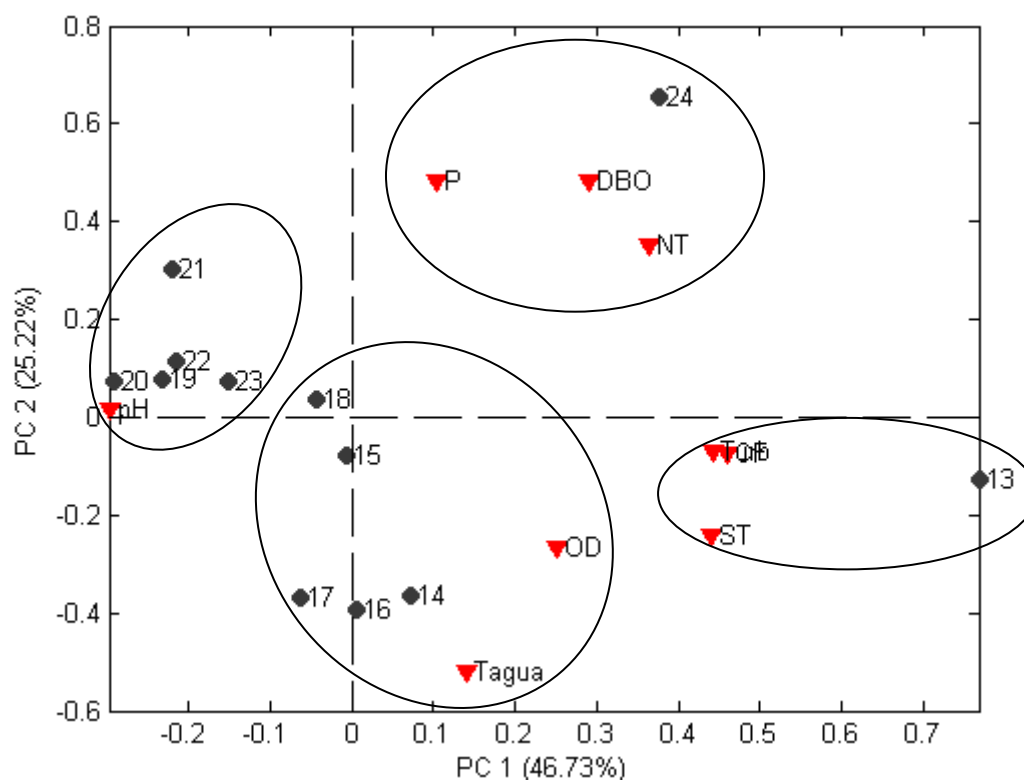
A Tabela 9 mostra *eigenvalues*, a percentagem da variância capturada por cada uma das componentes principais e a variância total capturada na análise do PCA para o ponto 2, a jusante ao Distrito Industrial de Ponta Grossa.

Neste caso, as primeiras duas componentes principais foram suficientes para explicar mais de 71% da variância total dos dados, sendo que apenas a primeira componente foi responsável pela captura de cerca de 46% da variância.

A Figura 29 apresenta o gráfico “biplot” de escores e pesos relativos ao ponto 2, que concentra a região industrial de Ponta Grossa.

**Tabela 9.** Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada ao Ponto 2.

Nº da CP	Autovalor da Covariância (X)	% Variância	
		Capturada Esta CP	% Variância Capturada total
1	4,21	46,73	46,73
2	2,27	25,22	71,95
3	1,03	11,42	83,37
4	$7,30 \cdot 10^{-1}$	8,11	91,48
5	$4,54 \cdot 10^{-1}$	5,04	96,52
6	$1,68 \cdot 10^{-1}$	1,87	99,39
7	$1,07 \cdot 10^{-2}$	1,19	99,58
8	$3,27 \cdot 10^{-2}$	0,36	99,94
9	$5,36 \cdot 10^{-3}$	0,06	100,00

**Figura 29.** Gráfico Biplot de escores e pesos (loadings) para as duas primeiras componentes principais com parâmetros do IQA no ponto 2 de amostragem, jusante do distrito industrial de Ponta Grossa. • meses monitorados    ▽ parâmetros monitorados.

Novamente é possível observar que PC1 foi responsável pela separação sazonal das amostras, à esquerda temos as amostras relativas ao período de menor precipitação, discriminadas apenas pela elevação do pH e pela redução de oxigênio dissolvido, o que sugere contaminação pontual, provenientes de efluentes das atividades industriais instaladas na região. E à direita temos a discriminação das amostras relativas ao período de maior precipitação separadas pelos mesmos parâmetros encontrados no ponto 1, com exceção da elevação da

concentração de oxigênio dissolvido, cujos valores foram maiores neste período (5,8 à 6,3 mg L<sup>-1</sup>).

A PC2 que explicou 25,22% da variabilidade foi responsável pela separação das amostras em função da precipitação mensal e da temperatura da água. Acima da linha horizontal encontra-se a amostra 24 relativa ao mês de setembro/2005 discriminada pela elevação da DBO<sub>5</sub>, nitrogênio total e fósforo total e abaixo da linha a amostra 13 (outubro/2005) discriminada pela elevação de turbidez, sólidos totais e coliformes fecais com valores muito superiores aos encontrados no ponto 1, o que sugere que o impacto das fontes difusas é mais acentuado neste ponto do rio, com valores que extrapolam ao limite estipulado para um rio de Classe II. As amostras 14, 15, 16 e 17 relativas ao período de verão, foram influenciadas pela temperatura da água e elevação dos teores de oxigênio dissolvido, indicando que as condições do rio são mais favoráveis neste período, mas com valores inferiores aos encontrados no ponto 1, no mesmo período.

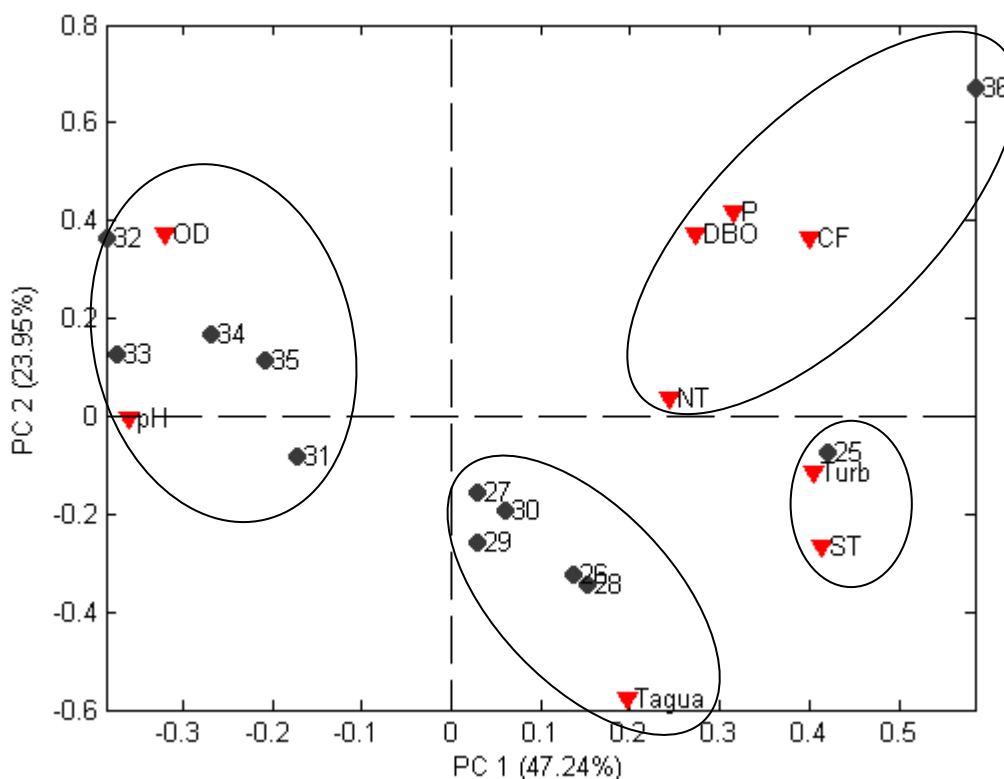
A Tabela 10 mostra *eigenvalues*, percentagem da variância capturada para cada uma das componentes principais e a variância total capturada na análise do PCA para o ponto 3 de coleta de amostras, jusante a cidade de Ponta Grossa.

**Tabela 10.** Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada ao Ponto 3.

<b>Nº da CP</b>	<b>Autovalor da Covariância (X)</b>	<b>% Variância Capturada Esta CP</b>	<b>% Variância Capturada total</b>
1	4,25	47,24	47,24
2	2,16	23,95	71,20
3	1,14	12,64	83,84
4	6,72.10 <sup>-1</sup>	7,47	91,31
5	4,08.10 <sup>-1</sup>	4,53	95,84
6	2,56.10 <sup>-1</sup>	2,85	98,69
7	8,10.10 <sup>-2</sup>	0,90	99,59
8	3,11.10 <sup>-2</sup>	0,35	99,93
9	5,99.10 <sup>-3</sup>	0,07	100,00

As duas componentes principais foram suficientes para explicar mais de 71% da variância do total de dados, sendo que apenas a primeira componente foi responsável pela captura de cerca de 47% da variância. A Figura 30 apresenta o

gráfico “biplot” de escores e pesos relativos ao ponto 3, jusante à cidade de Ponta Grossa.



**Figura 30.** Gráfico Biplot de escores e pesos para as duas primeiras componentes principais relativas aos parâmetros do IQA avaliados no ponto 3, jusante a cidade de Ponta Grossa.

• meses monitorados      ▼ parâmetros monitorados

A Figura 30 demonstra que a PC1 foi responsável pela discriminação sazonal das amostras, sendo que à esquerda se localizam as amostras relativas ao período de menor precipitação, discriminadas pela elevação do pH e oxigênio dissolvido, demonstrando que o acúmulo das cargas indústrias e urbanas não impactam este ponto do rio, neste período.

Na comparação dessas amostras com as mesmas amostras coletadas no ponto 1, no mesmo período, verifica-se uma similaridade, o que denota que a influência de fontes pontuais não impacta o corpo hídrico ao passar pela região de Ponta Grossa.

A direita da PC1 as amostras foram discriminadas pelos demais parâmetros, em destaque as amostras 25 e 36 discriminadas pelos parâmetros: sólidos totais, turbidez, coliformes fecais, nitrogênio total e fósforo total associados à precipitação, com valores inferiores aos encontrados no ponto 2.

Isto sugere que o aporte de fontes difusas neste local é amenizado pelos tributários encontrados na margem direita.

Abaixo da linha horizontal (PC2) se localizam as amostras relativas ao período de verão, discriminadas principalmente pela temperatura da água.

Para uma análise discriminatória relacionada com o local e o período da coleta, uma nova análise de componentes principais foi realizada, desta vez reunindo-se todos os resultados conseguidos. Os três pontos de coleta e as 12 campanhas de amostragem permitem a elaboração de uma matriz 36x9, processada de maneira análoga à anteriormente descrita. Para facilitar a interpretação dos resultados, ficou convencionado que para o ponto 1, montante a cidade, os códigos variam de 1 à 12; no ponto 2 variam de 13 à 24 e no ponto 3, de 25 à 36.

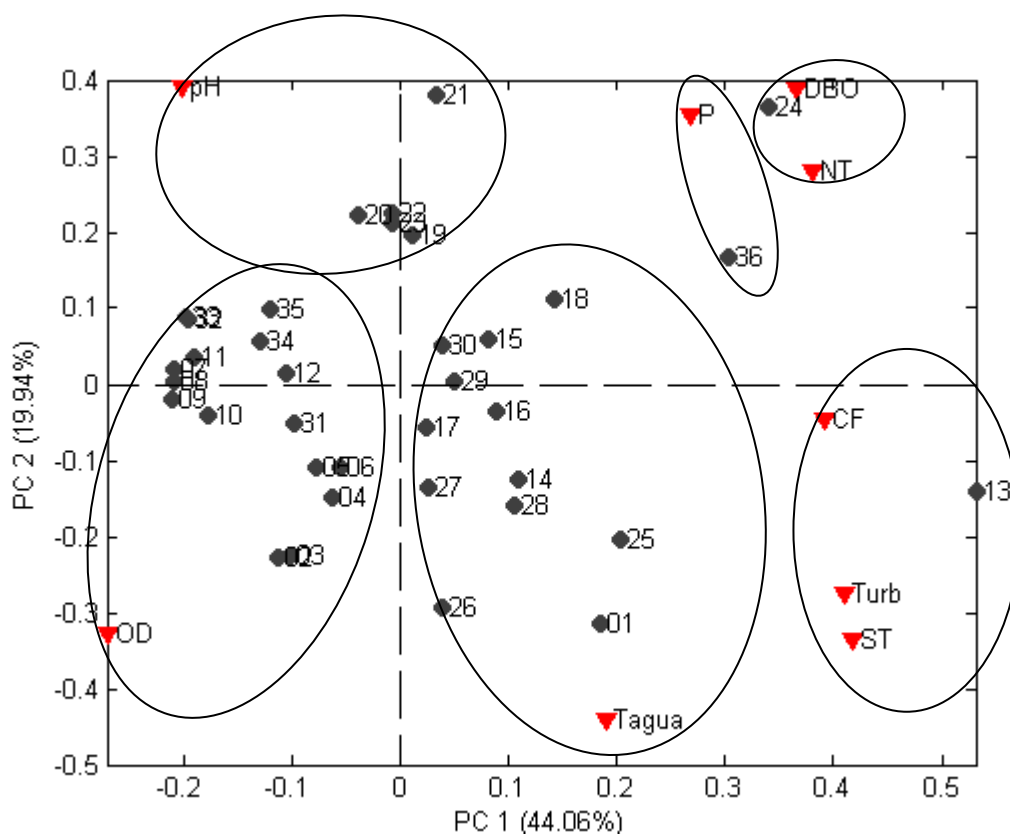
A tabela 11 mostra *eigenvalues*, a percentagem da variância capturada por cada componentes principal e a variância total capturada na análise do PCA.

**Tabela 11.** Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada aos 3 Pontos.

<b>Nº da CP</b>	<b>Autovalor da Covariância (X)</b>	<b>% Variância Capturada Esta CP</b>	<b>% Variância Capturada total</b>
1	3,96	44,06	44,06
2	1,80	19,94	64,00
3	1,10	12,26	76,24
4	$7,78 \cdot 10^{-1}$	8,64	84,89
5	$5,40 \cdot 10^{-1}$	6,00	90,89
6	$3,88 \cdot 10^{-1}$	4,31	95,20
7	$2,39 \cdot 10^{-1}$	2,66	97,86
8	$1,50 \cdot 10^{-1}$	1,67	99,54
9	$4,17 \cdot 10^{-2}$	0,46	100,00

As duas primeiras componentes principais foram suficientes para explicar mais de 63% da variância do total de dados, sendo que apenas a primeira componente foi responsável pela captura de cerca de 44% da variância.

Na figura 31 é apresentado o gráfico “biplot” de escores e pesos de todas as amostras, relativas aos três pontos de amostragem.



**Figura 31.** Gráfico Biplot de escores e pesos para as duas primeiras componentes principais relativas aos parâmetros do IQA avaliados nos três pontos de amostragem.

Analisando os dados da Figura 31 observa-se que a PC1 foi responsável pela discriminação das amostras em períodos sazonais diferentes. A esquerda se encontra a maioria das amostras relativas ao período de menor precipitação na região. Na parte superior destacam-se as amostras 19, 20, 21, 22 relativas ao ponto 2 (região industrial), coletadas no período de menor pluviosidade. Neste período a variação de pH foi de 6,78 a 7,32; acredita-se que esta variação esteja associado ao aporte de fontes pontuais de poluição, relativas ao distrito industrial de Ponta Grossa.

Neste mesmo período se observa similaridade entre as amostras 7, 8, 9, 10 e 11, com as amostras 31, 32, 33, 34 e 35 relativas aos pontos 1 e 3, respectivamente. Estas amostras são discriminadas pela elevação da taxa de oxigenação cujos valores variaram de 6,5 a 8,0 mg L<sup>-1</sup>, o que evidencia que estes pontos não foram afetados por fontes pontuais de poluição. Com exceção da amostra 1, relativa ao mês de Outubro/2005, influenciada pela precipitação excessiva na região, todas as amostras do ponto 1 foram discriminadas pelos altos teores de oxigênio dissolvido, os quais sofreram uma variação de 6,7 a 8,0 mg L<sup>-1</sup> durante todo o período de coleta. Analisando apenas por este fator, trata-

se de uma característica que atesta a boa qualidade das águas do Rio Tibagi que chegam à região de Ponta Grossa.

À direita da PC1 estão as amostras relativas ao período de maior precipitação na região. Na parte inferior em destaque a amostra 13 do ponto 2, discriminada pelos maiores valores de Coliformes fecais (5.000 NMP/100ml), Turbidez (168,6 NTU) e Sólidos Totais (182,6 mg L<sup>-1</sup>) e na parte superior a amostra 24, influenciada por DBO (6,0 mg L<sup>-1</sup>) e nitrogênio total ( 1,61 mg L<sup>-1</sup>), o que caracteriza que neste ponto do rio a influência do aporte das fontes difusas é mais acentuada. Neste mesmo período encontra-se a amostra 36, relativa ao ponto 3, discriminada pelo maior valor de fósforo total (0,977 mg L<sup>-1</sup>), este valor se justifica pelo carreamento da matéria orgânica pelas chuvas no período de início de plantio na região.

Ainda a direita da PC1 mais próximo ao centro, estão as amostras relativas aos pontos 2 e 3, período de verão (Novembro a Março/2006) discriminadas pela temperatura da água.

Na avaliação dos parâmetros do IQA pelo PCA ficaram algumas dúvidas em relação a algumas variáveis como: valores superiores de pH em algumas amostras relativas ao período de menor precipitação no ponto 2 e a influência da temperatura da água nas amostras coletadas no período de verão nos pontos 2 e 3.

Neste sentido fica caracterizado que utilizando somente parâmetros do IQA a avaliação pelo PCA fica comprometida sob alguns aspectos, principalmente na avaliação de parâmetros relacionados ao período de menor precipitação, como também nas amostras relativas aos meses de verão.

#### 4.3.2. Avaliação dos parâmetros hidrogeoquímicos pelo PCA

Foram acrescentados outros parâmetros para interpretar as amostras analisadas pelo IQA como o desmembramento de nitrogênio total em nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrogênio nitrito e nitrogênio nitrato; acrescentados de outros parâmetros como DQO, temperatura do ar, cloreto, vazão e pluviometria mensal descritos na Tabela 12.

A partir dos parâmetros analisados e descritos na tabela 12 foram construídas 3 matrizes de dimensão 12x19 referente as doze coletas de amostras de água, para os 3 pontos de amostragens.

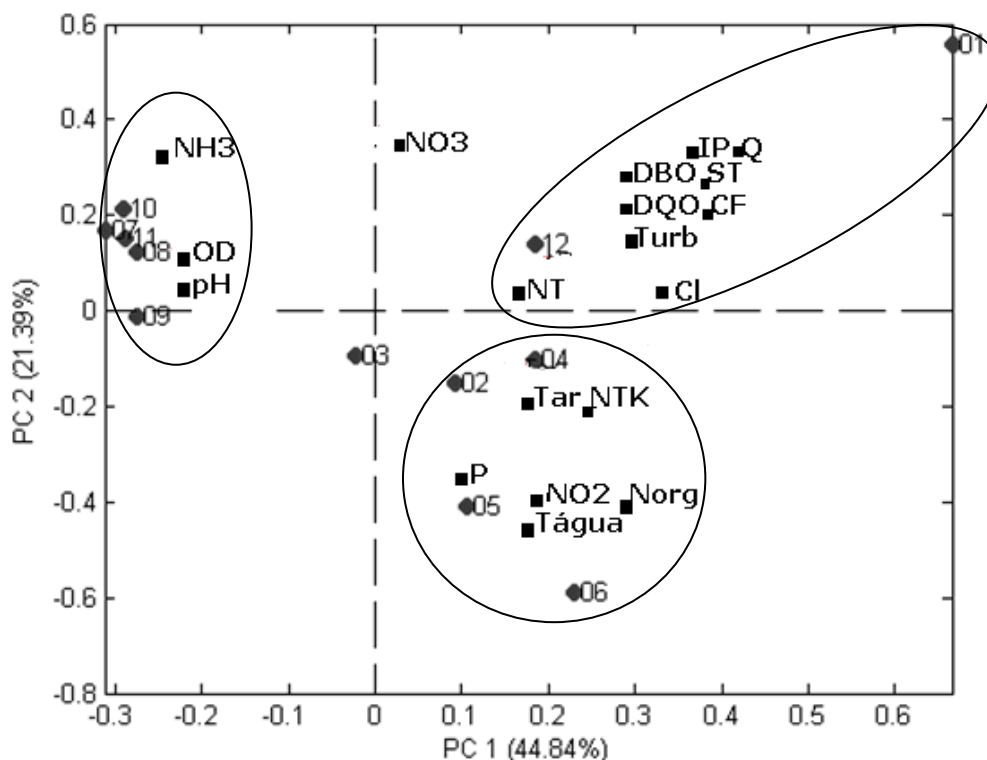
A Tabela 13 mostra *eigenvalues*, a porcentagem da variância capturada para cada uma das componentes principais e a variância totais capturada na análise do PCA para o ponto 1 de coleta de amostras, a montante a cidade de Ponta Grossa. As duas primeiras componentes principais foram suficientes para explicar mais de 66% da variância do total de dados, sendo que apenas a primeira componente foi responsável pela captura de cerca de 45% da variância. A figura 32 demonstra o gráfico “biplot” de escores e pesos associados a resultados do ponto 1 de amostragem.

**Tabela 12.** Parâmetros hidrogeoquímicos avaliados pelo PCA.

<b>Identificação</b>	<b>Variáveis</b>	<b>Unidade</b>
OD	Oxigênio dissolvido	mg L <sup>-1</sup>
CF	Coliformes fecais	NMP(100mL)
pH	pH	-
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio	mg L <sup>-1</sup>
NT	Nitrogênio total	mg L <sup>-1</sup>
P	Fósforo total	mg L <sup>-1</sup>
Turb	Turbidez	NTU
ST	Sólidos totais	mg L <sup>-1</sup>
Tágua	Temperatura da água	°C
N(NH <sub>3</sub> )	Nitrogênio amoniacal	mg L <sup>-1</sup>
Norg	Nitrogênio orgânico	mg L <sup>-1</sup>
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl	mg L <sup>-1</sup>
N(NO <sub>2</sub> )	Nitrogênio nitrito	mg L <sup>-1</sup>
N(NO <sub>3</sub> )	Nitrogênio nitrato	mg L <sup>-1</sup>
DQO	Demanda química de oxigênio	mg L <sup>-1</sup>
Tar	Temperatura do ar	mg L <sup>-1</sup>
Cl	Cloreto	mg L <sup>-1</sup>
Q	Vazão	m <sup>3</sup> /s
IP	Precipitação mensal acumulada	mm

**Tabela 13.** Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada ao Ponto 1.

<b>Nº da CP</b>	<b>Autovalor (X)</b>	<b>% Variância Capturada Esta CP</b>	<b>% Variância Capturada total</b>
1	8,46	44,84	44,84
2	4,04	21,39	66,23
3	2,40	12,64	78,44
4	1,36	7,14	85,57
5	8,89.10 <sup>-1</sup>	4,68	90,25
6	6,19.10 <sup>-1</sup>	3,26	93,51
7	5,06.10 <sup>-1</sup>	1,99	96,17
8	1,96.10 <sup>-1</sup>	0,49	99,69
9	9,34.10 <sup>-2</sup>	0,31	99,93
10	5,94.10 <sup>-2</sup>	0,00	100,00
11	6,83.10 <sup>-3</sup>	0,00	100,00



**Figura 32.** Gráfico Biplot de escores e pesos para as duas primeiras componentes principais relativo aos parâmetros hidrogequímicos avaliados no ponto 1 de amostragem.

A representação da Figura 32 demonstra a capacidade da primeira componente principal (PC1) em discriminar amostras em função da sazonalidade. À direita se localizam as amostras relativas ao período de maior precipitação, as quais são discriminadas por influência dos parâmetros sólidos totais, turbidez, DBO<sub>5</sub>, coliformes fecais, nitrogênio total, nitrogênio nitrato, nitrogênio nitrito, nitrogênio orgânico, NTK, fósforo total, cloreto, precipitação mensal, vazão, temperatura do ar e da água.

À esquerda da PC1 se localizam as amostras relativas ao período de abril a agosto, em que ocorreram as menores precipitações observadas na região. Estas amostras foram discriminadas pela elevação da concentração de oxigênio dissolvido, com teores que variaram de 6,9 a 8,0 mg L<sup>-1</sup>, pH e nitrogênio amoniacal, cujos valores mais elevados foram nos dois meses de menor precipitação na região, demonstrando que neste período a influência de fontes pontuais decorrentes de esgotos domésticos, descargas industriais, efluentes de aterros sanitários não comprometem as águas do rio Tibagi neste ponto de amostragem.

A segunda componente principal (PC2) explicou 21,39% da variância total dos dados, sendo responsável pela separação das amostras em função da

temperatura da água. Na variação positiva, acima da linha horizontal, localizam-se as amostras 1 e 12, relativas aos meses de outubro/2005 e setembro/2006 (época em que a precipitação acumulada ultrapassou 200 mm mensais). Estas amostras foram discriminadas pelos parâmetros de DBO, DQO, coliformes fecais, cloreto, sólidos totais, turbidez, nitrogênio total e nitrogênio nitrato, relacionado com a precipitação mensal e vazão. A elevação desses parâmetros está diretamente relacionada com o carreamento de cargas difusas, principalmente originadas pelas atividades agrícolas e pecuárias características da região. Confrontando com os dados da Tabela 2, verifica-se que o aporte dessas cargas não compromete de maneira significativa a qualidade das águas superficiais do rio Tibagi na região amostrada, permitindo a classificação como moderadamente comprometido (Classe II).

Na variação negativa, abaixo da linha horizontal, localizam-se as amostras relativas aos meses de novembro a março, discriminadas pela elevação da temperatura da água e do ar, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio orgânico, nitrogênio nitrito e fósforo total. Neste período são intensas as atividades agrícolas na região, com culturas de soja e milho. Acredita-se que as atividades agrícolas da safra de verão carrearam poluentes para o ambiente aquático, não comprometendo, entretanto, as condições estabelecidas pela resolução 357/2005 do CONAMA para corpos hídricos de Classe II.

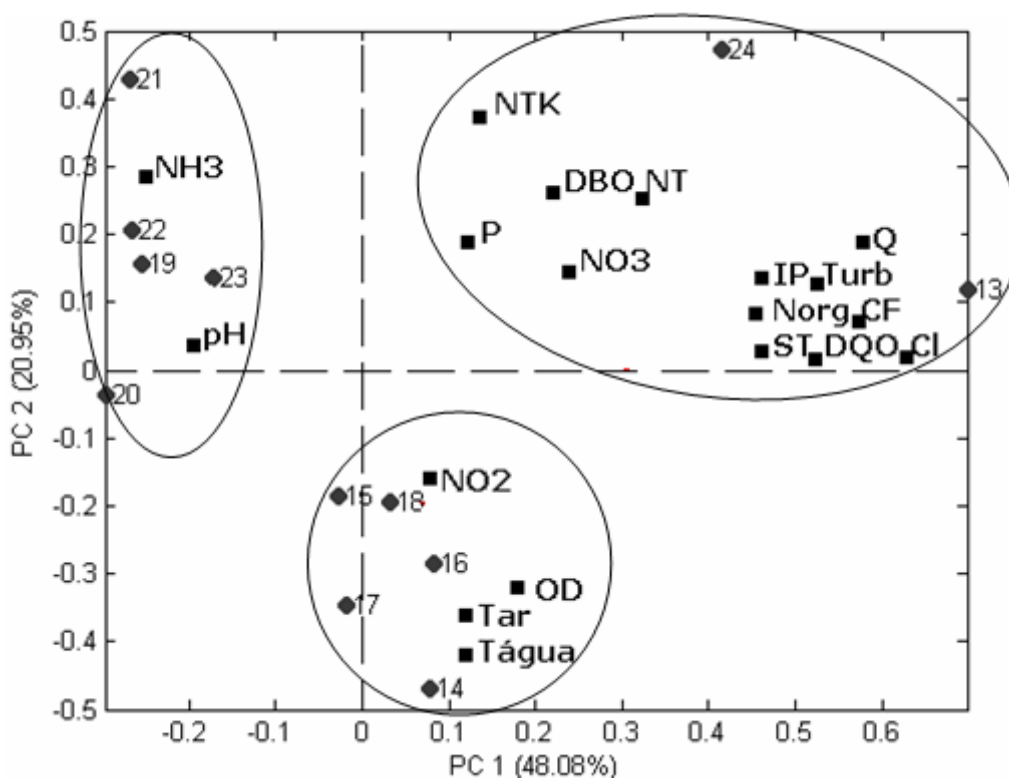
A Tabela 14 mostra eigenvalues, percentagem da variância capturada por cada uma das componentes principais e variância total capturada na análise do PCA para o ponto 2 de coleta de amostras (região industrial).

**Tabela 14.** Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada ao Ponto 2.

<b>Nº da CP</b>	<b>Autovalor da Covariância (X)</b>	<b>% Variância Capturada Esta CP</b>	<b>% Variância Capturada total</b>
1	9,13	48,08	48,08
2	3,98	20,95	69,03
3	1,92	10,12	79,15
4	1,60	8,45	87,60
5	$9,25 \cdot 10^{-1}$	4,87	92,47
6	$4,39 \cdot 10^{-1}$	2,31	94,78
7	$4,08 \cdot 10^{-1}$	2,15	96,93
8	$3,19 \cdot 10^{-1}$	1,68	98,61
9	$1,52 \cdot 10^{-1}$	0,80	99,41
10	$7,66 \cdot 10^{-2}$	0,40	99,81
11	$3,60 \cdot 10^{-2}$	0,00	100,00

As duas componentes principais foram suficientes para explicar mais de 69% da variância do total de dados, sendo que apenas a primeira componente foi responsável pela captura de cerca de 48% da variância.

A Figura 33 demonstra o gráfico “biplot” de escores e pesos relativos ao ponto 2, da região industrial de Ponta Grossa.



**Figura 33.** Gráfico Biplot de escores e pesos para as duas primeiras componentes principais relativo aos parâmetros hidrogequímicos avaliados no ponto 2 de amostragem.

Novamente é possível observar que a primeira componente foi responsável pela separação sazonal das amostras. À direita temos a discriminação das amostras relativas ao período de maior precipitação, separadas pelos mesmos parâmetros encontrados no ponto 1, com exceção da elevação da concentração de oxigênio dissolvido, cujos valores foram maiores neste período.

À esquerda, período de menor precipitação encontram-se as amostras discriminadas pela elevação de pH e de nitrogênio amoniacal. A elevação deste parâmetro e a redução de oxigênio dissolvido sugerem contaminação pontual, proveniente de efluentes das atividades industriais instaladas na região.

A PC2 que explicou 20,95% da variabilidade foi responsável pela separação das amostras em função da precipitação mensal e da temperatura da água e ar. Acima da linha horizontal estão as amostras 13 e 24 relativas ao

período de maior precipitação, sendo discriminadas pela maioria dos parâmetros ambientais. Desta vez, os valores de coliformes fecais, DBO, cloreto, DQO, sólidos totais e turbidez apresentaram valores superiores aos encontrados no ponto 1, o que sugere que o impacto das fontes difusas é mais acentuado neste ponto do rio. As demais amostras, situadas abaixo da linha horizontal, relativas ao período de verão, foram discriminadas por nitrogênio nítrico e oxigênio dissolvido, este último relacionado principalmente com a temperatura do ar e da água, indicando que neste período as condições de preservação do rio são mais favoráveis, mas com valores inferiores aos encontrados no ponto 1, no mesmo período.

A Tabela 15 mostra *eigenvalues*, percentagem da variância capturada por cada uma das componentes principais e a variância total capturada na análise de PCA para o ponto 3 de coleta de amostras, a jusante a cidade de Ponta Grossa, distrito de Uvaia.

**Tabela 15.** Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada ao Ponto 3.

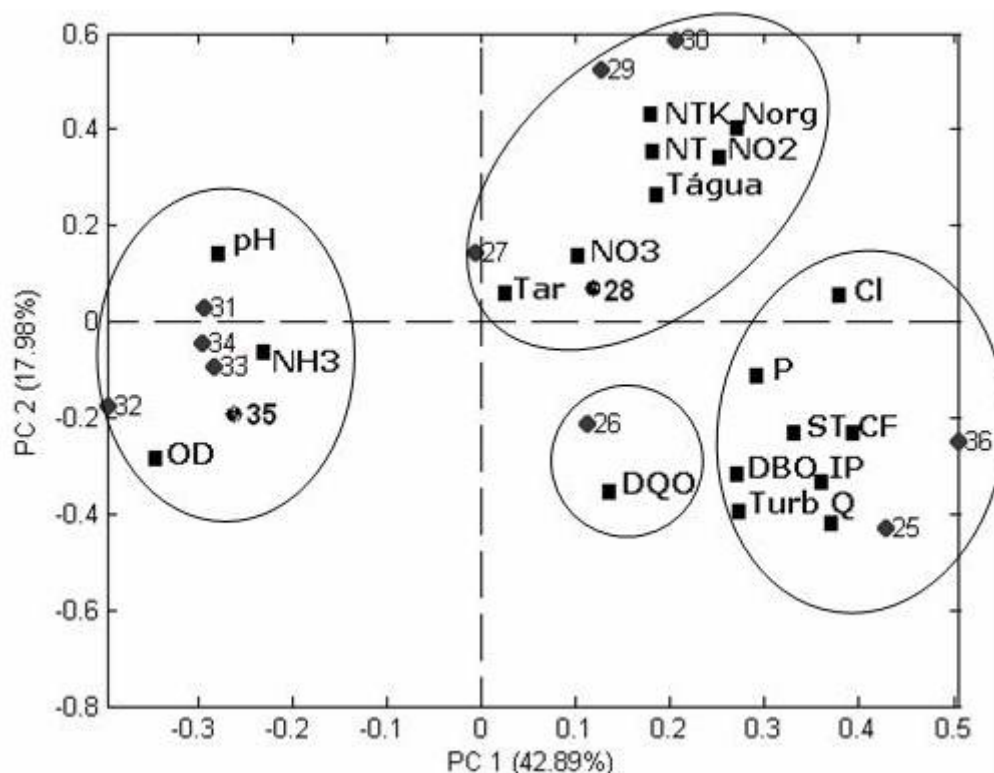
Nº da CP	Autovalor da Covariância (X)	% Variância Capturada Esta CP	% Variância Capturada total
1	8,15	42,89	42,89
2	3,42	17,98	60,86
3	2,95	15,54	76,40
4	1,41	7,43	83,83
5	1,03	5,42	89,25
6	$7,68 \cdot 10^{-1}$	4,04	93,30
7	$5,28 \cdot 10^{-1}$	2,78	96,07
8	$3,20 \cdot 10^{-1}$	1,68	97,76
9	$2,41 \cdot 10^{-1}$	1,27	99,02
10	$1,11 \cdot 10^{-1}$	0,59	99,61
11	$7,46 \cdot 10^{-2}$	0,39	100,00

As duas componentes principais foram suficientes para explicar mais de 60% da variância do total de dados, sendo que apenas a primeira componente foi responsável pela captura de cerca de 43% da variância.

Para avaliar a correlação dos parâmetros analisados com as duas componentes principais, foi construído o gráfico “biplot” de escores e pesos (Figura 35) relativos ao ponto 3 de amostragem, jusante a cidade de Ponta Grossa.

Os dados da Figura 34 demonstram que a PC1 foi responsável pela discriminação sazonal das amostras. À esquerda se localizam as amostras do

período de menor precipitação, discriminadas pela elevação do oxigênio dissolvido, pH e dos teores de nitrogênio amoniacal. Esta característica é marcante nas amostras 31 e 32, referentes aos meses de abril e maio/2006, período em que foram registrados os menores índices pluviométricos da região durante o período de coleta. Este aumento não comprometeu a taxa de oxigenação do rio, que apresentou os maiores valores neste período.



**Figura 34.** Gráfico Biplot de escores e pesos para as duas primeiras componentes principais relativo aos parâmetros hidrogeoquímicos avaliados no ponto 3 de amostragem.

Na comparação dessas amostras com as mesmas amostras coletadas no ponto 1, no mesmo período, verifica-se uma similaridade, o que denota que a influência de fontes pontais não impacta o corpo hídrico ao passar pela região de Ponta Grossa.

À direita da PC1 as amostras foram discriminadas pelos demais parâmetros, destacando, abaixo da linha horizontal, as amostras 25 e 36, que foram discriminadas pelos parâmetros: sólidos totais, turbidez, fósforo total, DBO, coliformes fecais, associados à precipitação e vazão, com valores inferiores aos encontrados no ponto 2. Isto sugere que a influência do aporte de fontes difusas neste local é amenizada pelos tributários encontrados na margem direita do rio.

Acima da linha horizontal (PC2) se localizam as amostras relativas ao período de verão, as quais são discriminadas, principalmente, pela temperatura do ar e da água e pelo aporte de compostos da série nitrogenada. Com exceção de nitrogênio amoniacal, estes parâmetros podem ser associados às atividades agrícolas da região, bastante intensas neste período.

A Tabela 16 mostra *eigenvalues*, percentagem da variância capturada por cada uma das componentes principais fornecidas e a variância total capturada na análise do PCA para os dados coletados nos 3 pontos de amostragem.

**Tabela 16.** Variância percentual capturada pelo Modelo PCA aplicada aos 3 Pontos.

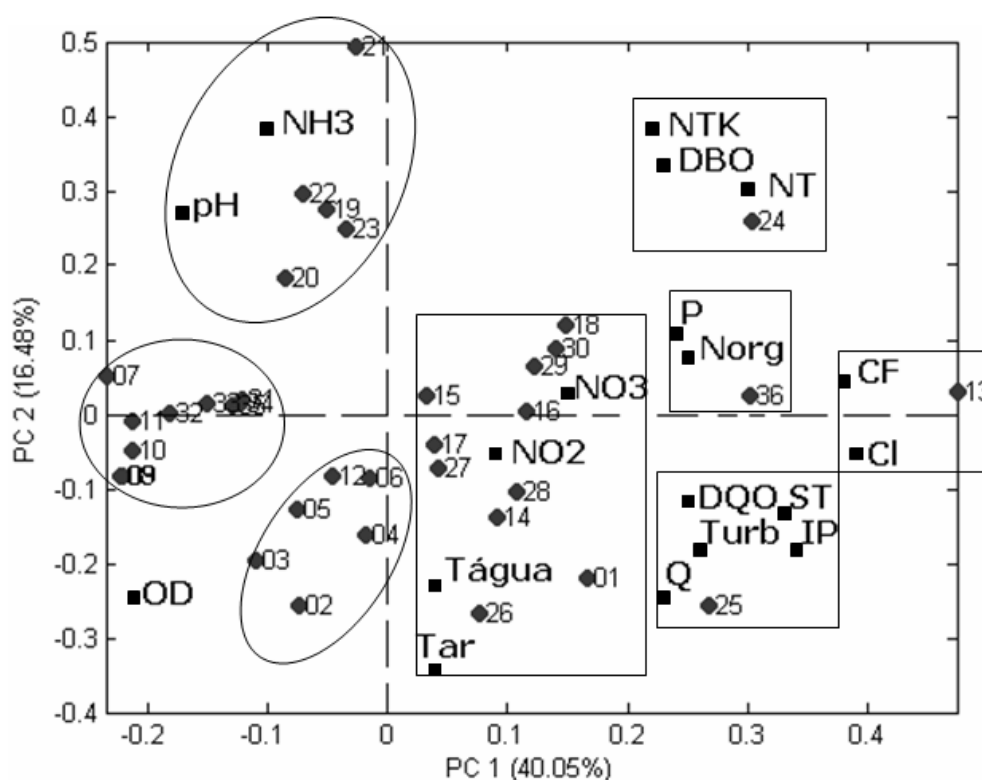
Nº da CP	Autovalor da Covariância (X)	% Variância Capturada Esta CP	% Variância Capturada total
1	7,60	40,05	40,05
2	3,14	16,52	56,52
3	2,23	11,74	68,26
4	1,56	8,22	76,48
5	$9,66 \cdot 10^{-1}$	5,08	81,57
6	$7,64 \cdot 10^{-1}$	4,02	85,59
7	$7,15 \cdot 10^{-1}$	3,76	89,35
8	$4,88 \cdot 10^{-1}$	2,57	91,92
9	$3,69 \cdot 10^{-1}$	1,94	93,87
10	$2,94 \cdot 10^{-1}$	1,55	95,41
11	$2,66 \cdot 10^{-1}$	1,40	96,81
12	$1,68 \cdot 10^{-1}$	0,89	97,70
13	$1,52 \cdot 10^{-1}$	0,80	98,50
14	$1,44 \cdot 10^{-1}$	0,76	99,26
15	$6,74 \cdot 10^{-2}$	0,35	99,61
16	$5,67 \cdot 10^{-2}$	0,09	99,91
17	$1,63 \cdot 10^{-2}$	0,00	100,00

As duas componentes principais foram suficientes para explicar mais de 56% da variância do total de dados, sendo que apenas a primeira componente foi responsável pela captura de cerca de 40% da variância.

Para se avaliar como as amostras analisadas correlacionaram com as duas componentes principais a figura 35 mostra o gráfico “biplot” de todas as amostras, relativas aos três pontos de amostragens.

A partir da Figura 35, nota-se que a PC1 foi responsável pela discriminação das amostras em períodos sazonais diferentes. À esquerda se localiza a maioria das amostras relativas ao período de menor pluviosidade na região. Na parte superior, destacam as amostras: 19, 20, 22, 23, relativas ao ponto 2 (região industrial), coletadas no período de menor pluviosidade. Neste

período a variação de pH foi de 6,78 a 7,32; provavelmente devido à elevação da concentração de nitrogênio amoniacal, os quais corresponderam aos maiores valores encontrados durante todo o período de coleta (0,46 à 0,76 mg L<sup>-1</sup>). Estas elevadas taxas de nitrogênio amoniacal provocaram a redução da taxa de oxigenação, cuja variação ficou entre 4,8 e 5,2 mg L<sup>-1</sup>, chegando ao limite de um rio classificado como classe II. Este comportamento pode ser atribuído ao aporte de fontes pontuais, relativas ao distrito industrial de Ponta Grossa.



**Figura 35.** Gráfico Biplot de escores e pesos para as duas primeiras componentes principais relativo aos parâmetros hidrogeoquímicos avaliados nos 3 pontos de amostragem.

Neste mesmo período de coleta se observa similaridade das amostras 7, 8, 9, 10 e 11, com as amostras 31, 32, 33, 34 e 35, relativas aos pontos 1 e 3, respectivamente. Estas amostras são discriminadas pela elevação da taxa de oxigenação, o que evidencia que estes pontos não foram afetados por fontes pontuais de poluição. Com exceção da amostra 1, influenciada pela precipitação elevada na região, todas as amostras do ponto 1 foram discriminadas pelos altos teores de oxigênio dissolvido, os quais sofreram uma variação de 6,7 a 8,0 mg L<sup>-1</sup> durante todo o período de coleta. Trata-se de uma característica que atesta a boa qualidade das águas do rio Tibagi que chegam à região de Ponta Grossa.

À direita do gráfico (PC1) se encontram as amostras relativas ao período de maior precipitação na região. Em destaque a amostra 13 do ponto 2, discriminada pelos maiores valores de Coliformes fecais e cloreto, e a amostra 24, influenciada por DBO, NT e NTK, o que caracteriza que neste ponto do rio a influência das fontes difusas foi mais acentuada. Neste mesmo período encontram-se as amostras 25 e 36, relativas ao ponto 3, discriminadas pelos seguintes parâmetros, respectivamente: turbidez, sólidos totais, fósforo total, nitrogênio orgânico, precipitação mensal e vazão.

Ainda à direita da PC1, mais próximo ao centro, estão as amostras relativas aos pontos 2 e 3, período de verão (novembro a março/06), discriminadas pela temperatura da água, do ar, teores de nitrogênio nitrito e nitrogênio nitrato, formas mais oxidadas do nitrogênio que não exercem influência ambiental impactante, provavelmente, originadas de atividades agrícolas intensas na região nesta época do ano.

Os resultados obtidos e discutidos aqui demonstram a facilidade com que o sistema multivariado (PCA) permite extrair informações relevantes a partir de um volumoso conjunto de dados. A identificação de parâmetros redundantes, amostras anômalas e o causal das anomalias são operações extremamente facilitadas, quando a dimensionalidade do conjunto pode ser diminuída, sem perda de informação relevante.

Através da análise dos 3 pontos amostrados ficou evidenciada a separação das amostras relativas ao período de maior pluviosidade, o que elevou os parâmetros ambientais originados de fontes difusas como DBO, coliformes fecais, cloreto, nitrogênio total e NTK, com valores superiores encontrados no ponto 2.

Foi possível observar que no período de verão ocorre o aumento da concentração de nitrogênio-nitrito e nitrogênio nitrato, justificados pela intensa atividade agrícola registrada na região, com valores superiores encontrados nos pontos 2 e 3.

Comparando-se os pontos 1 e 3 no período de menor pluviosidade, observa-se que ocorreu a separação das amostras evidenciada pela elevação dos teores de oxigênio dissolvido, caracterizando que neste período os pontos amostrados não sofrem influências pontuais a montante e a jusante a cidade de Ponta Grossa. Ao contrário, o ponto 2 manifesta influência das cargas industriais,

apresentando baixos valores de oxigênio dissolvido e elevados valores de nitrogênio amoniacal, o que caracteriza águas recém-poluídas. O aumento de nitrogênio amoniacal e a redução da concentração de oxigênio dissolvido trazem preocupações em relação à preservação da vida aquática.

Esta relação entre nitrogênio amoniacal e oxigênio dissolvido será avaliada pelo  $IQA_{(PVA)}$  e comparadas com os índices calculado pelo  $IQA_{(CETESB)}$ .

#### 4.4. ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA)

O Índice de Qualidade da Água, IQA-NSF, modificado pela CETESB, é calculado pelo produtório das notas atribuídas a cada parâmetro de qualidade de água: 1) temperatura, 2) pH, 3) oxigênio dissolvido, 4) demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20 °C), 5) coliformes fecais, 6) nitrogênio total, 7) fosfato total, 8) sólidos totais e 9) turbidez. A seguinte equação é utilizada (equação 8):

$$IQA-NSF = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (8)$$

onde:

IQA-NSF – Índice de Qualidade das Águas, um número 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, sendo que  $n$  é 9 (Equação 9)

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (9)$$

Na Tabela 17 encontram-se os parâmetros e os pesos relativos ao IQA.

**Tabela 17. Parâmetros e Pesos relativos do IQA.**

Parâmetros	Pesos Relativos
1. Oxigênio Dissolvido	0,17
2. Coliformes fecais	0,15
3. pH	0,12
4. Demanda Bioquímica de oxigênio	0,10
5. Nitrogênio total	0,10
6. Fósforo total	0,10
7. Turbidez	0,08
8. Sólidos totais	0,08
9. Temperatura da água	0,10

Fonte: CETESB, 1997.

Na avaliação dos pesos relativos nota-se que na concepção do IQA os valores de oxigênio dissolvido e coliformes fecais exercem peso significativo na elaboração deste índice, o aumento do teor de OD e diminuição da quantidade de coliformes fecais inferem de maneira significativa para o aumento do estado de qualidade.

No caso de não se dispor do valor de algum dos nove parâmetros, o cálculo do IQA é inviabilizado. Porém, a partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas que, indicada pelo IQA numa escala de 0 a 100, é classificada para abastecimento público, segundo a graduação da Tabela 18 apresentada abaixo.

**Tabela 18. Escala da Qualidade da água segundo IQA.**

GRADUAÇÃO	QUALIDADE
$79 < \text{IQA} \leq 100$	qualidade ótima
$51 < \text{IQA} \leq 79$	qualidade boa
$36 < \text{IQA} \leq 51$	qualidade aceitável
$19 < \text{IQA} \leq 36$	qualidade ruim
$\text{IQA} \leq 19$	qualidade péssima

Fonte: CETESB, 2005.

De acordo com Racanicchi (2002), a qualidade da água é descrita e classificada de acordo com critérios estabelecidos a seguir:

- **Ótima** (80 a 100): são águas encontradas em rios que se mantêm em condições naturais, não recebem despejos de efluentes não sofrem processos de degradação, excelente para manutenção da biologia aquática, abastecimento público e produção de alimentos;

- **Boa** (52 a 79): são águas encontradas em rios que se mantêm em condições naturais, embora possam receber, em alguns pontos, pequenas ações de degradação, mas que não comprometem a qualidade para a manutenção da biologia aquática, abastecimento público e produção de alimentos;

- **Aceitável** (37 a 51): são águas encontradas em rios que sofrem grandes interferências e degradação, mas ainda podem ser utilizadas tanto para abastecimento público após tratamentos físico-químicos e biológicos, como para a manutenção da biologia aquática e produção de alimentos;

- **Ruim** (20 a 36): são águas encontradas em rios que sofrem grandes interferências e degradação, comprometendo a qualidade, servindo a mesma apenas para navegação e geração de energia.

- **Péssima** (0 a 19): são águas encontradas em rios que sofrem graves interferências e degradação, comprometendo a qualidade, servindo apenas para navegação e geração de energia.

Os dados do monitoramento sistemático da SUDERHSA são utilizados para o cálculo do IQA a partir de uma planilha no aplicativo Excel (Microsoft Office ®). As curvas de qualidade dos parâmetros são transformadas em equações. A partir deste programa foram calculados os valores de IQA com os nove parâmetros descritos na tabela 3 para os 3 pontos de amostragens no Rio Tibagi, descritos na Tabela 19.

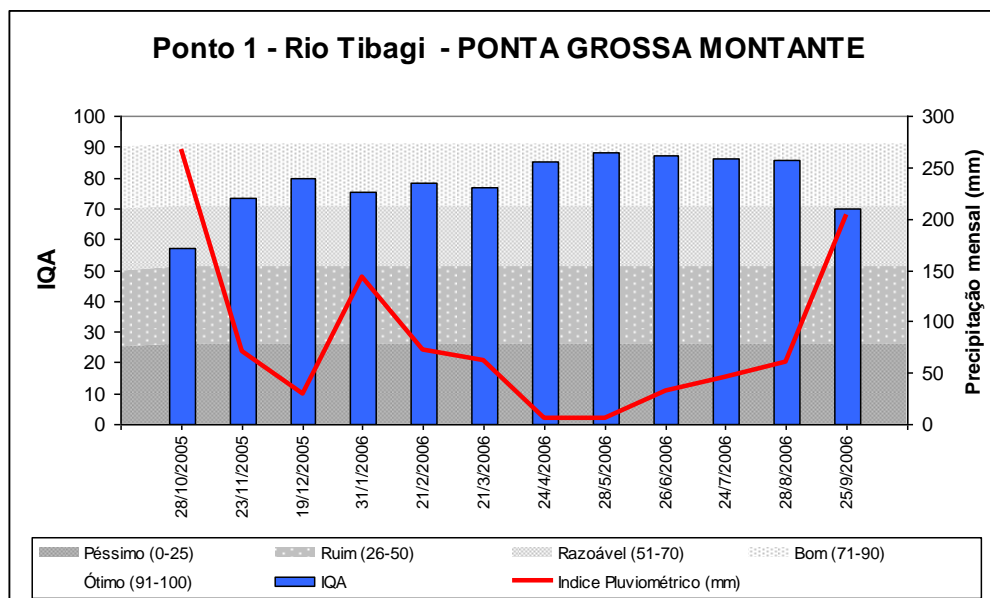
**Tabela 19.** Valores de IQA calculados para os 3 pontos de amostragens.

mês	Out/05	Nov/05	Dez/05	Jan/06	Fev/06	Mar/06	Abr/06	Mai/06	Jun/06	Jul/06	Ago/06	Set/6
IQA Ponto1	57	73	80	75	79	77	85	88	87	86	86	70
IQA Ponto2	48	62	67	64	74	62	68	76	68	75	77	51
IQA Ponto3	55	65	76	63	76	74	85	86	88	85	81	52

Valores do IQA (IAP): Péssimo (0-25) - Ruim (26-50) - Razoável (51-70) - Bom (71-90) - Ótimo (91-100)

Valores do IQA:(CETESB) Péssimo (0-19) - Ruim (20-36) - Razoável (37-51) - Bom (52-79) - Ótimo (80-100)

A relação dos valores de IQA e as condições de precipitação mensal estão discriminados na Figura 36, para verificar as influências da sazonalidade na região estudada.



**Figura 36.** Relação entre IQA estados de qualidade e a precipitação mensal para o ponto 1 de amostragem. ADAPTADO DE: SUDHERHSA, 1997.

Analisando as condições de pluviosidade, as amostras naturais do mês de outubro/05 e setembro/06, a montante a cidade de Ponta Grossa, apresentaram os menores valores encontrados em função das fontes difusas encontradas na região. Em relação à sazonalidade as amostras relativas ao período de maior pluviosidade (verão) apresentaram valores de IQA menores comparadas ao período de menor pluviosidade (inverno) com médias superiores a 80, o que demonstra por este índice que a qualidade das águas do Rio Tibagi que chega até a cidade de Ponta Grossa está em ótimas condições, podendo o rio ser classificado no período de menor pluviosidade como rio de Classe 1.

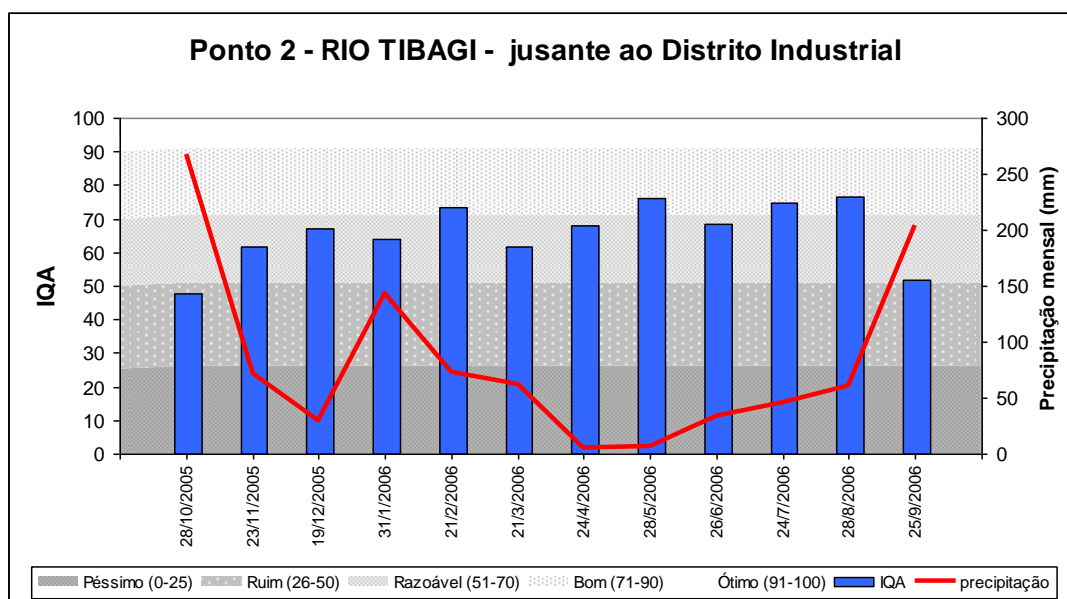
O IQA por reunir em um único resultado os valores de nove diferentes parâmetros, oferece ao mesmo tempo vantagens e limitações. A vantagem reside no fato de sumarizar a interpretação de nove variáveis em um único número, facilitando a compreensão da situação para o público leigo. A limitação relaciona-se à perda na interpretação das variáveis individuais e da relação destas com as demais. Soma-se a isto o fato de que este índice foi desenvolvido visando avaliar

o impacto dos esgotos domésticos nas águas utilizadas para abastecimento público, não representando efeitos originários de outras fontes poluentes (NIEMEIJER, 2002).

Neste trecho do Rio Tibagi os principais parâmetros que afetaram os meses de maior pluviosidade foram: sólidos totais, turbidez,  $DBO_5$  e Coliformes fecais discriminados pelo PCA (Figura 28). Isso demonstra que este índice é sensível a estas variações devido aos pesos relativos dados a estes parâmetros. Os parâmetros discriminados nos meses de verão foram nitrogênio total, fósforo total relacionados à temperatura da água, advindos principalmente das intensas atividades agrícolas freqüentes nesta época na região, estes parâmetros tem pesos relativos pequenos na composição do índice e não exerce tanta influência na composição final dos valores de IQA.

Nos meses de menor precipitação a separação ocorreu pela elevação do oxigênio dissolvido e pH em detrimento da redução dos outros parâmetros que compõem o índice, como o teor de oxigênio dissolvido tem peso relativo elevado, ocorre significativa melhora nos valores do IQA. Os valores encontrados indicam que neste período o corpo hídrico situado nesta região não sofre o aporte de fontes pontuais.

Na Figura 37 estão relacionados os valores de IQA com a precipitação mensal registrada no período no ponto 2.



**Figura 37.** Relação entre IQA, estados de qualidade e a precipitação mensal para o ponto 2 de amostragem.

ADAPTADO DE: SUDHERHSA, 1997.

À medida que as águas do Rio Tibagi sofrem a influência das cargas poluentes do distrito Industrial de Ponta Grossa a qualidade das águas, segundo o IQA, apresenta valores que variam de 48 a 77.

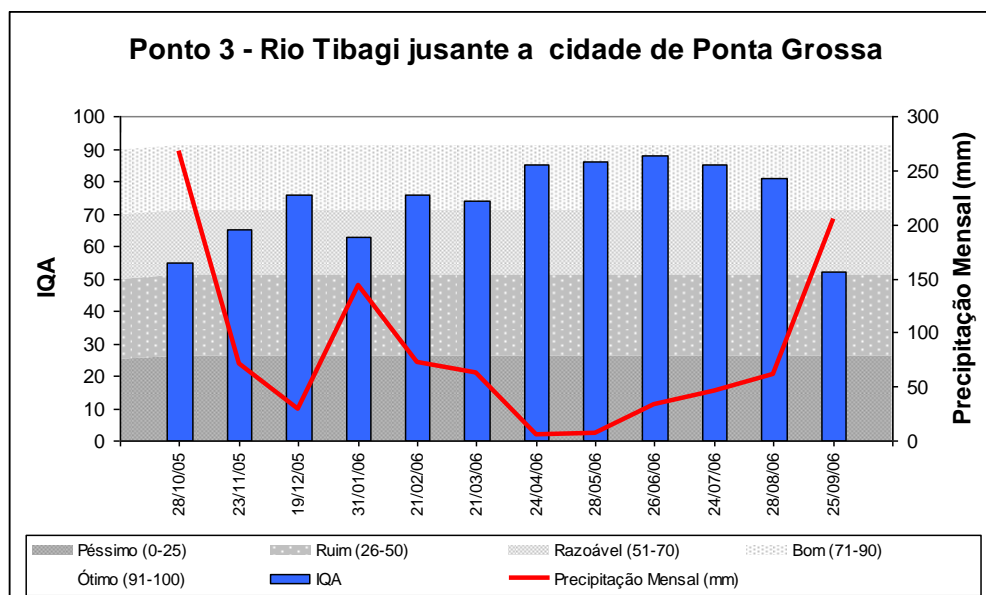
Os piores índices encontrados foram nos meses de outubro/05 e Setembro/06, fortemente influenciados por fontes difusas devido ao elevado índice pluviométrico registrado na região neste período, neste ponto a qualidade da água foi considerada comprometida pelos critérios estipulados pelo IAP. Apenas 3 amostras coletadas durante o período foram consideradas de boa qualidade segundo os mesmos critérios, as demais são consideradas de qualidade razoável caracterizando um rio de classe II. A influência das fontes difusas no período de maior pluviosidade influenciam negativamente os valores de índice de qualidade no período relativo ao verão, a melhora destes índices foi verificada no período de menor pluviosidade registrado entre o período de abril/06 à agosto/06, de acordo com o índice esta melhora sinaliza que a influência das fontes pontuais não impactam o rio neste trecho do rio.

Os critérios comprometidos referentes aos valores de IQA nos meses de maior precipitação estão relacionados à elevação dos parâmetros ambientais discriminados pelo PCA (Figura 29) relacionados principalmente a influência de fontes difusas. Os parâmetros discriminados foram: Sólidos totais, turbidez,  $DBO_5$ , fósforo total e coliformes fecais com valores superiores aos encontrados no ponto 1, o que explica a redução do IQA.

Oxigênio dissolvido e temperatura foram os principais parâmetros discriminados pelo PCA no período de verão, demonstrando que as condições do Rio Tibagi neste ponto favoreceram a elevação do IQA, apesar de que neste período o aporte de fontes difusas é intenso e as chuvas sendo mais freqüentes favoreceram a taxa de reatuação do corpo hídrico.

No período de menor precipitação ocorreu a elevação do IQA, pela discriminação realizada pelo PCA o único parâmetro relacionado com este período foi o pH, em detrimento da diminuição de outros parâmetros ambientais que fazem parte do IQA.

A Figura 38 relaciona os valores de IQA com a precipitação mensal registrada no período no ponto 3.



**Figura 38.** Relação entre IQA, estados de qualidade e a precipitação mensal para o ponto 3 de amostragem.

ADAPTADO DE: SUDHERHSA, 1997.

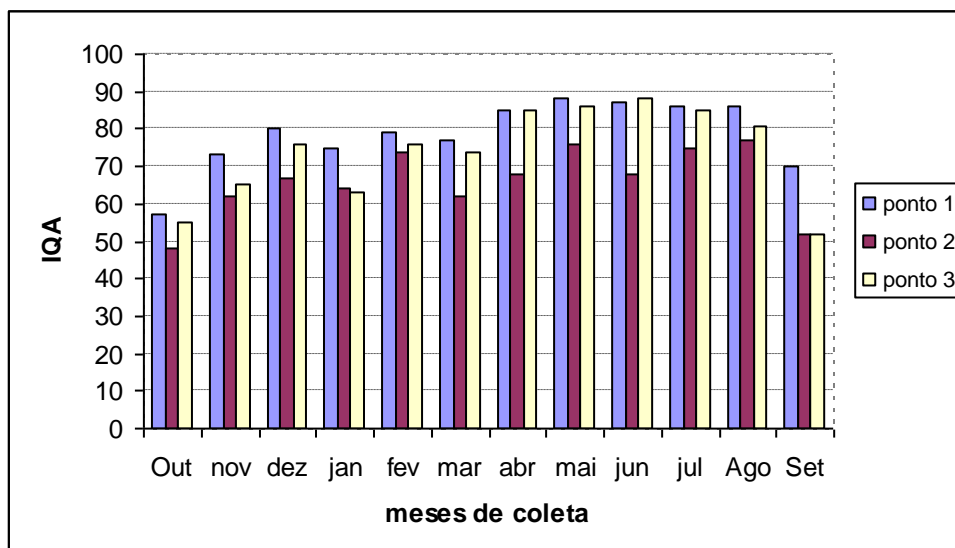
Na comparação dos valores do IQA no período de menor precipitação, a jusante a cidade com os valores a montante, praticamente as médias apresentam-se superiores a 80, o que caracteriza que neste período o rio não sofre influência de fontes de poluição pontual originadas de esgotos domésticos, ou o processo de atenuação dos afluentes Rio Guaraúna, Santa Rita e principalmente Rio Imbituva depuram o rio até as cargas chegarem neste ponto.

A contaminação neste ponto do rio foi mais acentuada nos meses de Outubro/05 e Setembro/06, influenciado pelas fontes difusas em função dos elevados índices pluviométricos registrados neste período. No período de verão os índices menores de IQA são atribuídos por influência de fontes difusas.

Novamente, a discriminação dos parâmetros ambientais que afetaram a redução do IQA, nos meses de maior precipitação, foram Sólidos totais, Turbidez, Coliformes totais, fósforo total e nitrogênio total discriminados pelo PCA (Figura 30), mas com valores inferiores aos encontrados no ponto 2, o que determinou a melhora do IQA em relação ao ponto 2.

No período de verão a discriminação das amostras ocorreu em função da temperatura, neste ponto. No período de menor precipitação a discriminação pelo PCA se deu em função dos teores de oxigênio dissolvido, apresentando as mesmas características do ponto 1.

A comparação entre os três pontos amostrados está destacada Figura 39.



**Figura 39.** Comparação dos valores de IQA dos 3 pontos de amostragem.

O aporte de fontes difusas registrados nos meses de maior precipitação Outubro/05 e Setembro/06 exerceu maior influência nos valores de IQA nos pontos 2 e 3 que apresentaram resultados próximos, demonstrando que neste período a capacidade de depuração do rio Tibagi fica comprometida.

Entre abril e agosto, meses de pluviosidade reduzida, os pontos 1 e 3 apresentam valores de IQA acima de 80, com resultados similares, demonstrando que a região urbanizada de parte da cidade de Ponta Grossa não compromete o rio Tibagi neste período, ao contrário do distrito industrial que apresenta valores menores deste índice por sofrer influência do aporte de cargas pontuais, comprometendo o rio neste trecho.

O IQA pode ser importante na avaliação preliminar de um recurso hídrico, porém o emprego da análise das componentes principais para escolha das variáveis ambientais mostrou-se promissor e complementar nesta área. Mesmo que não sejam detectados problemas ambientais a partir de atividades industriais, um estudo estatístico detalhado demonstra impacto crescente a partir da influência de diversos parâmetros. O impacto vai sendo intensificado e com o tempo esta bacia pode se tornar inviável para os seus usos múltiplos, incluindo a captação de água para potabilização como recurso primário.

Através deste estudo ficou demonstrado que a redução dos valores do IQA ficou caracterizado principalmente pelo aporte de fontes difusas nos 3 pontos amostrados, principalmente no período de maior precipitação. No período de

menor precipitação o que ficou demonstrado é que a influência de fontes pontuais produz uma melhora nos valores calculados.

Pelos valores discriminados pelo PCA (Figura 31) nos 3 pontos amostrados a redução dos valores de IQA foi discriminado principalmente pelas variáveis ambientais que realmente comprometem o abastecimento público, a saber: DBO, Coliformes fecais, Sólidos totais e Turbidez e neste sentido o IQA cumpre o seu papel.

#### 4.5. ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS PARA PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA – IQA<sub>PVA</sub>

Na elaboração de um índice de qualidade de águas é preciso definir qual o uso pretendido para água, e a partir desta definição, elaborar os requisitos de qualidade que serão necessários para garantir este uso específico. Dentre os usos da água, pode-se citar o abastecimento público com água potável, a aqüicultura, a manutenção da vida aquática e a recreação. A Resolução CONAMA 357/05 estabelece todos estes requisitos para a qualidade de um rio de classe 2.

No desenvolvimento do índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática – IQA<sub>pva</sub>, Silva e Jardim (2006) consideraram que as seguintes características deveriam ser atendidas por esse índice: representar a qualidade da água em termos de proteção de vida aquática, contemplar o estado atual de degradação do corpo hídrico; evitar o efeito eclipse; usar o conceito de operador mínimo; facilitar a monitoração e servir de indicador de desempenho na aplicação de controle de fontes pontuais e difusas. Para atender a esses requisitos, o índice proposto foi:

$$\text{IQA}_{\text{PVA}} = \text{Min} ( \text{Amônia total}_n , \text{OD}_n ) \quad (10)$$

Para aplicar este índice foram relacionados os fatores de normalização obtidas das curvas de Coneza, citadas por Pesce e Wunderlin (2000), com os estados de qualidade do IQA<sub>CETESB</sub> classificados em ótima (80 – 100); boa (51 - 79); regular (37 -51); Ruim (19 – 36); e péssimo (abaixo de 19), conforme Tabela 20.

**Tabela 20.** Curvas de normalização para Amônia total e oxigênio dissolvido, com fatores de normalização e estados de qualidade.

Estados de qualidade <sup>1</sup>	Ótima			Boa		Regular		Ruim		Péssima		
	Fator de Normalização	100	90	80	70	60	50	40	30	20	10	0
Amônia total (mg N L <sup>-1</sup> )	<0,01	<0,05	<0,10	<0,20	<0,30	<0,40	<0,50	<0,75	<1,00	≤1,25	>1,25	
Oxigênio Dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	≥7,5	>7,0	>6,5	>6,0	>5,0	>4,0	>3,5	>3,0	>2,0	≥1,0	<1,0	

1. Estados de qualidade foram estabelecidos com base nas faixas usadas pela CETESB para seu IQA: Ótima para  $79 < IQA_{PVA} < 100$ , Boa para  $51 < IQA_{PVA} \leq 79$ , regular para  $36 < IQA_{PVA} \leq 51$ , Ruim para  $19 < IQA_{PVA} \leq 36$  e Péssima para  $IQA_{PVA} \leq 19$

Fonte (SILVA e JARDIM, 2006).

O índice de qualidade para proteção da vida aquática foi aplicado nos 3 pontos de amostragem durante os doze meses de coleta para avaliação da qualidade do corpo hídrico.

Na Tabela 21 apresentamos os estados de qualidade de IQA e IQA<sub>PVA</sub>, obtidos para o ponto 1, obtido através do conceito de operador mínimo (menor valor entre  $I_1$  e  $I_2$ ), bem como os valores da amônia total, o valor normalizado de NH<sub>3</sub> ( $I_1$ ), os dados para oxigênio dissolvido e o valor normalizado de oxigênio dissolvido ( $I_2$ ).

**Tabela 21.** Comparação entre IQA<sub>PVA</sub> e IQA<sub>CETESB</sub> no ponto 1 à montante a cidade de Ponta Grossa.

Mês	NH <sub>3</sub> (N mg L <sup>-1</sup> )	NH <sub>3</sub> Norm.	OD (mg L <sup>-1</sup> )	OD Norm.	IQA <sub>PVA</sub>	Qualidade	IQA	Qualidade
		$I_1$		$I_2$	Menor de $I_1$ e $I_2$	IQA <sub>PVA</sub> <sup>2</sup>	<sub>CETESB</sub> <sup>1</sup>	CETESB
Out	0,29	60	6,9	80	60	Boa	55	Boa
Nov	0,17	70	7,4	90	70	Boa	73	Boa
Dez	0,15	70	8,0	100	70	Boa	80	Ótima
Jan	0,21	60	7,1	90	60	Boa	75	Boa
Fev	0,13	70	6,8	80	70	Boa	79	Boa
Mar	0,11	70	6,7	80	70	Boa	77	Boa
Abr	0,37	50	8,0	100	50	<b>Regular</b>	85	Ótima
Mai	0,31	50	7,7	100	50	<b>Regular</b>	88	Ótima
Jun	0,14	70	7,9	100	70	Boa	87	Ótima
Jul	0,29	60	7,8	100	60	Boa	86	Ótima
Ago	0,25	60	6,9	80	60	Boa	86	Ótima
Set	0,14	70	6,8	80	70	Boa	70	Boa

1. Valores do IQA:(CETESB) Péssimo (0-19) -Ruim (20-36) -Razoável (37-51) - Bom (52-79) - Ótimo (80-100)

2. Valores de ( IQA<sub>PVA</sub>): Ótima para  $79 < IQA_{PVA} < 100$ , Boa para  $51 < IQA_{PVA} \leq 79$ , regular para  $36 < IQA_{PVA} \leq 51$ , Ruim para  $19 < IQA_{PVA} \leq 36$  e Péssima para  $IQA_{PVA} \leq 19$

Comparando os dois índices com as condições pluviométricas verificadas neste trabalho nos meses de outubro/05 e Setembro/06 onde a pluviometria foi elevada, nota-se que não foi verificada através da tabela acima diferenças entre

os dois estados de qualidade, comprovando que a influência das fontes difusas não compromete o rio neste período. Nos meses de menor pluviosidade ocorrem diferenças significativas no mês de abril e maio, mas que não chegou a comprometer a qualidade do rio neste ponto.

Na Tabela 22 são apresentados os dados para a comparação dos dois índices para o ponto 2, a jusante ao distrito industrial de Ponta Grossa.

**Tabela 22.** Comparação entre IQAPVA e IQACETESB no ponto 2 jusante ao distrito industrial.

Mês	NH <sub>3</sub> (N. mg L <sup>-1</sup> )	NH <sub>3</sub> Norm.	OD (mg L <sup>-1</sup> )	OD Norm.	IQA <sub>PVA</sub>	Qualidade	IQA	Qualidade
		I <sub>1</sub>		I <sub>2</sub>	Menor de I <sub>1</sub> e I <sub>2</sub>	IQA <sub>PVA</sub> <sup>2</sup>	CETESB <sup>1</sup>	CETESB
Out	0,36	60	6,0	70	60	Boa	48	<b>Ruim</b>
Nov	0,25	60	6,2	70	60	Boa	62	Boa
Dez	0,32	60	5,8	60	60	Boa	67	Boa
Jan	0,25	60	6,2	70	60	Boa	64	Boa
Fev	0,22	60	6,3	60	60	Boa	74	Boa
Mar	0,23	60	4,6	50	50	<b>Regular</b>	62	Boa
Abr	0,52	30	4,8	50	30	<b>Ruim</b>	68	Boa
Mai	0,50	30	5,1	60	30	<b>Ruim</b>	76	Boa
Jun	0,76	30	4,9	50	30	<b>Ruim</b>	68	Boa
Jul	0,51	30	5,2	60	30	<b>Ruim</b>	75	Boa
Ago	0,46	50	5,9	60	50	<b>Regular</b>	77	Boa
Set	0,26	60	6,1	70	60	Boa	51	<b>Regular</b>

1. Valores do IQA:(CETESB) Péssimo (0-19) -Ruim (20-36)-Razoável(37-51)-Bom (52-79)- Ótimo (80-100)

2. Valores de ( IQA<sub>PVA</sub>): Ótima para 79 < IQA<sub>PVA</sub> <100, Boa para 51 < IQA<sub>PVA</sub> ≤ 79,regular para 36 < IQA<sub>PVA</sub> ≤ 51, Ruim para 19 < IQA<sub>PVA</sub> ≤ 36 e Péssima para IQA<sub>PVA</sub> ≤ 19.

Os dados da Tabela 22 apontam para estados mais degradados à medida que o Rio Tibagi sofre o aporte de cargas orgânicas de origem industrial no período, quando a pluviosidade é menor na região, comprovado pelos reduzidos teores de OD e o aumento da concentração de amônia total, indicando uma situação crítica em termos de capacidade da manutenção da vida aquática.

Ao contrário do período de maior pluviosidade, onde a influência das fontes difusas melhora as taxas de oxigenação, reduzindo os teores de amônia total e preservando a vida aquática, mas comprometendo, segundo IQA<sub>CETESB</sub>, a saúde pública e o abastecimento, comprovado pelo distanciamento entre os dois índices registrados nos meses de maior pluviosidade.

Através dos dados do quadro acima fica demonstrado que o IQAcetesb é uma excelente ferramenta de gestão ambiental, que através de um único valor sintetiza a qualidade do corpo hídrico, mas na avaliação específica neste ponto do rio demonstrou maior sensibilidade para o aporte de fontes difusas que

comprometem efetivamente a qualidade da água para fins de saúde pública e abastecimento.

Na Tabela 23 são apresentados a comparação entre os dois índices para o ponto 3 a jusante a cidade de Ponta Grossa, distrito de Uvaia.

**Tabela 23. Comparação entre  $IQA_{PVA}$  e  $IQA_{CETESB}$  no ponto 3, jusante a cidade de Ponta Grossa.**

Mês	$NH_3$ (N. $mg L^{-1}$ )	$NH_3$ Norm.	OD ( $mg L^{-1}$ )	OD Norm.	$IQA_{PVA}$	Qualidade	$IQA$	Qualidade
		$I_1$		$I_2$	Menor de $I_1$ e $I_2$	$IQA_{PVA}^2$	$CETESB^1$	CETESB
Out	0,27	60	6,1	70	60	Boa	57	Regular
Nov	0,28	60	6,0	70	60	Boa	65	Boa
Dez	0,30	60	6,7	80	60	Boa	76	Boa
Jan	0,23	60	6,3	70	60	Boa	63	Boa
Fev	0,27	60	6,2	70	60	Boa	76	Boa
Mar	0,22	60	5,7	60	60	Boa	74	Boa
Abr	0,39	50	6,5	70	50	Regular	85	Ótima
Mai	0,35	50	8,0	100	50	Regular	86	Ótima
Jun	0,23	60	7,1	90	60	Boa	88	Ótima
Jul	0,34	50	7,2	90	50	Regular	85	Ótima
Ago	0,30	50	6,5	70	60	Boa	81	Ótima
Set	0,20	70	6,4	70	60	Boa	52	Regular

1. Valores do  $IQA$ :(CETESB) Péssimo (0-19) - Ruim (20-36) - Razoável (37-51)- Bom (52-79) -Ótimo (80-100)

2. Valores de ( $IQA_{PVA}$ ): Ótima para  $79 < IQA_{PVA} < 100$ , Boa para  $51 < IQA_{PVA} \leq 79$ , regular para  $36 < IQA_{PVA} \leq 51$ , Ruim para  $19 < IQA_{PVA} \leq 36$  e Péssima para  $IQA_{PVA} \leq 19$ .

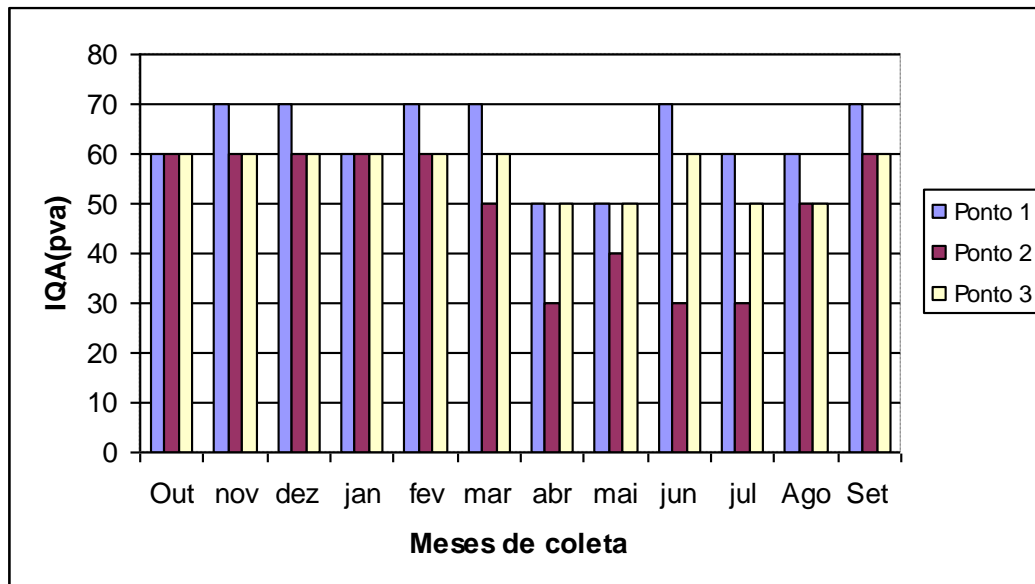
A Tabela 23 demonstra que no ponto 3 e no mesmo período ocorre a melhoria dos estados de qualidade em relação aos verificados no período de menor pluviometria, com o aumento das taxas de oxigenação e a redução da concentração de amônia total em relação ao ponto 2, demonstrando que o rio ao longo do trecho depura, e o acúmulo da carga urbana não compromete a qualidade da água em termos de proteção de vida aquática.

Na Figura 40 estão os dados em colunas representando os três pontos de amostragem e a comparação no mesmo período de coleta.

Sobre o aporte de fontes difusas registrados nos períodos de maior pluviometria, o comportamento do  $IQA_{PVA}$  é praticamente igual (Bom) nos pontos 2 (região industrial) e 3 (região urbana) durante o período amostrado, o que demonstra que as fontes difusas não comprometem o rio durante o período por este índice, ao contrário do  $IQA_{CETESB}$ .

No período de menor pluviometria ocorre um comprometimento no rio principalmente na região industrial com a redução do  $IQA_{PVA}$  resultante do aporte

de carga residual que neste trecho do rio fica comprometido para proteção da vida animal. Em suma em períodos que o IQA apresenta valores superiores, a proteção da vida animal fica comprometida principalmente na região do distrito industrial.



**Figura 40.** IQA(PVA) registrados nos 3 pontos durante os doze meses de coleta.

Na Tabela 24 é apresentado um comparativo entre os dois estados de qualidade durante o período de amostragem.

**Tabela 24.** Comparação entre os estados de Qualidade IQA e IQApva.

Mês	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Precipitação Mensal Acumulada (mm)
	Qualidade		Qualidade		Qualidade		
	IQA <sup>1</sup>	IQApva <sup>2</sup>	IQA	IQApva	IQA	IQApva	
Out	Boa	Boa	Ruim	Boa	Regular	Boa	267,6
Nov	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	71,1
Dez	Ótima	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	29,3
Jan	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	143,6
Fev	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	72,4
Mar	Boa	Boa	Boa	Regular	Boa	Boa	62,2
Abr	Ótima	Regular	Boa	Ruim	Ótima	Regular	5,8
Mai	Ótima	Regular	Boa	Ruim	Ótima	Regular	6,4
Jun	Ótima	Boa	Boa	Ruim	Ótima	Boa	33,2
Jul	Ótima	Boa	Boa	Ruim	Ótima	Regular	46
Ago	Ótima	Boa	Boa	Regular	Ótima	Boa	61
Set	Boa	Boa	Regular	Boa	Regular	Boa	204,6

1. IQA estados de qualidade

2. IQApva estados de qualidade

A partir dos dados da Tabela 24 nota-se que o IQApva é mais eficiente na avaliação principalmente de fontes pontuais, pois nos meses onde a precipitação foi menor na região (abril à agosto) este índice apresentou resultados mais concretos em relação à poluição industrial na região estudada.

Nos meses de maior precipitação O IQA cetesb foi mais eficiente, neste período o aporte de contaminantes gerados por fontes difusas, tais como: coliformes fecais, nitrogênio total e fósforo, parâmetros têm pesos relativos elevados na elaboração deste índice.

O IQApva tem algumas vantagens operacionais. Este índice trabalha com duas variáveis (NH<sub>3</sub> e OD) que poderiam ser medidas *on-line* nas águas do Rio Tibagi. Estas sondas já são utilizadas pela CETESB que enviam as informações telemetricamente. Com estas características e com o aumento da frequência e dos pontos de monitoração é possível criar via *internet* um sistema de fácil acesso para a população sobre as informações levantadas por este índice, reduzindo custos de análises e deslocamento de pessoal. Outro aspecto importante é a possibilidade do acompanhamento dos perfis durante 24 horas (desagregar

temporalmente) e a segmentação dos aportes poluidores (desagregar espacialmente).

#### 4.6. APLICAÇÃO DO CONCEITO DE CARGA MÁXIMA TOTAL DIÁRIA (CMTD)

O TMDL, desenvolvido pela “*Environmental Protection Agency – EPA*”, agência de proteção ambiental americana, tem por finalidade estimar a capacidade máxima diária de assimilação de um dado poluente por um corpo d’água, sem que haja comprometimento dos padrões de qualidade da água estabelecidos em conformidade com os usos designados. Considera-se, neste caso, não somente as cargas oriundas de fontes pontuais, como também aquelas provenientes de fontes difusas de poluição. (JARRELL, 1999).

Nos Estados Unidos, por exigência de lei Federal (CWA, 1972), os estados devem informar à Agência de Proteção Ambiental (EPA) desse país aqueles corpos de água que estão em desacordo com os padrões definidos em seu enquadramento e devem necessariamente estabelecer um plano de controle e recuperação desses corpos de água. A metodologia seguida é a “Total Maximum Daily Loads – TMDL” (EPA, 1999a), denominada neste estudo de método da Carga Máxima Total Diária – CMTD (SILVA, 2004). A metodologia da CMTD é obrigatória para esses casos, sendo que os trechos dos corpos de água degradados passam a constar de uma lista nacional. O método da CMTD é basicamente um instrumento de gestão ambiental baseado na qualidade das águas, capaz de acionar e canalizar ações em uma bacia hidrográfica de modo a levar ou manter um corpo de água dentro dos padrões estabelecidos para a sua classe.

O valor da CMTD é uma expressão numérica da capacidade de suporte de um corpo de água e deve orientar todas as ações de controle da poluição na bacia hidrográfica. A CMTD é estimada partindo-se de uma concentração-limite do poluente em estudo e da vazão do corpo de água. As cargas pontuais (CP) e as cargas difusas (CD) representam a outra dimensão do controle ambiental: as fontes emissoras. A soma das CP e das CD representam o total de poluente que o valor-limite não seja violado. A equação básica que define o cálculo da CMTD é:

$$\text{CMTD} = \text{CP} + \text{CD} + \text{P} \quad (11)$$

onde, a CMTD representa um valor-limite e refere-se à carga, em kg/dia, de um poluente que pode ser lançada em um corpo de água sem que os seus padrões de qualidade sejam violados.

Para a estimativa da CMTD é necessário escolher a variável ambiental que será o objeto de estudo e o seu respectivo valor numérico que garantirá a qualidade desejada da água. Esse valor numérico pode ser a concentração-limite do poluente, que passa a ser o valor-alvo da CMTD, com sua concentração desempenhando a função de indicador de desempenho da CMTD. Uma vez definida a condição anterior, é necessário medir a vazão, de modo que seja possível estimar a CMTD.

#### 4.6.1. Aplicação de Fósforo Total por Carga Máxima Total Diária

Neste estudo, foi escolhida a concentração de fósforo total como indicador de qualidade, cujos valores-alvo foram os estabelecidos pela EPA (1999a) e adotados parcialmente pela Resolução CONAMA 357/05, que considera os diferentes ambientes aquáticos e apresenta para rio classe II teores máximos de fósforo total em ambientes lântico/transição/lótico iguais a 0,030/0,050/0,100 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. O valor escolhido para a aplicação do método foi de 0,1 mg L<sup>-1</sup>, pois é o valor que caracteriza um ambiente hipereutrófico (VON SPERLING, 2005).

O passo seguinte na aplicação do método da CMTD é estimar a carga real de fósforo total que é lançado diariamente no Rio Tibagi. Para tanto, segue-se o mesmo procedimento anterior, utilizando dados de concentração de fósforo total e vazão, mas agora utilizando o valor da concentração medida de fósforo total no corpo de água, ao invés dos valores-alvo de concentração de fósforo, segundo o critério da EPA/CONAMA.

Essa carga passa a ser denominada de carga total diária (CTD) e pode, portanto, ser menor, igual ou maior que a CMTD. Conforme exemplo detalhado dos métodos:

**Método 1:** Aplicado para se estimar a carga de fósforo total que aporta no Rio Tibagi num determinado dia - CTD. Para estimar essa carga são necessárias a concentração medida de fósforo total e a vazão do Rio Tibagi. Por exemplo: para uma vazão do Rio Tibagi de 8,43 m<sup>3</sup>/s e uma concentração de fósforo total de 0,272 mg.L<sup>-1</sup>, a CTD é de 198,11 kg/dia de Ptotal.

**Método 2:** Aplicado para se estimar a carga-limite de fósforo total que o Rio Tibagi pode receber sem que sua capacidade de suporte seja violada - CMTD. Para tanto se utilizam os valores de concentração de fósforo total estabelecidos para uma condição de um ambiente hipereutrófico  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ . A vazão utilizada é a mesma do método 1. Por exemplo: De posse desse valor-limite  $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$  multiplicado pela vazão de  $8,43 \text{ m}^3/\text{s}$  a CMTD é de  $72,83 \text{ kg/dia}$  de fósforo total.

A próxima etapa consiste em caracterizar qualitativamente as fontes emissoras. Essa caracterização qualitativa implica em classificá-las em perene ou sazonal, em doméstica ou industrial, em pontual ou difusa e em agropecuária ou urbana, além de sua localização geográfica. Segue-se, por sua vez, a caracterização quantitativa das fontes, que consiste em desagregar a CTD estimada em seus respectivos componentes. Essa distribuição de cargas deve tanto quanto possível dar conta da relação quantidade emitida e quantidade que chega ao corpo receptor.

As coletas de águas no Rio Tibagi ocorreram nos períodos de seca e chuvas. A bacia do Rio Tibagi apresenta períodos de precipitações pluviométricas bem definidos. Nos meses de abril a agosto, por exemplo, foram observadas precipitações com média mensal de  $30,48 \text{ mm}$ , em destaque os meses de abril e maio, cujos valores foram inferiores a  $6,4 \text{ mm}$ , enquanto para os meses de setembro a março, por sua vez, foram observadas precipitações pluviométricas, cujas médias mensais se aproximaram de  $112,65 \text{ mm}$ , destacando-se os meses de outubro/05 e setembro/06 com médias superiores a  $200 \text{ mm}$  mensais. A sazonalidade das precipitações na bacia do Rio Tibagi, assume valores de vazão que podem variar, por exemplo, de  $13,6 \text{ m}^3/\text{s}$  no mês de julho a  $267,4 \text{ m}^3/\text{s}$  no mês de outubro, no ponto 3 de coleta de amostras (SUDHERSA, 2006).

A tabela 25 mostra os resultados obtidos para a aplicação do método CMTD para o parâmetro fósforo total calculados para os três pontos de amostragem.

Os dados da tabela 25 revelam que o valores da CTD para o ponto 1, com área de drenagem da bacia que representa  $1218 \text{ Km}^2$ , apresentaram valores que variaram de uma a 20 vezes os menores valores de CMTD, região exclusivamente agrícola e agropastoril, cujas atividades não impactam o corpo hídrico nas diferentes estações do ano. A diferença foi somente menor nos meses

de janeiro a março. Nos períodos onde ocorreu precipitação mais elevada é comum o carreamento de nutrientes e não foi constatada a violação nos meses de outubro/2005 e setembro/2006.

Tabela 25. Comparação entre CTD<sup>1</sup> e CMTD<sup>2</sup> na avaliação de fósforo total.

Mês	Carga Kg/P.total.dia	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Vazão m <sup>3</sup> /s		
					P1	P2	P3
Outubro	CMTD	317,9	618,6	1.839,9	36,8	71,6	212,96
	CTD	73,1	129,9	1.159,2			
Novembro	CMTD	115,7	227,2	669,6	13,4	26,3	77,5
	CTD	20,83	<b>320,4<sup>3</sup></b>	214,3			
Dezembro	CMTD	62,98	107,13	324,86	7,29	12,4	37,6
	CTD	28,34	<b>168,20</b>	<b>490,54</b>			
Janeiro	CMTD	109,7	187,92	550,36	12,7	21,75	63,7
	CTD	99,85	<b>246,17</b>	<b>1.078,2</b>			
Fevereiro	CMTD	75,16	127,52	385,77	8,7	14,76	44,65
	CTD	72,91	<b>179,69</b>	<b>594,09</b>			
Março	CMTD	42,33	72,83	211,50	4,9	8,43	24,48
	CTD	37,68	<b>198,11</b>	<b>258,03</b>			
Abril	CMTD	24,47	47,86	158,97	3,18	5,54	18,4
	CTD	9,89	<b>66,05</b>	96,97			
Maio	CMTD	22,63	39,48	131,33	2,62	4,57	15,2
	CTD	3,34	<b>55,28</b>	99,80			
Junho	CMTD	18,57	35,33	117,50	2,15	4,09	13,6
	CTD	3,34	<b>88,70</b>	65,80			
Julho	CMTD	20,34	37,50	131,32	2,35	4,34	15,2
	CTD	5,68	<b>45,37</b>	89,30			
Agosto	CMTD	24,10	41,99	139,62	2,79	4,86	16,16
	CTD	1,20	37,79	43,28			
Setembro	CMTD	196,38	324,34	1.135,46	22,73	37,54	131,42
	CTD	106,04	<b>2.640,1</b>	<b>11.093,5</b>			

1. Para avaliação da CTD foi utilizado o método 1.

2. Para avaliação da CMTD foi utilizado o método 2.

3. Os valores em negrito indicam a violação da capacidade de suporte para o Rio Tibagi.

A evolução do processo de eutrofização de um rio ou reservatório está associada ao uso e ocupação do solo predominante na bacia hidrográfica. De um modo geral, a ocupação por matas e florestas representa uma baixa carga de fósforo total, baixa concentração de algas e pouco assoreamento no rio ou reservatório. Os nutrientes provenientes do decaimento da vegetação lixiviam pelo solo, que tem alta capacidade de infiltração, e são absorvidos pelas raízes

das plantas, permanecendo em equilíbrio o ecossistema. A ocupação agrícola representa usualmente uma etapa intermediária no processo de deterioração de um corpo d'água, trazendo um aumento da carga de fósforo, da concentração de algas e do assoreamento no rio ou reservatório (DALCANELE e PORTO, 1999)

Neste caso, para compensar o desequilíbrio do ecossistema pela retirada da vegetação, e tornar a agricultura mais intensiva, são adicionadas elevadas quantidades de fertilizantes, freqüentemente superiores à capacidade de assimilação dos vegetais. A substituição das matas e florestas por vegetais agricultáveis e o tipo de manejo adotado podem causar também uma redução da capacidade de infiltração do solo, e conseqüentemente um aumento do escoamento superficial, que tende a causar erosão, carreando os nutrientes adicionados em excesso nas culturas para os corpos de água. (MANSOUR, 2005).

Diante desse quadro a avaliação realizada neste ponto do rio indica que apesar das atividades agrícolas freqüentes na região, a preservação das matas ciliares a capacidade de retenção deste nutriente é compensada pela preservação ao redor do rio de matas nativas o que determina a conscientização no sentido de preservar estas matas evitando a erosão e lixiviação destes compostos até o rio evitando o processo de eutrofização do corpo hídrico (DALCANELE e PORTO, 1999).

A ocupação urbana representa usualmente a etapa mais avançada em termos de promoção da deterioração de um corpo d'água, pois a taxa de infiltração é diminuída e, conseqüentemente, o escoamento na superfície torna-se maior acelerando o processo de erosão nas margens do rios, contribuindo para o aumento das taxas de eutrofização em ambientes aquáticos (MOTA, 1995; BENGRINE et al. 2003 e TUCCI, 2003).

À medida que o corpo hídrico sofre o acúmulo das cargas industriais em uma área de 122 Km<sup>2</sup> ocorre violação em 9 coletas das 12 realizadas neste ponto do rio. As violações ocasionadas por fontes difusas nos meses de verão, acentuadas pelas atividades agrícolas desenvolvidas na outra margem do rio, demonstra que nesta área as condições de mata nativa estão comprometidas ocasionando processos de erosão que facilita o carreamento deste nutriente para o corpo hídrico. A influência do aporte deste nutriente por fonte pontual de origem industrial ficou caracterizada nos meses de abril a julho onde as vazões foram

menores, destaque para o mês de junho onde ocorreu a menor vazão registrada no período e neste mês a CTD foi 2,5 vezes maior que a CMTD.

Nas industriais alimentícias os fosfatos são extensivamente usados no tratamento de água destinada as caldeiras, e seus efluentes possuem características elevadas deste nutriente. Quando se empregam tratamentos exclusivamente aeróbios, parte do fósforo dos despejos é removido por incorporação no lodo biológico, mas os resíduos nos efluentes são ainda elevados, capazes de promover a eutrofização do corpo receptor (BRANCO, 1999).

O emprego de sistemas híbridos anaeróbios/anóxicos/aeróbios leva a um aumento na remoção de fósforo dos efluentes. Dentro de uma bioquímica bastante complexa, resumidamente pode-se dizer que em meio anaeróbio ocorre liberação do fósforo das moléculas, tornando-o mais disponível para os microrganismos presentes nas zonas aeróbias do sistema de tratamento. Apesar disso, o nível de remoção de fósforo pode ser insuficiente para controlar o desenvolvimento de algas, em diversas situações. A melhor opção para as estações de tratamento novas é o tratamento terciário, ou seja, proceder-se à precipitação de fósforo após o tratamento biológico (MANSOR, 2005)

A adição de agentes coagulantes (sais de ferro ou alumínio) é muito utilizada, sendo também eficaz para a remoção de fósforo, tendo como desvantagens o custo dos produtos químicos e o maior volume de lodo formado. As grandes vantagens são a praticidade e a boa qualidade dos efluentes obtidos.

A resolução CONAMA 357/05 não preconiza limites máximos de fósforo para lançamentos de efluentes em corpos hídricos, o que demonstra certo descaso em relação à preservação do corpo hídrico nos processos de eutrofização.

No mês de setembro/06 o valor da CTD foi oito vezes superior ao valor de CMTD, esta relação se justifica, pois a coleta ocorreu logo após intenso período de chuvas o que favoreceu o carreamento de fertilizantes utilizados no início do plantio na região. Em relação mês de outubro/05 choveu praticamente o mês todo, e o carreamento deste nutriente para o corpo hídrico, ocorreu nas primeiras chuvas do mês, portanto este nutriente já tinha sido carreado para o rio.

No ponto 3 que apresenta uma área de drenagem de 4.450Km<sup>2</sup> ocorreram violações somente nos meses de verão, o que evidencia que o aporte

deste nutriente está relacionado apenas as atividades agrícolas, bem como no mês de setembro onde a violação foi superior a 11 vezes a CMTD. Durante o período de menor vazão não ocorrem violações o que demonstra que as atividades antrópicas urbanas relacionadas a esgoto doméstico não impactaram o corpo hídrico neste período.

Os controles de fontes pontuais e difusas devem ser executados para encontrar, respectivamente, as alocações de esgoto (WLA) e as alocações de cargas (LA) estabelecidas pelo TMDL. No caso deste estudo, para o controle de fontes difusas, uma ferramenta útil para redução de cargas de poluentes é a implantação das BMPs (*Best Management Practices*) - Melhores Práticas de Manejo (USEPA, 1992; USEPA, 1997).

As BMPs são métodos e práticas desenvolvidos com a finalidade de prevenir e, ou, reduzir a poluição por fontes difusas, as quais prevêm principalmente a redução do volume total escoado, método semelhante ao adotado no controle de erosão (DALCANELE e PORTO, 1999).

As contribuições de fósforo total no corpo d'água, no ponto 3, foram provenientes da agricultura e como medida de controle para reduzir a erosão e o transporte de fósforo até o Rio Tibagi pode ser a utilização das BMPs: plantio direto e plantio de mata ciliar, visando diminuir o aporte deste nutriente na região.

Uma redução de 27 a 97 % na carga total de fósforo proveniente do escoamento superficial foi obtida por UUSI-KAMPPA e colaboradores (2000), em experimentos de campo, usadas para remover o fósforo total proveniente do escoamento superficial agrícola na Finlândia, Noruega, Suécia e Dinamarca. A outra ação de controle, o plantio direto, pode gerar notáveis efeitos na redução das perdas por erosão (BERTONI e LOMBARDI, 1990).

#### 4.6.2. Avaliação da CMTD para fósforo total

Primeira etapa consiste em identificar o problema, caracterizada pelos resultados para fósforo total obtidos neste trabalho que revelaram uma situação de eutrofização no rio Tibagi, jusante ao distrito industrial de Ponta Grossa, avaliados pelas análises realizadas.

A segunda etapa consiste em estabelecer um indicador de qualidade da água, valor alvo pode ser estabelecido pela escolha da concentração de fósforo total como indicador de qualidade (valor limite). Este valor destina a evitar um

processo de eutrofização na região estudada, que estabelece que valores acima de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$  de fósforo total comprometem o estado de qualidade da água de um corpo hídrico.

A terceira etapa consiste, na avaliação das emissões na bacia estudada, desagregando no espaço-tempo e quantidade.

As conclusões deste trabalho através da avaliação deste parâmetro apontam para fontes pontuais e perenes originadas por efluentes industriais, cujo período crítico se faz presente na estação de seca. Consequentemente, na equação  $\text{CMTD} = \text{CP} + \text{CD} - \text{C}$ , o termo CD (cargas difusas) possui valor desprezível.

Não é possível estimar a carga de fósforo total, de origem industrial devido à natureza diversificada dos efluentes encontrados na região. O valor estimado parte do pressuposto que o órgão emissor não pode lançar no corpo hídrico uma concentração acima da capacidade de suporte determinado pelo CONAMA 357/05 para classe do corpo receptor.

Observando os dados da tabela 25, nota-se que no período de menor precipitação na região, período compreendido entre abril e julho de 2006, este valor foi ultrapassado, demonstrando que as atividades industriais instaladas na região estão em desacordo com a legislação, cabe destacar que no mês de junho, período de menor vazão onde o valor encontrado foi de 88,7 kg de fósforo total/dia e é 2,4 vezes superior ao limite máximo de emissão.

A quarta etapa do CMTD estabelece a relação entre causa e efeito, o real impacto das fontes de fósforo nas águas permite estabelecer um critério mais sólido entre a qualidade desejada no corpo hídrico e a concessão de licença de emissão. Todavia pode-se inferir que jusante ao distrito industrial de Ponta Grossa na estação de seca, o rio Tibagi esta virtualmente no limite de capacidade de suporte. Um aumento das emissões pode comprometer o estado trófico, exigindo uma redução ou mesmo uma estabilização do aporte de fósforo total.

A etapa 5 do CMTD demanda a alocação da carga de fósforo no distrito industrial, para que se distribuam as cargas de fósforo entre as fontes presentes. É claro que esta etapa comporta um estudo mais aprofundado da distribuição das fontes pontuais de fósforo e suas posições relativas na bacia, dos perfis hidrodinâmicos destas emissões, além de se considerar o estado tecnológico

disponível para cada fonte no controle de suas emissões, incluindo considerações sócio-econômicas.

Em termos práticos, consiste em rever seus processos de tratamento de efluentes e se adequarem as exigências estabelecidas pela legislação. Há que se ressaltar que a maioria das indústrias instaladas na região se estabeleceu na década de 70, neste período não havia a preocupação com a conservação dos recursos hídricos.

A etapa 6 do CMTD na avaliação e planos de monitoramento, pode ser executado com determinações bimestrais. Para que isso ocorra é preciso incluir no plano de monitoramento da SUDERHSA a região do distrito industrial de Ponta Grossa, para uma avaliação a longo prazo, levantando dados que corroborem ou refutem os valores avaliados neste estudo.

A etapa 7 do CMTD, a avaliação do CMTD e ações de melhoria, pode ser implementada uma vez que esta proposta pode ser colocada em ação na bacia do Rio Tibagi. Uma das maneiras de realizar esta etapa é pela aplicação de técnicas como o PDCA (*Plan, Do, Check and Action*, do inglês), de amplo uso na área da qualidade e que tem como base os registros dos indicadores de desempenho desenhados para acompanhar o CMTD.

#### 4.6.3. Aplicação de amônia – por Carga Máxima Total Diária

Em capítulos anteriores através da avaliação do PCA e do IQApva ficou caracterizado que o principal agente estressor da bacia estudada foi nitrogênio amoniacal, este parâmetro ambiental é utilizado como indicador de poluição pontual, normalmente associado a contaminação por esgotos urbanos.

Para a execução das estimativas pelo método indireto na bacia estudada, o esgoto doméstico com sua carga orgânica apresenta uma uniformidade que pode ser explorada com o objetivo de caracterizar a relação DBO:NH<sub>3</sub> para esgoto doméstico, onde a relação média é estimada em 6,5:1 (CETESB, 2005).

Fazendo uso dessa relação 6,5 DBO/dia para 1 NH<sub>3</sub> Kg/dia é possível estimar a carga de NH<sub>3</sub> de origem urbana que aporta na bacia. Segundo dados estimados a carga de DBO kg/dia que aporta no ponto 3 é de 14.576 Kg/DBO.dia o que daria uma carga de 2.242,4 kg/dia de NH<sub>3</sub>. Segundo CONAMA 357/07 a quantidade máxima que um empreendimento pode lançar no corpo receptor é de 20,0 mg L<sup>-1</sup> N de nitrogênio amoniacal total.

Não é possível estimar a carga de  $\text{NH}_3$  industrial por este método, pois não se pode estabelecer uma relação DBO: $\text{NH}_3$  que possa ser generalizada para todos os efluentes, os valores levantados neste trabalho estimam uma carga de 1.964 kg/DBO.dia.

Neste sentido torna-se relevante uma comparação entre a carga estimada e a carga que realmente aporta no rio, através da comparação entre a CTD e a CMTD.

Outro aspecto importante é determinar o limite máximo deste poluente na bacia estudada. A resolução CONAMA 20 estipulava para rios de classe 3 um valor máximo para nitrogênio amoniacal de  $1,0 \text{ mg N L}^{-1}$ , o decreto do estado de São Paulo 8468/76 estipulava  $0,5 \text{ mg N L}^{-1}$  para rios de classe 1,2 e 3. A legislação em vigor estipula para rios de classe 2 valores limites de  $3,7 \text{ mg N L}^{-1}$  para pH igual ou menor que 7,5 e até  $0,5 \text{ mg N L}^{-1}$  para pH acima de 8,5; critérios estabelecidos pelo EPA (1999b).

A ecotoxicidade da amônia é um campo aberto de estudo. A própria EPA está em vias de reformular seus critérios sobre os efeitos tóxicos dessa substância para as comunidades aquáticas (EPA, 2006). Estudos recentes têm mostrado que algumas espécies bivalves apresentam uma sensibilidade à amônia maior que as observadas nos estudos que fundamentaram o corrente critério. No Brasil, estudos com nosso ecossistema, considerando as espécies nativas e as características físico-químicas, poderiam auxiliar na definição desses valores ecotoxicológicos de um modo mais apropriado.

Através dos dados levantados neste estudo verificou-se que o aumento de nitrogênio amoniacal em níveis próximos à  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  está associado a redução de oxigênio dissolvido no ambiente aquático em determinado trecho do rio, este aspecto torna-se relevante em função do consumo do mesmo para a estabilização da matéria orgânica nitrogenada, chegando a níveis que extrapolam o limite de um rio de classe 2, cuja o teor de oxigênio dissolvido mínimo é de  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ .

Diante desse quadro o valor limite de nitrogênio amoniacal designado como capacidade de suporte CMTD para este estudo ficou estipulado em  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  em função da redução de oxigênio dissolvido a níveis críticos para a preservação do rio como classe II. Os resultados da comparação entre a carga que aporta no rio

nos 3 pontos CTD e a carga máxima permitida CMTD estação discriminados na Tabela 26.

**Tabela 26.** Comparação entre CTD e CMTD na avaliação Nitrogênio amoniacal.

Mês	Carga Kg/N.total.dia	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Vazão m <sup>3</sup> /s		
					P1	P2	P3
Outubro	CMTD	1.589,7	3.093,1	9.199,8	36,8	71,6	212,96
	CTD	922,1	2.227,0	4.967,9			
Novembro	CMTD	578,9	1.136,1	3.348,0	13,4	26,3	77,5
	CTD	196,8	568,08	1.874,8			
Dezembro	CMTD	314,92	535,68	1.624,3	7,29	12,4	37,6
	CTD	94,47	342,83	747,18			
Janeiro	CMTD	548,6	939,60	2.571,8	12,7	21,75	63,7
	CTD	230,4	469,80	1.265,8			
Fevereiro	CMTD	375,84	637,62	1.928,8	8,7	14,76	44,65
	CTD	97,71	280,55	1.041,6			
Março	CMTD	211,68	364,17	1.057,5	4,9	8,43	24,48
	CTD	46,57	167,52	824,87			
Abril	CMTD	137,37	<b>239,33</b>	794,88	3,18	5,54	18,4
	CTD	103,3	<b>248,90</b>	620,00			
Maio	CMTD	135,6	<b>197,42</b>	656,64	2,62	4,57	15,2
	CTD	71,08	<b>197,42</b>	457,02			
Junho	CMTD	92,88	176,68	587,52	2,15	4,09	13,6
	CTD	26,75	<b>311,24</b>	271,43			
Julho	CMTD	101,52	187,48	656,64	2,35	4,34	15,2
	CTD	60,50	<b>191,23</b>	443,88			
Agosto	CMTD	120,52	209,95	698,11	2,79	4,86	16,16
	CTD	59,78	193,99	416,07			
Setembro	CMTD	981,93	1.621,7	5.677,3	22,73	37,54	131,42
	CTD	274,94	843,29	2.270,9			

\*Valores em negrito indicam a violação da capacidade de suporte do Rio Tibagi.

Os valores de amônia total encontrados no ponto 1 para CTD variaram de 26,75 kg/dia no mês de junho, período de seca com menor vazão registrada durante o período de coleta de amostras à 922,1 Kg/dia no mês de outubro, período de chuvas. Os resultados encontrados foram de 1,7 a 4,5 vezes menores que os estipulados para CMTD, indicando que neste ponto do rio a influência do aporte dessa substância se encontra a níveis aceitáveis para a preservação da vida aquática.

À medida que o rio sofre o aporte de fontes residuais de origem industrial ocorre um aumento da carga de amônia total com resultados que variaram de 191,23 Kg/dia, no período de menor precipitação à 2.227,0 Kg/dia, no período de maior precipitação (mês de outubro/2005). As violações da CMTD ocorreram nos meses de menor vazão, demonstrando que a influência de cargas residuais industriais impacta o rio neste período. Em destaque o mês de junho onde o valor encontrado para CTD de 311,24 kg/dia foi 1,7 vezes superior a CMTD.

O consumo de oxigênio dissolvido para estabilização da matéria orgânica nitrogenada variou neste período de 4,8 mg L<sup>-1</sup> a 5,2 mg L<sup>-1</sup>, valores muito próximos do limite de um rio de Classe II, o que indica que o corpo hídrico está muito próximo da capacidade de suporte com relação a carga de nitrogênio amoniacal no período de baixas vazões, neste ponto.

A influência do aporte de esgotos da cidade de Ponta Grossa não foi registrada no ponto 3, não ocorreram violações durante todo o período de amostragem o que indica o poder de autodepuração do rio, influenciado pelos afluentes de regiões agrícolas situados na margem esquerda do rio. Os valores de amônia total avaliados neste estudo variaram de 271,43 kg/dia no mês de junho/06 e 4.967,0 kg/dia no mês de outubro/2005. Os valores encontrados foram de 1,3 a 2,5 vezes menores que os estipulados para CMTD.

#### 4.6.4. Aplicação de Carga Máxima Total Diária para nitrogênio amoniacal

A primeira etapa consiste em identificar o problema, caracterizada pelos resultados para NH<sub>3</sub> obtidos neste trabalho, que revelaram uma situação ruim no rio Tibagi jusante ao distrito industrial de Ponta Grossa avaliados pelo IQApva.

A segunda etapa consiste em estabelecer um indicador de qualidade da água, valor alvo pode ser estabelecido pela escolha da concentração de NH<sub>3</sub> total como indicador de qualidade (valor limite). Este valor destina à proteção da vida aquática avaliados pelo IQApva e que estabelece valores acima de 0,5 mg L<sup>-1</sup> de NH<sub>3</sub> total comprometem o estado de qualidade da água de um corpo hídrico para proteção da vida aquática.

A terceira etapa consiste, na avaliação das emissões na bacia estudada, desagregando no espaço-tempo e quantidade. As conclusões deste trabalho através da avaliação do PCA e do IQA<sub>pva</sub> apontaram para fontes pontuais e perenes originadas por efluentes industriais, cuja a fase crítica se faz presente na

estação de seca. Consequentemente, na equação  $CMTD = CP + CD - C$ , o termo CD (cargas difusas) possui valor desprezível.

Não é possível estimar a carga de  $NH_3$ , de origem industrial devido à natureza diversificada dos efluentes encontrados na região. O valor estimado parte do pressuposto que o órgão emissor não pode lançar no corpo hídrico uma concentração acima de  $20 \text{ mg L}^{-1}$  de amônia total. Somando as vazões diárias levantadas neste estudo junto às indústrias, o volume remonta a  $6.576 \text{ m}^3/\text{dia}$  considerando a plena atividade. com o valor das vazões diárias, basta multiplicar pelo máximo permitido pela legislação para emissão de  $NH_3$  total e então tem se um valor de  $131,52 \text{ Kg de } NH_3.\text{dia}$ , este passa a ser o limite máximo de emissões jusante ao distrito industrial de Ponta Grossa.

Os resultados deste estudo demonstraram que no período de menor precipitação estação de seca, observada no período (abril à Julho) a vazão média encontrada foi de  $4,63 \text{ m}^3/\text{s}$  à jusante a região industrial. Considerando o valor limite de  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  de  $NH_3$  total teríamos um valor máximo de  $200,00 \text{ Kg de } NH_3$  dia. Esse passou a ser o limite máximo que o corpo receptor pode absorver no período avaliado.

Observando os dados da tabela 26, nota-se que no período de menor precipitação na região, período compreendido entre abril e agosto de 2006, este valor foi ultrapassado, demonstrando que as atividades industriais instaladas na região estão em desacordo com a legislação, cabe destacar o mês de junho, período de menor vazão onde o valor encontrado foi de  $311,24 \text{ Kg de } NH_3$  dia, valor 2,4 vezes superior ao limite máximo de emissão.

A quarta etapa do CMTD estabelece a relação entre causa e efeito, o real impacto das fontes de  $NH_3$  nas águas permite estabelecer um critério mais sólido entre a qualidade desejada no corpo hídrico e a concessão de licença de emissão. Todavia pode-se inferir que jusante ao distrito industrial de Ponta Grossa, na estação de seca, o rio Tibagi esta virtualmente no limite de capacidade de suporte. Um aumento das emissões pode comprometer a sobrevivência da vida aquática, exigindo uma redução ou mesmo uma estabilização do aporte de  $NH_3$ .

A etapa 5 do CMTD demanda a alocação da carga de  $NH_3$  no distrito industrial, para que se distribuam as cargas de  $NH_3$  entre as fontes presentes. É claro que esta etapa comporta um estudo mais aprofundado da distribuição das

fontes pontuais de  $\text{NH}_3$  e suas posições relativas na bacia, dos perfis hidrodinâmicos destas emissões, além de se considerar o estado tecnológico disponível para cada fonte no controle de suas emissões, incluindo considerações sócio-econômicas.

Em termos práticos consiste em rever seus processos de tratamento de efluentes e se adequarem às exigências estabelecidas pela legislação. Há que se ressaltar que a maioria das indústrias instaladas na região se estabeleceu na década de 70, neste período não havia a preocupação com a conservação dos recursos hídricos.

Entre as tecnologias disponíveis para remoção de amônia podemos citar o processo físico-químico (*amônia air stripping*). Neste processo o efluente é inicialmente alcalinizado adicionando-se cal hidratada ou soda cáustica elevando o pH do efluente para um valor entre 11 e 12, convertendo o íon amônio quase totalmente em sua forma gasosa.

Recentes estudos atestam a eliminação de aproximadamente 90% do teor de amônia presente em efluentes, utilizando-se a técnica de *air stripping* em meio alcalino (CHEUNG *et al.*, 1997; MARTINEN *et al.*, 2002; KARGI e PAMUKOGLU, 2004). No entanto, este processo quando empregado para remoção de amônia apresenta diversas dificuldades para ser utilizado: elevado custo de operação (devido ao alto consumo de energia elétrica), liberação de amônia para a atmosfera e, em casos onde a cal é utilizada para aumentar o pH, entupimento de tubulações pela formação de carbonato de cálcio ( KARGI e PAMUKOGLU, 2004).

A etapa 6 do CMTD na avaliação e planos de monitoramento, pode ser executado com determinações bimestrais, isto poderia ser feito através de sondas telemétricas que monitoram 24 horas *on line*. Para que isso ocorra é preciso incluir no plano de monitoramento da SUDERHSA a região do distrito industrial de Ponta Grossa, para uma avaliação em longo prazo, levantando dados que corroborem ou refutem os valores avaliados neste estudo.

A etapa 7 do CMTD, avaliação do CMTD e ações de melhoria, pode ser implementada uma vez que esta proposta pode ser colocada em ação na bacia do Rio Tibagi. Uma das maneiras de realizar esta etapa é pela aplicação de técnicas como o PDCA (*Plan, Do, Check e Action*, do inglês), de amplo uso na

área de qualidade e que tem como base os registros dos indicadores de desempenho desenhados para acompanhar o do CMTD.

#### 4.6.5. Aplicação de DBO<sub>5</sub> por Carga Máxima Total Diária

A CMTD pode ser aplicada em corpos de água que apresentam uma violação de seus critérios de qualidade, ou simplesmente para adquirir um conhecimento estratégico na gestão hídrica de determinada bacia hidrográfica.

É importante lembrar que a adoção obrigatória das metas progressivas intermediárias de qualidade da água deve ser estabelecida de modo a viabilizar a implementação do enquadramento. Essa consideração é amparada pela Resolução CONAMA nº 357/05, art 38º, § 2º que estabelece “nas bacias hidrográficas em que a condição de qualidade dos corpos de água esteja em desacordo com os usos preponderantes pretendidos, deverão ser estabelecidas metas obrigatórias de melhoria da qualidade da água, intermediárias e finais, para efetivação dos respectivos enquadramentos, excetuados nos parâmetros que excedam aos limites devido às condições naturais. É importante lembrar também que as metas progressivas obrigatórias, intermediárias e final, deverão ser atingidas em regime de vazão de referência ( $Q_{7,10}$  ou  $Q_{95\%}$ ), excetuados os casos de baías de águas salinas ou salobras, ou outros corpos hídricos onde não seja aplicável a vazão de referência, para os quais deverão ser elaborados estudos específicos sobre a dispersão e assimilação de poluentes no meio hídrico”.

A vazão mínima é utilizada para o planejamento da bacia hidrográfica, para a avaliação do cumprimento aos padrões ambientais do corpo receptor e para a alocação de cargas poluidoras. Assim, a determinação das eficiências requeridas para os tratamentos dos diversos lançamentos deve ser determinada nas condições críticas. Estas condições críticas no corpo receptor ocorrem exatamente no período de vazão mínima, em que a capacidade de diluição é menor (VON SPERLING, 1996).

A vazão crítica deve ser calculada a partir de dados fluviométricos históricos do curso d'água. Usualmente adota-se uma vazão mínima com um tempo de recorrência de 10 anos e período de mínima de 7 dias ( $Q_{7,10}$ ). Tal pode ser entendida como o valor que pode se repetir, probabilisticamente, a cada 10 anos, compreendendo a menor média obtida em 7 dias consecutivos. Assim, em cada ano da série histórica, procede-se à análise das 365 médias diárias de

vazão. Seleciona-se, em cada ano, o período de 7 dias consecutivos que resultou na menor média de vazão (média de 7 valores). Com os valores da menor média de 7 dias de cada ano procede-se a uma análise estatística, que permite interpolar ou extrapolar o valor para o tempo de recorrência de 10 anos (TUCCI, 2003).

Segundo dados fornecidos pela SUDERHSA (2008), que avalia os dados fluviométricos da estação Uvaia relativa ao ponto 3 de amostragem deste estudo a vazão mínima ( $Q_{7,10}$ ) registrada entre os anos de 1974 e 2006 foi de  $11,65\text{m}^3/\text{s}$ .

Um índice muito utilizado para a representação das vazões mínimas em estudos de disponibilidade hídrica e que considera a sua magnitude, duração e frequência de ocorrência é a vazão mínima com sete dias de duração e período de retorno de 10 anos ( $Q_{7,10}$ ). Outros índices muito utilizados em estudos de disponibilidade hídrica, principalmente em processos de concessão de outorga, são as vazões mínimas obtidas da curva de permanência, que representa a parcela de tempo que uma determinada vazão é igualada ou superada durante o período analisado, sendo as vazões associadas às permanências de 90% ( $Q_{90\%}$ ) e 95% ( $Q_{95\%}$ ), as mais utilizadas em diversos estados brasileiros (NOVAES, 2005).

A vazão de referência é um valor de vazão estabelecido que passa a representar o limite superior de utilização da água em um curso de água. A aplicação do critério de vazão de referência, segundo HARRIS e colaboradores (2000), se constitui em procedimento adequado para a proteção dos rios, pois as alocações para derivações são feitas, geralmente, a partir de uma vazão de base de pequeno risco.

Com dados extraídos da curva de permanência registrada no período de (1974 a 2006) na estação fluviométrica TI – Uvaia relativa ao ponto 3 neste estudo, o valor de  $Q_{95\%}$  registrado neste período corresponde a uma vazão de  $18,5\text{ m}^3/\text{s}$ .

O rio Tibagi é classificado em toda sua extensão como classe II, esta forma de avaliação generalizada não se aplica a todos os pontos do rio, pois em regiões onde as atividades antrópicas são mais frequentes esta característica é demonstrada.

Ressalta-se, porém, que o enquadramento deve ser interpretado como um instrumento de planejamento. Portanto, é preciso vislumbrar metas a serem

cumpridas a médio e longo prazo, a fim de que se atinja a qualidade almejada para os usos designados. Sendo assim, e não perdendo de vista a proposta de avaliação do Rio Tibagi como classe 1, temos que a concentração do indicador considerado, DBO<sub>5</sub>, deve ser inferior ou igual a 3 mg L<sup>-1</sup> de O<sub>2</sub>, segundo a Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Como consta no capítulo II, o fator de união entre a carga e a concentração e vazão; portanto, a carga é obtida através da multiplicação entre a concentração DBO<sub>5</sub>, e a vazão, para um rio classe 1

A tabela 27 traz a comparação entre CMTD e CTD para DBO<sub>5</sub> para uma situação almejada para rio de classe 1.

Através dos dados da tabela acima notamos que em nenhum momento o valores de CTD foram superiores os valores de CMTD no ponto 1 de amostragem, mesmo em períodos onde os níveis de precipitação foram elevados (meses de outubro/2005 e Setembro/06). Os valores da CTD foram 1,5 a 6,0 vezes menores que a CMTD. Outro aspecto a ser considerado consultando a tabela de dados hidrogeoquímicos é que os teores de oxigênio dissolvido em nenhum momento foram inferiores a 6,0 mg L<sup>-1</sup>, com valores que variaram entre 6,7 a 7,4 mg L<sup>-1</sup> no período de maior precipitação (meses de verão). No período de menor precipitação (inverno) a variação ficou entre 6,9 à 8,0 mg L<sup>-1</sup>. Tomando por base apenas estes dois parâmetros pode-se considerar que o Rio Tibagi a montante a cidade de Ponta Grossa poderia ser reclassificado como rio de Classe 1.

No ponto 2, região industrial o rio apresentou 9 violações da CMTD, estas violações foram mais acentuadas nos mês de Outubro/05 e Setembro/06 que por influência de fontes difusas a CTD variou de 1,6 a 2 vezes mais que a CMTD, apresentando variação de concentração de oxigênio dissolvido de aproximadamente 6,0 mg L<sup>-1</sup>.

**Tabela 27.** Comparação entre CTD e CMTD na avaliação de DBO<sub>5</sub>.

Mês	Carga Kg/DBO.dia	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Vazão m <sup>3</sup> /s		
					P1	P2	P3
Outubro	CMTD	9.538,5	18.558,7	55.199,2	36,8	71,6	212,96
	CTD	6.359,0	<b>30.931,2<sup>1</sup></b>	55.199,2			
Novembro	CMTD	3.473,2	6.816,9	20.088,0	13,4	26,3	77,5
	CTD	1.157,7	<b>6.816,9</b>	6.696,0			
Dezembro	CMTD	1.889,5	3.214,0	9.745,9	7,29	12,4	37,6
	CTD	629,8	<b>4.285,4</b>	3.248,6			
Janeiro	CMTD	3.291,8	5.637,6	16.511,0	12,7	21,75	63,7
	CTD	1.097,3	3.758,4	5.503,6			
Fevereiro	CMTD	2.255,0	3.825,7	11.573,2	8,7	14,76	44,65
	CTD	751,7	2.550,5	3.857,7			
Março	CMTD	1.270,0	2.185,0	6.345,2	4,9	8,43	24,48
	CTD	423,3	<b>2.913,4</b>	4.230,1			
Abril	CMTD	824,2	1.435,9	4.769,2	3,18	5,54	18,4
	CTD	137,3	<b>1.435,9</b>	794,8			
Maio	CMTD	679,1	1.184,5	3.939,8	2,62	4,57	15,20
	CTD	226,4	<b>1.184,5</b>	2.626,5			
Junho	CMTD	557,2	1.060,1	3.525,1	2,15	4,09	13,6
	CTD	185,7	<b>1.413,5</b>	1.175,0			
Julho	CMTD	609,1	1.124,9	3.939,8	2,35	4,34	15,2
	CTD	120,53	<b>1.124,9</b>	1.313,3			
Agosto	CMTD	723,2	1.259,7	4.188,6	2,79	4,86	16,16
	CTD	241,5	<b>1.679,6</b>	2.792,4			
Setembro	CMTD	5.891,6	9.730,6	34.064,1	22,73	37,54	131,42
	CTD	1.963,8	<b>19.460,7</b>	34.064,1			

1. Os valores em negrito indicam a violação da capacidade do suporte para o Rio Tibagi, para uma situação de Classe 1 – DBO<sub>5</sub> menor ou igual a 3.

No período de menor precipitação ocorreu a violação da CMTD em quase todos os meses e neste período verificou-se uma redução dos teores de oxigênio dissolvido com valores que variaram entre 4,9 e 5,9 mg L<sup>-1</sup>. Portanto, tomando como base as cargas de DBO e a concentração de oxigênio dissolvido, o Rio Tibagi na região industrial de Ponta Grossa pode ser classificado como classe II.

Segundo dados levantados junto as indústrias, a carga potencial em sua plena capacidade foi de 1.964 kg.DBO/dia e no mês de Junho, período de menor

vazão, foram registrados pela CTD 1.413,4 kg.DBO/dia o que demonstra pelo estudo realizado que mesmo em condições críticas de vazões mínimas o Rio Tibagi tem capacidade de suporte de depuração excedente de aproximadamente 551 kg/DBO.dia, neste trecho do rio.

No ponto 3 não ocorreram violações entre CTD e CMTD, apenas nos meses de maior precipitação as mesmas se igualaram em função do aporte de cargas difusas na região. Os valores da CTD foram 1,5 a 6,0 vezes menores que a CMTD no período de menor precipitação. E a variação de oxigênio dissolvido variou de 5,7 a 8,0 mg L<sup>-1</sup>. Neste ponto de monitoramento o rio pode ser classificado como classe I pela avaliação desses dois parâmetros.

Segundo indicadores de crescimento abordados no trabalho a carga urbana da cidade foi estimada para 2005 em 14.576kg/DBO.dia. Estabelecendo uma correlação com o mês de junho, período onde foi registrada a menor vazão dentro do período monitorado, o resultado encontrado da CTD foi de 1.313,3 kg/DBO.dia, valor 11 vezes menor ao atribuído a carga urbana estimada para a cidade de Ponta Grossa. A avaliação realizada indica o elevado poder de depuração do Rio Tibagi, favorecida pelo aporte de afluentes da margem direita, ao longo dos 36 Km entre a cidade e o ponto de monitoração.

Os resultados obtidos revelam que as cargas residuais sofrem atenuação durante o percurso do rio, principalmente em função do aporte de afluentes não impactados. Esta constatação levanta algumas dúvidas sobre a adequação do monitoramento realizado há vinte anos na estação TI6444400, situada a 36 Km jusante a cidade de Ponta Grossa.

Na tabela 28 é apresentada uma comparação entre CTD e CMTD somente no ponto 2, região industrial, para uma situação de rio de classe II em termos de DBO<sub>5</sub>, considerando como CMTD o valor de 5,0 mg L<sup>-1</sup> de DBO para verificação da capacidade de suporte neste ponto do rio.

A comparação entre a CTD levantada neste trabalho com a CMTD nos meses de coleta, demonstra que as violações ocorreram nos meses de maior precipitação, meses de outubro/2005 e setembro 2006.

Nos meses de verão (novembro/2005 à março/06) a disponibilidade em termos percentuais variou de 17,7 a 60% de margem de segurança para que o rio possa atingir o limite estabelecido de 5,0 mg L<sup>-1</sup> para rio de classe II.

**Tabela 28.** Comparação entre CTD e CMTD na avaliação de  $DBO_5$  no ponto 2.

Mês	Carga Kg/DBO.dia	Ponto 2	Tipo de aporte	Capacidade de suporte CMTD –CTD	Suporte em %
					Classe 2
Outubro	CMTD	30.931,2	difusa	zero	0%
	CTD	<b>30.931,2</b>			
Novembro	CMTD	11.361,6	difusa	4.544,7	41
	CTD	6.816,9			
Dezembro	CMTD	5.208,0	pontual	922,6	17,7
	CTD	4.285,4			
Janeiro	CMTD	9.396,0	difusa	5.367,6	30
	CTD	3.758,4			
Fevereiro	CMTD	6.372,0	difusa	3.821,5	60
	CTD	2.550,5			
Março	CMTD	3.641,7	difusa	728,8	20
	CTD	2.913,4			
Abril	CMTD	2.393,2	pontual	958	40
	CTD	1.435,9			
Maio	CMTD	1.974,2	pontual	790	40
	CTD	1.184,5			
Junho	CMTD	1.766,8	pontual	353	20
	CTD	1.413,5			
Julho	CMTD	1.874,5	pontual	750	40
	CTD	1.124,9			
Agosto	CMTD	2.099,1	pontual	420	20
	CTD	1.679,6			
Setembro	CMTD	16.217,6	difusa	<b>3.243,1</b>	<b>-20</b>
	CTD	<b>19.460,7</b>			

Nos meses de menor precipitação a disponibilidade variou de 20 a 40% para atingir este limite, determinado para o rio desta classe. Destaca-se o mês de junho onde a vazão foi menor, portanto com menor volume de água esta relação ficou em 20% para atingir o limite máximo de um rio de classe II.

É importante salientar que cabe a sociedade definir os usos e a qualidade desejada da água de um corpo hídrico. Na região estudada e pela avaliação das cargas de DBO, tanto a montante como jusante a região de Ponta Grossa o rio

Tibagi pode ser classificado com classe 1, somente na região industrial tem classificação 2.

Para promover a recuperação e a capacidade de auto-sustentação em bacias hidrográficas TUNDISI (2000) e NEVES, (2005) sugerem os métodos abaixo descritos:

- Tratamento de esgotos domésticos;
- Tratamento de efluentes industriais e reuso da água e efluentes;
- Monitoramento permanente para avaliação de potenciais impactos;
- Reflorestamento da bacia do rio Tibagi, com espécies nativas (aumento da capacidade de retenção de sedimentos e nutrientes);
- Redução da atividade extratora de areia no leito do rio;
- Controle da erosão para diminuir o assoreamento;
- Gerenciamento integrado dos usos dos solos;
- Elaboração de um sistema de informações acerca de dados ambientais da área, objetivando criar uma base sólida para futuras tomadas de decisões pautadas em dados reais da própria bacia.

Para o esgoto gerado pela população sugere-se a adoção de estação de tratamento secundário e, conforme o caso, terciário, que remove poluentes específicos (micronutrientes e patogênicos), além de outros poluentes não retidos nos tratamentos primário e secundário. Este tratamento é utilizado quando se deseja obter um tratamento de qualidade superior para os esgotos. Neste tratamento, remove-se completamente a matéria orgânica (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2007).

No setor industrial, sugerem-se medidas de reuso da água, que pode ser utilizada na refrigeração de equipamentos e, segundo Bastos e colaboradores (2008), promove uma redução de consumo de até 1,3 m<sup>3</sup> com a implementação da recirculação da água. Com relação aos efluentes das indústrias é possível utilizá-los na fertirrigação. Porém, esta deve ser realizada em doses de 150-300 m<sup>3</sup>/ha, a fim de que predominem os seus efeitos positivos sobre o solo e o plantio das culturas da região.

No tocante ao desmatamento das matas ciliares recomendam-se ações de reflorestamento das margens do rio Tibagi e a redução no processo de extração de areia no rio, na região de Ponta Grossa, com espécies nativas

capazes de aumentar a retenção de sedimentos e nutrientes, além de diminuir o assoreamento.

O controle efetivo dos usos de solos, utilizando-se o sistema de informações geográficas, traz a possibilidade de integração de diversos componentes físicos, biológicos e sócio-econômicos de suma importância para o gerenciamento integrado dos recursos hídricos. Tal informação é de extrema relevância tendo em vista a alocação de novos usuários e carga poluidora, pois não se deve esquecer o objetivo de qualidade da água para garantir o atendimento aos usos designados para o trecho ora considerado.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados obtidos durante as doze campanhas de amostragens de águas no rio Tibagi, na região de Ponta Grossa, ficou caracterizado que o grau de deterioração da qualidade das águas jusante ao Distrito industrial de Ponta Grossa é mais acentuado pelo impacto de fontes pontuais e difusas. Foram observadas concentrações superiores das principais variáveis ambientais que compõe o Índice de Qualidade das Águas.

Através da análise de componentes principais ficou caracterizado que o aporte de fontes difusas impacta o rio nos três pontos amostrados, mais acentuadamente na região industrial, elevando parâmetros ambientais como coliformes fecais, DBO, DQO, cloreto, nitrogênios totais e sólidos totais. No período de menor pluviometria, registrou-se a elevação da taxa de oxigenação do rio à montante e jusante a cidade, comprovando que fontes pontuais não comprometem o rio nestes pontos. Por outro lado, fontes pontuais, principalmente associadas aos efluentes industriais, foram as principais fontes de elevação da concentração amônia total e redução dos teores de oxigênio dissolvido na região estudada.

Os resultados obtidos através do cálculo do IQA revelam que as condições do rio Tibagi no período de menor precipitação praticamente não se alteram ao passar pela cidade de Ponta Grossa, demonstrando que a carga residual gerada no distrito industrial de Ponta Grossa e a contaminação urbana durante o percurso sofrem atenuação dos afluentes e a disseminação dos contaminantes provocando um processo de autodepuração, demonstrando a avaliação específica das condições de qualidade da água avaliada durante 20 anos pela estação de monitoramento TI 6444000 distrito de Uvaia situada a 36 Km da cidade de Ponta Grossa. De acordo com antecedentes da SUDERHSA, nessa região o rio se encontra moderadamente comprometido, entretanto, as coletas neste período passaram a ser anuais, enquanto que o último dado divulgado de IQA remonta ao ano de 2003.

Os estados de qualidade do  $IQA_{PVA}$  revelaram que o aporte das fontes difusas no período de maior pluviometria não comprometem a qualidade da água em termos de capacidade de manutenção da vida aquática na região e nos três pontos amostrados, exigência preconizada para corpos hídricos de classe 2. Mas demonstram uma situação crítica para o rio Tibagi no período de baixas vazões, a

jusante ao distrito industrial, servindo assim para o subsídio de ações gerenciais e sinalizando para um planejamento de um desenvolvimento sustentado da região.

A aplicação do método carga máxima total diária (CMTD) para fósforo total se mostrou uma ferramenta útil no gerenciamento da qualidade de água de um rio, relacionando a qualidade da água com as fontes emissoras da bacia. O estudo revelou uma situação mais crítica no ponto 2 (região industrial), local em que os valores encontrados sugerem um futuro processo de eutrofização, caracterizado principalmente pelo aporte de fontes pontuais de origem industrial. No ponto 3 esta condição pode ser relacionada somente com fontes difusas, principalmente em época de plantio na região.

No enquadramento do Rio Tibagi baseado nas cargas de  $DBO_5$  e quantidade de oxigênio dissolvido, o estudo revelou que tanto a montante a cidade como jusante, através da aplicação da CMTD, o rio nestes trechos pode ser reenquadrado como classe 1, pois as cargas emissoras de origem agrícola (ponto 1) e urbanas (ponto 3) não violaram a CMTD estabelecida para esta condição no período de estudo. Ao contrário do ponto 2, em que esta condição está muito próximo de romper com os limites estabelecidos para um rio de Classe 2, o que serve de alerta aos futuros empreendimentos que irão se instalar na região.

O aporte de nitrogênio amoniacal para carga total diária (CTD) foram superiores a CMTD apenas no ponto 2 (região industrial) no período de baixas vazões, o que denota que os empreendimentos emissores neste local não estão utilizando as melhores tecnologias de tratamento de efluentes para diminuição ou redução deste contaminante, comprometendo as condições das taxas de oxigenação neste trecho do Rio Tibagi.

Finalizando, os resultados gerados neste trabalho foram importantes na avaliação de parâmetros hidrológicos, utilizando ferramentas de análise ambiental que avaliaram o comportamento do corpo hídrico do rio Tibagi na Região de Ponta Grossa. Os resultados obtidos serão de grande valia para futuras pesquisas na região, bem como estabelecer um diagnóstico das condições da bacia, que serão úteis para os órgãos gestores municipais, estaduais e federais.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA – Agência Nacional de Águas. Resolução Nº 219, de 6 de Junho de 2005. Diretrizes para análise e emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos para fins de lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2005.

AEN - Agência Estadual de Notícias. Disponível em <http://www.aenoticias.pr.gov.br/modules/news/article>. Acesso em abril de 2008.

ALMEIDA, A.B. Metodologia de planejamento de recursos hídricos em Portugal, aplicação à região de Algarve. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 9,; Sergipe, 2001. Relação de artigos. Sergipe, ABRH, 2001.

ANJOS, L.; **Aspectos da fauna e flora da Bacia do Rio Tibagi: 10 anos Rio Tibagi (1989-1999)**. Londrina, PR: Editora da Universidade Estadual de Londrina. 2001.

APHA, AWWA, WEF.; **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington. 19th ed. 1995.

APHA, AWWA, WEF.; **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington. 20th ed. 1998.

ARAÚJO, S.C.S. **Modelos de simulação baseados em raciocínio qualitativo para avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas**, tese de doutorado, Universidade de Brasília. UNB, 2005.

BAPTISTA, M.V.S.; ZENY, A.S.; SCHILLING, G. Pesquisa sobre as empresas paranaenses em relação ao meio ambiente. **Anais do XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 1999.

BARROS, M. V.F.; MENDONÇA, F.A. **Uso e ocupação do solo**. In *Macrozoneamento ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi (PR)*, organizado por N. A.F. Stipp. Londrina, PR: Editora da Universidade Estadual de Londrina. 2000.

BASTOS, R. K. X. ; KIPERSTOK, A. ; CHERNICHARO, C A L ; FLORENCIO, L. ; MONTEGGIA, L. O. ; VON SPERLING, M. ; AISSE, M. M. ; BEVILACQUA, P. D. ; PIVELI, R. P. . Subsídios à regulamentação do reúso da água no Brasil Utilização de esgotos sanitários tratados para fins agrícolas, urbanos e piscicultura. **Rev. DAE**. 177: 50-62, 2008.

BENGRINE, K.; MARHABA, T. F. Using principal component analysis to monitor spatial and temporal changes in water quality. **J. Haz. Mater.** 100:179-195, 2003

BENETTI, A.; TUCCI, C. E. M. Uso de Indicadores para avaliação de usinas hidrelétricas em bacias hidrográficas. **Revista de Gestão de Águas da América Latina**. 3:73-83, 2006.

BERZAS, J. J.; GARCÍA, L. F.; RODRÍGUEZ, R. C. Evolution of the Water Quality of a Managed Natural Wetland: Tablas de Daimiel National Park (Spain). **Water Res.** 34:3161-3170, 2000

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo, Ícone, 1990.

BOLLMANN, H.A.; MARQUES, M. D. Bases para Estruturação de Indicadores de Qualidade de Águas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. 5:37-60, 2000.

BORDALO, A. A.; NILSUMRANCHIT, W.; CHALERMWAT, K. Water quality and uses of the Bangpakong River (Eastern Thailand). **Water Res.** 35:3635-3642, 2001.

BRAGA, B.; BARBOSA, P.S.F.N. Sistemas de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. 3:73-95, 1998.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; VERAS, M.S. Jr.; PORTO, M. F. do A.; NUCCI, N. L. R.; JULIANO, N. M. de A.; EIGER, S. **Introdução a engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall. 2002.

BRANCO, S. M. **Hidrologia Aplicada à Engenharia Sanitária**, ed. 2, São Paulo-SP, Editora CETESB, 1983.

BRANCO, S. M. **Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação**. Escrituras Editora, São Paulo, 1999.

BRANNSTROM, C. Projeto Marca D'água Relatórios Preliminares 2001: **A Bacia do Rio Tibagi, Paraná**. Brasília, DF: 2002. Disponível em <http://www.marcadagua.org.br/tibagi.pdf>

BRAUNER, N.; SHACHAM, M. Considering Precision of Data in Reduction of Dimensionality and PCA, **Computers and Chemical Engineering**. 24:2603-2611, 2000.

BRERETON, R. G. Introduction to multivariate calibration in analytical chemistry. **Analyst**. London 125:2125-2154, 2000.

BRION, N.; BILLEN, G. Wastewater as a Source of Nitrifying Bacteria in River Systems: The case of The river Seine Downstream from Paris. **Water Res.** 34:3213-3221, 2000.

BROWN, R. M.; Mc CLELLAND, N. I.; DEININGER, R. A.; TOZER, R. G. A water quality index: do we dare? **Water and Sewage Works**. 117:339-343, 1970.

BROWN, L. C. ; BARNWELL Jr., T. O. **Computer program documentation for the enhanced stream water quality model QUAL2E. and QUAL2E-UNCAS**. Report EPA/600/3-87/007, US Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, USA, 1987

BUNCE, N. **Environmental Chemistry**. 2ª ed. Winnipeg: Wuerz Publishing Ltda, 1994.

CARTA DE BRASÍLIA. 1º Seminário de latino-americano de Políticas publicas em recursos hídricos. **Rev. Gestão de Águas da América Latina**. 2:7-10, 2004

CETESB. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo. Séries Relatórios. São Paulo, 1997.

CETESB. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo. Séries Relatórios. São Paulo, 2000.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo: Séries Relatórios. São Paulo, 2005.

- CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. McGraw-Hill. Texas, EUA. 844 p.1997
- CHEUNG, K.C.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Ammonia stripping as a pretreatment landfill leachate. **Water Air Soil Pollut.** 94:209-221,1997.
- CNUMAD. Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro. Agenda 21. Capítulo 40 (CNUMAD, 1992).
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União** n. 53, Brasília, 2005.
- COPATI - Consórcio Para Proteção Ambiental da Bacia do Rio Tibagi. Disponível em <http://www.copati.org.br/projetos/reflorestamento.asp> Acesso em Maio de 2007.
- CORREIA, P. R. M.; FERREIRA, M. M. C. Reconhecimento de padrões por métodos não supervisionados: explorando procedimentos quimiométricos para tratamento de dados analíticos. **Quím. Nova.** 30(2):481-487, 2007.
- COX, B.A.; A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. **The Science of the Total Environmental.** 314: 335-377, 2003.
- CUNHA, A. C.;SIQUEIRA, E.Q.: Approaches to Evaluation of Self-purification in Estuarine Rivers of Southeast of Amapá State – Brazil. In: **ABEQUA -VIII Congresso da Associação Brasileira do Quaternário Período**. Mariluz, Imbé - Rio Grande do Sul. 2002
- CWA - Clean Water Act of United States of América, 1972. Disponível em:<<http://www.epa.gov>. Acesso em fevereiro de 2006.
- DALCANALE, F. & PORTO, M. Métodos de controle de cargas difusas em bacias rurais. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 13.**; Belo Horizonte, 1999. Relação de trabalhos. Belo Horizonte, ABRH, 1999.
- DAVIS, M. L.; CORNWELL, D. A., **Introduction to Environmental Engineering**, ed.3, Boston, WCB McGraw-Hill, 1998.
- D'ARCY, B.; FROST, A. The role of best management practices in alleviating water quality problems associated with diffuse pollution. **Sci. Total Environment.** 265:359-367, 2001.
- DELUCAS, S.J.; PRATES, S.J. Simulação da qualidade e tratamento no Rio dos Sinos. Relatório para Magna Eng. S/A CONRIHIGS,1996.
- ENVIRONMENTAL CANADÁ; Priority Substances List- Assessment- Ammonia in the Aquática Environment – May 2000, Canadá, 2000.
- EPA - Unites States Environmental Protection Agency Update of ambient Water Quality Criteria for Ammonia, 822-R-99-014. Environment Protection Agency. USA, 1999.

EPA - Unites State Environmental Protection Agency. Protocol for Developing Nutrient TMDLs, EPA 841-B-99-007, 1999a.

EPA - United States Environmental Protection Agency. **1999 Update of ambient Water Quality Criteria for Ammonia**. 822-R-99-014. 1999(b).

EPA - Unites State Environmental Protection Agency. Draft Strategy for Water Quality Standards and Criteria, EPA 823-R-02-001. 2002

EPA - Unites State Environmental Protection Agency, [http.epa.gov/owow/nps/fatcs/point1](http://epa.gov/owow/nps/fatcs/point1), Acessado em julho de 2005

EPA - Update of ambient Water Quality Criteria for Ammonia. Environment Protection Agency. USA, 2006. <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/ammonia>, acesso em maio de 2006.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência, O ecologia Brasiliensis, v. 1, 1988.

FALCONER, R. A. Review of Modelling Flow and Pollutant Transport Process in Hydraulic Basin, Water Pollution: Modelling, Measuring and Prediction 91, Computational Mechanics Publications, Southampton Boston. 3-15, 1991.

FERREIRA, M. M. C.; A.M.; MELGO, M.S.; VOLPE, P.L.O.; Quimiometria I: Calibração Multivariada, um tutorial. **Quim. Nova**. 22: 724-731, 1999.

FERRIER, R. C.; EDWARDS, A. C.; HIRST, D.; Water Quality of Scottish Rivers: Spatial and Temporal Trends, **The Science of the Total Environment**. 265: 327-342, 2001.

FISCHER, E. G, **Determinação de Contaminação do Ribeirão do Feijó Através de Levantamento de Dados e Modelo Matemático de Qualidade da Água**. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos - São Paulo, 1995.

FISHER, D. S., STEINER, J.L., ENDALE, D. M. The Relationship of Land Use Practices to Surface Water Quality in the Upper Oconee Watershed of Georgia. **Forest Ecology and Management**.128:39-48, 2000

FLORES, J. C. Comments to the use of waterquality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquíá river. **Water Res**. 36:4664-4666, 2002.

GONÇALVES, A. C.; LUCHESE, E. B., LENZI, E. Avaliação da biodisponibilidade de cádmio, chumbo, e crômio, em soja cultivada em latossolo vermelho escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Quim. Nova**. 23,173-177, 2000.

GOOGLE EARTH. Disponível em <http://www.google.com.br/maps>. acesso em dezembro de 2007.

GUYTON, A.C. **Tratado de fisiologia médica**. 8 ed, Guanabara Koogan, Rio de janeiro, 1992.

HARRIS, N. M.; GURNELL, A. M.; HANNAH, D. M.; PETTS, G. E. Classification of river regimes: a context for hydroecology. In: **John Wiley & Songs, Hardcover: Hydrological Processes**.14: 2831-2848, 2000.

HINES, J.R.; WARD, R.C.; LOFTIS, J.C. **Water Quality Monitoring International Institute for Environmental Engineering**, São Paulo, 1990.

IAP - Portaria 005/96 – Instituto Ambiental do Paraná – DIRAM, disponível em [http://www.suderhsa.pr.gov.br/meioambiente/arquivos/File/suderhsa/manual\\_outorgas.pdf](http://www.suderhsa.pr.gov.br/meioambiente/arquivos/File/suderhsa/manual_outorgas.pdf), acesso em maio de 2008.

JARRELL, W.M. *Getting Started with TMDLs*, YSI Incorporated Oregon Graduate Institute of Science and Technology, 1999.

JONHSON, R. A., WICHERN, D. W. **Applied Multivariate Statistical Analysis**. Prentice-Hall International, ed. 4, Englewood Cliffs, New Jersey/USA, 1992

KARGI, F.; PAMUKOGLU, M. Y. Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. **Enzyme and Microbial Technology**. 33:588-595, 2004.

KANG, S.F.; LIAO, C.H. Pre-oxidation and coagulation of textile wastewater by the Fenton process. **Chemosphere**, 46: 923-928, 2002.

KATEMAN, G; BUYNDES, L. **Quality Control in Analytical Chemistry – A series of Monographs on Analytical Chemistry and Its applications**; Vol 60; 2 ed; Wiley-Interscience Publication; New York; 1993

KRUSHE, A.V.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R. L. BERNARDES, M.; CAMARGO, P.B.; BALLESTER, M.V.; TRUMBORE, S.E. Composition of particulate and dissolved organic matter in disturbed watershed of southeast Brazil (Piracicaba River Basin). **Water Res.** 34: 2061-2068, 2002.

LAURENTIS, D.G. **Modelagem Matemática da Qualidade da água em Grandes Bacias Sistema Taquari- Antas/RS**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004

LIMA, E. B.N.R. **Modelação Integrada para Gestão da qualidade da água do Rio Cuiabá**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2001.

LINDSAY, I. S. **A tutorial on principal components analysis**. 2002. Disponível em: <http://kybele.psych.cornell.edu>. Acesso em julho de 2007.

MACIEL Jr., P. **Zoneamento das Águas**. RC editora. 1ª ed. Belo Horizonte, 2000.

MANSOR, M.T.C.; **Potencial de poluição das águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do ribeirão do Pinhal**. Limeira/SP. Tese de doutorado. Universidade de Campinas, 2005.

MARGULIS, S. **Meio Ambiente: Aspectos Técnicos e Econômicos**, ed. 2, Brasília/DF, Editora PNDU, 1996.

MARTENS, H.; NAES, T. **Multivariate Calibration**, John Wiley & Sons; Chichester, 1991.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J. A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. **Chem.** 46: 851–858, 2002.

MATLAB USER'S GUIDE – Statistic Toolbox; version 3.0; The Mathworks 1999.<http://www.mathworks.com/products>. Acessado em julho 2005.

MERCK – Manual de procedimento de análise de DBO<sub>5</sub>. Método respirométrico Simplificado – Oxitop. Rio de Janeiro, 2004.

MENDONÇA, F.A.; **A tipologia climática: Gênese, características e tendências.**In **Macrozoneamento ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi (PR)**, organizado por N. A.F. Stipp. Londrina, PR: Editora da Universidade Estadual de Londrina, 2000.

MENDONÇA, A. S. F. Application of the Qual2e Model to Environmental Impact Assessment. ***Advances in Hydro Science and Engineering***.1:349-354, 1992

McNEELY. R.N.; NEIMANIS, V.P.; DWYER. L. **Water Quality Sourcebook**. A Guide to Water Quality Parameters. Ottawa: Environment Canada, 1999.

MITCHELL, G. Mapping hazard from urban no-point: a screening model to support sustainable urban drainage planning. ***J. Environ. Manage.*** 74:1-9, 2005.

MMA - Ministério de Meio Ambiente Secretaria de Recursos Hídricos. Agência Nacional de Águas. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Documento Base de Referência. Novembro: Brasília, 2003.

MMA - Ministério de Meio Ambiente Coordenação do Plano Nacional de Recursos Hídricos GAP/DPE/SRH/MMA. **Resumo do Processo de Elaboração do Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília, Outubro, 2004.

MOTA, S. **Preservação de Recursos Hídricos**, 2 ed; São Paulo, ABES,1995.

NEVES, M. M. **Aplicação da metodologia Total Maximum Daily Load – TDML nos estudos de enquadramento de corpos hídricos**. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica de São Paulo, 2005.

NIEMEIJER, D. Developing indicators for environmental policy: data-driven and theory-driven approaches examined by example, ***Environ. Sci. & Policy.*** 5:91-103, 2002.

NONATO, E.A.; VIOLA Z.G.G.; ALMEIDA, K.C.B.; SCHOR, H.R.H. Tratamento estatístico dos parâmetros da qualidade das águas da bacia do alto curso do rio das Velhas. ***Quím. Nova.*** 30:797-804, 2007.

NOVAES, L. F. **Modelo para a quantificação da disponibilidade de água na sub-bacia do Paracatu**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal Viçosa, 2005.

NOVOTNY, V., OLEM, H. **Water Quality – Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution**, New York, John Wiley and Sons, Inc.,1993.

OLIVEIRA, S. M. A. C. ; VON SPERLING, M. Análise da confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. ***Engenharia Sanitária e Ambiental.*** 23: 389-398, 2007

PALUPI K.; SUMENGEN, S., INSWIASRI, S., AUGUSTINA L., NUNIK S. A., SUNARYA W.; QUAISYAN, A. River water quality study in the vicinity of Jakarta. ***Water Sci. Technol.*** 39:17-25, 1995

PARK, S.S.; LEE, Y.S. A water quality modeling study of the Nakdong River. **Ecological Modeling**, 152: 65-75, 2002.

PERONA, E.; BONILIA, I.; MATEO, P. Spatial and temporal changes in water quality in a Spanish river. **Sci. Total Environ.** 24175-90, 1999.

PESCE, S.; WUNDERLIN, D. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia river. **Water Res.** 34:2915-2926, 2000.

PIO, S.; HENRIQUES, A.G. O estado ecológico como critério para a gestão sustentável de águas de superfície. In: **Congresso da Água**, 5., 2000, Lisboa, Relação de trabalhos. Lisboa, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 2000

PORTO, M. F. A. A Evolução da Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil. In: Agência Nacional de Águas. (Org.). A Evolução da Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil. Brasília: **Agência Nacional de Águas**, 2002.

RACANICCHI, R. M.Z.V. **Influência da Implantação de Estação de Tratamento de Esgoto Tipo Lagoas de Estabilização na Recuperação da Qualidade da Água do Córrego Cabeceira da Mula em Santa Fé do Sul - SP**. Dissertação de mestrado, UNESP, Ilha Solteira, 2002.

REBOUÇAS, A.; TUNDISI, G. J.; BRAGA, B. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Instituto de Estudos Avançados, USP, 1999.

RIBEIRO, M.O. **Estudo da Poluição e Autodepuração nos Rios Melchior e Descoberto, na Bacia do Descoberto – DF/GO, com auxílio de modelos matemáticos de simulação de qualidade da água, para estudos de seu comportamento atual e futuro**. Dissertação Mestrado. Universidade de Brasília. 2001.

ROCHA, D. **Proposta Metodológica para integração dos instrumentos de gerenciamento dos recursos hídricos**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.

RODRIGUES, R. B. **Sistema de suporte a decisão proposto para a gestão quali-quantitativa dos processos de outorga e cobrança pelo uso da água**. Tese de Doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2005.

RODRIGUES, R. B.; PORTO, M. F. A. Modelagem dos poluentes orgânicos em corpos d'água superficiais. In: NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. São Paulo: Edgar Blücher, 2003.

SANCHES, P. S. **Atualização em Técnicas para o Controle Microbiológico de Águas Minerais**, Seminário – Universidade Mackenzie – Pós-Graduação em Ciências Ambientais, 1999.

SANTOS, M. S.; RIBEIRO, F. M.; **Cervejas e refrigerantes**, CETESB, 2005. disponível em <http://www.cestesb.sp.gov>. acesso em abril de 2007.

SAWYER, C. N., McCARTY, P. L. **Chemistry for Environmental Engineering**, Ed.3, McGraw-Hill, 1985

SILVA, G. S. **Avaliação do estado de degradação da bacia do Rio Atibaia, região de Campinas/ Paulínia SP**. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, 2004.

SILVA, G, S.; JARDIM, W.F. Novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia. **Quím. Nova.** 29: 689-694, 2006.

SIMÕES, F.S.; YABE, M.J.S.; MOREIRA, A, B.; BISINOTI, M.C.; Avaliação do efeito da piscicultura em sistemas aquáticos em Assis e Candido Mota, São Paulo, por indicador de qualidade da água e análise estatística multivariada. **Quím. Nova.** 30: 1835-1841, 2007.

SIQUEIRA, E. Q. **Aplicação do Modelo de Qualidade de Água (QUAL2E) na Modelação de Oxigênio Dissolvido no Rio Meia Ponte (GO).** São Carlos-SP. Dissertação Mestrado. Universidade de São Paulo. 1996.

SHANAHAN, P. HENZE, M.; KKONCSON. L. River Water Quality: II – Problems of the Art. **Water Science and Technology.** 38: 245-252, 1998.

SOUSA JÚNIOR, W. C. . **Gestão das Águas no Brasil: reflexões, diagnósticos e desafios.** 1. ed. São Paulo: Editora Peirópolis, 2004.

VON SPERLING, M. V. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos,** ed. 2, Belo Horizonte – MG, Ed. SEGRAC, 1996.

SMITH, D. G. A better water quality indexing system for river and streams, **Water Res.** 24:10, 1237-1244, 1990.

SODRÉ, F. F. **Especiação do cobre em águas naturais: influência de fatores associados à urbanização.** Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná, 2005.

STIPP, N. A. F.; OLIVEIRA, J. **A poluição industrial. In Macrozoneamento ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi (PR),** organizado por N. A. F. Stipp. Londrina, PR: Editora da Universidade Estadual de Londrina, 2000.

STUMM, W.;MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural rates.** 3ed, John Wiley & Sons, Nova Iorque, 1996.

SUDERHSA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Relatório da Qualidade das Águas Interiores do Estado do Paraná.1987-1995.** 1997.

SUDHERHSA. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Normas oficiais analíticas para análise físico-química da água de rios.** 1996.

SUDERHSA - Relatório Principal III do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi, qualidade da água e esgoto da região. 2000. Disponível em <http://www.hidricos.mg.gov.br/ufparaná.>, acesso em junho de 2005.

SUDERHSA - Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – **Minuta de Termo de Referência para elaboração do Plano de Bacia do Rio Tibagi. 2006.** Disponível em <http://www.pr.gov.br/meioambiente/riotibagi>, acesso em agosto de 2007.

TCHOBANOGLIOUS, G. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse.** Metcalf & Eddy, Inc. revisado por George Tchobanoglous, Frank Burton. 3ª Edição.Mc-Graw-Hill, 1991.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, IIE. 284p, 2000.

TUNDISI, J. G. **Gerenciamento integrado de recursos hídricos: novas perspectivas**. Instituto Brasil PNUMA, Rio de Janeiro, 75:4-5, 2003.

TUCCI, C.E.M. Drenagem urbana. **Cienc. Cult.** 55: 36-37, 2003

UUSI-KAMPA, J.; BRASKERUD, B.; JANSSON, H.; SYVERSEN, N.; UUSITALO, R. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. **J. Environ. Qual.**, 29:151-158, 2000.

U.S.EPA. Planning and evaluation: Benefits and feasibility of effluent trading between point sources: An analysis in support of clean water act reauthorization. Washington, Office of Water and Office Police, 1992.

U.S.EPA. Technical guidance manual for developing Total Maximum Daily Loads. Book 2: Streams and Rivers. Biochemical Oxygen Demand/Dissolved Oxygen and Nutrients Eutrophication. Washington, Office of Water, EPA 823/B-97-002. Mar. 1997. Part 1 Disponível em <http://www.epa.gov/waterscience/tmdl/guidance.pdf>> Acesso em: 31 out. 2006.

U.S. EPA. Interim guidance on interpretation and implementation of aquatic life criteria for metals. Washington DC, 1992.

U.S.EPA. disponível em: <http://www.epa.gov//owow/nps/facts/point1.htm>. Acesso em novembro 2005

VAN WAVEREN, R.H. Application os models in water management I the Netherlands: past, present and future. **Wat. Sci. Tech.** 39: 13-20, 1999.

VEGA, M.; PARDO, R.; BARRADO, E, DEBÁN, L. Assessment of seasonal and polluting effects on the river water by exploratory data anlysis. **Water Res.** 32:3581-3592, 1998.

VERBANCK, M.; VANDERBORGHT, J. P.; WOLLAST, R. Major ion contentof urban wastewater: An assessment of per capita loading. Res. **Water Pollul. Control Fed.** 61:1722-1728, 1994

VIDAL, M.; LÓPEZ, A.; SANTOALLA, M.C.; VALLES, V. Factor analysis for the study of water resources contamination due to the use of livestock slurries as fertilizer. **Agricultural Water Management.** 45:1-15, 2000.

VON SPERLING, M. V. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**, ed. 2, Belo Horizonte – MG, Editora SEGRAC, 1996.

VON SPERLING, M. Modelling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the world. **Water Res.**. 39:5261-5273, 2005.

WANG, X.; PALIWAL, K. K. Feature extraction and dimensionality reduction algorithms and their applications in vowel recognition. Pattern Recognition, **The Journal of The Pattern Recognition Society**, 36:2429–2439, 2003.

WILLIAMS, M. R.; FILOSO, S.; MARTINELLI, L. A.; LARA, L.B.; CAMARGO, P.B. Precipitation and river water chemistry of the Piraciacaba River basin, southeast Brazil. **J. Environ. Qual.** 30:967-981, 2001.

WOLD, S., ESBESSEN, K., GELADI, P. Principal Component Analysis, **Chemom. Intell. Lab. Syst.** 2, 37-52. 1987

YABE, M.J. S.; OLIVEIRA, E. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Quím. Nova.** 21: 551-556, 1998.

Tabela 1 – Resultados dos parâmetros hidrogeoquímicos obtidos durante coleta mensal nos 3 pontos de amostragem.

Local	Nº de ordem	Mês	OD mg/l	Col. Fec. NMP/100ml	pH	DBO mg/l	N. tot. mg/l	Fof. Total mg/l	Turbidez NTU	Sol. Tot mg/l	T. água °C	N.(NH3) mg/l	N org. mg/l	NTK mg/l	N nitrito mg/l	N.nitrato mg/l	DQO mg/l	T. ar °C	Cloreto mg/l	Vazão m³/s	IP(mês) mm
Ponto 1	01	Out.	6,9	500	6,31	2	1	0,023	134,6	177	20,1	0,295	0,198	0,493	0,038	0,523	16,01	24,3	11,82	36,8	267,6
	02	Nov.	7,4	220	6,2	1	0,64	0,018	29,33	49,66	21,1	0,171	0,207	0,378	0,028	0,234	14,52	25,2	10,88	13,4	71,1
	03	Dez.	8	20	6,18	1	0,804	0,045	27	70	19,7	0,149	0,252	0,401	0,018	0,385	8,28	20,3	7,81	7,29	29,3
	04	Jan.	7,1	80	6,5	1	0,872	0,091	39	71,2	20,8	0,213	0,193	0,406	0,045	0,421	12,11	21,1	12,7	12,7	143,6
	05	Fev.	6,8	30	6,65	1	0,867	0,097	35	52,33	22,1	0,129	0,336	0,465	0,047	0,355	2,61	25,6	7,01	8,7	72,4
	06	Mar.	6,7	45	6,62	1	0,968	0,089	40,66	49,3	22,8	0,106	0,461	0,567	0,077	0,324	4,38	22,1	11,02	4,9	62,2
	07	Abr.	8	7	6,81	0,5	0,931	0,036	19	18	14,3	0,376	0,125	0,501	0,011	0,419	5,44	15,5	1,48	3,18	5,8
	08	Mai.	7,7	2	6,84	1	0,764	0,017	18	18,33	15,8	0,314	0,029	0,343	0,015	0,406	4,33	27,4	4,46	2,62	6,4
	09	Jun.	7,9	2	6,87	1	0,691	0,018	28	28	15,1	0,144	0,164	0,308	0,024	0,359	3,31	15,6	5,68	2,15	33,2
	10	Jul.	7,8	2	6,59	0,5	0,856	0,028	27	41,66	13,7	0,298	0,049	0,347	0,022	0,487	1,75	17,6	4,16	2,35	46
	11	Ago.	6,9	4	6,96	0,5	0,808	0,005	20,33	33	15,2	0,248	0,051	0,299	0,032	0,477	2,06	14,3	5,66	2,79	61
	12	Set.	6,8	400	6,77	1	0,889	0,054	38	51	15	0,143	0,292	0,435	0,016	0,438	10,57	17,2	11,54	22,73	204,6
Ponto 2	13	Out.	6	5000	6,44	5	1,653	0,021	168,66	182,66	20,5	0,358	0,589	0,947	0,05	0,656	18,28	26,3	17,51	71,6	267,6
	14	Nov.	6,2	2400	6,32	3	0,782	0,141	40,2	89,33	22,4	0,249	0,254	0,503	0,043	0,236	17,22	27,2	14,62	26,3	71,1
	15	Dez.	5,8	330	6,58	4	1,086	0,157	30,3	88,25	20,8	0,32	0,152	0,472	0,034	0,58	15,23	24,1	10,13	12,4	29,3
	16	Jan.	6,2	1400	7,17	2	1,098	0,131	62	107,2	23,1	0,252	0,426	0,678	0,07	0,35	11,19	23,2	13,34	21,75	143,6
	17	Fev.	6,3	50	6,85	2	1,016	0,141	58,3	86,3	22,6	0,223	0,393	0,616	0,054	0,346	10,85	25,8	10,22	14,75	72,4
	18	Mar.	4,6	300	6,62	4	1,115	0,272	51,66	74,35	22,8	0,229	0,489	0,718	0,106	0,291	7,79	23,4	17,11	8,43	62,2
	19	Abr.	4,8	50	6,78	3	1,083	0,138	35,33	44,33	17,2	0,52	0,289	0,789	0,015	0,279	7,27	18	8,42	6,19	5,8
	20	Mai.	5,1	2	6,93	3	0,926	0,14	35	38	15,4	0,494	0,153	0,647	0,024	0,255	7,12	27,8	8,33	5,09	6,4
	21	Jun.	4,9	21	7,32	4	1,238	0,251	34	56,66	15,1	0,761	0,161	0,922	0,044	0,272	7,92	14,8	10,17	4,5	33,2
	22	Jul.	5,2	4	6,83	3	1,119	0,121	33	52,33	14,6	0,514	0,229	0,743	0,037	0,339	5,34	15,2	6,62	4,34	46
	23	Ago.	5,9	6	6,98	4	1,08	0,09	35	57,66	15,8	0,462	0,267	0,729	0,041	0,309	10,57	16	8,8	5,35	61
	24	Set.	6,1	2300	6,46	6	1,61	0,814	71,66	82,33	15,3	0,261	0,597	0,858	0,031	0,718	18,77	17,3	14,34	37,54	204,6
Ponto 3	25	Out.	6,1	900	6,48	3	1,011	0,063	129	144,3	21,6	0,272	0,222	0,494	0,062	0,455	20,83	26,6	12,78	212,96	267,6
	26	Nov.	6	300	6,26	1	0,632	0,032	92,66	107,6	22,2	0,278	0,205	0,483	0,035	0,114	20,98	28,1	15,71	77,5	71,1
	26	Dez.	6,7	40	6,3	1	1,223	0,151	36	87,55	22,2	0,297	0,319	0,616	0,043	0,564	14,38	25,1	8,52	37,6	29,3
	28	Jan.	6,3	70	7,01	1	1,072	0,196	108	139,3	23,2	0,233	0,352	0,585	0,047	0,408	7,36	24,5	12,4	63,7	143,6
	29	Fev.	6,2	50	6,96	1	1,518	0,154	42,3	80,66	23,8	0,273	0,548	0,821	0,064	0,633	7,57	26,3	12,87	44,65	72,4
	30	Mar.	5,7	80	6,88	2	1,34	0,122	30	69,66	23,1	0,225	0,607	0,832	0,122	0,386	12,33	24,8	14,22	24,48	62,2
	31	Abr.	6,5	2	6,6	0,5	0,935	0,061	31,33	51,33	18,3	0,39	0,205	0,595	0,019	0,321	4,41	22	7,05	18,4	5,8
	32	Mai.	8	4	7,2	2	0,795	0,076	20	24,33	15,9	0,348	0,12	0,468	0,022	0,305	5,56	26,2	7,19	15,2	6,4
	33	Jun.	7,1	2	7,34	1	0,768	0,056	20	34,66	16,3	0,231	0,206	0,437	0,034	0,297	4,93	15,6	10,17	13,6	33,2
	34	Jul.	7,2	4	6,91	1	1,041	0,068	26	46	15,3	0,338	0,126	0,464	0,055	0,522	5,84	23,8	5,02	15,2	46
	35	Ago.	6,5	8	7,1	2	0,862	0,031	27,66	47	16,4	0,298	0,035	0,333	0,06	0,469	4,37	21	8,33	16,16	61
	36	Set.	6,4	1700	6,14	3	1,451	0,977	94	102	15,8	0,205	0,43	0,635	0,059	0,757	15,65	19,6	14,48	131,42	204,6