



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Instituto de Química

**Avaliação preliminar de indicadores de qualidade de água da
Bacia Hidrográfica formadora do Rio Guandu**

Wilsimara Antunes Ferreira

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Química do Instituto de Química da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Ciências (M. Sc.), realizada sob a orientação do Professor Fábio Merçon (DTPB/IQ/UERJ).

Rio de Janeiro

Julho de 2007

Dissertação de Mestrado: “Avaliação preliminar de indicadores de qualidade de água da Bacia Hidrográfica formadora do Rio Guandu”

Autora: Wilsimara Antunes Ferreira

Orientador: Prof. Fábio Merçon

Data da Apresentação: 10 de julho de 2007

Prof. Fábio Merçon
DTPB / IQ / UERJ

Prof. Alcides Wagner Serpa Guarino
ECB/UNIRIO

Prof. Luiz Claudio de Santa Maria
DQO / IQ / UERJ

F383

Ferreira, Wilsimara Antunes

Avaliação preliminar de indicadores de qualidade de água da Bacia Hidrográfica formadora do Rio Guandu / Wilsimara Antunes Ferreira. – 2007.

117f.

Orientador: Fábio Merçon

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

1. Água – Poluição – Teses. 2. Água – Controle de Qualidade – Teses. 3. Abastecimento de água – Teses. 4. Guandu, Rio – Teses. I. Merçon, Fábio. II Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Química. III. Título.

CDU 628.19

Agradecimentos

- Ao meu orientador, Prof. Fábio Merçon, pelo apoio incondicional, sem o qual esse trabalho não seria possível; bem como, pelos ensinamentos em vários segmentos da ciência.
- Ao Eng^o. Químico José Roberto da Costa Dantas, gerente do Controle de Qualidade de água da Região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro-CEDAE, por ter viabilizado o desenvolvimento deste trabalho, com sua aprovação e estímulo.
- Ao Químico Industrial Augusto César Fernandes Gesteira, superintendente (na época) do Controle de Qualidade de água da Região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro-CEDAE, pela sugestão do tema abordado nessa dissertação, bem como sua carta de referência me recomendando para o mestrado.
- Ao Eng^o. Químico da CEDAE Adriano Gama Alves, pela atenção e compartilhamento do conhecimento.
- Ao Químico Sérgio Marques Couñago, chefe do Departamento de Controle de Qualidade de água da Região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro-CEDAE, pelas valiosas discussões, sugestões e críticas, fundamental na avaliação dos resultados deste trabalho.
- Ao Químico Tiago Lepore, técnico da estação de tratamento de esgoto Alegria CEDAE, pela imprescindível colaboração na execução das análises.
- A Macia Luiza Jaber Faria (Bióloga) e a Anderson Marques de Araújo (Eng^o. Químico), ex-chefe da Divisão e ex-chefe do laboratório Físico-químico, do Controle de Qualidade de água da Região Metropolitana do desse trabalho.

- Aos colegas de trabalho do Laboratório Físico-Químico da Gerência do Controle de Qualidade da CEDAE: Patrícia Albuquerque (Química) pela análise tão criteriosa dos metais e Débora Araújo Dias (Técnica), pela cooperação nas análises e críticas ao texto.
- Aos funcionários do laboratório da CEDAE-Guandu, Alexandro Pereira da Silva (Químico), Marco Antônio Console (Biólogo), Mário Jorge da Silva Braga (Técnico), pela responsabilidade e profissionalismo na coleta das amostras.

Resumo da Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação do Instituto de Química da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M. Sc.).

**Avaliação preliminar de indicadores de qualidade de água da Bacia
Hidrográfica formadora do Rio Guandu**

Wilsimara Antunes Ferreira

Julho de 2007

Orientador: Prof. Fábio Merçon

A Bacia Hidrográfica do Rio Guandu é responsável pelo abastecimento de aproximadamente 9 milhões de habitantes dos municípios do Rio de Janeiro, Nilópolis, São João de Meriti, Duque de Caxias, Belford Roxo e Nova Iguaçu. Os rios formadores desta Bacia atravessam áreas urbanas e industriais, fato este que pode repercutir negativamente nas características químicas da água tratada e distribuída. Assim, no presente estudo procurou-se avaliar a qualidade da captação desse nobre recurso destinado ao consumo humano. Para isso, foram escolhidos quatro pontos de amostragem, distribuídos de modo que os locais de interferência urbana e industrial pudessem ser comparados com outro de natureza preservada. Em periodicidade mensal (março de 2006 até fevereiro de 2007), foram analisados 19 parâmetros: fluoreto, sulfato, sulfeto, cianeto, cloreto, surfactantes, mercúrio, chumbo, alumínio, cobre, sódio, potássio, ferro, manganês, fósforo total, nitrato, pH, turbidez e cor. Apesar da grande carga poluidora proveniente das regiões urbanas e industriais, constatou-se que praticamente não há impacto negativo dessas descargas na barragem principal, pois, as águas oriundas do início do Rio Guandu, que deveriam encerrar em si a função do abastecimento público, cumprem o papel da diluição dos resíduos antrópicos. Assim sendo, a tomada d'água está formalmente adequada a captação e, portanto, pronta para passar pelo processo do tratamento

convencional com fim ao consumo. Todavia, a desobrigação da necessidade de preservação da parte da Bacia do Guandu exposta à poluição, pode resultar em uma demanda cada vez mais volumosa de água de diluição tendo ao fundo um quadro de degradação avançado.

Abstract of Dissertation presented to Programa de Pós-graduação em Química of Instituto de Química of Universidade do Estado do Rio de Janeiro, as partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.).

**Preliminary Evaluation of Water Quality Indicators from the Guandu River
Hydrographic Basin**

Wilsimara Antunes Ferreira

July 2007

Dissertation Supervisor: Prof. Fábio Merçon

Guandu River Hydrographic Basin is responsible for water supply of almost 9 million people from Rio de Janeiro, Nilópolis, São João de Meriti, Duque de Caxias, Belford Roxo and Nova Iguaçu cities. The rivers that flow into the basin area crosses urban and industrial areas, what may negatively rebound to the chemical features of the water after purification and distribution processes. Based on this, the present work intends to evaluate the quality of this noble resource's captitation aimed to human consumption. For this purpose there have been chosen four sampling spots, distributed in a way so it could be compared the spots under urban and industrial influence with spots where nature is preserved. During monthly tests (march 2006 to february 2007), 19 parameters have been analyzed: fluoride, sulphate, sulphide, cyanide, chloride, surfactants, mercury, lead, aluminum, copper, sodium, potassium, iron, manganese, phosphorus, nitrate, pH, turbidity and color. Despite the great load of pollution from urban and industrial areas, it has been proved that there were almost no influence of these components over the main dam. The water captated from Guandu River beginning, that should be used itself for public water supply, so it dissolves the anthropogenic residue. Considering that, the water captation is formally fitted to the captivation and therefore ready to go through the default purifying process

aimed to human consumption. However, the non obligation of preserving the Guandu's Basin area exposed to pollution, may result in a growing demand for the dissolving purposes water leading to a background of advanced degradation.

Sumário

1. Introdução	18
2. Objetivo	23
3. Revisão Bibliográfica	24
3.1. Histórico da água nas sociedades	24
3.2. Normas e Padrões para o uso da água bruta	28
3.3. Critérios para o monitoramento da água captada para consumo humano	32
3.4. Monitoramento do Rio Grande (México-Estados Unidos)	34
3.5. Monitoramento do Rio Axios (Grécia)	38
3.6. Monitoramento do Rio Leste (China)	40
3.7. Monitoramento do Rio Pinios (Grécia)	44
3.8. Monitoramento do Rio Store Vejlea (Dinamarca)	48
3.9. Monitoramento do Rio Glinscica (Eslovênia)	49
3.10. Monitoramento dos rios Fez e Sebou (Marrocos)	50
3.11. Monitoramento do Rio Slapanka (República Tcheca)	52
3.12. Monitoramento do Rio Cross (Nigéria)	52
3.13. Monitoramento do Rio Carnon (Inglaterra)	53
3.14. Sistema Guandu (Brasil)	55
4. Parte Experimental	60
4.1. Área de estudo	60
4.2. Coleta	63
4.3. Material	63
4.4. Reagentes	64
4.5. Metodologia analítica	65
5. Resultados e Discussão	66
5.1. Registro das precipitações pluviométricas	66
5.2. Descrição das amostras	68
5.3. Avaliação do pH	68
5.4. Indicadores de ação predominante urbana: cloreto e surfactante	70
5.5. Indicadores de eutrofização: nitrato, fósforo total e potássio	75

5.6. Indicadores predominantemente estéticos: cor:, turbidez, ferro e manganês	80
5.7. Indicadores de relevante toxidez: sulfeto e cianeto	86
5.8. Indicadores de origem predominantemente industrial: cobre, mercúrio, chumbo e alumínio	91
5.9. Indicadores de ocorrência natural: fluoreto, sulfato e sódio	97
5.10. Avaliação da qualidade da água tratada para consumo humano	103
6. Conclusões	107
7. Sugestões de trabalhos futuros	108
8. Referências Bibliográficas	109

Lista de figuras

Figura 1 - Mapa dos pontos de coleta no Rio Grande, representados pelos hexágonos (Wash <i>et al.</i> ,2003).	35
Figura 2 - Rio Axios e os pontos de coleta (Karageorgis <i>et al.</i> ,2003).	39
Figura 3 - Mapa dos pontos de coleta no Rio Dongjiang, representados pelos triângulos e ainda pelos três reservatórios em Hong Kong, em um total de sete amostragens (Ho <i>et al.</i> , 2003).	41
Figura 4 - Mapa da região da Thessalia (Grécia Central) e os pontos de amostragem representados pelos números de 1 a 9 (Sawidis e Bellos, 2005)	44
Figura 5 - Resultados de determinação de vazão do Rio Pinios de 1996 a 1998 em Station 1 (Fotada), Station 3 (Larissa) e Station 6 (Pyrgetos) onde eixo y: vazão do Rio (m ³ /s) e eixo x mês do ano (Sawidis e Bellos, 2005)	44
Figura 6 - Relação entre a média dos resultados da temperatura e a variação sazonal do Rio Pinios nos pontos 1 a 9 (Sawidis e Bellos, 2005)	46
Figura 7 - Relação entre a média dos resultados de pH e a variação sazonal do Rio Pinios nos pontos 1 a 9 (Sawidis e Bellos, 2005)	46
Figura 8 - Relação entre a média dos resultados de oxigênio dissolvido e a variação sazonal do Rio Pinios nos pontos 1 a 9 (Sawidis e Bellos, 2005)	47
Figura 9 - Vista da área de estudo. Os pontos de coleta são indicados com (▪) para os rios e (●) para os poços. (Koukal <i>et al.</i> , 2004)	50
Figura 10 - Esquema do sistema hidrelétrico formado a partir do Rio Paraíba do Sul	56
Figura 11 - Mapa dos pontos de coleta no Rio Guandu e no afluyente Rio Queimados (adaptado de Google earth, 2007)	61
Figura 12 – Mapa parcial dos pontos de coleta no Rio Guandu e no afluyente Rio Queimados (CEDAE, 2007b)	62
Figura 13 – Mapa do ponto de coleta na captação (CEDAE, 2007b)	63

Figura 14 - Gráfico dos índices pluviométricos (mm) dos dias 18 a 26 do período de março de 2006 a fevereiro de 2007	67
Figura 15 - Relação entre o pH e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	70
Figura 16 - Relação entre o teor de cloreto e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	72
Figura 17 - Presença de espuma no município de Pirapora do Bom Jesus, SP (Manual Vigiágua, 2003)	73
Figura 18 - Relação entre o teor de surfactante (mg LAS/L) e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	74
Figura 19 - Relação entre o teor de fósforo total e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	76
Figura 20 - Relação entre o teor de nitrato (mg N/L) e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	77
Figura 21 - Relação entre o teor de potássio e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	78
Figura 22 - Rio Queimados com predominância de algas, nos trechos escuros visualiza-se a água (Google Earth, 2007)	79
Figura 23 - Relação entre a turbidez e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	83
Figura 24 - Relação entre a cor verdadeira e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	84
Figura 25 - Relação entre o teor de ferro e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	85
Figura 26 - Relação entre o teor de manganês e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	83
Figura 27 - Relação entre o teor de sulfeto e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	88
Figura 28 - Relação entre o teor de cianeto e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	90
Figura 29 - Relação entre o teor de cobre e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	92

Figura 31 - Relação entre o teor de alumínio e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	93
Figura 32 - Relação entre o teor de fluoreto e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	99
Figura 33 - Relação entre o teor de sulfato e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	101
Figura 34 - Relação entre o teor de sódio e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses	102

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Visão Histórica e perspectiva do aproveitamento de água no Brasil e no mundo (Tucci, 1995).	27
Tabela 2 - Indicadores representativos da qualidade de águas doces, diferenciados para classe 1 e 2 (Ministério do Meio Ambiente, 2005).	30
Tabela 3 - Indicadores representativos da qualidade de águas doces, classe 1 e 2 (Ministério do Meio Ambiente, 2005).	30
Tabela 3 - Continuação da Tabela 3	31
Tabela 4 - Parâmetros analisados ao longo do Rio Grande em $\mu\text{g/L}$ (Wash <i>et al.</i> , 2003).	35
Tabela 5 - Concentração média dos ânions em (mg/L) e desvio padrão relativo em (%) em função do ponto de amostragem (Owens e Niemeyer, 2006).	37
Tabela 6 - Concentração média dos cátions em (mg/L) e desvio padrão relativo em (%) em função do ponto de amostragem (Owens e Niemeyer, 2006).	37
Tabela 7 - Concentração média dos metais em (mg/L) e desvio padrão relativo em (%) em função do ponto de amostragem (Owens e Niemeyer, 2006).	37
Tabela 8 - Teor de metal dissolvido na área de estudo e respectiva especificação do país (Karageorgis <i>et al.</i> , 2003).	40
Tabela 9 - Resultados relativos ao impacto da eutrofização do Rio Dongjiang de outubro 2000 a setembro 2001 (Ho <i>et al.</i> , 2003)	42
Tabela 10 - Resultados relativos à água tratada do Rio Dongjiang de outubro 2000 a setembro 2001 (Ho <i>et al.</i> , 2003).	43
Tabela 11 - Características hidro-químicas e concentrações de metal de amostras de água coletadas em Store Vejleå (Christensen <i>et al.</i> , 2006).	48
Tabela 12 – Resultado das análise físico-química dos pontos monitorados (Koukal <i>et al.</i> , 2004).	51

Tabela 13 - Relação do pH com a concentração de metais no Rio Carnon (Neal <i>et al.</i> , 2005)	54
Tabela 14 - Comparação de substâncias químicas no Rio Carnon e no descarte da mina a pH 4,3 (Neal <i>et al.</i> , 2005)	54
Tabela 15 - Rios constituintes da Bacia hidrográfica do Rio Guandu (Macroplano de Gestão e Saneamento Ambiental, 1998)	55
Tabela 16 - Requisito para coleta de amostra de acordo com o parâmetro de interesse (APHA, 2005).	63
Tabela 17 - Padrões utilizados nos ensaios	64
Tabela 18 - Parâmetros, métodos, equipamentos utilizados, limite de quantificação e procedimento.	65
Tabela 19 - Índices pluviométricos (mm) dos dias 18 a 26 do período de março de 2006 a fevereiro de 2007	67
Tabela 20 – Valores máximos permitidos para cianeto e sulfeto	90
Tabela 21 - Médias das amostragens de água captada e os estabelecidos pela resolução CONAMA (Ministério do Meio Ambiente, 2005)	102
Tabela 22 - Valores médios de água captada e tratada e VMP da Portaria 518/04 (Ministério da Saúde, 2004)	106

Lista de abreviaturas

- AAS: Atomic Absorption Spectroscopic
- ABS: Alquilbenzeno sulfonatos (ABS)
- APHA: American Public Health Association
- CEDAE: Companhia Estadual de Águas e Esgoto
- CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente
- CODIN: Companhia de Desenvolvimento Industrial do Estado do Rio de Janeiro
- DQO: Demanda Química de Oxigênio
- ETA: Estação de Tratamento de Água
- FEEMA: Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente
- GEIC: Global Environment Information Centre
- ISO: International Standard Organization
- LAS: Linear alquilbenzeno sulfonatos
- ND: Não detectado
- NKT: Nitrogênio Kjeldhal total
- NR: Não requerido
- OD: Oxigênio dissolvido
- OMS: Organização Mundial de Saúde
- SERLA: Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas.
- SS: Sólidos em suspensão
- TP: Fósforo total solúvel
- T: Temperatura
- UNU: United Nations University
- US EPA: United States Environmental Protection Agency
- VMP: Valor Máximo Permitido
- WHO: Human and Health World Organization

1. Introdução

O constante movimento da água na natureza tem sua origem na chegada contínua da energia solar. Essa energia faz com que a água superficial evapore, seja transportada pelo vento e, quando condições apropriadas ocorrem, condense e precipite. Ao atingir o solo, a água precipitada move-se pela ação da gravidade para os pontos mais baixos do terreno até chegar aos rios e oceanos. Parte da água que precipitou sobre solos permeáveis infiltra-se e atinge os lençóis subterrâneos. Essa permanente circulação, que se repete indefinidamente da evaporação das chuvas, é conhecida por ciclo hidrológico.

A água doce representa apenas 3% do total existente na natureza, os restantes 97% encontram-se nos mares e oceanos. Ainda assim, 2,5% dessa água doce estão congeladas nas calotas polares e geleiras, ou em lençóis subterrâneos muito profundos. De forma que apenas 0,5% encontram-se imediatamente disponível para o homem (Ministério do Meio Ambiente, 2001).

Como o volume total de água é constante, ou seja, não há perda no processo do ciclo hidrológico, sua escassez deve-se a crescente contaminação das fontes naturais pela ação antropogênica, bem como a desigual distribuição das fontes no planeta. No ciclo hidrológico circula água pura, uma vez que o processo de evaporação-precipitação age como um gigantesco destilador. A água, no entanto, só é “pura” quando em estado de vapor, na medida em que, durante o processo de condensação, gases vão se dissolvendo nas gotas de chuva e, uma vez atingindo a superfície, a água dissolve uma série de substâncias adquirindo outras impurezas.

A água é fundamental à vida e se encontra presente em proporções elevadas na constituição de todos os seres vivos, inclusive no homem, onde atinge cerca de 75% de seu peso. Dessa forma, ela participa de forma crucial no metabolismo dos seres vivos. A grande maioria das reações químicas que ocorrem no metabolismo dos seres vivos se dá em fase aquosa. Além disso, a água também desempenha papel primordial nos sistemas que regulam a temperatura corporal (Fundação Nacional de Saúde, 2002).

O papel desta substância no desenvolvimento das civilizações é reconhecido desde a Antigüidade. O homem tem necessidade de água de qualidade adequada e em quantidade suficiente, não somente para proteção de sua saúde, como também para seu desenvolvimento econômico (Quintieri, 2002).

Helmer (1999) relacionou a qualidade da água com a saúde. Mesmo sendo considerada fundamentalmente vital, há um bilhão de pessoas na terra sem acesso à água adequada e potável e três bilhões sem condições adequadas de dispor seus dejetos. Trata-se de uma questão delicada que envolve a saúde pública, já que a ingestão ou contato com água contaminada oferece riscos, os quais estão associados às atividades industriais, agrícolas e sanitárias. Nos sistemas hídricos, os impactos ambientais podem ser causados por contaminação/poluição química, destruição de *habitat* e consumo abusivo, que supera a recarga das reservas superficiais e subterrâneas, ocasionando a desorganização estrutural e funcional da biota aquática e a perda hídrica em termos qualitativos e quantitativos. Os reservatórios naturais vêm sendo depositários de uma variedade de subprodutos, provenientes da atividade antrópica. A presença de elementos potencialmente tóxicos é responsável por efeitos adversos sobre o ambiente, com repercussão na economia e na saúde pública (Tundisi, 2003).

A preocupação com a escassez de água foi um dos pontos-chaves na construção da legislação ambiental de diversas nações. No Brasil, a Política Nacional de Meio Ambiente (Brasil, 1981), em seu artigo 3º inciso III apresenta a seguinte definição de poluição;

“(...) a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente”:

- a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;
- c) afetem desfavoravelmente a biota;
- d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;
- e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.”.

A poluição está diretamente relacionada à capacidade assimilativa do meio, realizada através da diluição de seus componentes, adsorção aos sedimentos presentes tanto na superfície quanto no leito do corpo de água e absorção e degradação realizada pelas atividades da biota. A poluição hídrica possui características distintas quanto à composição, formas de lançamentos e alcance, sobretudo à saúde humana, entre países desenvolvidos e em via de desenvolvimento.

Os pioneiros no desenvolvimento de sistemas de gestão hídrica bem estruturada institucional e financeiramente e com tecnologias de controle de fontes pontuais, tanto de origem doméstica quanto industrial, realizaram com sucesso o controle da poluição orgânica de origem doméstica e, com variações, vêm buscando a diminuição e mitigação dos poluentes industriais, considerado ainda um de seus grandes problemas.

Von Sperling (1996) e Mason (1996) relacionam os impactos antrópicos sobre a qualidade hídrica da seguinte forma: (1) quando os contaminantes atingem o corpo d'água

de forma concentrada, tem-se a poluição hídrica pontual; (2) na poluição difusa, os poluentes entram no corpo receptor distribuídos ao longo de parte da sua extensão, como no caso da poluição pela drenagem pluvial natural.

Atualmente, o principal desafio nos países desenvolvidos se dá em relação às fontes difusas, tanto agrícolas quanto urbanas, maiores responsáveis pela degradação da qualidade hídrica. Enquanto isso, no mundo em via de desenvolvimento, o problema das cargas orgânicas domésticas urbanas e rurais difusas consiste em seu desafio mais urgente, principalmente em razão dos milhões de pessoas anualmente atingidas pelas doenças hídricas, sendo dificultada pela inabilidade institucional e insuficiência financeira que os marcam. A tais questões, somma-se o rápido e crescente desenvolvimento industrial e a expansão das terras agrícolas, acompanhadas de práticas intensivas de cultivo, tornando cada vez mais grave o lançamento de substâncias tóxicas nos ecossistemas aquáticos (Pizella, 2006).

Existem diversos usos que o homem requer da água doce, como abastecimentos público, industrial, irrigação, dessedentação de animais, lazer e recreação, pesca, geração de energia elétrica, diluição de efluentes industriais, transporte, entre outros. A inter-relação entre o uso da água e a qualidade requerida para mesma, é direta. O uso mais nobre está representado pelo abastecimento de água doméstico, face aos seus requisitos de manutenção da vida (Von Sperling, 1996).

É nesse contexto que surge a importância e necessidade sócio-econômica da captação de água superficial para tratamento e distribuição para consumo. Considerando-se a inviabilidade de interrupção do fornecimento de água, um sistema de abastecimento deve estar sob controle permanente do processo e ter um monitoramento da qualidade da água em tempo integral (Tucci, 1995).

O que preocupa os ambientalistas (papel social) e incomoda os estrategistas (papel econômico) das companhias de abastecimento público de água tratada, é a degradação dos mananciais e sua conseqüente inviabilidade. Muito embora a relação entre poluição e seus efeitos tóxicos à saúde humana e ambiental seja notória, a exposição aos diversos poluentes e a respectiva resposta do meio ambiente e da saúde do homem somente se correlacionam de forma concreta através de estudos de monitoramento.

Essa preocupação despontou nas últimas décadas, e está demonstrada em uma revisão dos programas-modelo de monitoramento aquático no período compreendido entre 1970 e 1995 realizado por Dixon e Chiswell (1996). Nesse estudo, são citadas 150 publicações, divididas entre: indicadores da qualidade da água, dados de análise, métodos

computacionais para tratamento dos dados, distribuição dos pontos de amostragem e aspectos práticos do modelo de coleta. Segundo esses autores, a partir de 1970 deu-se um grande avanço nas pesquisas relativas ao monitoramento da qualidade da água. No entanto, os estudos até 1995 não se harmonizam. Muitas publicações relatam problemas particulares, nitidamente desconexos, havendo descontinuidade entre uma descoberta e a seguinte. O monitoramento reúne em si muitas abordagens, com destaque para a avaliação das condições ambientais e violação dos limites estabelecidos pela legislação.

Nos anos 70, observou-se o início da pressão ambiental nos países desenvolvidos devido, principalmente, à degradação das águas superficiais. No Brasil, nos anos 80, foi aprovada a legislação ambiental e os critérios de controle de sistemas hídricos. Os anos 90 foram marcados pela idéia do desenvolvimento sustentável, que busca o equilíbrio entre o investimento no crescimento dos países e a conservação ambiental. O final dos anos 90 e o início do novo século está marcado internacionalmente pela busca de uma maior eficiência dos recursos hídricos, dentro de princípios básicos aprovados na 2ª Conferência Mundial sobre o Meio Ambiente, realizada no Rio de Janeiro, em 1992, conhecida como Rio 92. Em suma, a água é um dos fatores ambientais que tem suscitado grande preocupação dos governantes (Macedo, 2002)

A caracterização de um manancial consiste, basicamente, no sistemático estudo qualitativo das águas, em diferentes pontos de amostragem, visando à produção de informações e delineando o perfil de cada área estudada. Esse conjunto de dados é destinado à comunidade científica, ao público em geral e, principalmente, às diversas instâncias decisórias. As características físicas, químicas ou biológicas de qualidade das águas derivam dos ambientes naturais e antrópicos onde se originam, circulam, percolam ou ficam estocados. O problema de deterioração dos mananciais e do suprimento de água é resultado do constante aumento no volume de água utilizado para diversas finalidades e do aumento da poluição e da contaminação hídrica como, por exemplo: introdução de substâncias tóxicas, eutrofização, alteração na flutuação do nível da água e interferência no sistema hidrológico e alterações nas condições químicas e físicas das águas; além da remoção da mata ciliar e desmatamento em geral (Wetzel, 1993)

Nesse sentido, o objetivo principal dessa dissertação é avaliar a influência da ação antropogênica na qualidade da água bruta captada para tratamento no sistema do Rio Guandu e distribuída para os municípios de Nilópolis, São João de Meriti, Duque de Caxias, Belford Roxo, Nova Iguaçu e Rio de Janeiro. Esse sistema é responsável pelo abastecimento de 85% da população do município do Rio de Janeiro e Baixada

Fluminense, correspondendo em cerca de nove milhões de pessoas, com três bilhões e quinhentos milhões de litros de água por dia (Alves, 2003).

Diante da constante degradação das margens dos rios que compõe o sistema Guandu, somado ao progressivo lançamento de despejos domésticos e industriais, constata-se a importância do monitoramento deste sistema.

2. Objetivo

O presente trabalho teve como objetivo principal avaliar a influência da ação antropogênica na qualidade da água bruta captada na Bacia Hidrográfica formadora do Rio Guandu.

Dentre os objetivos específicos destacam-se:

- Obter informações sobre a distribuição espacial e temporal de 19 indicadores de qualidade de água, estrategicamente organizados. A saber, estéticos: cor, turbidez, ferro e manganês; eutrofizantes: nitrato, fósforo total e potássio; de ocorrência natural: fluoreto, sulfato e sódio; predominantemente urbano: cloreto e surfactantes; de relevante toxidez: sulfeto e cianeto; cátions tóxicos: chumbo e mercúrio; essencial: cobre; sem função biológica definida: alumínio e por fim o pH.
- Avaliar a influência dos fatores climáticos, sazonalidade e índice pluviométrico sobre a qualidade das amostras analisadas.
- Utilizar os indicadores de qualidade como ferramenta na identificação de despejos poluidores na área relativa à ocupação urbana e atividade industrial.
- Analisar o impacto negativo de despejos de natureza antropogênica sobre a qualidade da água captada para o abastecimento.

3. Revisão Bibliográfica

Para a realização dos objetivos propostos, procedeu-se a revisão bibliográfica pertinente ao tema em estudo. Inicialmente será apresentado, um breve histórico da importância da água para as sociedades, as normas atuais para o uso da água e os critérios para o monitoramento da água bruta. Por último, serão analisados alguns trabalhos balizadores da importância do monitoramento das águas em âmbito mundial, buscando-se identificar os princípios que norteiam os sistemas de gestão da qualidade hídrica de forma a buscar um critério de comparação com os estudos realizados no Rio Guandu.

3.1. Histórico da água nas sociedades

Ferreira (2002) desenvolveu um estudo sobre o histórico da água nas sociedades, o qual serviu de base para esse item. Os primeiros documentos escritos da humanidade, cerca de 4.000 a.C. continham instruções sobre a irrigação de lavouras dispostas em forma de terraços. Isto reflete as preocupações das antigas civilizações com a água e seu fator econômico predominante.

Encontram-se registros históricos sobre a qualidade da água nas culturas oriental e indiana, que acreditavam no poder da água em acumular energias positivas de purificação em razão da sua transparência e pureza. É atribuída aos chineses a utilização do alumem¹ para clarificação de águas turvas.

Na civilização romana encontram-se registros da utilização de conhecimentos hidráulicos advindos dos gregos e egípcios. No ano de 312 a.C. Roma teve seu primeiro aqueduto, cobrindo uma distância de 16,5 quilômetros, desde os Montes Albanos até as fontes. A preocupação em oferecer água limpa, estava garantida pelo *piscinae*² e *castella*³, que em geral possuía três reservatórios: abastecimento das fontes públicas (principal), casas particulares e banhos públicos (secundário). As latrinas públicas eram abastecidas pelo efluente dos banhos públicos. No que se refere à água para consumo utilizava-se prata coloidal, cerca de 0,05mg/L, em jarros que armazenavam esse tipo de água. As antigas canalizações

¹ Alumem é um coagulante feito de carvão e sais de alumínio.

² *Piscinae* é um tanque de sedimentação.

³ *Castella* é uma obra que abriga os reservatórios de água.

eram de barro, pois os romanos sabiam que os canos de chumbo eram tóxicos. Porém, devido à necessidade de se transportar água sob pressão, cubos de pedra foram perfurados (10 a 30 cm) para essa finalidade. Esse meio de transporte conferia a água turbidez e dureza elevada, nas residências dos cidadãos ricos essa água passava por um tanque de sedimentação e filtro de areia.

No início da Idade Média, devido à destruição das grandes cidades pelos bárbaros e a dispersão da população no meio rural, a manutenção dos sistemas centrais de abastecimento de água foi abandonada assim como as redes de esgoto; e com isso os conhecimentos acumulados de hidráulica e higiene foram pouco a pouco sendo esquecidos, acarretando um consumo per capita de 2,5 L/habitantexdia e acúmulo de imundície e lixo nas vias públicas.

Nas cidades medievais, a água “potável” provinha de poços que armazenavam água por infiltração ou por extração direta de águas subterrâneas. A maioria dos poços se encontrava nas proximidades de montes de adubos e privadas do tipo fossas negras. A técnica de construção era utilizar paredes permeáveis até o nível do terreno para aumentar o rendimento do poço. Esta errônea técnica levou no período de 1349 a 1417 a morte de 62.000 pessoas decorrente de doenças infecciosas transmitidas pelas águas de poços. Até mesmo no século XIX, os poços de águas subterrâneas existentes no perímetro urbano, mantinham papel predominante no suprimento das cidades.

A falta de quantidade e qualidade da água, o baixo consumo de água diário por pessoa, a disposição desordenada do lixo e dos esgotos acarretou graves problemas de higiene pública, tendo como conseqüência, o aparecimento de grandes epidemias de cólera, varíola e a peste.

Em desacordo a este período, encontrou-se na cultura hebraica, o banho judaico ou “*mikwe*” um local para ritual de banho, escavado em forma de galeria subterrânea, para uso das mulheres antes do casamento. Desta forma mantinha-se a tradição de banhar-se somente em “águas correntes” não conduzida ou despejada por mão humana.

Entre os séculos XVII e XIX, a população européia aumentou, concentrando-se em aglomerados urbanos, voltando a utilizar-se de sistemas coletivos de abastecimento de água, porém, sem a preocupação com a qualidade da água.

Atribui-se ao holandês Anton van Leeuwenhoek, em 1675, por meio de microscópio, as primeiras observações e identificações de seres vivos em charcos de águas pluviais e neve. Porém, nesta época não se vinculou a descoberta à origem de doenças.

No século XIX, teve início o tratamento da água com a tecnologia dos filtros lentos, desenvolvida em 1804 por James Gibb na Escócia, que tinha como objetivo inicial clarificar a água e mais tarde teve reconhecido a sua eficiência no tratamento, sendo posteriormente implantada na cidade de Londres em 1829.

O avanço da bacteriologia, no século XIX, possibilitou a compreensão do universo de seres que habitavam a água e sua implicação no surgimento das doenças. É importante ressaltar também, o papel dos químicos na compreensão dos mecanismos associados à água.

O primeiro caso confirmado, de forma científica, de surto epidêmico da cólera veiculado pela água de abastecimento deu-se em Londres em 1854, através do estudo dos casos de contaminação dos consumidores da “Bomba da Rua Larga” pelo Dr. John Snow, que identificou e comprovou que o abastecimento de água proveniente daquele poço fora o veículo de infecção. Durante este período a cidade teve 10.000 mortes por cólera em uma população de 2,5 milhões de habitantes. Esta descoberta originou a criação do Conselho de Proteção das Águas do Rio Tamisa, em 1857, que definiu os investimentos de engenharia de saúde pública – tratamento de água e rede coletora de esgoto - resultando em 1870 na eliminação de focos de doenças de veiculação hídrica na capital.

Em 1885, Percy Frankland removeu bactérias da água, que passaram através dos filtros lentos de areia da cidade de Londres; em suas análises originais empregou a técnica da placa de gelatina, criada por Robert Koch em 1881.

O homem custou a tomar consciência da íntima relação homem-ambiente-saúde, apesar de Hipócrates, 300 anos a.C. já ter sinalizado sobre os efeitos da poluição ambiental na saúde de uma população no seu livro “Ares, Águas e Lugares”. Somente em 1972, a partir da 1º Conferência Mundial sobre o Meio Ambiente, realizada na Suécia, as nações passaram a ter um fórum de discussão sobre a necessidade de preservar o meio ambiente. Em 1987, foi publicado o Relatório Brundtland que apresentava uma nova abordagem integrada entre meio ambiente e desenvolvimento econômico, também conhecido como crescimento sustentável.

A integração das questões de saúde e desenvolvimento social e econômico com as questões ambientais foi referendada na 2ª Conferência Mundial sobre o Meio Ambiente, realizada no Rio de Janeiro, em 1992 (Câmara, 2002). A Tabela 1 apresenta uma breve cronologia e perspectiva do aproveitamento da água doce no século XX.

Tabela 1 - Visão Histórica e perspectiva do aproveitamento de água no Brasil e no mundo
(Tucci, 1995)

<i>Período</i>	<i>Países desenvolvidos</i>	<i>Brasil</i>
1945-60 Engenharia com pouca preocupação ambiental	Uso dos recursos hídricos para o abastecimento Navegação Hidroeletricidade Qualidade da água dos rios Medidas estruturais de controle das enchentes	Inventário dos Recursos Hídricos Início dos empreendimentos hidroelétricos e projetos de grandes sistemas
1960-1970 Início da pressão ambiental	Controle de efluentes Medidas estruturais para enchentes Legislação para qualidade da água dos rios	Início da construção de grandes empreendimentos hidrelétricos Deterioração da qualidade da água de rios e lagos próximos a centros urbanos
1970-80 Controle ambiental	Contaminação de aquíferos Deterioração ambiental de grandes áreas metropolitanas Controle na fonte de drenagem urbana Controle da poluição doméstica e industrial Legislação ambiental	Ênfase em hidrelétricas e abastecimento de água Início da pressão ambiental Deterioração da qualidade da água dos rios devido ao aumento da produção industrial e concentração urbana
1980-90 Globalização	Impactos climáticos globais Preocupação com a conservação das florestas Prevenção de desastres Controle dos impactos da urbanização sobre o ambiente Contaminação de aquíferos	Redução do investimento em hidrelétricas devido à crise fiscal e econômica Piora das condições urbanas enchentes, qualidade da água. Fortes impactos da seca do nordeste Aumento de investimento em irrigação Legislação ambiental
1990-2000 Desenvolvimento sustentável	Desenvolvimento sustentável Aumento do conhecimento sobre o comportamento ambiental causado pelas atividades humanas Controle ambiental das grandes metrópoles Pressão para o controle da emissão de gases, preservação da camada de ozônio Controle da contaminação dos aquíferos das fontes não pontuais	Legislação de recursos hídricos Investimento no controle sanitário das grandes cidades Início da privatização dos serviços de energia e abastecimento
2000 Ênfase na água	Desenvolvimento da visão mundial da água Uso integrado dos recursos hídricos Melhora da qualidade da água das fontes não-pontuais rural e urbana Desenvolvimento do gerenciamento dos recursos hídricos dentro de bases sustentáveis	Avanço do desenvolvimento dos aspectos institucionais da água Privatização do setor energético Aumento de usinas térmicas para produção de energia Aumento da disponibilidade de água no nordeste Desenvolvimento de planos de drenagem urbana para as cidades

3.2. Normas e Padrões para o uso da água bruta

No tocante à água de consumo humano existe, prescrito em legislação, um conjunto de valores máximos permissíveis referentes às características físico-químicas e bacteriológicas da água. Os mesmos baseiam-se em estudos toxicológicos resultantes da exposição do organismo humano aos agentes presentes na água, que constituem fator de risco para a saúde humana.

As normas de padrão de potabilidade são estabelecidas pelas autoridades sanitárias dos países por meio de leis, decretos ou regulamentos. Utilizam-se como referência os valores definidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS), que não são de caráter obrigatório, podendo ser modificados pela autoridade sanitária do país, segundo suas variáveis locais e/ou regionais relacionadas com aspectos econômicos, ambientais e sociais. A OMS estabelece esse padrão através da avaliação de risco dos contaminantes físico-químicos, microbiológicos e radiológicos que não, necessariamente, estão presentes em sua totalidade em todos os sistemas de abastecimento de água. Por essa razão, segundo a OMS, ao estabelecer padrão de potabilidade, cada país deve realizar estudos criteriosos, que levem em consideração suas características hidrogeológicas e as atividades humanas desenvolvidas em seu território preconizando a proteção da saúde coletiva. Por exemplo, na Comunidade Européia Integrada, da qual fazem parte quinze países membros, encontra-se a Diretiva nº 2000/60/EC-Quality of Water Intended for Humam Consumption (European Communities, 2000), que estabelece os parâmetros de referência mínimos, além de apresentar as frequências mínimas de amostragem para regulamentação em cada país membro pela autoridade nacional competente.

No Brasil, há normas que regem o padrão de qualidade segundo níveis máximos permitidos, os quais devem ser observados em todo o território nacional, de águas para:

- Consumo Humano: Portaria nº 518, de 25 de março de 2004, estabelece o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (Ministério da Saúde, 2004).
- Captação: resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, classifica as águas doces (dentre outras), com potencial para captação, e estabelece níveis de

qualidade essencial à defesa de seu ecossistema e padrões específicos, de modo a assegurar seu uso preponderante (Ministério do Meio Ambiente, 2005).

Considerando que o controle da poluição está diretamente relacionado com a proteção da saúde, garantia do meio ambiente ecologicamente equilibrado e a melhoria da qualidade de vida, e levando em conta os usos prioritários e classes de qualidade ambiental exigidos para um determinado corpo de água; a resolução CONAMA nº. 357/05 (Ministério do Meio Ambiente, 2005) classifica as águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento simplificado⁴ como classe 1 e águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional⁵ como classe 2. Nessa classe as águas também podem ser destinadas a outros fins, com descrito no artº. 4 e reproduzido a seguir:

III - classe 2: águas que podem ser destinadas:

- 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
- e) à aquicultura e à atividade de pesca.

Aplicam-se às águas doces de classe 2 as condições e padrões da classe 1 à exceção do descrito no tópico a seguir e o que está diferenciado na Tabela 2.

- não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencional.

⁴ Tratamento simplificado consiste em clarificação por meio de filtração, desinfecção e correção de pH quando necessário.

⁵ Tratamento convencional consiste em clarificação com utilização de coagulação e floculação, seguida de desinfecção e correção de pH.

Tabela 2 - Indicadores representativos da qualidade de águas doces, diferenciados para classes 1 e 2 (Ministério do Meio Ambiente, 2005)

<i>Parâmetro</i>	<i>Classe 1</i>	<i>Classe 2</i>
Cor verdadeira	-	até 75 mg Pt/L
Turbidez	até 40 UNT	até 100 UNT
Densidade de cianobactérias	até 20.000 cel./mL ou 2 mm ³ /L	até 50000 cel./mL ou 5 mm ³ /L
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,1 mg/L P	0,1 mg/L P
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico).	0,025 mg/L	0,050 mg/L

Aplicam-se tanto às águas doces de classes 2 e classe 1 o descrito nos tópicos a seguir e o que consta na Tabela 3.

- material flutuante, inclusive espuma não naturais: virtualmente ausentes;
- óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- substâncias que forneçam gosto ou odor: virtualmente ausentes;
- corantes provenientes de fontes antrópicas: virtualmente ausentes;
- resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes;
- pH: 6,0 a 9,0.

Tabela 3 - Indicadores representativos da qualidade de águas doces, classe 1 e 2. (Ministério do Meio Ambiente, 2005)

<i>Parâmetros</i>	<i>Valor Máximo Permitido</i>
Densidade de cianobactérias	20.000 cel./mL ou 2 mm ³ /L
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L
Alumínio dissolvido	0,1 mg/L
Antimônio	0,005mg/L
Arsênio total	0,01 mg/L
Bário total	0,7 mg/L
Berílio total	0,04 mg/L
Boro total	0,5 mg/L
Cádmio total	0,001 mg/L
Chumbo total	0,01mg/L
Cianeto livre	0,005 mg/L
Cloreto total	250 mg/L
Cloro residual total (combinado + livre)	0,01 mg/L
Cobalto total	0,05 mg/L
Cobre dissolvido	0,009 mg/L
Cromo total	0,05 mg/L

Tabela 3 – Continuação

Ferro dissolvido	0,3 mg/L
Fluoreto total	1,4 mg/L
Lítio total	2,5 mg/L
Manganês total	0,1 mg/L
Mercúrio total	0,0002 mg/L
Níquel total	0,025 mg/L
Nitrato	10,0 mg/L (como N)
Nitrito	1,0 mg/L (como N)
Nitrogênio amoniacal total	2,0 mg/L (como N), 7,5 < pH ≤ 8,0
Nitrogênio amoniacal total	1,0 mg/L (como N), 8,0 < pH ≤ 8,5
Nitrogênio amoniacal total	0,5 mg/L (como N), para pH > 8,5
Prata total	0,01 mg/L
Selênio total	0,01 mg/L
Sulfato total	250 mg/L
Sulfeto (H ₂ S não dissociado)	0,002 mg/L
Urânio total	0,02 mg/L
Vanádio total	0,1 mg/L
Zinco total	0,18 mg/L
Acrilamida	0,5 µg/L
Alacloro	20 µg/L
Aldrin + Dieldrin	0,005 µg/L
Atrazina	2 µg/L
Benzeno	0,005 mg/L
Benzidina	0,001 µg/L
Benzo(a)antraceno	0,05 µg/L
Benzo(a)pireno	0,05 µg/L
Benzo(b)fluoranteno	0,05 µg/L
Benzo(k)fluoranteno	0,05 µg/L
Carbaril	0,02 µg/L
Clordano (cis + trans)	0,04 µg/L
2-Clorofenol	0,1 µg/L
Criseno	0,05 µg/L
2,4-D	4,0 µg/L
Demeton (Demeton-O + Demeton-S)	0,1 µg/L
Dibenzo(a,h)antraceno	0,05 µg/L
1,2-Dicloroetano	0,01 mg/L
1,1-Dicloroetano	0,003 mg/L
2,4-Diclorofenol	0,3 µg/L
Diclorometano	0,02 mg/L
DDT (p,p'-DDT + p,p'-DDE + p,p'-DDD)	0,002 µg/L
Dodecacloro pentaciclodecano	0,001 µg/L
Endossulfan (a + b + sulfato)	0,056 µg/L
Endrin	0,004 µg/L
Estireno	0,02 mg/L
Etilbenzeno	90,0 µg/L
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,003 mg/L C ₆ H ₅ OH
Glifosato	65 µg/L
Gution	0,005 µg/L
Heptacloro epóxido + Heptacloro	0,01 µg/L
Hexaclorobenzeno	0,0065 µg/L
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0,05 µg/L
Lindano (g-HCH)	0,02 µg/L
Malation	0,1 µg/L
Metolacloro	10 µg/L

Tabela 3 – Continuação

Metoxicloro	0,03 µg/L
Paration	0,04 µg/L
PCBs - Bifenilas policloradas	0,001 µg/L
Pentaclorofenol	0,009 mg/L
Simazina	2,0 µg/L
Substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno	0,5 mg/L LAS
2,4,5-T	2,0 µg/L
Tetracloroto de carbono	0,002 mg/L
Tetracloroeteno	0,01 mg/L
Tolueno	2,0 µg/L
Toxafeno	0,01 µg/L
2,4,5-TP	10,0 µg/L
Tributilessanho	0,063 µg/L TBT
Triclorobenzeno (1,2,3-TCB + 1,2,4-TCB)	0,02 mg/L
Tricloroeteno	0,03 mg/L
2,4,6-Triclorofenol	0,01 mg/L
Trifluralina	0,2 µg/L
Xileno	300 µg/L

A partir desses indicadores de qualidade, procura-se desenvolver uma análise crítica do sistema hídrico brasileiro, com enfoque para os sistemas de classificação das águas doces superficiais.

3.3. Critérios para o monitoramento da água captada para consumo humano

Segundo Câmara *et al.* (2002) a caracterização deve ser um procedimento de rotina, com coleta e análise de amostras em pontos determinados. Dessa forma, o perfil da área estudada permitirá atuações estratégicas e pertinentes à garantia da qualidade da água captada, tratada e consumida. Para tal, esses autores recomendam a definição dos seguintes parâmetros de apoio:

Fonte de emissão do contaminante para o ambiente: contaminação por atividades agrícolas, sanitárias ou/e industrial.

Mecanismos de transporte: forma de deslocamento dos poluentes pelos vários meios no ambiente, abrange desde a fonte de poluição até os pontos nos quais poderá ocorrer a exposição humana.

Via de exposição: são os caminhos pelos qual o contaminante pode estabelecer contato com o organismo, por exemplo, pela ingestão ou contato dérmico.

População receptora: são as pessoas diretamente expostas ou que potencialmente podem chegar à exposição em local contaminado por poluentes.

Tipo de poluente: existe um elevado número de variáveis que devem ser levadas em consideração na determinação do poluente, por exemplo, fonte, concentração, volatilização, odor, cinética ambiental, solubilidade, biodegradabilidade, sedimentação, ação de microrganismos, adsorção a partículas, interação com outras substâncias, persistência ambiental, oxidação, redução, hidrólise e bioacumulação.

Coleta: no controle de qualidade da água para consumo humano a amostragem é estratégica, o critério fundamental de amostragem do sistema objetiva a maximização da probabilidade de descoberta de fontes de poluição e deve ser fidedigno às características originais da amostra.

Embora não se tenha mencionado acima como critério de monitoramento, o controle de qualidade das matérias-primas utilizadas no tratamento da água, esse é de suma importância, haja visto que determinados poluentes estão relacionados intrinsecamente com os produtos adicionados no processo de tratamento. Um exemplo disto é o íon bromato que poderá estar presente na água tratada em função da qualidade do cloro utilizado na desinfecção. Esse parâmetro é controlado pela portaria 518/04 (Ministério da Saúde, 2004) e permitido no máximo até 25 µg/L. Com base no exposto, faz-se necessário o controle desde a matéria-prima, passando pelo processo, até o produto final, como forma de avaliação da qualidade da água captada e distribuída.

É evidente que se faz necessária à execução de análises de laboratório para se conhecer a qualidade da água produzida e distribuída. Todavia, é fundamental que sua execução e os dados obtidos sejam compatíveis com o objetivo a alcançar, isto é, corrigir as falhas do sistema que fazem com que a qualidade da água não satisfaça aos requisitos estabelecidos. Dessa forma, se os dados não forem obtidos e utilizados de forma a permitir a atuação pretendida, estes perdem sua razão de ser.

No entanto, é importante frisar que as amostras coletadas para análise representam um ponto definido no tempo e os resultados das análises se traduzem em posterioridade aos fatos. Dessa forma, não se deve confundir controle de qualidade com obtenção da qualidade, essa é inerente ao produto e prevista nos processos produtivos e distributivos, pois o controle não agrega qualidade ao produto. A qualidade é obtida em todas as fases, desde a matéria-prima até o consumo. No caso da água para consumo humano, sua qualidade é obtida desde o manancial, passando pela captação, tratamento e distribuição e

o setor de controle de qualidade funciona como avaliador das condições de funcionamento desse sistema (Batalha, 1977).

Paoletto (1997) destacou a importância do monitoramento ambiental e das análises dos parâmetros ambientais na região oeste da Ásia em um projeto em parceria com o governo de oito países (China, Japão, Tailândia, Vietnã, Indonésia, Malásia, Singapura e Taiwan) e o centro de pesquisa da United Nations University (UNU). A UNU preocupa-se com as questões relativas ao meio ambiente global e tem como sede a Global Environment Information Centre (GEIC) em Tóquio, Japão. O objetivo foi o monitoramento da água, com ênfase nos poluentes lançados pelos efluentes industriais e pesticidas. A comunidade científica entende que, um importante aliado no controle racional desses contaminantes deveria ser a lei, cujo conceito é simples: estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água. Entretanto, em alguns casos, devido à precariedade na fiscalização, tem sido economicamente atraente dispor os poluentes no ecossistema, a despeito de todo o comprometimento da vida.

O resultado do monitoramento ambiental é o estabelecimento de referências para medidas preventivas ou/e corretivas, para que o meio ambiente mantenha ou recupere as condições de segurança exigidas afim de que água tenha suas qualidades garantidas.

A partir destes critérios, nos próximos tópicos serão abordados alguns estudos que visaram avaliar o impacto de despejos urbanos e/ou sanitário sobre a qualidade da água superficial.

3.4. Monitoramento do Rio Grande (México-Estados Unidos)

O Rio Grande se situa ao longo da fronteira do México com os Estados Unidos, e passa pela região metropolitana de El Paso e Comandante Juarez, fluindo de Borderland para Guayuco, conforme apresentado na Figura 1. Walsh *et al.* (2003) analisaram a relação entre a degradação desse ecossistema e a qualidade da água. As principais causas de poluição desse corpo d'água são: as atividades de extração de minério, mais precisamente do despejo de material produzido durante a fusão e refino de metais (escória), as atividades agrícolas com conseqüente lançamento de fertilizantes e agrotóxicos e o esgoto doméstico. O Rio Grande tem seu uso condenado até mesmo para fins de recreação, seja por contato primário (direto) ou secundário, onde o contato com a água é esporádico ou acidental.

Como forma de avaliação e acompanhamento sistemático, foram escolhidos sete pontos para coleta, de acordo com o impacto das atividades antropogênicas e do acesso: Borderland, Montoya Drain, American Dam, Gaging Station, La Hacienda, San Elizario, e Guayuco.

Foram monitorados os seguintes parâmetros cromo, cobre, cádmio, níquel, chumbo, zinco e arsênio, bem como pH e condutividade, nos meses de novembro de 2000, fevereiro e maio de 2001 e fevereiro, abril e maio de 2002. Para efeito de interpretação, na Tabela 4 são apresentados os resultados nos quais houve detecção da espécie investigada, com destaque em vermelho para valores fora da especificação.

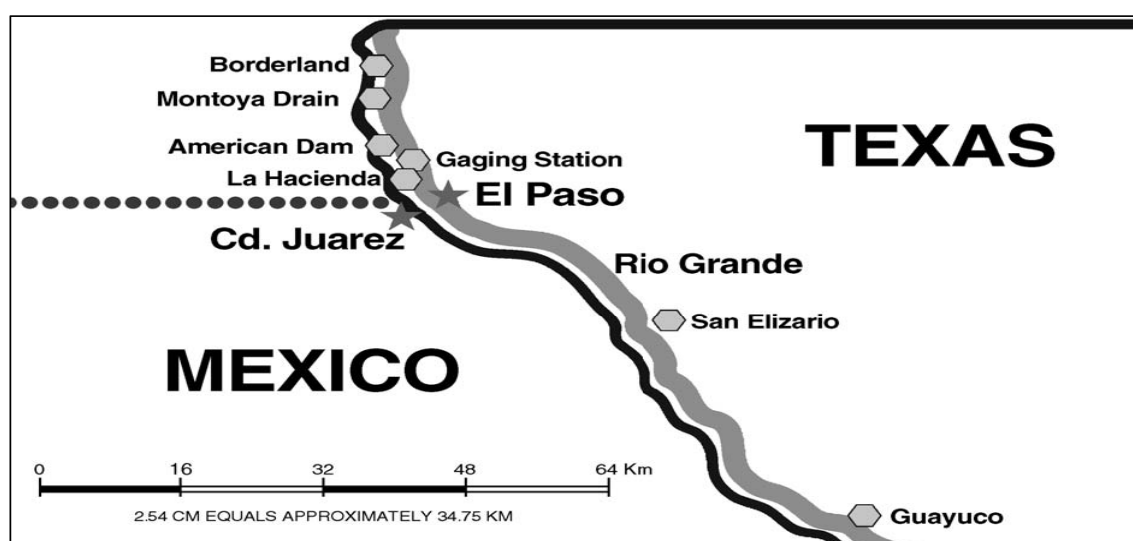


Figura 1 - Mapa dos pontos de coleta no Rio Grande, representados pelos hexágonos (Wash *et al.*, 2003)

Tabela 4 – Parâmetros analisados ao longo do Rio Grande em $\mu\text{g/L}$ (Wash *et al.*, 2003)

Localidade	pH	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	As	Pb	Zn
Borderland	8,1	729	-	0,010	-
Montoya Drain	8,3	1024	-	0,023	0,080
American Dam	8,4	1894	0,013	-	-
Gaging Station	8,2	777	-	-	-
La Hacienda	8,4	946	-	-	-
San Elizario	8,0	2120	-	0,079	0,091
Guayuco	8,3	3250	-	0,045	0,128
Padrão	6,5 a 9,0	-----	0,019	0,032	0,047

Dessas análises, constatou-se que, os baixos teores de metal pesado em água devem-se aos valores de pH. Em pH 8,0 a maioria dos metais encontra-se precipitada como hidróxido e, dessa forma, indisponíveis em solução, mesmo assim alguns valores excederam a especificação. O acompanhamento dessas dosagens é uma sugestão dos autores do trabalho e têm sua importância no monitoramento da qualidade de água e posterior regulamentação de sua utilização com segurança adequada, frente às classes de qualidade.

Em continuação a esse trabalho, Owens e Niemeyer (2006) investigaram os impactos à saúde da população residente as margens dessa bacia hidrográfica. Para tal, estudou-se a cidade de Matamoros no estado de Tamaulipas no México. Essa região possui 350 residências, uma escola e um posto médico. Embora esse estudo exploratório possua um pequeno plano de amostragem, os autores consideraram que os resultados apontavam um monitoramento mais intensivo na área limítrofe a região estudada. A amostragem deu-se a uma profundidade de 20 a 30 cm da superfície do canal. Os indicadores de qualidade analisados foram: sólidos totais dissolvidos (método gravimétrico), por cromatografia iônica: fluoreto, cloreto, nitrito, brometo, nitrato, fosfato, sulfato, lítio, sódio, amônia, potássio, magnésio e cálcio, e por absorção atômica: cobre, chumbo, níquel, zinco, cádmio e cromo (absorção Atômica). Todos os poluentes analisados foram comparados a US EPA (1999) recomendação nacional para garantia da qualidade da água. Essa especificação foi desenvolvida para águas de superfície e subterrâneas e baseia-se em julgamentos científicos que relacionam concentrações de poluentes, com os efeitos no ser humano e no meio ambiente. Foram escolhidos 4 pontos de amostragem, (1) próximo à desembocadura de um efluente de origem desconhecida, (2) 10 metros acima da cidade com aparente ausência de fontes poluidoras, (3) a 400 metros acima da cidade e próximo à desembocadura de um efluente de origem desconhecida, (4) na nascente do corpo d'água estudado. Os resultados das análises encontram-se nas tabelas de 5 a 7:

No geral, os cátions e ânions estudados estavam presentes no canal em baixas concentrações, com exceção de cloreto, sulfato e sódio. O cloreto variou de 165 (ponto 4) a 1053 (ponto 1) mg/L. A US EPA recomenda que o valor máximo permitido para esse parâmetro seja de 860 mg/L. Embora o cloreto não tenda a ser tóxico para os organismos aquáticos, as concentrações observadas nos pontos 1, 2 e 3 podem desequilibrar o balanço osmótico das espécies presentes nesse corpo d'água. Além do que níveis altos de cloreto, sódio (177 a 713 mg/L) e sulfato (178 a 412 mg/L) indicam entrada de água salobra, particularmente no ponto (1).

Tabela 5 - Concentração média dos ânions (mg/L) e desvio padrão relativo em (%) em função do ponto de amostragem (Owens e Niemeier, 2006)

Ponto	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	F ⁻	NO ₂ ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻
1	1053 ± 136	412 ± 83	0.59 ± 0.08	ND ⁶	2.61 ± 0.34	1.08 ± 0.21	10.40 ± 0.71
2	444 ± 31	229 ± 42	0.89 ± 0.19	ND	0.67 ± 0.06	7.85 ± 11.9	13.40 ± 3.10
3	361 ± 24	238 ± 10	ND	ND	0.73 ± 0.11	1.54 ± 0.99	7.59 ± 0.95
4	165 ± 7	178 ± 6	0.59 ± 0.17	ND	1.05 ± 1.60	2.46 ± 2.47	6.03 ± 2.10

Tabela 6 - Concentração média dos cátions (mg/L) e desvio padrão relativo em (%) em função do ponto de amostragem (Owens e Niemeier, 2006)

Ponto	Na ⁺	K ⁺	Li ⁺	NH ₄ ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
1	713 ± 83	18.0 ± 0.9	0.18 ± 0.06	62.0 ± 13.8	66.9 ± 6.69	124 ± 20
2	348 ± 32	27.8 ± 3.3	0.03 ± 0.05	50.8 ± 4.3	35.9 ± 3.1	109 ± 7
3	268 ± 23	12.3 ± 1.5	ND	43.3 ± 0.7	34.5 ± 5.6	96 ± 5
4	177 ± 15	17.2 ± 14.2	ND	31.3 ± 1.8	21.8 ± 1.5	77 ± 2

Tabela 7 - Concentração média dos metais em (mg/L) e desvio padrão relativo em (%) em função do ponto de amostragem (Owens e Niemeier, 2006).

Ponto	Pb	Ni	Cu	Zn	Fe	Cd
1	0.05 ± 0.04	0.21 ± 0.19	ND ⁷	ND	ND	ND
2	0.07 ± 0.01	0.40 ± 0.32	0.09 ± 0.02	ND	ND	ND
3	0.20 ± 0.04	1.07 ± 0.11	0.34 ± 0.05	ND	ND	ND
4	0.40 ± 0.04	1.45 ± 0.46	0.05 ± 0.04	ND	ND	ND

Há pequena variação de concentração de cálcio, magnésio e fosfato ao longo dos quatro pontos estudados. Contudo as concentrações de sulfato, cloreto e sódio aumentam substancialmente à medida que a água flui da nascente para a cidade.

Zinco, ferro e cádmio não foram detectados em nenhum ponto de amostragem. Contudo, chumbo esteve presente em concentrações de 0,05 a 0,40 mg/L. O chumbo excedeu o valor máximo recomendado pela US EPA que é de 0,0025 mg/L. O níquel estava presente em concentrações de 0,21 a 1,45 mg/L. O níquel também excedeu o valor máximo recomendado pela US EPA que é de 0,052 mg/L. O cobre estava presente em

⁶ Não detectado

⁷ Não detectado

concentrações de 0,05 a 0,34 mg/L. O cobre também excedeu o valor máximo recomendado pela US EPA que é de 0,009 mg/L. Avaliando a distribuição dos metais ao longo dos pontos de amostragem, observou-se que as concentrações de chumbo e níquel são altas na nascente do rio e diminuem sensivelmente à medida que se aproxima a cidade. Já o cobre não descreve uma distribuição previsível.

Os resultados dessa investigação apontaram para a necessidade urgente de um plano de amostragem e análise dessa região. É imprescindível que uma equipe multidisciplinar integre a análise química com testes toxicológicos e, dessa forma, avalie o impacto dessa exposição ao meio ambiente e aos seres humanos.

3.5. Monitoramento do Rio Axios (Grécia)

A bacia do Rio Axios tem 24437 km², sendo que 12% (2993 km²) situam-se na Grécia e 83% (20183 km²) na Iugoslávia (denominado Rio Vardar nessa região), como mostrado na Figura 2. Esse corpo d'água vem sofrendo sérias mudanças em função da grande carga de nutrientes, metais pesados e outros compostos lançados ao longo de seu curso. O efluente das indústrias, o esgoto doméstico e o excedente de pesticidas e fertilizantes utilizados na lavoura são os principais responsáveis pela degradação do rio.

Karageorgis *et al.* (2003) propuseram uma avaliação do impacto ambiental e recomendaram que o monitoramento da qualidade desse rio fosse realizado por uma equipe multidisciplinar, responsável pelo levantamento de questões sociais, econômicas e ambientais. O objetivo do estudo desses autores foi avaliar a distribuição sazonal e geográfica das descargas de nutrientes, metais dissolvidos e sólidos particulados e compará-los com os critérios legais para qualidade da água, bem como identificar suas fontes.

Os nutrientes analisados foram nitrato, nitrito, amônia e fosfato. A fonte de nutrientes deve-se ao uso de fertilizantes e descarga de esgoto doméstico não tratado, o que se refletiu na presença de clorofila a no ponto 2. Além desses parâmetros, também foram analisados sete metais pesados: cobre, chumbo, zinco, arsênio, cádmio, cromo e níquel, conforme representado na Tabela 8

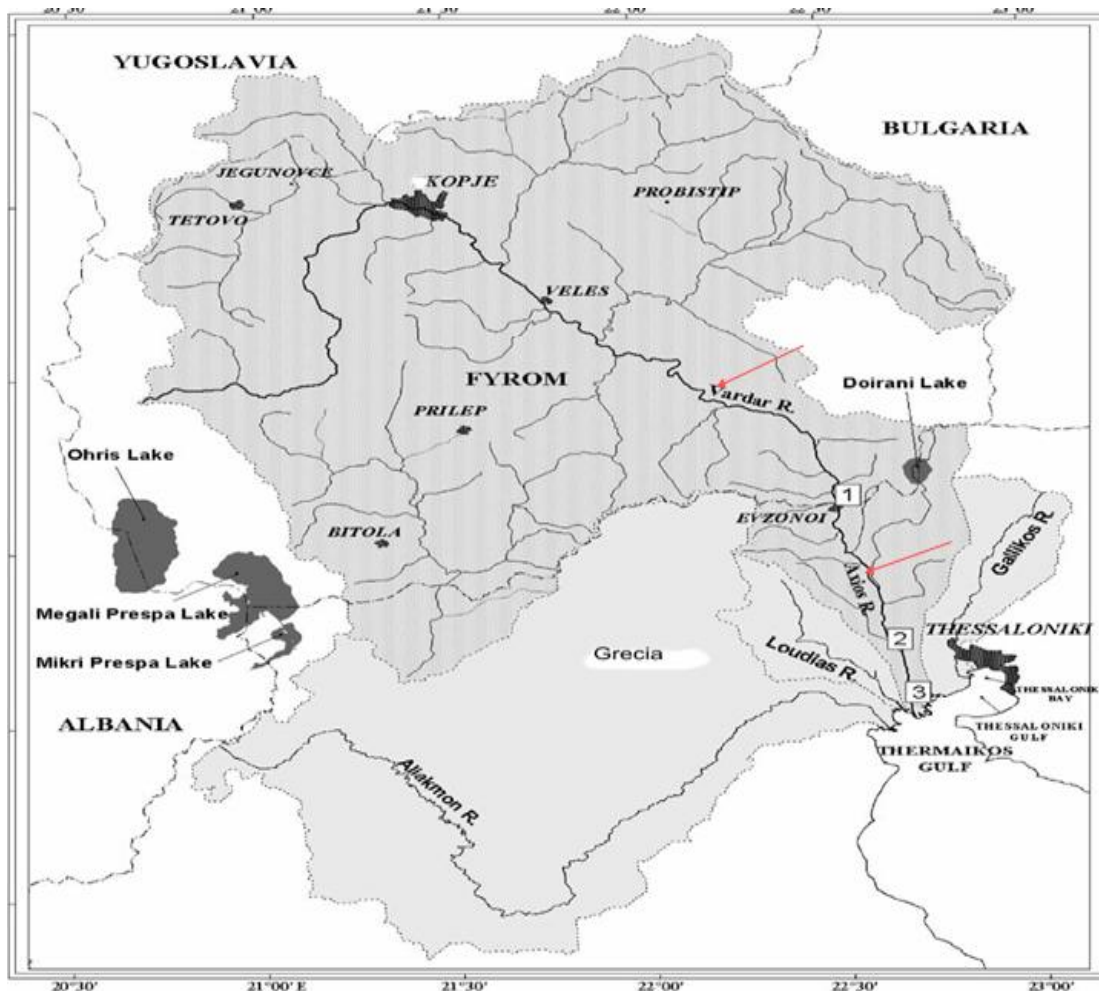


Figura 2 - Rio Axios e os pontos de coleta (Karageorgis *et al.*, 2003)

Foram escolhidos três pontos para o monitoramento, o ponto 1 situa-se próximo a Fyrom (zona urbana e agrícola), o ponto 2 está em Thessaloniki (zona industrial) e o ponto 3 próximo ao golfo de Thermaikos (região marinha), conforme apresentado na Figura 2.

A origem desses elementos está acentuadamente relacionada à geologia da área estudada, bem como aos minérios processados nas indústrias e agrotóxicos inorgânicos.

Os metais pesados dissolvidos na água dos pontos 1 e 2, exibem comportamento similar, isto é, cobre, zinco, arsênio, cádmio, cromo e níquel não mostram discrepância entre seus teores. Uma parte significativa desses metais tem origem na conformação natural da bacia hidrográfica. Entretanto, as atividades antropogênicas devem ser consideradas como fontes potenciais de incremento.

Tabela 8 - Teor de metal dissolvido na área de estudo e respectiva especificação do país (Karageorgis *et al.*, 2003)

Metal	Concentração ($\mu\text{g/L}$) mín-máx				
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Especificação do país	
	Urbana e Agrícola	Industrial	Água do mar	Água doce	Água do mar
Cobre	2,1-13,7	1,8-12,7	0,06-0,52	1300	-
Chumbo	1,7-11,1	1,9-28,4	-	50	8,5
Zinco	11,9-56,2	6,3-43,9	-	-	86
Arsênio (III)	2,2-10,9	2,5-7,6	-	10	36
Cádmio	0,1-1,1	0,1-0,52	0,001-0,30	5	9,3
Cromo (VI)	1,3-4,2	0,2-3,3	-	100	50
Níquel	2,3-8,2	2,9-11,2	0,06-0,96	610	8,3

De um modo geral, todos os elementos estão dentro da especificação e suas concentrações revelam-se insignificantes ao deixar o rio e encontrar mar aberto.

Os cientistas concluíram que o corpo receptor estudado não apresenta nenhuma ameaça à saúde humana e à vida aquática. Entretanto, a necessidade de monitoramento regular é altamente recomendada para assegurar a qualidade da água.

3.6. Monitoramento do Rio Leste (China)

O Rio Leste também chamado Dongjiang localiza-se na China (Figura 3) e fornece água potável para Hong Kong desde 1960. A água é transportada e armazenada no reservatório de Shenzhen (SZR) e, após tratamento, distribuída para os reservatórios de Plover Cove (PCR), Shing Mun (SMR) e Shek Pik (SPR), tendo esse último o propósito de armazenar a água de referência. Na eventual reclamação de um consumidor, essa água será utilizada como padrão na solução de problemas. Atualmente, aproximadamente 85% dos cidadãos de Hong Kong abastecem-se com essa água.

Ho *et al.* (2003) concluíram que a urbanização em anos recentes e o conseqüente lançamento de esgoto doméstico associados ao crescimento industrial e despejo dos

produtos químicos agrícolas resultaram na deterioração gradual da qualidade da água do Dongjiang.



Figura 3 - Mapa dos pontos de coleta no Rio Dongjiang, representados pelos triângulos e ainda pelos três reservatórios em Hong Kong, em um total de sete amostragens (Ho *et al.*, 2003)

Sendo assim, para que essa água possa ser utilizada no abastecimento público, realiza-se um tratamento que consiste, inicialmente, em filtração seguida de floculação, coagulação (com sulfato de alumínio) e desinfecção com cloro.

O governo de Hong Kong argumenta que não há evidência de que a água distribuída não esteja em cumprimento às normas de qualidade, na medida em que foram instalados tratamentos de água avançados.

Infelizmente, o monitoramento da água bruta e tratada desse sistema, fornece informações limitadas acerca das qualidades químicas e microbiológicas no canal do rio Dongjiang e nos reservatórios de armazenamento de Hong Kong. Desse modo, não há uma avaliação adequada do risco à saúde a longo prazo.

Em uma primeira amostragem, Ho *et al.*, (2003) analisaram os parâmetros relativos à eutrofização, nitrogênio Kjeldhal total (NKT), fósforo total solúvel (TP), oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (T), bem como os sólidos em suspensão (SS), mostrados na Tabela 9, com destaque em vermelho para valores fora da especificação. Esses resultados foram comparados com a legislação padrão para qualidade da água de Hong Kong.

Tabela 9 - Resultados relativos ao impacto da eutrofização do Rio Dongjiang de outubro 2000 a setembro 2001 (Ho *et al.*, 2003)

<i>Localização</i>	<i>Estação</i>	<i>T (°C)</i>	<i>OD (mg/L)</i> <i>Mín. 6</i>	<i>SS (mg/L)</i> <i>-</i>	<i>NKT</i> <i>(mgN/L)</i> <i>máx. 0,5</i>	<i>TP (mgP/L)</i> <i>máx. 0,025</i>
TY	Úmida	20,4 ± 0,1	4,16 ± 0,25	28,3 ± 1,07	2,41 ± 0,33	0,32 ± 0,11
	Seca	26,1 ± 0,1	4,78 ± 0,21	36,2 ± 2,16	2,13 ± 0,29	0,22 ± 0,08
SMA	Úmida	20,5 ± 0,1	3,96 ± 0,24	33,5 ± 1,11	3,68 ± 0,21	0,43 ± 0,11
	Seca	26,2 ± 0,1	4,91 ± 0,10	52,3 ± 1,80	3,41 ± 0,38	0,38 ± 0,08
TX	Úmida	20,0 ± 0,2	2,66 ± 0,12	44,4 ± 2,42	4,72 ± 0,34	0,54 ± 0,21
	Seca	26,3 ± 0,2	3,48 ± 0,11	68,6 ± 0,54	4,16 ± 0,34	0,48 ± 0,17
SZR	Úmida	20,5 ± 0,1	4,16 ± 0,13	8,8 ± 2,73	3,77 ± 0,31	0,41 ± 0,15
	Seca	26,5 ± 0,2	8,54 ± 0,06	10,3 ± 1,85	2,91 ± 0,55	0,32 ± 0,12
PCR	Úmida	20,6 ± 0,1	5,22 ± 0,13	4,5 ± 0,62	1,95 ± 0,72	0,23 ± 0,02
	Seca	27,3 ± 0,2	9,70 ± 0,08	5,3 ± 0,88	1,47 ± 0,28	0,13 ± 0,02
SMR	Úmida	20,7 ± 0,1	5,35 ± 0,06	3,8 ± 0,73	1,65 ± 0,13	0,11 ± 0,04
	Seca	27,5 ± 0,2	8,58 ± 0,11	4,3 ± 0,15	1,58 ± 0,07	0,12 ± 0,03
SPR	Úmida	20,5 ± 0,1	6,03 ± 0,06	2,2 ± 0,50	1,42 ± 0,16	0,06 ± 0,02
	Seca	27,8 ± 0,2	6,33 ± 0,08	2,7 ± 0,45	1,37 ± 0,15	0,04 ± 0,01

Esses autores consideraram crítico verificar um quantitativo elevado de resultados fora do padrão. No entanto, se comparadas entre si, às condições ambientais do rio mostram-se com qualidade superior no período seco. Isso se deve ao fato de que as chuvas arrastam e suspendem toda a sorte de material para o corpo d'água.

Os resultados mostraram que o curso d'água (TY, SMA e TX) até o primeiro reservatório (SZR) possui baixos índices de oxigênio dissolvido e conseqüentemente muitos sólidos em suspensão, o que está de acordo com a relação existente entre o consumo de oxigênio e a oxidação de matéria orgânica. Esses pontos de coleta apresentam teores significativamente maiores de nitrogênio e fósforo do que aqueles medidos nos reservatórios, o que sinaliza para lançamentos de esgoto doméstico e excedente de fertilizantes. Esse panorama aponta para a floração potencial de algas tóxicas. Analisando os reservatórios de distribuição (PCR, SMR e SPR), depreendem-se altos índices de oxigênio dissolvido, principalmente no período seco ou de temperatura moderada, pouco sólido em suspensão, bem como baixos teores de nitrogênio e fósforo.

Com o objetivo de verificar como o perfil da água tratada impacta na qualidade final da água de abastecimento público foram coletadas, em dois edifícios situados na área urbana de Hong Kong, amostras da rede de distribuição, em intervalos trimestrais cobrindo de outubro 2000 a setembro 2001. Os parâmetros selecionados foram analisados e seus valores comparados com o Guia da Organização Mundial de Saúde (WHO), como apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Resultados relativos à água tratada do Rio Dongjiang de outubro 2000 a setembro 2001 (Ho *et al.*, 2003)

<i>Parâmetro de Qualidade da Água (mg/L)</i>	<i>Valores WHO água tratada (mg/L)</i>	<i>Resultados médios (mg/L)</i>	<i>Resultados mín-máx (mg/L)</i>
Nitrato	50,0	9,35	6,13 - 13,88
Nitrito	3,0	0,011	0,007 - 0,013
Cádmio Total	0,003	0,0011	0,0001 – 0,0014
Cobre Total	2,0	0,11	0,09 – 0,14
Zinco Total	-	0,016	0,012 – 0,017

Embora, nenhum valor tenha excedido o estabelecido pela legislação, os parâmetros necessitam ser constantemente monitorados, a fim de que não haja o menor risco de uma contaminação maciça.

Os pesquisadores concluíram que os poluentes orgânicos, principalmente aqueles de origem animal, como esgoto bruto, e os químicos de origem industrial e agrícola não só poluem o curso d'água como potencializam a eutrofização nos reservatórios.

Enquanto a água de Hong Kong estiver dentro dos padrões aceitáveis da legislação, principalmente devido à alta performance do tratamento de água, medidas restritivas não recairão sobre as fontes poluentes. Contudo, a longo prazo, o risco de se ingerir água contaminada não pode ser negligenciado. Na conclusão do estudo, os autores recomendaram que as autoridades competentes deveriam controlar com rigor a emissão de poluentes e exigir a quem de direito, um eficiente programa de monitoramento de toda a água utilizada para o abastecimento público.

3.7. Monitoramento do Rio Pinios (Grécia)

O Rio Pinios é o maior da Grécia e, como mostrado na Figura 4, situa-se na região da Thessalia, praticamente não habitada, devido à agricultura extensiva. Além disso, este rio é o responsável pelo abastecimento de água potável e outros usos como industrial, agrícola e atividades de recreação. Possui 9.747 km² de área e sofre flutuações elevadas de vazão, 140 m³/s no inverno e 20 m³/s nos meses de verão, como mostrado na Figura 5.

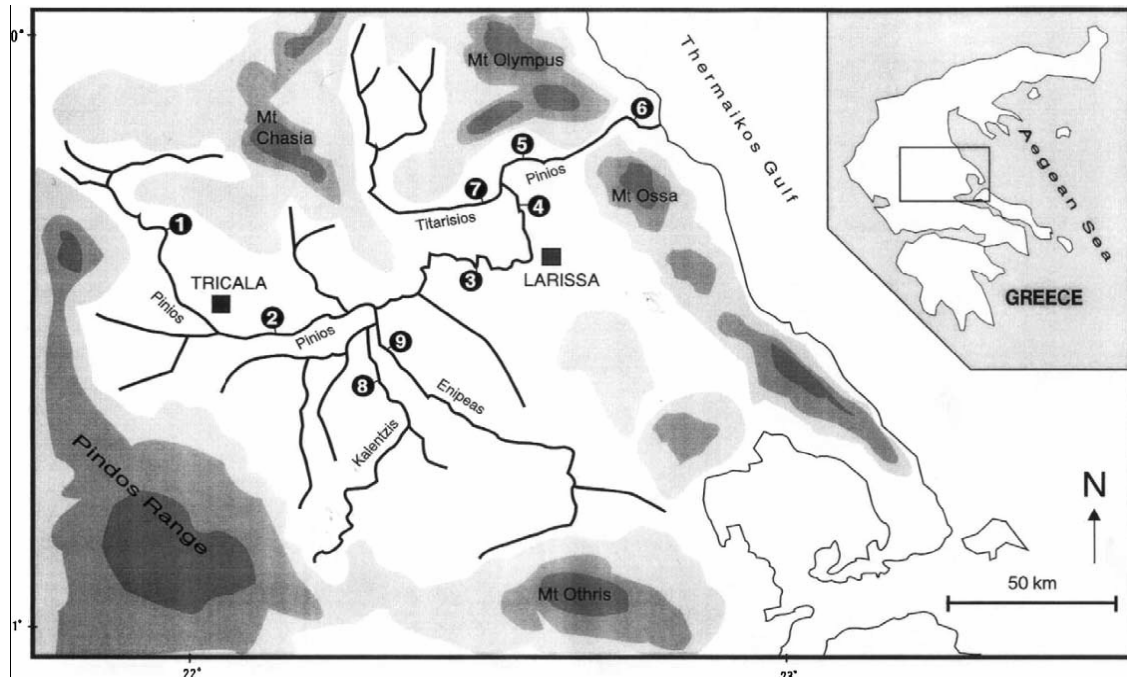


Figura 4 - Mapa da região da Thessalia (Grécia Central) e os pontos de amostragem representados pelos números de 1 a 9 (Sawidis e Bellos, 2005)

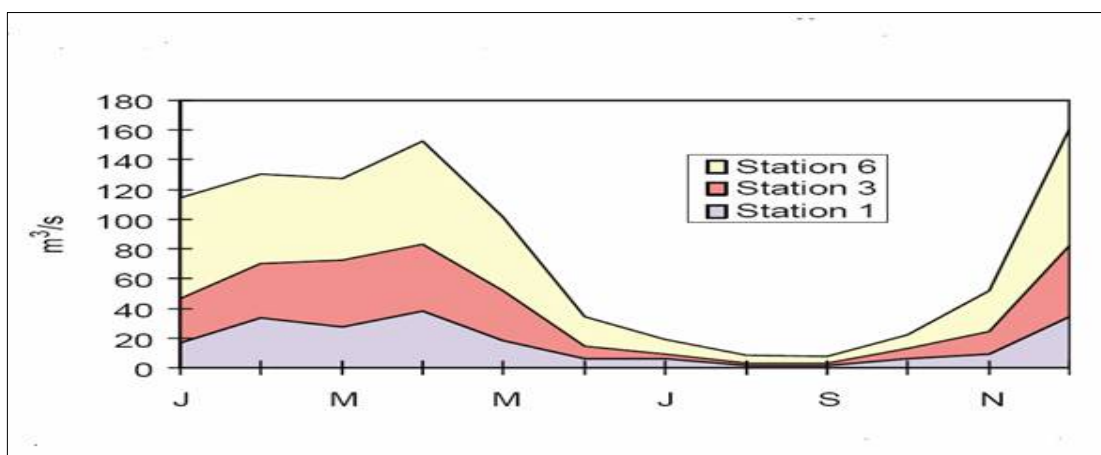


Figura 5 – Resultados de determinação de vazão do Rio Pinios de 1996 a 1998 em Station 1 (Fotada), Station 3 (Larissa) e Station 6 (Pyrgetos) onde eixo y: vazão do Rio (m³/s) e eixo x mês do ano (Sawidis e Bellos, 2005)

A planície de Tessalia é cercada por montanhas, ao norte tem-se a montanha Olympus e Chasia, a oeste a Pindos, ao sul o Monte Othrys e a leste o Monte Ossa. Essas montanhas impedem a circulação de ar e no verão são atingidas temperaturas em torno de 46°C na cidade de Larissa. Somando-se a geografia com o clima temperado, com chuvas ora escassas ora abundantes, estabelecem-se o processo de eutrofização e inundações. Em ambos os casos, os efeitos são indesejáveis para a qualidade da água. Afora a questão natural, somam-se as contribuições antropogênicas: o efluente das atividades agrícolas, o esgoto doméstico das cidades de Tricala e Larissa, os lançamentos de uma indústria de açúcar e de processamento de azeitona e por fim os resíduos do abate de animais.

Sawidis e Bellos (2005) estabeleceram, ao longo do Rio Pinios, nove locais de coleta, com o objetivo de amostrar todos os focos de contaminação: (1) Fotada, uma área relativamente não afetada, perto da nascente do rio; (2) Keramidi, uma estação que recebe esgoto doméstico da cidade de Tricala (60.000 habitantes); (3) Larissa (120.000 habitantes) a jusante da cidade; (4) Indústria de açúcar; (5) Itea, que é influenciado por pequenas indústrias; (6) Pyrgetos próximo à desembocadura no Mar Aegean; (7) afluente Titarisios, que se origina no Monte Olympus e Chasia; (8) afluente Kalentzis, que se origina de Pindos e (9) afluente Enippeas, que se origina de Monte Othrys. Todos os afluentes apontados acima somente são poluídos pelos lançamentos da agricultura.

Estabeleceu-se uma periodicidade mensal de coleta ao longo de três anos (1996-1998) para o monitoramento dos seguintes parâmetros: dureza, DQO, condutividade, temperatura, pH e oxigênio dissolvido, esses três últimos apresentados nas figuras de 6 a 8, respectivamente.

O perfil gráfico da temperatura (Figura 6) retrata a influência de fatores climáticos e antropogênicos os quais se constituem das condições geográficas, desmatamentos que abrem espaço aos pastos, uso da água na refrigeração de complexos industriais que, ao retornar ao meio ambiente, encontra-se em temperaturas freqüentemente mais elevadas do que a de origem, tudo isso contribuindo para o aquecimento do corpo d'água.

Altas temperaturas ocasionam intensa evaporação com conseqüente redução do nível da água, conforme exposto na Figura 5. Muitas vezes isso conduz ao aumento da concentração de matéria orgânica, responsável pela depleção do oxigênio na água. O calor acelera os processos biológicos nas plantas e nos animais, esgotando esse oxigênio. Entretanto, há uma queda gradual na temperatura da água após a passagem do rio pela cidade de Larissa (pontos 5 e 6), especialmente após a contribuição do afluente Titarisios (ponto 7), que se origina das fontes frias de Monte Olympus.

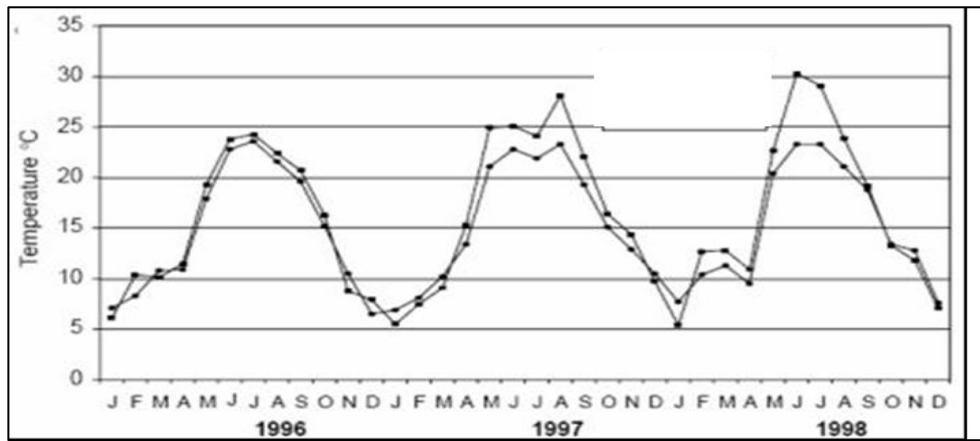


Figura 6 - Relação entre a média dos resultados da temperatura e a variação sazonal do Rio Pinios nos pontos 1 a 9 (Sawidis e Bellos, 2005)

Os valores de pH (Figura 7) não apresentaram alterações significativas com a variação sazonal, o que pode ser ratificado pela presença da espécie *Drepanocladus fluitans*, um indicador de habitat aquático com quantidades relativamente elevadas de nutrientes e de pH neutro. Os valores observados ficaram dentro da escala para permitir todos os processos naturais da vida aquática.

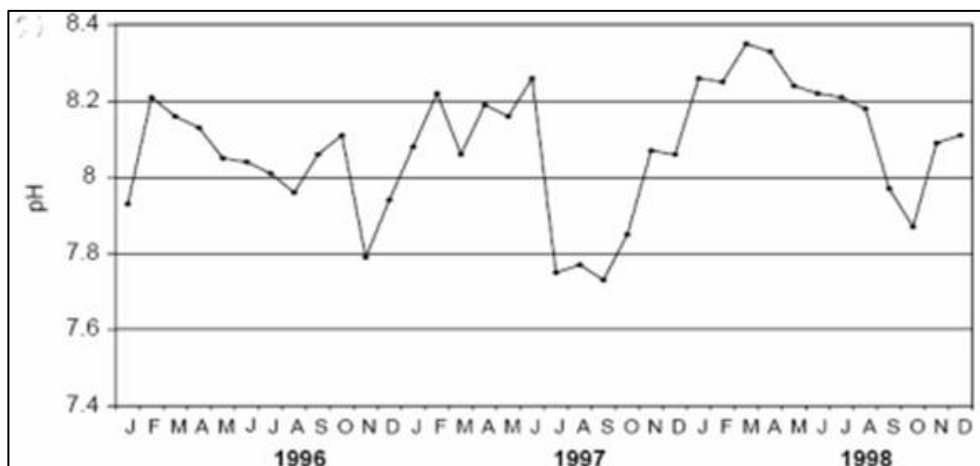


Figura 7 - Relação entre a média dos resultados de pH e a variação sazonal do Rio Pinios nos pontos 1 a 9 (Sawidis e Bellos, 2005)

A partir do monitoramento do teor de oxigênio dissolvido na água (Figura 8), constatou-se que a poluição térmica aumenta a solubilidade de determinados produtos químicos e, geralmente, diminui a solubilidade dos gases, em especial a quantidade de oxigênio dissolvido. Esse decréscimo está cronologicamente relacionado com o

aparecimento das florações de algas, que recobrem a superfície aquática impedindo o enriquecimento da água pelo oxigênio atmosférico.

Após o período de verão, com a mortandade das algas e seu depósito no fundo do rio, a demanda de oxigênio aumenta devido à decomposição dessa matéria orgânica pelos microrganismos. O nível de oxigênio pode, então, alcançar índices perigosamente baixos, inviabilizando a sobrevivência das espécies aquáticas que dependem dele.

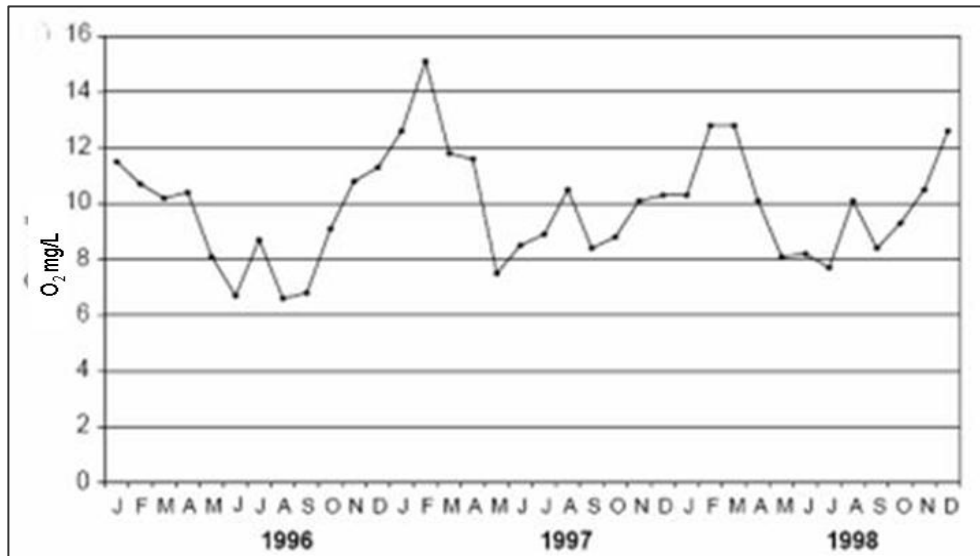


Figura 8 - Relação entre a média dos resultados de oxigênio dissolvido e a variação sazonal do Rio Pinios nos pontos 1 a 9 (Sawidis e Bellos, 2005)

Os resultados da demanda química de oxigênio, que variou de 10 a 20 mg/L, relacionam-se com a poluição da água pela descarga de esgoto doméstico, efluentes industriais e excedentes da prática agrícola. Os pontos 4 e 5, situados após a passagem do rio pela cidade de Larissa apresentam elevado valor desse parâmetro, que tem relação direta com os fatores mencionados.

A condutividade, que varia de 300 a 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e a dureza, que varia de 150 a 280 mg CaCO_3/L , dão informação acerca da concentração de sais dissolvidos. No ponto 8 esses valores são elevados por conta do encontro do rio com o mar. Ademais, as atividades humanas e a natureza dos depósitos geológicos, sobre os quais o rio flui, são as duas razões principais para os valores elevados. Na região mediterrânea, a maioria dos rios atravessa leitos de rocha calcárea, que induzem a forte mineralização da água. Em Thessalia, mais de 230.000 toneladas de fertilizantes e 2000 toneladas de agroquímicos estão sendo usadas

anualmente. No período de chuvas abundantes, uma concentração elevada de nutrientes atinge o corpo d'água e os índices de condutividade e dureza elevam-se proporcionalmente. As conseqüências da entrada maciça desses nutrientes são extremamente perigosas no que se refere ao crescimento descontrolado das algas e suas conseqüências.

3.8. Monitoramento do Rio Store Vejlea (Dinamarca)

Christensen *et al.* (2006) reconheceram que o impacto ambiental das descargas industriais e urbanas nos rios tem ganho atenção internacional. O Rio Store Vejlea situado a 20 km a oeste de Copenhague foi o objeto de estudo da toxicidade de compostos químicos e biológicos. Amostras de água foram analisadas para pH, condutividade, cloreto, chumbo, cobre e zinco. Na Tabela 11 são apresentados os resultados de 12 amostragens realizadas no Rio Store Vejlea. Os ensaios para o bioteste foram conduzidos de acordo com a ISO-padrão para teste de toxicidade com algas.

Tabela 11 – Características hidro-químicas e concentrações de metal de amostras de água coletadas em Store Vejlea (Christensen *et al.*, 2006)

Parâmetro	Unidade	Amostra						
		1	2	3	4	5	6	7-12
Condutividade	mS/cm	1,1	1,3	1,3	1,3	1,1	1,3	1,0-1,4
pH	-	7,6	7,7	8,1	7,3	8,0	7,6	7,6-8,2
Cloreto	mg/L	174	329	259	358	159	489	141-266
Chumbo	µg/L	4,7	1,7	3,6	3,1	2,0	2,7	0,6-3,5
Cobre	µg/L	25	3,7	2,9	3,4	3,3	4,4	3,5-12
Zinco	µg/L	29	15	12	17	14	20	13-23

Os ensaios para o bioteste foram conduzidos de acordo com a ISO-padrão para teste de toxicidade com algas. De todas as amostras analisadas, apenas a amostra 1 revelou-se tóxica para a espécie *P. Subcapitata*, devido à presença de cobre em concentração de 25µg/L. No entanto, no geral todas as outras amostras não se apresentaram tóxicas a espécie estudada.

3.9. Monitoramento do Rio Glinscica (Eslovênia)

Brilly *et al.* (2006) consideraram que a área urbana é um sistema complexo, resultado dos diferentes usos da terra e densidade populacional. A pavimentação, por exemplo, afeta fortemente o escoamento de água, que resulta em transbordamento de água muitas vezes misturada a esgoto. As implicações da urbanização afetam menores rios do que aqueles de grande porte, que contam com a questão da diluição de seus poluentes. A química da água de superfície reflete muitas influências, incluindo a litologia da bacia, condições climáticas e ações antropogênicas. As atividades industriais e urbanas são as principais fontes de poluição, exercendo um alto impacto na qualidade da água. Tipicamente, um rio possui um significativo material dissolvido e particulado, ambos de origem natural e fontes antropogênicas. Essa carga se movimenta e é objeto de intensas transformações químicas e biológicas.

O Rio Glinscica situa-se na parte central da Eslovênia e alcança o leste da cidade de Ljubljana, perfaz um total de 16,7 km², sendo que 48,6% consistem em área florestada, 22,9% em região agrícola e 28,8% em área urbana. A caracterização química desse corpo d'água incluiu a quantificação de nitrato e amônia. Essas duas espécies químicas de nitrogênio representam a proporção de nitrogênio inorgânico dissolvido. Concentrações elevadas dessa espécie denunciam o uso intensivo de fertilizantes no solo e seu arraste para o corpo d'água. Verificou-se que no inverno as concentrações de nitrato e amônia foram 13 vezes inferior as do verão. A diferença pode ser atribuída à ausência de atividade biológica em águas geladas. No verão as concentrações de nitrato estiveram entre 3,67 a 15,95 mg/L e as de fósforo entre 0,06 a 0,16 mg/L. O intenso crescimento das algas nesse período foi responsável por uma redução de 25% na velocidade de fluxo da água. O uso do monitoramento foi o primeiro caminho na tentativa de se identificar os fatores-chaves para a reabilitação desta bacia hidrográfica.

3.10. Monitoramento dos rios Fez e Sebou (Marrocos)

Koukal *et al.* (2004) estudaram os rios Sebou e Fez, localizado no Marrocos, que cumprem vários propósitos, abastecimento público, agricultura, indústria e recreação. Por outro lado, eles recebem despejos de muitas áreas rurais e urbanas. A cidade de Fez com 850.000 habitantes e um crescimento anual de 2,9%, despeja 200.000 m³/dia de esgoto diretamente no Rio Sebou e nos últimos anos vive um *boom* industrial. São fábricas de cerveja, couro, têxtil, óleos, conservas, olaria e beneficiamento de ferro. As indústrias trouxeram importante retorno econômico, porém uma considerável degradação da qualidade da água. A maior contribuição de poluição vem da indústria do couro. Todo o rejeito líquido da produção é descartado, sem qualquer tratamento, diretamente no curso do rio. Conseqüentemente, consideráveis quantidades de cromo, amônia, compostos sulfurados, corantes e etc. são despejados diretamente no Rio Sebou. A área estudada compreendeu 4 pontos, apresentados na Figura 9: o Rio Sebou (MR1, 2 e 5) e o seu afluente Rio Fez (MR4). O MR1 representa o Rio Sebou antes de se juntar ao Rio Fez. O MR4 representa a contaminação da cidade de Fez. O MR2 está na confluência dos rios Fez e Sebou e mostra o impacto da descarga desses rios. O ponto MR5 no Rio Sebou, localizado a aproximadamente 80 km do ponto MR2, mostrará se há autodepuração desse corpo d'água. Os resultados das análises encontram-se na Tabela 12.

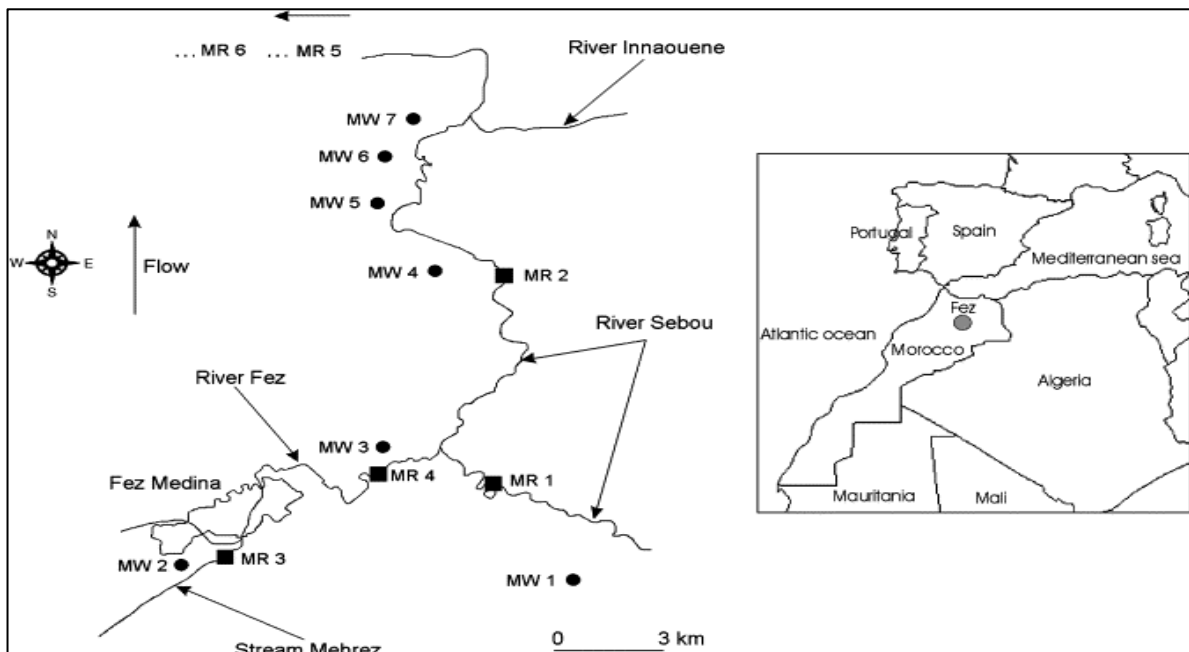


Figura 9 - Vista da área de estudo. Os pontos de coleta são indicados com (▪) para os rios e (●) para os poços. (Koukal *et al.*, 2004)

Tabela 12 – Resultados das análises físico-química dos pontos monitorados (Koukal *et al.*, 2004)

<i>Parâmetro</i>	<i>MR1</i>	<i>MR2</i>	<i>MR4</i>	<i>MR5</i>
pH	8,5	7,3	7,9	8,0
Nitrato (mg/L)	8	<1	1	10
Fósforo solúvel (mg/L)	<0,05	2,80	2,10	0,13
Amônia (mg/L)	2	14	20	6
Cloreto (mg/L)	166,4	198,2	117,8	144,8
Sulfato (mg/L)	19,4	33,6	33,5	106,9
Sódio (mg/L)	287,7	150,5	96,6	409,9
Potássio (mg/L)	6,1	14,2	24,3	13,7
Alumínio (mg/L)	4,3	17,4	7,9	6,3
Cobre (mg/L)	11,5	10,56	40	9,8
Chumbo (mg/L)	0,05	0,50	1,50	nd

Como esperado o ponto MR1 é relativamente “limpo”. A concentração de fósforo solúvel natural de um corpo d’água deve variar de 0,005 a 0,05 mg/L, segundo a legislação local. Todos os pontos monitorados encontram-se acima desse valor, exceto o ponto MR1. A amônia é tóxica para a vida aquática, até mesmo em concentrações bem baixas, só é tolerada abaixo de 1 mg/L a 25°C e em pH 8,1. Em todos os pontos esse parâmetro encontra-se acima desse índice. Concentrações elevadas de cloreto e sulfato devem-se a indústria de beneficiamento de couro. Há um gradiente positivo de concentração de chumbo e cobre no sentido MR1 até o MR5. Os resultados apontam para uma severa poluição, especialmente em relação a amônia e metal. A poluição tomou tal proporção que destruiu a vida aquática em toda extensão do Rio Sebou. Os resultados sugerem uma urgente remoção dos poluentes lançados no leito dos rios o que inclui o tratamento do esgoto antes do seu lançamento.

3.11. Monitoramento do Rio Slapanka (República Tcheca)

Judová *et al.* (2005) discutiram a importância de se estudar a qualidade de pequenos rios que fluem por áreas agrícolas. Nesses casos, tanto a atividade agrícola quanto as pequenas comunidades, contribuem para a degradação do corpo hídrico. Independente de serem pastos, indústrias, agricultura ou residências, todas essas atividades antropogênicas sempre afetam a qualidade da água. Atualmente a que mais contribui para aumento nos níveis de nitrogênio, fósforo e bactéria nos rios, é a criação de animais.

O objetivo do trabalho foi verificar a hipótese de que a qualidade da água de um pequeno rio rural na República Tcheca não melhorou desde 1990 e em alguns aspectos, piorou. Esse fato não encontra correspondência no desenvolvimento das grandes cidades aonde foi realizado o saneamento. Os autores argumentam que a péssima qualidade da água deve-se ao despejo urbano de comunidades de menos de 2000 habitantes. Outro aspecto do trabalho foi verificar se a redução no uso de fertilizantes desde 1990 contribuiu para a melhoria da qualidade da água.

Para comprovar essas teses, escolheu-se um rio que tem 64% de suas margens próxima a região agrícola e o restante na floresta. O Rio Slapanka foi escolhido por possuir elevados níveis de poluição. Foram selecionados 11 pontos de coleta e os teores de fósforo e nitrato avaliados. Desse monitoramento concluiu-se que o Rio Slapanka é um rio muito eutrofizado. Essa poluição decorreu do escoamento de fertilizantes do solo para a água e a falta de saneamento para comunidades com menos de 200 habitantes.

Aproximadamente 15.000 pessoas moram nessa região, onde 55% tem água tratada e 74% esgoto tratado, os demais dispõem seus dejetos diretamente no rio, o que representa um impacto ambiental muito severo.

3.12. Monitoramento do Rio Cross (Nigéria)

Edet *et al.*, (2002) avaliaram os índices de poluição causados pela contaminação de metais pesados no Rio Cross, localizado a sudeste da Nigéria. Essa área possui alta densidade demográfica. As amostras de água de superfície para análise foram obtidas em 32 pontos de coleta, contemplando locais de consumo humano, cultivo e uso doméstico. Somente arsênio, cromo, cobre, níquel e zinco estão abaixo do valor máximo permitido. Ao passo que, cádmio, ferro, manganês e chumbo, estão fora do limite estabelecido. A

presença desses metais é atribuída à mineração. Nesse estudo, estabeleceu-se a relação entre esses metais e o pH com o objetivo de definir a espécie presente.

O trabalho demonstrou que 47% de todas as amostras estão na faixa ácida e 31% está próximo da neutralidade. Sendo assim, a maioria das espécies presentes são: H_3AsO_3 , Cd^{2+} , Cu^+ , Fe^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} , Sr^{2+} e Zn^{2+} . A acidez natural da água subterrânea é devida à lixiviação das rochas pela chuva ácida. A concentração de metais pesados nessa área foi atribuída a fontes naturais, uma vez que a maioria das indústrias encontram-se desativadas, restando apenas a extração de pedra calcárea, barita e granito. As altas concentrações de ferro e manganês são devidas à alta concentração de sedimentos suspensos na água de superfície.

3.13. Monitoramento do Rio Carnon (Inglaterra)

Neal *et al.* (2005) estudaram os impactos causados pela mina Wheal Jane na Inglaterra. Há uma longa história de poluição cuja origem são as minas abandonadas e o Reino Unido. De todas elas, nada que se compare a mina de estanho, na cidade de Cornwall a sudoeste da Inglaterra, chamada Wheal Jane. Seu abandono com subsequente descarte de rejeito altamente ácido e contaminado com metais, deixou uma severa contaminação nos rios Carnon e Fal, em janeiro de 1992. Dezoito meses após essa data ocorreu um programa de monitoramento do Rio Carnon com o objetivo de estabelecer uma estratégia de remediação. Desde 1982, a principal atividade da mina Wheal Jane era a extração de estanho, zinco, cobre e prata. A mina fechou em 1991. Esse trabalho comparou o monitoramento do Rio Carnon com o efluente da mina. A qualidade da água do Rio Carnon é extremamente variável, como exemplo tem-se o pH que varia de 3,3 a 7,6. As maiores concentrações de metais estão no ferro, zinco, alumínio e manganês, 9397, 7365, 2023 e 811 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Desse estudo concluiu-se que à medida em que o pH diminui a concentração dos metais aumenta, como ilustrado na Tabela 13.

Tabela 13 - Relação do pH com a concentração de metais no Rio Carnon (Neal *et al.*, 2005)

pH	Parâmetro ($\mu\text{g/L}$)				
	alumínio	ferro	zinco	manganês	cobre
3,8	2546	15930	10125	886	759
4,3	2173	11360	8497	825	696
5,6	1340	1977	3157	773	539
6,2	938	916	2217	602	366
7,3	202	128	810	317	78

Para efeitos de comparação escolheu-se o pH 4,3 para o efluente da mina e para o Rio Carnon, com o objetivo de conhecer os efeitos do descarte. Ao se analisar os dados apresentados na Tabela 14, verificou-se o enriquecimento do Rio Carnon pelo efluente da mina em sua composição final.

Tabela 14 – Comparação de substâncias químicas no Rio Carnon e no descarte da mina a pH 4,3 (Neal *et al.*, 2005)

Parâmetro	Mina	Carnon
pH	4,3	4,3
sódio (mg/L)	89	28
potássio (mg/L)	14	4
sulfato (mg/L)	1123	262
alumínio($\mu\text{g/L}$)	13	2173
cobre ($\mu\text{g/L}$)	144	696
ferro ($\mu\text{g/L}$)	173	11
manganês ($\mu\text{g/L}$)	5543	825
zinco ($\mu\text{g/L}$)	42	8497

Os resultados devem ser considerados com ressalvas, pois para o Rio Carnon a amostragem ocorre diariamente, enquanto que para o efluente da mina mensalmente. Dessa forma, as amostras representam dias diferentes. A qualidade da água do Rio Carnon mostra a necessidade do monitoramento e avaliação do processo de autodepuração a fim de que possa ser enquadrado como próprio à biota e adequado ao uso humano.

3.14. Sistema Guandu (Brasil)

O Rio Guandu pertence ao Estado do Rio de Janeiro, sendo de grande importância para este Estado. Este rio origina-se na represa de Ribeirão das Lajes localizado aos pés da Serra das Araras, na divisa dos municípios de Paracambi e Pirai e deságua na Baía de Sepetiba entre os municípios do Rio de Janeiro e Itaguaí. Esse rio fornece toda a água potável necessária para a Região Metropolitana da cidade do Rio de Janeiro, também conhecida como Grande Rio. Esse fornecimento só é possível após tratamento na ETA do Guandu, considerada a maior do mundo com uma vazão de cerca de 45 m³/s (Alves, 2003).

Há um certo artificialismo na formação do Rio Guandu, pois ele foi criado a partir de um desvio (bombeamento) de 60% das águas do Rio Paraíba do Sul. A Bacia do Rio Guandu possui cerca de 1.395 km² (Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2001). As características básicas do rio formador e de seus principais afluentes são mostradas na Tabela 15.

Tabela 15 – Rios constituintes da Bacia hidrográfica do Rio Guandu (Macroplano de Gestão e Saneamento Ambiental, 1998)

<i>Rio</i>	<i>Local da Nascente</i>	<i>Principais Tributários</i>
Ribeirão das Lajes (formador)	Serra dos Cristais	<u>Contribuintes da Represa de Lajes:</u> Rio Bonito, Córrego Morro Azul, Córrego Patrícia, Córrego recreio, Rio Passa Vinte, Rio Piloto, Rio Bálsamo e Rio das Palmeiras e reservat'rio de Tocos. <u>Afluentes a jusante da UHE Pereira Passos:</u> Ribeirão da Floresta, Córrego do Bandá, Córrego Paraíso, Rio Saudoso, Rio dos Macacos, Vala Jonas Leal, Rio Cacaria, Rio da Onça e Valão do Areia.
Santana (afluente)	Serra do Couto	Rios Falcão, São da Barra, João Correia Vera Cruz, Santa Branca e Cachoeirão e Canal Paes Leme.
Poços/Queimados (afluente)	Serra do Tinguá	Rio Santo Antônio, Rio Douro, Canal Teófilo Cunha, Canal Quebra Coco ou Morto, Canal Pepino, Canal Aníbal, Rio Queimados e Rio Ipiranga.

Em 1952, um fato alterou radicalmente a configuração hidrográfica da Bacia do Rio Guandu. Fato esse justificado pela indisponibilidade de recursos hídricos, situação limitante para a produção de energia elétrica e para o abastecimento da cidade do Rio de Janeiro, então capital federal. Visando aumentar a capacidade de geração hidrelétrica de seu sistema, a LIGHT finalizou naquele ano uma série de obras para permitir a transposição de águas dos rios Paraíba do Sul, Pirai e Vigário para a Bacia do Ribeirão das Lajes. Para que fosse vencido o desnível total de 50 metros, entre o Paraíba do Sul e o topo

da Serra das Araras, foi construída a usina elevatória de Santa Cecília, conforme esquematizado na Figura 10 (Barros, 2003).

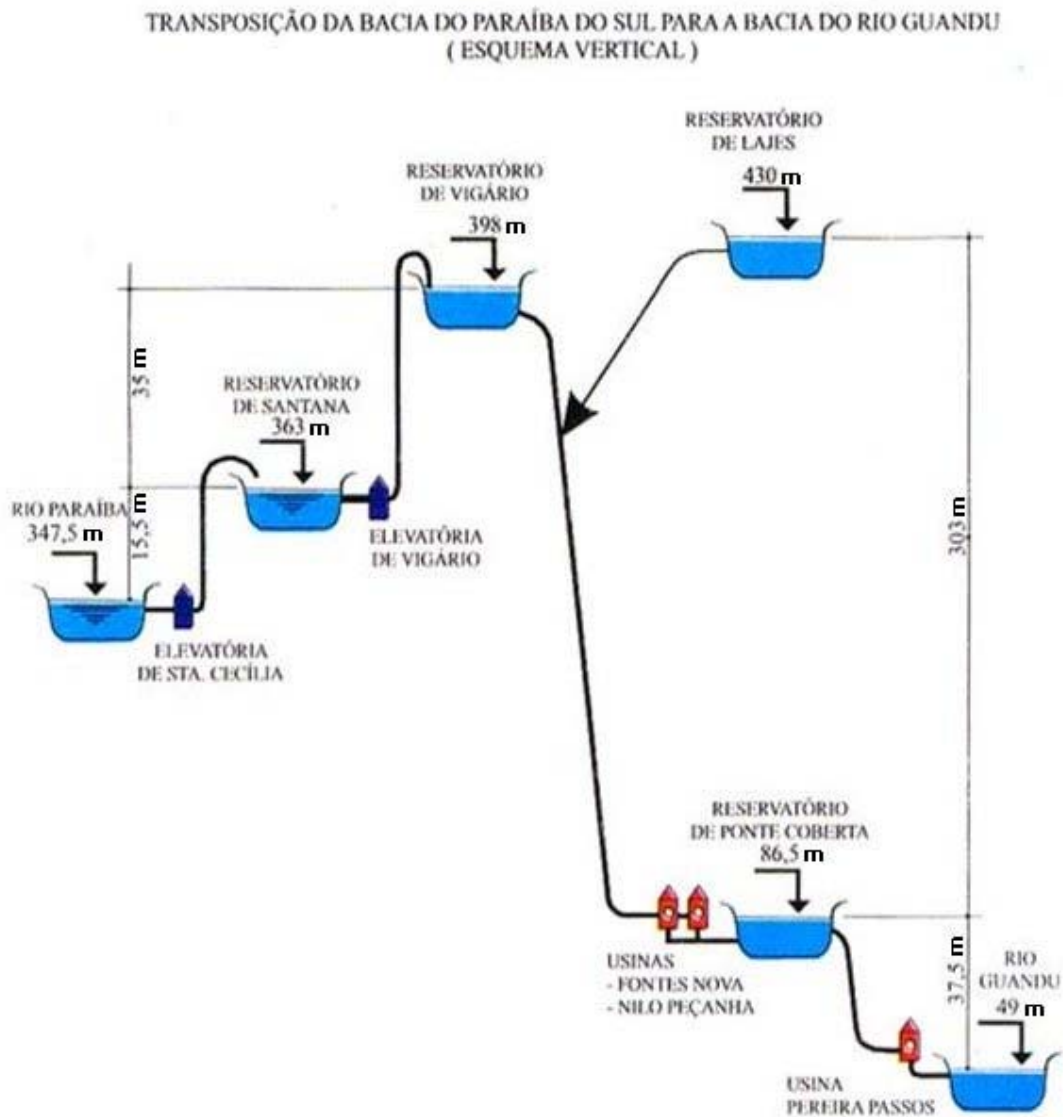


Figura 10 – Esquema do sistema hidrelétrico formado a partir do Rio Paraíba do Sul

Dessa forma, as águas do Rio Paraíba do Sul foram desviadas, no que foi a maior transposição brasileira. Este desvio de aproximadamente $160 \text{ m}^3/\text{s}$ (vazão máxima) encontra as águas do Rio Ribeirão das Lajes. Ao receber este volume de água adicional, a vazão do Ribeirão das Lajes, que no trecho era de $7 \text{ m}^3/\text{s}$, saltou para uma vazão média de $148 \text{ m}^3/\text{s}$ e passa a ser denominado Rio Guandu (SERLA, 2001). Essa transposição baseia-

se no deslocamento de águas por sistema de cascatas, como representado na Figura 10. Essa disposição favorece significativamente o processo de autodepuração. Nesse caso, à ação de agentes naturais físicos, químicos, bioquímicos e biológicos fazem com que as águas retomem as características anteriores à poluição. Portanto, a autodepuração é definida como o processo pelo qual as águas poluídas restauram suas primitivas condições de pureza, através da ação de agentes naturais que tendem a tornarem estáveis e inócuas as substâncias estranhas presentes (Philippi, 1985).

Segundo Braga (2002) o processo de autodepuração pode ser dividido em duas etapas: decomposição e recuperação do oxigênio dissolvido ou reaeração. Quando a matéria orgânica biodegradável é despejada no meio aquático, os decompositores fazem sua digestão por meio de mecanismos bioquímicos. Os seres decompositores aeróbios respiram o oxigênio dissolvido na água e passam a competir com os demais organismos. Como eles têm alimento à sua disposição e possuem requisitos de sobrevivência em termos de oxigênio bastante baixo, ganham a competição. Com isso os peixes morrem e a população dos decompositores cresce rapidamente. É dessa forma que a matéria orgânica biodegradável causa poluição. A redução dos teores de oxigênio dissolvido devido ao excesso de consumo pelos decompositores prejudica a sobrevivência dos demais seres consumidores. O processo de autodepuração completa-se com a reposição, pela reaeração, desse oxigênio consumido, justamente o que acontece no sistema de transposição do rio Paraíba do Sul, onde a água é duas vezes elevada e outras duas despejada em reservatórios.

O Rio Guandu é responsável por 85% do abastecimento de água da cidade do Rio de Janeiro e de várias cidades da Baixada Fluminense. A água vai para a casa de quase 9 milhões de pessoas moradores da capital e dos municípios de Nilópolis, São João de Meriti, Duque de Caxias, Belford Roxo e Nova Iguaçu.

Mesmo sendo responsável por toda essa população, o Rio Guandu só começou a ganhar atenção especial do poder público há poucos anos. Em 2007, estes esforços culminaram na criação da área de Proteção Ambiental do Rio Guandu, com o intuito de preservar o local, que passa por trechos de Nova Iguaçu, Seropédica, e Queimados. Essa medida reconhece a necessidade de proteger esse manancial, cujo destino, deve-se à causa tão nobre quanto manter a vida humana (Companhia Estadual de Águas e Esgotos, 2007b).

A Bacia do Guandu, incluindo seus afluentes, abrange uma região de 1,4 mil km². Segundo Alves (2003) destes afluentes, os rios dos Poços e Queimados merecem atenção, não por apresentarem vazões consideráveis, mas por sua grande carga poluidora advinda

dos municípios de Nova Iguaçu e Queimados, oriunda dos despejos de esgoto doméstico e efluente industrial, bem como arraste de lixo lançado em suas margens.

Grande parte dos municípios compreendidos na Bacia do Rio Guandu não conta com serviços de coleta de resíduos sólidos, observando-se, também, baixos índices de atendimento de coleta de lixo urbano. Mais precária ainda é a situação da disposição final desses resíduos, sendo comum o lançamento em lixões localizados, em grande parte, às margens dos rios, resultando em uma grave degradação ambiental. A estes dados pode-se somar a questão do esgoto lançado sem tratamento nos corpos d'água.

A política de polarizar o crescimento industrial para áreas menos congestionadas levou o Governo do Estado a criar na região os distritos industriais de Santa Cruz, Campo Grande, Nova Iguaçu e Itaguaí. Mais uma vez, o crescimento da ocupação do solo de forma desordenada, com o conseqüente aumento da concentração populacional em torno das sedes municipais, não foi acompanhado dos devidos investimentos no setor de saneamento básico.

Atualmente, estima-se uma população da ordem de um milhão, duzentos e noventa mil habitantes, cujos esgotos domiciliares produzidos degradam diretamente a qualidade sanitária das águas que fluem no lençol freático (águas subterrâneas mais próximas ao nível do solo) através de sistemas individuais de fossas sépticas e sumidouros ou, quando lançados sem tratamento em valões, córregos ou rios acabam afetando a qualidade das águas, não somente destes, mas, da própria Baía de Sepetiba, que é o receptor final (CODIN, 2007).

O Rio Queimados inicia-se no ponto de interseção dos Rios Camorim e Abel, no Parque Eldorado, apresentando uma vazão média de 1 m³/s (Dantas, 2003). Ambos encontram-se com leitos assoreados e poluídos por lixo e esgotos. Este rio atravessa inicialmente a área urbana de Queimados, corta a BR 116 (via Dutra) e logo depois recebe pela margem esquerda o Rio Sarapó. Prosseguindo, drena áreas de pastagem e a área urbana de Jacatirão, desembocando em seqüência no Rio dos Poços, em local próximo ao Distrito Industrial de Nova Iguaçu (atualmente, Queimados). O trecho do Rio Queimados entre sua foz e o Rio Sarapó compreende a divisa dos Municípios de Nova Iguaçu e Queimados (Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2001).

No Município de Nova Iguaçu, os esgotos são lançados, “*in natura*”, para os corpos receptores da região, através de galerias de águas pluviais ou de valas a “céu aberto”,

afetando, principalmente, os Rios Queimados, Guandu, Guandu-Mirim, São Pedro, Santo Antônio e Douro.

Está em fase de implantação no Município de Queimados um sistema separador de água de chuva e esgoto. No restante do município, no entanto, a rede existente encaminha os esgotos domiciliares, despejados em fossas sépticas, através de galerias de águas pluviais, diretamente aos cursos de água locais, sem qualquer tratamento. Os principais corpos receptores da região do Guandu, cuja qualidade da água apresenta-se em péssimas condições, são os Rios Queimados, Abel, Camorim, Camboatá, Sarapó e Poços. O Rio Queimados encontra-se contaminado desde as suas nascentes (SERLA, 2001).

No município de Nova Iguaçu encontra-se a Companhia de Desenvolvimento Industrial do Estado do Rio de Janeiro (CODIN). Trata-se de uma sociedade de economia mista, vinculada à Secretaria de Estado de Desenvolvimento Econômico, Energia, Indústria e Serviços, que tem por objetivo a promoção do desenvolvimento sustentado da indústria fluminense, contando com um quadro técnico multidisciplinar e sólidos instrumentos de incentivos fiscais e financeiros, além de áreas infra-estruturadas, localizadas nas diversas regiões do Estado e em seus Distritos Industriais. O Rio Queimados é o corpo receptor desse complexo industrial (FEEMA, 2007).

O Distrito Industrial de Nova Iguaçu constitui-se numa grande ameaça à Tomada d'água do Guandu, região de captação de água para tratamento na ETA do Guandu, principalmente devido a sua localização, a apenas 7 km a montante da captação, estando à desembocadura do Rio Queimados, seu corpo receptor, a apenas 300 metros da tomada d'água, não existindo, portanto, tempo suficiente para mistura completa de suas águas com as do Rio Guandu. Esse Rio recebe os dejetos da área urbana de Queimados e está na zona de influência de projetos agrícolas. As sub-Bacias dos Rios Queimados, Poços, Ipiranga, Cabuçú e Sarapó, apresentam, em ordem decrescente, os maiores riscos à captação para tratamento e posterior distribuição à população (Araújo *et al.*, 1998).

Do exposto, pode-se inferir sobre a vulnerabilidade do sistema ETA-Guandu e a necessidade de monitoramento constante sobre a qualidade de suas águas, que atue como um sistema de detecção tanto para os lançamentos contínuos, provenientes de atividades poluidoras, quanto para ocorrências episódicas decorrentes de poluição por acidentes nas rodovias e ferrovias que margeiam este rio.

4. Parte experimental

Neste capítulo, serão apresentados à área de estudo, os procedimentos de coleta, as técnicas utilizadas para análise, os métodos, bem como os equipamentos e os padrões.

4.1 Área de estudo

Visando conhecer a influência das ações antropogênicas na qualidade da água do sistema Guandu, no presente estudo, fez-se um monitoramento em quatro pontos distintos, os quais são apresentados na Figura 11 e detalhados nas figuras 12 e 13, e serão brevemente descritos a seguir:

- (1) Início do Rio Guandu. Para efeito de comparação com os demais locais estudados, esse ponto foi considerado área de referência. Pois, trata-se de um corpo hídrico favorecido pelo processo da autodepuração, que fundamenta-se na restituição do oxigênio dissolvido pela aeração, nesse caso, artificial.
- (2) Captação da ETA Guandu. Assim escolhida por se tratar de um ponto estratégico para o tratamento de água, pois é neste ponto que se tem a tomada de água para a estação de tratamento e posterior abastecimento dos municípios de Nilópolis, São João de Meriti, Duque de Caxias, Belford Roxo e Nova Iguaçu e Rio de Janeiro.
- (3) Rio Queimados após passar pela área urbana dos municípios de Queimados e Nova Iguaçu. Escolhido por se tratar de um ponto representativo de lançamento dos despejos provenientes de atividades urbanas.
- (4) Rio Queimados após as áreas urbana citada em (3) e a área industrial (CODIN). Este ponto foi escolhido por se tratar de um ponto representativo dos despejos decorrentes das atividades do pólo industrial de Queimados (CODIN).

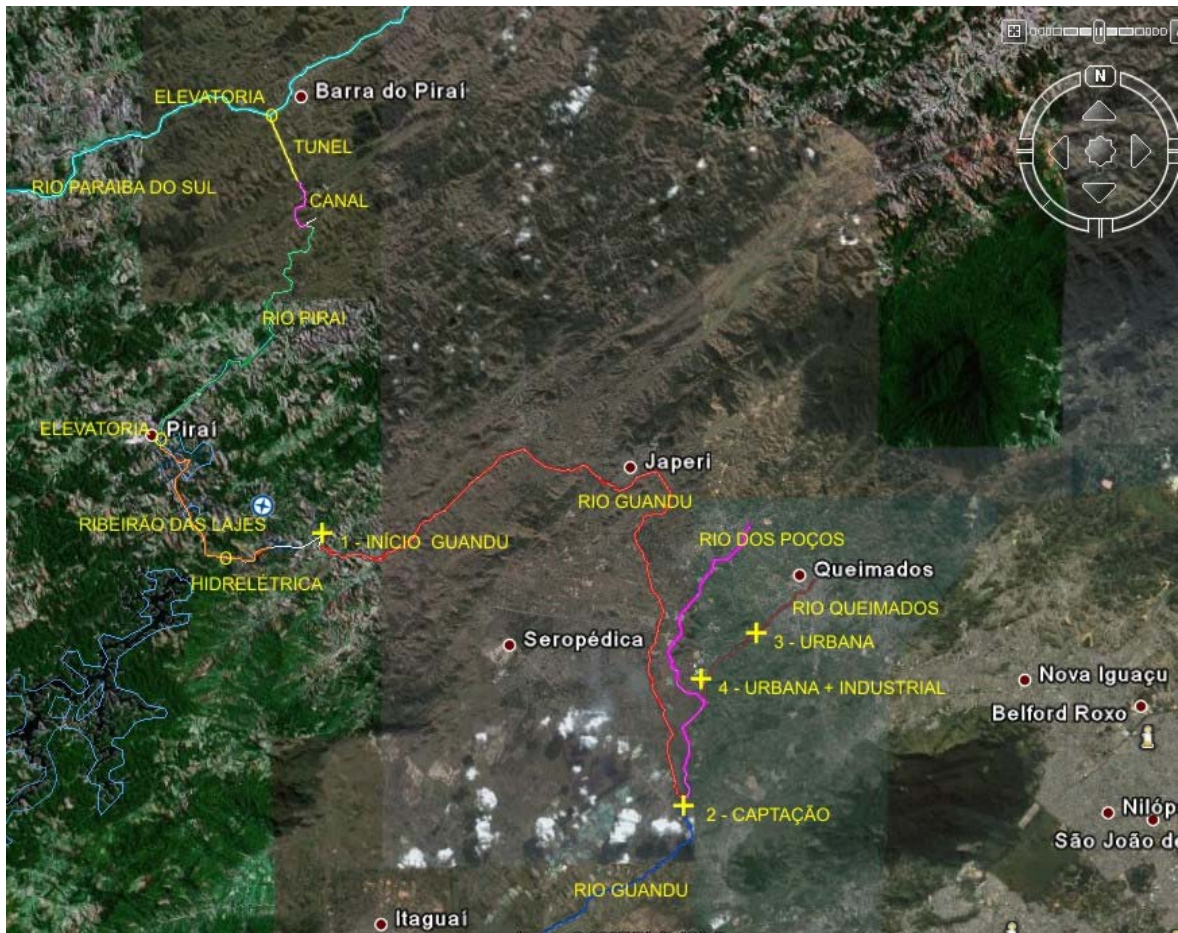


Figura 11 – Mapa dos pontos de coleta no Rio Guandu e no afluente Rio Queimados (adaptado de Google earth, 2007)



Figura 12 – Mapa parcial dos pontos de coleta no Rio Guandu e no afluente Rio Queimados (CEDAE, 2007b)

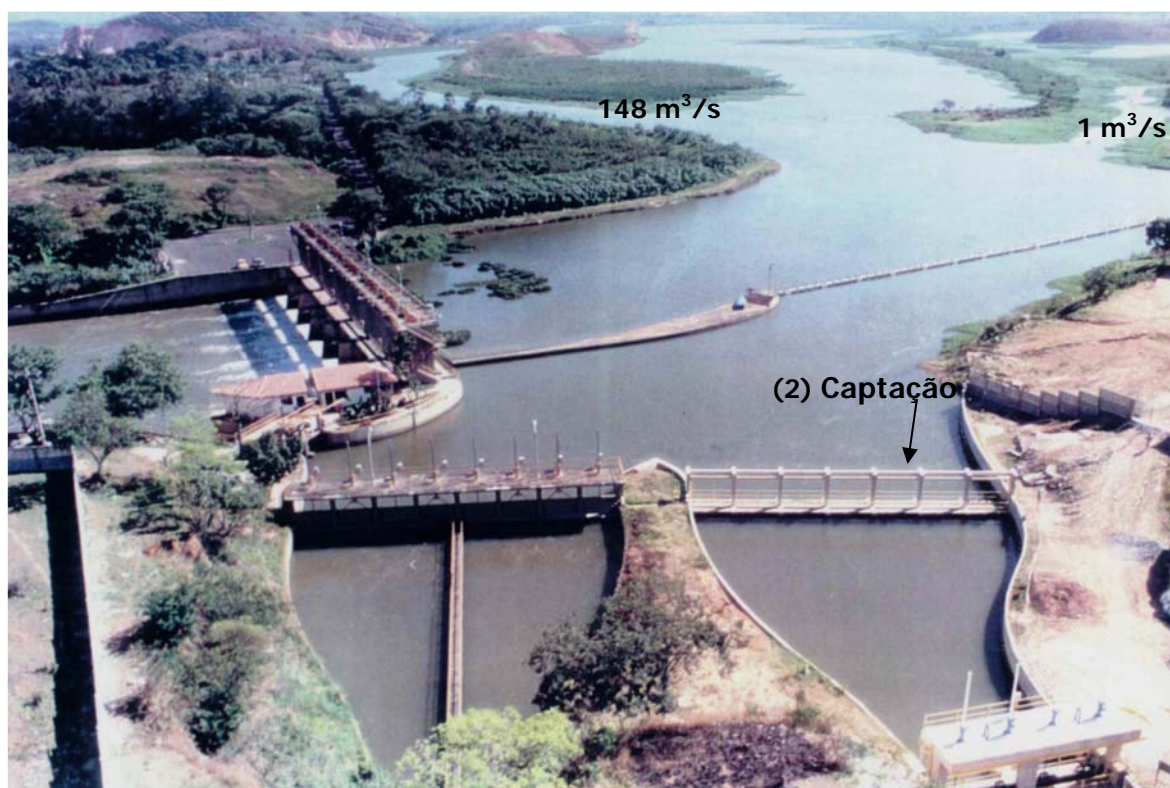


Figura 13 – Mapa do ponto de coleta na captação (CEDAE, 2007b)

4.2. Coleta

O preparo dos frascos para a coleta, bem como as análises, foram de responsabilidade do laboratório Físico-Químico da Gerência do Controle de Qualidade da CEDAE Tijuca. As coletas foram efetuadas pelos coletores da CEDAE Guandu. Todo o procedimento está em conformidade com APHA (2005).

Foram feitas coletas mensais, no período de março de 2006 a fevereiro de 2007, sempre no entorno do dia 22, nos quatro pontos definidos no item 4.1.. Todas as amostragens seguiram o padrão estabelecido na Tabela 16.

Tabela 16 – Requisito para coleta de amostra de acordo com o parâmetro de interesse (APHA, 2005)

<i>Parâmetro</i>	<i>Condições de coleta</i>
Sulfeto e cianeto	Frasco de polietileno âmbar, 250 mL, pH > 12 com NaOH.
Alumínio, cobre, mercúrio, sódio, potássio, chumbo, ferro e manganês	Frasco de polietileno, 2L, pH < 2 com HNO ₃
Cor, turbidez, pH, fluoreto, nitrato, fósforo total, surfactante, sulfato e cloreto	Frasco de polietileno, 0,5L, 4°C

Todos os frascos foram lavados e rinsados com água destilada, preparados e etiquetados. O conteúdo dos mesmos foi totalmente preenchido pelas amostras, de modo que não houvesse espaço com ar. As amostras foram coletadas a uma profundidade de 20 a 30 cm da superfície e a 2 metros da margem.

4.3. Material

Cubetas de vidro de 10, 25 e 50 mm de caminho óptico, cubeta de quartzo de 10 mm de caminho óptico, micropipetas da marca Brand de volume variável (0,01 a 0,1 mL, 0,1 a 1 mL e 1 a 10 mL), eletrodo de íon seletivo da marca Radiometer para cianeto e fluoreto, eletrodo de íon seletivo da marca Micronal para pH e bureta classe A (0-50,0) mL da marca Brand.

4.4. Reagentes

Ácido nítrico tracemetal da marca Tedia para análise de ferro, alumínio, manganês, cobre, zinco, cádmio, chumbo e cromo; ácido nítrico tracemetal da marca Tedia, ácido clorídrico P.A. da marca Merck e cloreto estanoso dihidratado da marca Merck para análise de mercúrio; saches da marca HACH para análise de nitrato, sulfeto, fósforo total e sulfato; kit da marca Chemetrics para análise de surfactante; ajustador de força iônica da marca ORION para análise de cianeto, fluoreto e cloreto; solução volumétrica de EDTA da marca Merck para análise de dureza. O padrões encontram-se listados na Tabela 17.

Tabela 17 – Padrões utilizados nos ensaios

<i>Parâmetro/concentração</i>	<i>Fabricante</i>	<i>Lote</i>	<i>Validade</i>
Cor solução 500 unidades de Pt-Co	HACH	A4222	08/2009
Turbidez solução padrão de Formazina 4000 NTU	HACH	A5026	02/2007
Soluções padrão de pH 7,00 e 4,00	Radiometer	C01061 e C01062	03/2008
Nitrato solução padrão 1307 mg N/L ionplus	Orion	954606	Revalidado trimestralmente
Sulfeto solução padrão 676 mg/L	Tec-Lab	F-50574	Revalidado trimestralmente
Cianeto solução padrão 1,000mg/g	IsoSol	F-60994	Revalidado trimestralmente
Surfactante lauril sulfato de sódio 88,0%	Carlo Erba	23754	08/2007
Fluoreto solução padrão 1000 mg/L ionplus	Orion	C 014/04	01/2008
Cloreto solução padrão 500 mg/g	SpecSol	F-609132	09/2008
Fosfato de sódio monobásico grau puríssimo	Merck	K91108204 826	03/2010
Sulfato solução padrão 1000 mg/L	Tec-Lab	134410	01/2008
Ferro solução padrão 1,000 mg/g AAS	Chemis High Purity	606204	06/2008
Alumínio solução padrão 1,000 mg/g AAS	Chemis High Purity	60775	07/2008
Cobre solução padrão 1,000 mg/g AAS	SpecSol	F-50799	07/2008
Mercúrio solução padrão 1,000 mg/g AAS	SpecSol	F-507102	05/2008
Potássio solução padrão 1,000 mg/g AAS	SpecSol	F-50952	07/2007
Manganês solução padrão 1,000 mg/g AAS	SpecSol	F-50659	07/2007
Sódio solução padrão 1,000 mg/g AAS	Chemis High Purity	605120	05/2008
Chumbo solução padrão 1,000 mg/g AAS	Chemis High Purity	507101	07/2007

4.5. Metodologia analítica

Os parâmetros seguiram procedimento descrito no APHA (2005), as análises foram realizadas sem repetição. Os métodos, equipamentos utilizados, bem como o limite de quantificação estão descritos na Tabela 18. O limite de detecção é 10 vezes inferior ao LQ.

Tabela 18 – Parâmetros, métodos, equipamentos utilizados, limite de quantificação e procedimento

<i>Parâmetro (Unidade)</i>	<i>Método / LO⁸</i>	<i>Referência⁹</i>	<i>Técnica/Equipamento</i>
Cor (uC)	Colorimétrico / ± 1	2120 (p. 2 – 3)	Espectrofotometria/ Espectrofotômetro visível da marca Micronal modelo B572
Turbidez (UNT)	Nefelométrico / ± 0,1	2130 (p. 2 – 9)	Espectrofotometria/Turbidímetro da marca HACH modelo 2100AN
Fósforo total. (mg/L)	Colorimétrico – Molibdato de amônio / ± 0,1	4500 - P - C (p. 4-151)	Espectrofotometria/ Espectrofotômetro UV/VIS da marca HACH modelo DR4000U
Nitrato (mg N/L)	Redução com cádmio / ± 0,1	4500 - NO ₃ ⁻ - I (p.4 – 127)	
Sulfato (mg/L)	Turbidimétrico / ± 0,1	4500 – SO ₄ ²⁻ - E. (p.4 – 188)	
Sulfeto (mgH ₂ S/L)	Colorimétrico - Azul de Metileno / ± 0,01	4500 - S ₂ ⁻ - D (p. 4-174)	
Surfactantes Aniônicos (mgLAS/L)	Colorimétrico - Azul de Metileno / ± 0,01	5540 – C (p. 5-50)	
Sódio (mg/L)	Emissão Atômica por Chama / ± 1	3500 - Na – B (p. 3-98)	
Potássio (mg/L)	Emissão Atômica por Chama / ± 1	3500 - K – B (p. 3-88)	
Ferro (mg/L)	Absorção Atômica por Chama / ± 0,01	3500-B (p. 3-17)	
Alumínio (mg/L)			
Manganês			
Cobre (mg/L)			
Chumbo (mg/L)			Espectrofotometria/ Espectrofotômetro de Absorção Atômica da marca Shimadzu modelo 6800acoplado a Gerador de vapor frio
Mercúrio (mg/L)	Absorção Atômica por Geração de Vapor Frio / ± 0,0001		
pH	Eletrodo Vidro Combinado Ag/AgCl / ± 0,1	4500 – H+ - A (p. 4-90)	Potenciometria/Potenciômetro da marca Denver Instrument modelo 250 e Micronal modelo B474
Cianeto (mg/L)	Eletrodo de Íon Seletivo / ± 0,001	4500 - CN ⁻ - F (p. 4-43)	
Cloreto (mg/L)		4500 - Cl ⁻ - D (p. 4-73)	
Fluoreto (mg/L)		4500 - F ⁻ - C (p. 4-84)	

⁸ Limite de quantificação

⁹ APHA (2005)

5. Resultados e Discussão

Este capítulo apresenta e discute os resultados obtidos no presente trabalho. Inicialmente serão apresentados os dados climáticos referentes ao período de estudo. Em seguida, serão apresentados o conceito e a discussão dos parâmetros organizados em grupo de acordo com características comuns. Finalmente, a comparação entre a água bruta com a água tratada.

5.1. Registro das precipitações pluviométricas

Em geral, os indicadores de qualidade da água bruta de mananciais superficiais apresentam variações sazonais significativas entre períodos de chuva e estiagem. Além disso, as águas pluviais podem ser consideradas fontes poluidoras quando estas promovem um efeito de lavagem sobre os solos, conduzindo ao corpo d'água impurezas e detritos encontrados as margens do manancial (Tucci, 1993). Em função disso, é de suma importância inter-relacionar os parâmetros analíticos com as precipitações ou a ausência destas.

Os dados climáticos foram fornecidos pela Estação Ecologia Agrícola km 47-Seropédica/Universidade Federal Rural do Estado do Rio de Janeiro, Localizada a latitude 22° 48' sul, longitude 43° 41' oeste e altitude de 33 metros, pertencente ao Instituto Nacional de Meteorologia, 6º distrito do RJ. A Tabela 19 apresenta os índices pluviométricos dos dias 18 a 26 do período de março de 2006 a fevereiro de 2007, perfazendo um total de 12 meses. Os campos hachurados em azul correspondem a dias sem chuva cuja medição foi de 0,0 mm de chuva. A Figura 14 apresenta esses mesmos dados na forma gráfica.

Tabela 19 - Índices pluviométricos (mm) dos dias 18 a 26 do período de março de 2006 a fevereiro de 2007

DIA	MÊS/ANO											
	mar/06	abr/06	mai/06	jun/06	jul/06	ago/06	set/06	out/06	nov/06	dez/06	jan/07	fev/07
18		49,2					15,4	3,2			6,4	
19		7,2					4,7	5,4			0,2	
20						2,2		12,6	3,6			
21						8,2	9,6	5	3,2	3,2		
22										16,2	7,4	
23	6,4		2,2					4,6			11,8	
24			21,4				5,3			12,5	0,2	
25			3,8				7,8			3,8		
26												
27							3,2			3,2	5	

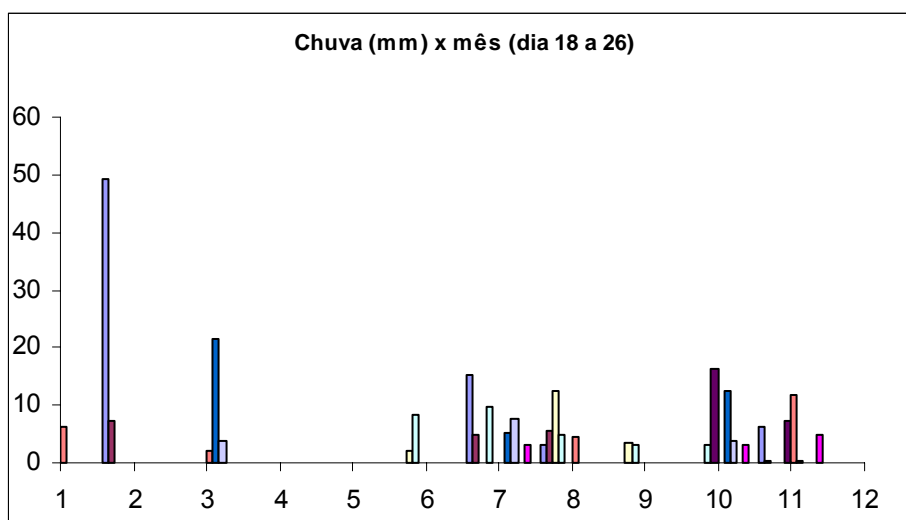


Figura 14 – Índices pluviométricos (mm) dos dias 18 a 26 do período de março de 2006 a fevereiro de 2007

Durante o período de estudo foi observado a seguinte variação: os volumes totais das chuvas variaram de 0,2 a 49,2 mm. Nas estações de verão e primavera foram registrados os maiores volumes de precipitações, quando comparadas ao inverno e outono. Observa-se que no dia da coleta (22 de cada mês) e nos demais no entorno, os meses de setembro, outubro, dezembro e janeiro apresentaram um maior número de dias com chuva.

5.2. Descrição das amostras

As amostras coletadas neste estudo apresentaram aparência e odor característicos em cada um dos quatro pontos de coleta. No ponto (1), representativo do início do Rio Guandu as amostras apresentaram coloração levemente amarelada, inodoras e sem partículas em suspensão. No ponto (2), captação para tratamento na ETA, as amostras apresentaram-se incolores, inodoras e sem partículas em suspensão. Por sua vez, no ponto (3), após passar pela região urbana, as amostras coletadas no Rio Queimados apresentaram coloração escura, odor fétido e com partículas em suspensão. Por fim, no ponto (4), após o distrito industrial, as amostras possuíam coloração escura, odor fétido e com partículas em suspensão.

Estas observações são um indicio do impacto causando pelo lançamento de esgoto doméstico e efluentes industriais no Rio Queimados.

5.3. Avaliação do pH

Por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas, o pH é um parâmetro importante em muitos estudos na área ambiental. A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais decorre de seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante, de forma que determinados valores de pH contribuem para a precipitação de elementos químicos tóxicos, como metais pesados, e outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes (Macedo, 2002).

Na maioria das águas naturais, o valor de pH típico situa-se entre 6,5 e 7,5, o que caracteriza a capacidade de tamponamento dessas águas e, conseqüente, estabilidade das espécies (McKelvie, 2002). O pH de um meio aquoso é resultante do equilíbrio ácido-base alcançado por diversos compostos dissolvidos. Na maior parte das águas naturais, o pH é determinado pelo sistema de equilíbrio gás carbônico-bicarbonato-carbonato (Funasa, 2001).

Além disso, o pH é um parâmetro chave de controle do processo de coagulação, fundamental para o bom desempenho de todo o processo de tratamento da água. O condicionamento final da água após o tratamento pode exigir também a correção do pH para evitar problemas de corrosão.

Mais importante, o pH é um parâmetro fundamental de controle da desinfecção, sendo que em pH baixo ou elevado a cloração perde sua eficiência. O cloro gasoso adicionado à água forma o ácido hipocloroso (HClO), um agente fortemente oxidante e termodinamicamente estável. Para um efetivo controle bacteriológico, é necessária a presença dessa espécie, que através da penetração na membrana plasmática de algumas bactérias provocará sua lise e, portanto, a inibição de sua ação patogênica. Na relação abaixo, temos a predominância das formas halogenadas em diferentes valores de pH.

- $\text{pH} \leq 4,0 \rightarrow \text{Cl}_2$ dissolvido
- $4,0 < \text{pH} \leq 7,0 \rightarrow \text{HClO}$ não dissociado
- $7,0 < \text{pH} \leq 10,0 \rightarrow \text{HClO}$ e ClO^-

A própria distribuição da água final é afetada pelo pH. Sabe-se que as águas ácidas são corrosivas, ao passo que as alcalinas são incrustantes. Por isso, o pH da água final deve ser controlado, para que se alcance o equilíbrio ideal do sistema tamponante e não ocorra nenhum dos dois efeitos indesejados mencionados (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2002).

As leituras de pH nos quatro pontos de amostragem, apresentado na Figura 15, mantiveram-se entre 6,8 e 7,8 durante 12 meses, sendo que na maioria das vezes próximo a 7,2. A variação sazonal e as ações antropogênicas ocorridas nesse período não se tornaram condição para afetar significativamente esta variável. A capacidade de tamponamento do pH de águas naturais, que reside na faixa entre 4,6 e 8,3, de acordo com Von Sperling (1996), deve-se à predominância das espécies $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$. A concentração dessas espécies necessária ao efeito tampão é determinada através da análise da alcalinidade. Na água captada pela ETA-Guandu, esse parâmetro encontra-se na faixa de 20 mg CaCO_3 /L (Companhia Estadual de Águas e Esgotos, 2007a), dispensando o ajuste do pH na etapa de adição do agente flocculante.

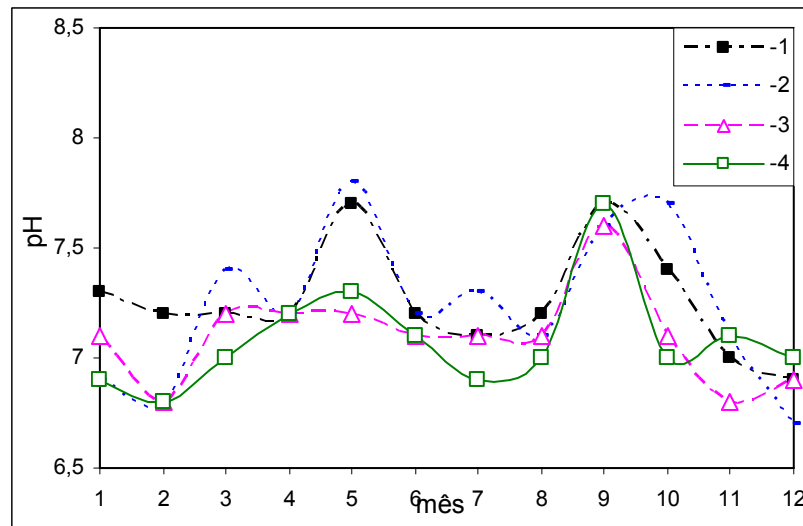


Figura 15 - Relação entre o pH e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

O sulfato de alumínio é um reagente coagulante capaz de reagir com a alcalinidade natural (ou adicionada) da água, formando hidróxido de alumínio, que é gelatinoso e insolúvel. Este sal é empregado para remoção de impurezas que se encontram em suspensão fina, em estado coloidal. Suas funções principais são desestabilizar, agregar e aderir os colóides para transformá-los em flocos. Após a formação dos flocos, a água segue para os decantadores ou tanques de decantação, onde acontece a separação destes, por ação da gravidade, tendem a depositar-se no fundo dos tanques de decantação (Ferreira, 2005).

Rios presentes em outras regiões, tal como o Ribeirão dos Macacos, pertencente à bacia de drenagem do Rio Sorocaba no estado de Goiás, estudado por Smith e Petrere (2000), apresentaram discretas alterações no valor de pH frente à sazonalidade. O mesmo comportamento desse estudo foi registrado por Neto *et al.* (1993) quando caracterizaram hidrogeoquimicamente o Rio Manso, no estado do Mato Grosso, que também apresentou boa capacidade de tamponamento.

5.4. Indicadores de ação predominante urbana: cloreto e surfactante

Cloreto e surfactantes são dois parâmetros representativos de atividades antropogênicas e, por isso, serão apresentados em conjunto neste tópico.

O cloreto é um importante indicador de contaminação por esgotos sanitários. O cloreto de sódio é uma substância comum na dieta humana e passa imutável através do

sistema digestório, sendo que uma pessoa expele através da urina cerca 6 g de cloreto por dia, o que reforça a importância dessa via de descarte. Assim, um aumento do teor desse íon na água é indicador de uma possível contaminação de efluentes domésticos tratados ou não, pois o cloreto só é removido pela técnica da troca iônica. Silva e Lima (1999) relataram a presença de cloreto em concentrações médias de 250 a 400 mg/L determinadas em amostras de águas tipicamente domésticas na região de Campina Grande. Além da presença em esgotos domésticos, diversos são os efluentes industriais que apresentam concentrações de cloreto elevadas como os da indústria do petróleo, algumas indústrias farmacêuticas, curtumes etc.

Para as águas de abastecimento público, a concentração de cloreto constitui-se em padrão de aceitação para consumo humano (Ministério da Saúde, 2004). Altas concentrações do íon cloreto na água podem ocasionar restrições ao seu uso pelo sabor que confere a mesma e pelo efeito laxativo. Cabe citar que os métodos convencionais para o tratamento da água não removem o íon cloreto (Funasa, 2001).

O gráfico da Figura 16 apresenta os perfis de concentração de cloreto para os quatro pontos de amostragem ao longo dos doze meses de monitoramento. Da análise destes resultados, pode-se constatar que a concentração deste íon é muito maior nos pontos (3) e (4) do que em (1) e (2). Esta diferença pode ser justificada pelo fato de que os pontos (3) e (4) estão sujeitos ao lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais. Todavia, ao se comparar os resultados dos pontos (3) e (4) entre si, os quais variaram entre 15 e 70 mg/L, não se conseguiu estabelecer um predomínio de lançamento de cloreto entre a zona urbana e a zona industrial, tendo em vista que estes pontos de amostragem se alteram como representativos de maiores concentrações de cloreto em função do mês em estudo.

Por sua vez, o ponto (1) corresponde a uma região praticamente isenta do lançamento de águas residuárias e da ação do homem, de forma que a presença de cloreto na água decorre apenas de causas naturais. Neste ponto, a concentração de cloreto sempre esteve abaixo de 10 mg/L, sendo que se observou um ligeiro aumento a partir do mês 6 (agosto), ainda assim, menor que 16 mg/L.

Ao se analisar os resultados do ponto (2), constatou-se que o perfil da curva de concentração de cloreto é semelhante ao apresentado no ponto (1). Apesar do ponto (2) ser um ponto que conjuga o encontro das águas provenientes do início do Rio Guandu, ponto (1), e as águas provenientes do Rio Queimados, após passar pelos pontos (3) e (4). Verificou-se que as altas concentrações provenientes do Rio Queimados praticamente não afetam os respectivos valores no ponto (2). Uma possível justificativa para este

comportamento está no fato de que a vazão do Rio Guandu é cerca de 148 vezes superior ao Rio Queimados. Assim, por um efeito de diluição, as águas com concentrações elevadas provenientes do Rio Queimados são diluídas pelas águas menos concentradas do Rio Guandu.

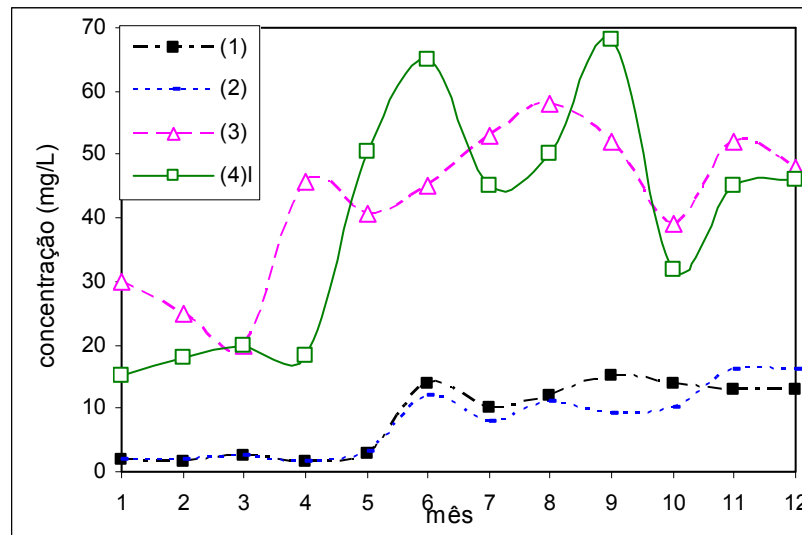


Figura 16 – Relação entre o teor de cloreto e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

Owens e Niemeyer (2006) ao investigarem os impactos a saúde da população residente as margens do Rio Grande na fronteira do México observaram que o cloreto variou de 165 mg/L (área preservada) a 1.053 mg/L (área com influência de despejos industriais) mg/L. A US EPA recomenda que o valor máximo permitido para esse parâmetro seja de 860 mg/L. Embora cloreto não tenda a ser tóxico para os organismos aquáticos, a concentração de 1.053 mg/L pode desequilibrar o balanço osmótico das espécies presentes nesse corpo d'água. Nesse caso, os autores suspeitam de entrada de água do mar no ponto estudado.

A presença de surfactantes também é um indicador de descarte de águas residuárias em corpos d'água. Este grupo de compostos se caracterizam por sua ação tensoativa, estando presente na composição de detergentes sintéticos. O principal inconveniente dos detergentes na água se relaciona aos fatores estéticos, devido à formação de espumas em ambientes aeróbios (Manual Vigiaágua, 2003).

Por serem amplamente utilizados como agentes de limpeza, vem sendo constatado um gradativo aumento na concentração de surfactantes em corpos d'água, acarretando a

formação de espumas, alterando gosto e odor, ocasionando um efeito tóxico aos peixes e proporcionando um aumento do teor de fósforo, tendo em vista que íons fosfatos são empregados como aditivos na formulação de detergentes comerciais (Funasa, 2001).

Em média, esgotos sanitários possuem de 3 a 6 mg/L de detergentes. As indústrias de detergentes chegam a gerar efluentes com cerca de 2.000 mg/L do princípio ativo (Amigo, 1998). Além dessas, outras indústrias de modo geral, com destaque para as que processam peças metálicas, empregam detergentes com a função de desengraxante.

As descargas indiscriminadas de detergentes nas águas naturais levam a prejuízos de ordem estética provocados pela formação de espumas. Silva e Lima (1999) relataram um caso crítico de formação de espumas ocorrido no Município de Pirapora do Bom Jesus (SP). Esse município se encontra localizado às margens do Rio Tietê, a jusante da Região Metropolitana de São Paulo, recebendo seus esgotos, em grande parte, sem tratamento. A existência de corredeiras leva ao desprendimento de espumas que formam continuamente camadas de pelo menos 50 cm sobre o leito do rio. Sob a ação dos ventos, a espuma contaminada biologicamente se espalha sobre a cidade se impregnando na superfície do solo e dos materiais, tornando-os oleosos, conforme se pode constatar na Figura 17.



Figura 17 – Presença de espuma no município de Pirapora do Bom Jesus, SP (Manual Vigiágua, 2003)

Além da questão estética, os detergentes podem exercer efeitos tóxicos sobre os ecossistemas aquáticos. Os sulfonatos de alquil benzeno de cadeia linear (LAS) têm substituído progressivamente os sulfonatos de alquil benzeno de cadeia ramificada (ABS),

por serem biodegradáveis. No Brasil esta substituição ocorreu a partir do início da década de 1980, embora tenham sido desenvolvidos testes padrão de biodegradabilidade, este efeito não é ainda conhecido de forma segura (Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2007).

No gráfico da Figura 18 são apresentados os resultados obtidos no presente estudo para os surfactantes. Novamente, o perfil das curvas seguiu as tendências observadas para o cloreto. As maiores concentrações de surfactante aniônico estiveram presentes nos pontos (3) e (4), confirmando sua origem no lançamento de despejos urbanos e industriais. Da mesma forma, por um efeito de diluição dos surfactantes provenientes do Rio Queimados, no ponto (2) a concentração deste parâmetro apresentou valores próximos aos correspondentes no ponto (1).

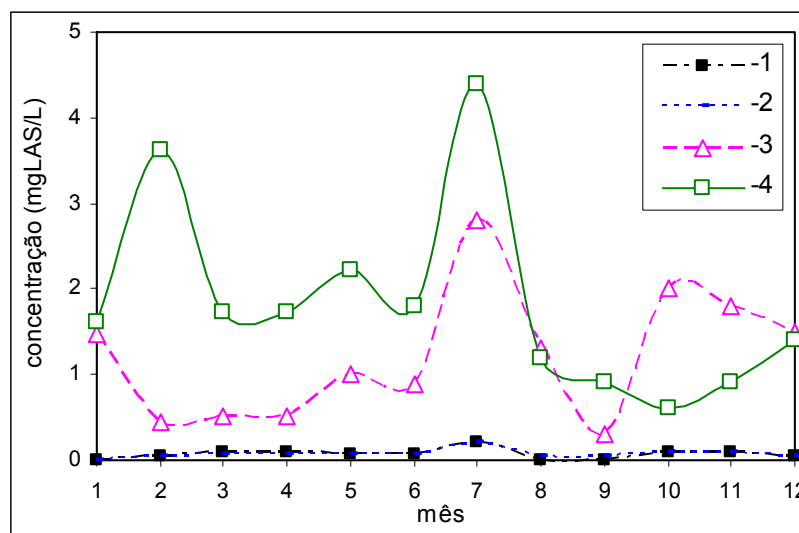


Figura 18 – Relação entre o teor de surfactante (mg LAS/L) e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

Avaliando-se as correntes oriundas do Rio Queimados tem-se um máximo de 4,4 mgLAS/L de surfactante. Embora o LAS seja biodegradável, logo passível de depuração natural, a distância do Rio Queimados nos pontos (3) e (4) até o ponto (2) não é suficientemente extensa para que tal fenômeno ocorra. O ponto (4) resultante da água oriunda do ponto (3), inclusive, localiza-se a aproximadamente 7 km da captação, flui a 1 m³/s com velocidade de 0,3m/s, dessa forma é de aproximadamente 6 horas o tempo de residência dos poluentes nesse braço d'água. Tempo considerado insuficiente para que ocorra o processo de autodepuração do rio. Brunner (1988) estudou os aspectos da biodegradabilidade e definiu que para um tensoativo não iônico ou aniônico ser

considerado biodegradável, este deve apresentar 85% de biodegradabilidade em um prazo máximo de 28 dias em temperatura ambiente.

Giansante (1997) destacou a importância da autodepuração como o processo pelo qual as águas poluídas restauram suas primitivas condições de pureza, através da ação de agentes naturais que tendem a tornarem estáveis e inócuas as substâncias estranhas presentes. Para que esse fenômeno natural ocorra é necessário que haja um percurso (extensão) suficientemente longo, de modo que o tempo de residência dos agentes depuradores seja um aliado nesse processo. No entanto, nem sempre os poluentes são biodegradáveis e, nesse caso, a autodepuração não cumprirá seu papel.

5.5. Indicadores de eutrofização: nitrato, fósforo total e potássio

A eutrofização é definida como um fenômeno em que o ecossistema aquático é enriquecido por nutrientes diversos, principalmente compostos nitrogenados e fosforados (Von Sperling, 1996). As atividades agrícolas, com a aplicação freqüente de fertilizantes à base de nitrogênio, fósforo e potássio (NPK), necessários ao aumento da produtividade, são uma fonte considerável desses elementos para os corpos d'água (Branco, 1991).

Os nutrientes são componentes essenciais para o crescimento da biomassa, sendo que o nitrogênio e o fósforo costumam ser os fatores limitantes de crescimento. O aumento da biomassa implica diretamente, na deteriorização da água, impedindo a entrada de luz e extinguindo a concentração de oxigênio.

Em virtude da presença de compostos de nitrogênio e de fósforo no esgoto doméstico, além dos despejos agrícolas, o descarte de esgoto doméstico também é uma fonte potencial para acelerar o fenômeno da eutrofização.

Tendo em vista a importância de se avaliar os impactos da eutrofização nos corpos d'água, neste tópico procurou-se englobar três parâmetros que desempenham papel fundamental na regulação deste processo: nitrogênio, potássio e fósforo.

A presença de compostos de fósforo e nitrogênio (principalmente fosfato e nitrato, respectivamente) nos corpos d'água desencadeia o desenvolvimento de algas ou outras plantas aquáticas indesejáveis, principalmente em reservatórios ou águas paradas, podendo conduzir ao processo de eutrofização.

Considerando que a concentração de fosfatos em água é bastante variável por conta de sua rápida incorporação pelas comunidades aquáticas (Payne, 1986), no presente trabalho optou-se por avaliar o teor de fósforo total nas amostras.

O fósforo é originário naturalmente da dissolução de compostos que contêm este elemento, do solo e da decomposição da matéria orgânica (Macedo, 2002). Quando se origina de fontes artificiais, essas podem ser pontuais ou difusas. A agricultura pode ser considerada a maior fonte difusa. Entre as fontes pontuais destacam-se os esgotos domésticos e industriais (Hanrahan, 2003).

No gráfico da Figura 19, têm-se os resultados obtidos para a análise de fósforo total no monitoramento realizado. Como se pode constatar, nos pontos de amostragem (3) e (4) tem-se uma concentração significativamente maior do que nos pontos (1) e (2). Assim, mais uma vez foi possível identificar o impacto das ações antrópicas sobre o Rio Queimados e o efeito de diluição promovido pelas águas do Rio Guandu, com baixas concentrações de fósforo no ponto (2).

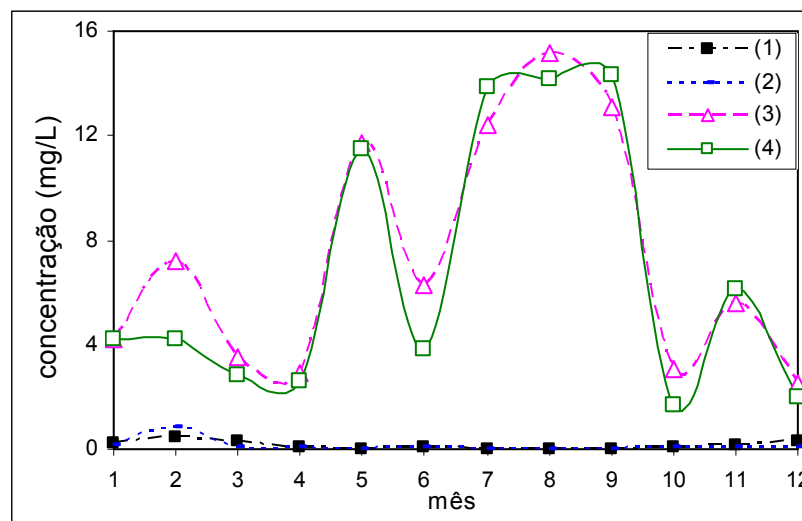


Figura 19 – Relação entre o teor de fósforo total e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

Segundo Von Sperling (1996), o esgoto doméstico corresponde a maior fonte de contribuição de fósforo. Este se encontra presente nas fezes e urina humana, nos detergentes para limpeza doméstica, restos de alimentos e em outros subprodutos das atividades humanas. Com relação aos esgotos industriais, é difícil a generalização da sua contribuição, em virtude da grande variabilidade apresentada entre distintas tipologias industriais.

O nitrato é a principal espécie de nitrogênio associada ao processo de eutrofização, sendo o produto final do processo da oxidação do nitrogênio presente na matéria orgânica. A presença do nitrato em águas naturais é comum em pequenas quantidades, contudo, teores de 5 a 10 mg/L, poderão ser um indicativo de poluição (Funasa, 2001). O processo convencional de tratamento e desinfecção da água não reduz os níveis de nitrato presentes na mesma em concentrações elevadas.

No gráfico da Figura 20 têm-se os resultados obtidos para o nitrato. Novamente as maiores concentrações foram obtidas nos pontos (3) e (4). Entretanto, foi possível constatar que em determinados meses 3 (maio), 7 (setembro), 8 (outubro), 10 (dezembro) e 11 (janeiro) houve um aumento proporcional na concentração de nitrato em todos os pontos de amostragem. Este aumento pode estar associado à precipitação pluviométrica nas amostragens. As águas pluviais podem ser consideradas fontes poluidoras considerando-se que elas promovem um efeito de lavagem sobre os solos, conduzindo ao corpo d'água impurezas e detritos encontrados as margens do manancial e, dessa forma, aumentando a concentração de nitrato em todos os pontos de amostragem.

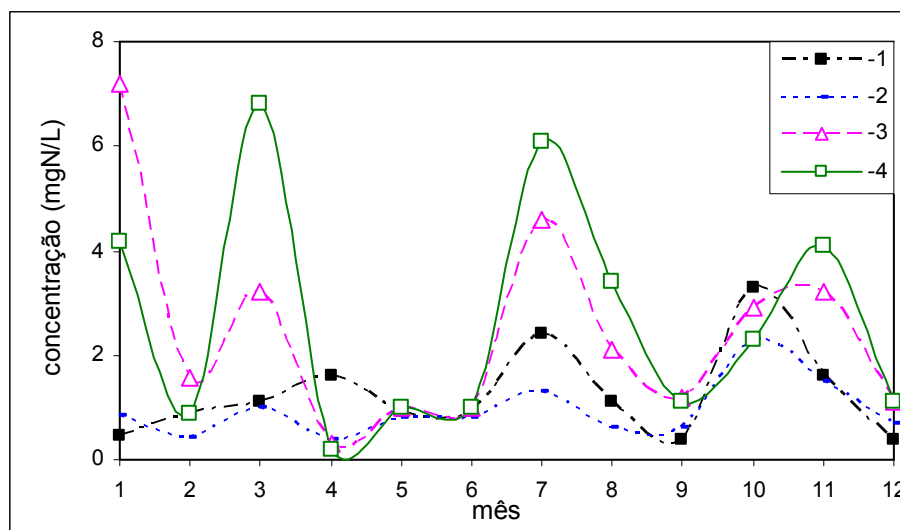


Figura 20 – Relação entre o teor de nitrato (mg N/L) e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

O potássio é encontrado em baixas concentrações nas águas naturais, já que rochas que contêm potássio são relativamente resistentes às ações do tempo. Entretanto, sais de potássio são largamente usados na indústria e em fertilizantes para agricultura e entra nas águas doces com descargas industriais e lixiviação das terras agrícolas. (Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2007).

O potássio é usualmente encontrado na forma iônica e seus sais são altamente solúveis. Nessa forma, este elemento pode ser incorporado em estruturas minerais e acumulado pela biota aquática, pois é um elemento nutricional essencial. Concentrações em águas naturais são usualmente menores que 10 mg/L (Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2007).

Os resultados obtidos para o potássio são apresentados na Figura 21. Tal qual nos parâmetros anteriores (cloreto, surfactantes, fósforo e nitrato), pode-se verificar as maiores concentrações para este parâmetro nos pontos de amostragem (3) e (4), evidenciando mais uma vez o despejo de águas residuárias do Rio Queimados.

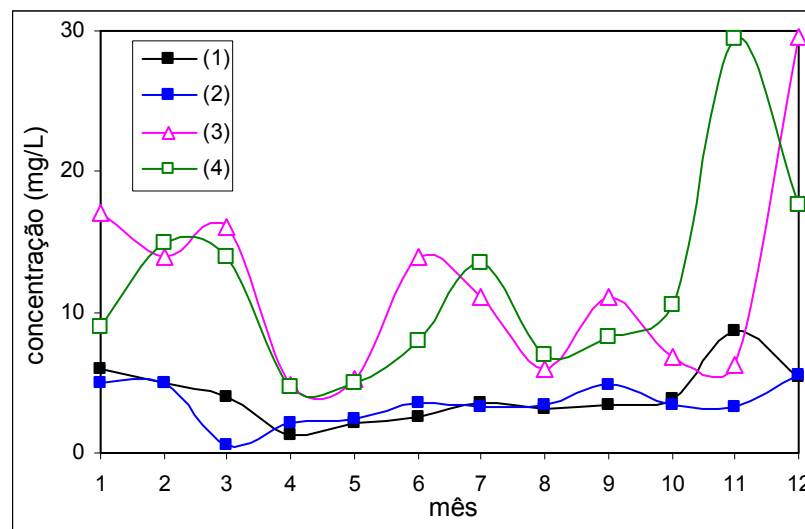


Figura 21 – Relação entre o teor de potássio e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

Ao se comparar os resultados deste grupo de parâmetros, verificou-se que os teores de fósforo total, nitrato e potássio são cerca de três vezes mais concentrado nas regiões antrópicas, pontos (3) e (4), do que no início e final do Rio Guandu, pontos (1) e (2), respectivamente. Este grande aporte destes componentes ao longo do Rio Queimados acaba por favorecer um aumento nas populações de algas e outras plantas aquáticas. Dependendo da capacidade de assimilação do corpo d'água, essa população de algas poderá atingir valores bastante elevados, tal qual ilustrado na Figura 22, na qual a área escura corresponde à porção de água que pode ser visualizada e a camada superficial, similar a um “caldo verde”, a ocorrência de algas.



Figura 22 – Rio Queimados com predominância de algas, nos trechos escuros visualiza-se a água (Google Earth, 2007)

Este evento de superpopulação de algas é denominado floração das águas. Vários gêneros e espécies de cianobactérias que formam florações podem produzir toxinas. As toxinas dessas cianobactérias, que são conhecidas como cianotoxinas, constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos produzidos por esses microrganismos. Carmichael (2006) afirmou que, embora ainda não estejam devidamente esclarecidas as causas da produção dessas toxinas, têm-se assumido que esses compostos tenham função protetora contra os seres herbívoros, assim como acontece com alguns metabólitos de plantas.

Algumas dessas toxinas são neurotóxicas, possuem ação rápida levando um indivíduo a morte por parada respiratória após poucos minutos de exposição aos referidos compostos (Azevedo e Sant'Anna, 2000).

Sempre que o número de cianobactérias no ponto de captação do Rio Guandu excede a concentração de 20.000 células/mL (fato raro) realiza-se um monitoramento semanal de cianotoxinas na água tratada e distribuída à população. Esse procedimento é obrigatório de acordo com a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde e deve ser cumprido

pelas companhias de distribuição de água. Apesar do aumento da carga de eutrofizantes, a média anual dos resultados de análise de cianobactérias nesse manancial encontra-se em níveis seguros, menores que 10.000 células/mL, segundo a Companhia Estadual de águas e Esgotos (2007b).

Contudo, esse é um problema que merece particular atenção na área estudada, onde persistem condições de insolação e temperatura favoráveis ao crescimento de algas, além da presença dos nutrientes.

Nos episódios de florações, freqüentemente são detectadas microcistinas, que são altamente nocivas para saúde dos homens. As microcistinas são uma classe de cianotoxinas que se caracterizam por serem substâncias hepatotóxicas solúveis em água e quimicamente estáveis. Por estas razões, a legislação que regulamenta a água tratada (Ministério da Saúde, 2004) estabeleceu o reduzidíssimo limite de 1,0 µg/L para essa toxina. A cianotoxina é tão nociva à saúde humana, que é o único parâmetro da água bruta controlado pela legislação de água tratada.

O processo convencional de tratamento de água para consumo humano (coagulação, floculação, decantação, filtração, cloração e fluoretação) é capaz de remover satisfatoriamente as células de cianobactérias, mas, não eliminam as cianotoxinas. Assim sendo, é fundamental que seja empreendido um programa sistemático e amplo de monitoramento associado à coibição legal de lançamentos de nutrientes visando à prevenção dessa fatalidade.

5.6. Indicadores predominantemente estéticos: cor, turbidez, ferro e manganês

Cor, turbidez, ferro e manganês foram agrupados em uma única categoria por apresentarem características comuns no que se refere ao padrão de aceitação da água para consumo humano, intrinsecamente relacionadas ao padrão estético.

A turbidez de uma amostra de água indica o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral, etc.. Esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca. A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas e que exige manobras operacionais, como

alterações nas dosagens de coagulantes e auxiliares, nas estações de tratamento de águas (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2002).

A erosão pode decorrer do mau uso do solo, o que impede a fixação da vegetação. Este fato demonstra o caráter sistêmico da poluição, onde ocorrem inter-relações ou transferência de problemas de um ambiente (água, ar ou solo) para outro. Os esgotos sanitários e diversos efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas. Um exemplo típico deste fato ocorre em consequência das atividades de mineração, na qual os aumentos excessivos de turbidez têm provocado formação de grandes bancos de lodo em rios e alterações no ecossistema aquático. Alta turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Portanto, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, a alta turbidez afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de uma água (Funasa, 2001).

Tucci (1993) reportou a presença da turbidez em mananciais que recebem esgoto doméstico com a presença de microrganismos patogênicos. Nesse caso, a turbidez, até então vista exclusivamente sob o enfoque estético, torna-se um requisito sanitário. A turbidez reduz a eficiência da cloração pela proteção física conferida aos microrganismos ao contato direto com os desinfetantes. A turbidez é também um parâmetro de controle da eficiência da desinfecção, no entendimento de que partículas em suspensão podem proteger os microrganismos da ação do desinfetante. Além disso, as partículas responsáveis pela turbidez transportam matéria orgânica adsorvida que pode provocar sabor e odor.

A turbidez da água bruta é um dos principais parâmetros de seleção de tecnologia de tratamento e de controle operacional dos processos de tratamento. Na água filtrada, a turbidez assume uma função de indicador sanitário e não meramente estético. A remoção de turbidez por meio da filtração indica a remoção de partículas em suspensão, incluindo cistos de protozoários. Os critérios reconhecidos internacionalmente como indicadores da remoção de protozoários são: remoção/inativação conjunta, por meio da filtração/desinfecção, processo que alcança por exemplo, a remoção de 99,9% de cistos de giárdia (Vigilância Ambiental em Saúde, 2003).

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la. Esta redução dá-se por absorção de parte da radiação eletromagnética, devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico. Dentre os colóides orgânicos, podem-se mencionar os ácidos húmico e fúlvico, substâncias naturais resultantes da decomposição parcial de

compostos orgânicos presentes em folhas, dentre outros substratos. Também os esgotos sanitários se caracterizam por apresentarem predominantemente matéria em estado coloidal, além de diversos efluentes industriais contendo taninos (efluentes de curtumes, por exemplo), anilinas (efluentes de indústrias têxteis, indústrias de pigmentos, etc.), lignina e celulose (efluentes de indústrias de celulose e papel, de madeira e etc.).

Compostos inorgânicos também são capazes de absorver a radiação eletromagnética e provocar os efeitos de matéria em estado coloidal. Os principais são os compostos de ferro e manganês, que são abundantes em diversos tipos de solo. Alguns outros metais presentes em efluentes industriais lhes conferem cor mas, em geral, íons dissolvidos pouco ou quase nada interferem na passagem da luz. O problema maior de coloração na água, em geral, é o estético já que causa um efeito repulsivo. É importante ressaltar que a medida de cor, realizada na rede de monitoramento, consiste basicamente na observação visual do técnico de coleta no instante da amostragem (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2002).

Segundo a Vigilância Ambiental em Saúde (2003), a cor é um parâmetro essencialmente de natureza estética e componente do padrão de aceitação para consumo. Entretanto, Meyer (2007) afirmou que a cor devida a substâncias orgânicas pode indicar a presença de precursores de formação de trihalometanos, um subproduto tóxico da cloração. Cor elevada no sistema de distribuição de água pode ainda contribuir para um alto consumo de cloro. Quando a determinação da cor é realizada após centrifugação da amostra para se eliminar a interferência de partículas coloidais e suspensas, obtém-se a cor verdadeira. Caso contrário, tem-se a cor aparente.

Nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens. Também pode ser importante a contribuição devida a efluentes industriais, pois muitas indústrias metalúrgicas desenvolvem atividades de remoção da camada oxidada (ferrugem) das peças antes de seu uso, processo conhecido por decapagem, que normalmente é procedido através da passagem da peça em banho ácido. O ferro, apesar de não se constituir em um tóxico, traz diversos problemas para o abastecimento público de água, conferindo cor e sabor à água e provocando manchas em roupas e utensílios sanitários. A presença desse metal também acarreta o desenvolvimento de depósitos em canalizações e de ferro-bactérias, provocando a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição. No tratamento de águas para abastecimento, deve-se destacar a influência da presença de ferro na etapa de coagulação e floculação. As águas que contêm ferro caracterizam-se por

apresentar cor elevada e turbidez baixa (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2002).

O comportamento do manganês nas águas é muito semelhante ao do ferro em seus aspectos mais diversos, sendo que a sua ocorrência é mais rara. O manganês desenvolve coloração negra na água, podendo-se se apresentar nos estados de oxidação Mn^{+2} (forma mais solúvel) e Mn^{4+} (forma menos solúvel). Raramente atingem-se concentrações de 1,0 mg/L em águas superficiais naturais e, normalmente, está presente em quantidades de 0,2 mg/L ou menos. O manganês muito usado na indústria do aço, na fabricação de ligas metálicas e baterias e na indústria química em tintas, vernizes, fogos de artifícios e fertilizantes, entre outros (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2003).

A presença de manganês em quantidades excessivas é indesejável em mananciais de abastecimento público devido ao seu efeito no sabor, tingimento de instalações sanitárias, aparecimento de manchas nas roupas lavadas e acúmulo de depósitos em sistemas de distribuição (Funasa, 2001).

No gráfico da Figura 23, são apresentados os resultados obtidos neste estudo para a turbidez. Da análise dos resultados nos quatro pontos de amostragem, novamente pode-se perceber que na maioria das amostragens a turbidez nos pontos (3) e (4) é superior aos pontos (1) e (2), evidenciando o lançamento de despejos decorrentes das atividades urbanas e industriais no Rio Queimados.

A análise destas curvas também demonstrou que os perfis obtidos nos pontos (1) e (2) são muito semelhantes, fenômeno que pode ser justificado pelo fato de que os dois pontos de coleta estão situados no mesmo braço do Rio Guandu. Não obstante a sedimentação seja um processo previsível e esperado para os sólidos em suspensão, pressupõe-se que o efeito de diluição seja a principal justificativa para os baixos valores de turbidez encontrados na (2). Apesar desse ponto ser um local de mistura das correntes dos rios Guandu e Queimados, o comportamento parece independe da carga de sólidos lançada pelo Rio Queimados.

Em decorrência das freqüentes chuvas, nos meses 10 (dezembro) e 11 (janeiro), constatou-se uma elevação na turbidez nos pontos (1) e (2), sendo que no mês 12 (fevereiro), a ausência de chuvas fez com que este parâmetro caísse nos dois pontos de amostragem, ao passo que se observou uma elevação nos pontos (3) e (4). Deste comportamento, pode-se constatar que a elevação da concentração nos pontos (1) e (2), provavelmente decorre do arraste pelas chuvas de material particulado presente nas margens do Rio Guandu (um processo natural).

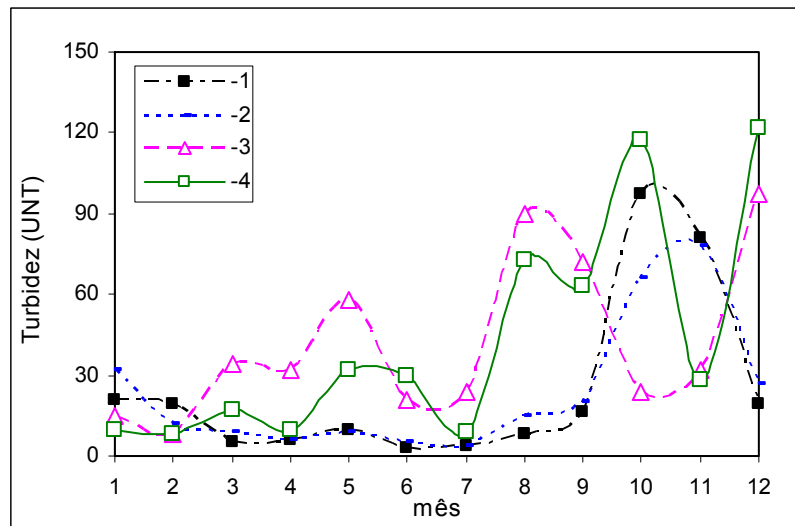


Figura 23 – Relação entre a turbidez e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

Ao se analisar os resultados obtidos para cor, ferro e manganês apresentados nas Figuras 24, 25 e 26, respectivamente, observaram-se comportamentos semelhantes ao da turbidez. Mais uma vez os pontos de coleta (3) e (4) apresentaram valores mais elevados de cor, ferro e manganês, o que também pode ser associado aos despejos de esgoto e efluentes industriais no Rio Queimados.

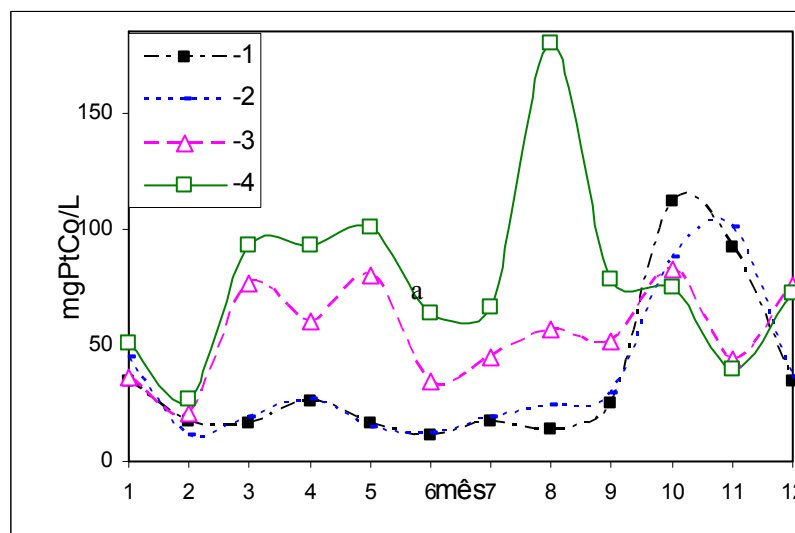


Figura 24 – Relação entre a cor verdadeira e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

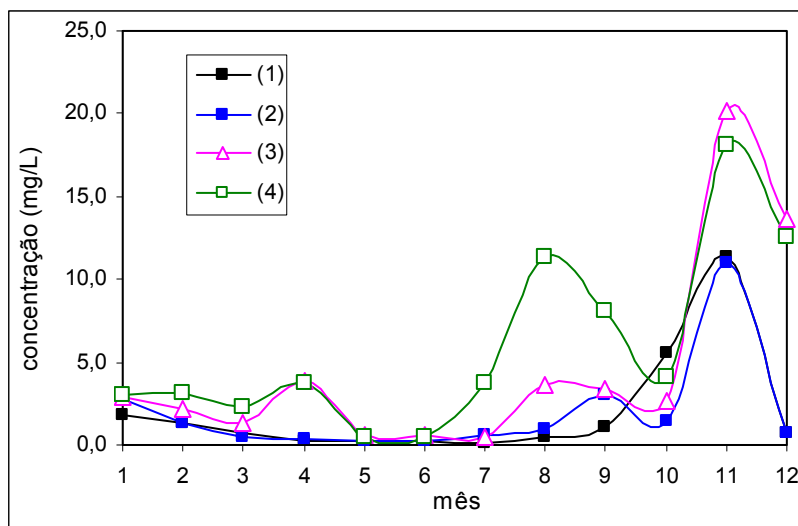


Figura 25 – Relação entre o teor de ferro e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

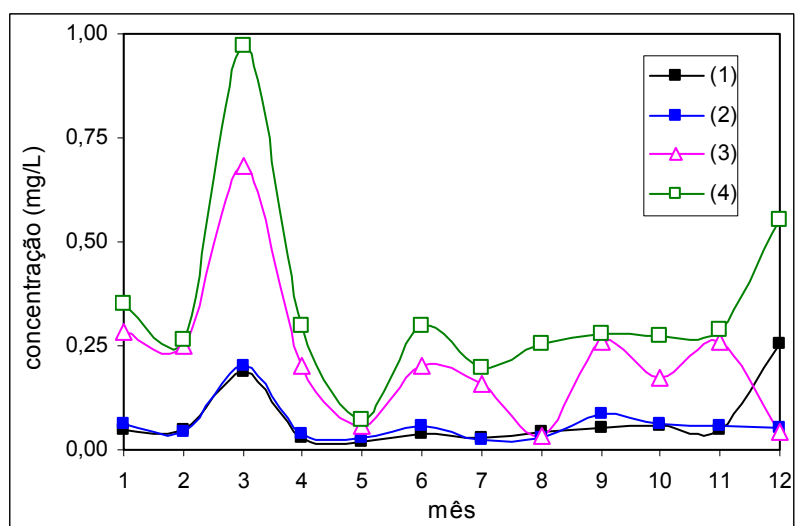


Figura 26 – Relação entre o teor de manganês e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

Assim como para a turbidez, também se verificou uma elevação da cor e da concentração de ferro nos pontos (1) e (2) nos meses 10 e 11. Fato este que pode ser justificado pelo arraste e solubilização de componentes responsáveis pela cor, incluindo o ferro em decorrência das chuvas nos pontos (1) e (2).

Este tipo de comportamento não foi observado para o manganês. Entretanto, no mês 3 (maio), na área industrial, ocorreu um significativo desvio, acompanhado em menor escala pela área urbana. Essa elevação foi observada também no gráfico de cor nesse mesmo período.

Segundo a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, (2002), o manganês é muito usado na indústria do aço, na fabricação de ligas metálicas e baterias e na indústria química em tintas, vernizes, fogos de artifícios e fertilizantes. Assim, possíveis despejos de origem industrial, de caráter pontual e episódico podem estar associados a esse teor.

A comparação entre os resultados obtidos nos itens 5.4, 5.5. e 5.6 (cloreto, surfactantes, fósforo, nitrato, potássio, turbidez, cor, ferro e manganês) nas amostras provenientes dos pontos (1), (2), (3) e (4) permite concluir que a introdução dessas substâncias no meio é predominantemente urbana e/ou industrial. Esta afirmação fundamenta-se na comparação entre os teores do ponto (1), representativo de uma área praticamente livre do lançamento de despejos de atividade humana, e os pontos (3) e (4). Considerando-se que esses últimos localizam-se numa região próxima aos municípios de Queimados e Nova Iguaçu e da Companhia de Desenvolvimento Industrial do Estado do Rio de Janeiro (CODIN), pode-se associar a elevação da concentração destes parâmetros em (3) e (4) ao lançamento de esgoto e efluentes industriais sem tratamento adequado no Rio Queimados.

Apesar das elevadas cargas provenientes do Rio Queimados, este impacto não se refletiu nas concentrações obtidas no ponto (2). Apesar do ponto (2) ser uma zona de mistura das águas oriundas dos afluentes que compõem o Guandu, a contribuição do Rio Paraíba do Sul, ponto (1), aproximadamente 148 vezes superior ao Rio Queimados, predomina na tomada d'água, ponto(2).

5.7. Indicadores de relevante toxidez: sulfeto e cianeto

Sulfeto e cianeto foram agrupados nesta categoria por apresentarem características comuns no que se refere à ação nociva a vida.

O sulfeto tem origem em despejos das indústrias de alimentos, que emprega o dióxido de enxofre como preservante, de papel e de refino de óleo. Em condições anaeróbicas as bactérias reduzem o sulfato a sulfeto, o que ocorre em águas naturais com baixa oxigenação. O sulfeto na forma de gás é extremamente nocivo às espécies aquáticas e acima de 0,025 µg/L confere a água um odor fétido (McKelvie, 2002).

A maioria dos sulfetos metálicos de uso comercial é de origem vulcânica. Os sulfetos têm importante papel na química analítica para a identificação de metais. Os íons

de sulfeto presentes na água podem precipitar na forma de sulfetos metálicos em condições anaeróbicas e na presença de determinados cátions metálicos. Sulfetos inorgânicos encontram aplicações como pigmentos e substâncias luminescentes. Sulfetos orgânicos e disulfetos são amplamente distribuídos no reino animal e vegetal (Silva, 2005). O sulfeto de hidrogênio é um gás incolor e mais denso que o ar. Possui odor característico de ovo podre. Tem origem em processos de putrefação e é conhecido como gás do ovo podre. Esse gás impede que as hemoglobinas façam o transporte de oxigênio, o que causa asfixia nos seres vivos. Quando inalado em altas concentrações (200 - 300 ppm) há perda súbita de consciência, em baixas concentrações (15 - 20 ppm) causa inflamação ocular, dor de cabeça, náusea, vômitos, perda de peso, baixa pressão sanguínea e perda do senso de olfato. Exposição por mais de 30 minutos a concentrações com mais de 700 ppm são fatais (AGA, 2007).

No gráfico da Figura 27, têm-se os resultados obtidos para o sulfeto. As amostragens nos pontos (1) e (2) mostram-se coincidentes ao longo dos 12 meses de monitoramento, sendo que em ambos os pontos as concentrações não ultrapassam 18 $\mu\text{g H}_2\text{S/L}$, sendo 9 $\mu\text{g H}_2\text{S /L}$ o resultado médio. Por outro lado, elevadas concentrações desse íon foram observadas nos pontos (3) e (4), para os meses 4 (junho), 6 (agosto) e 12 (fevereiro) coincidindo com época de pouca chuva. Essa condição é favorável ao aumento da carga de poluentes, e pode justificar as elevações ocorridas para o sulfeto nesses meses. Todas as amostras provindas do Rio Queimados possuíam um odor fétido. Segundo McKelvie (2002), o sulfeto na forma de gás e acima de 25 $\mu\text{g H}_2\text{S /L}$ confere a água um odor característico de matéria em estado de putrefação. Cabe destacar que no mês 12 (fevereiro) observou-se uma concentração extremamente elevada para este parâmetro (440 $\mu\text{gH}_2\text{S /L}$) no ponto (3). Entretanto, como esta foi à última amostragem, não se tem dados posteriores para confirmar se foi um lançamento pontual ou uniforme.

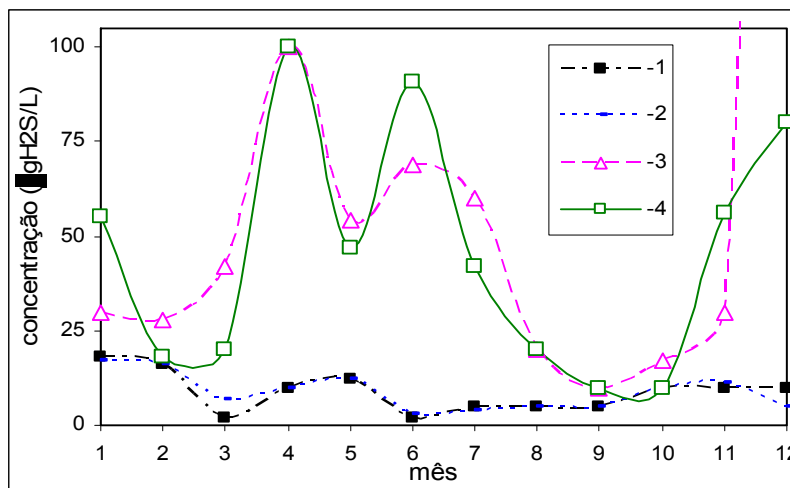


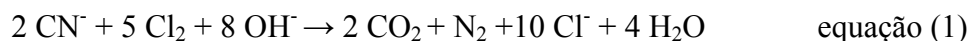
Figura 27 – Relação entre o teor de sulfeto e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

Os resultados para sulfeto, nos pontos (1) e (2) encontram-se em média 10 vezes abaixo do limite de quantificação do método, que é de 10 µgH₂S /L conforme apresentado na Tabela 18, e as determinações ocorreram na prolongação inferior da reta. Infelizmente, tal condição impossibilita quantificar esse parâmetro, sendo assim, é recomendado que os resultados sejam considerados semiquantitativos.

O cianeto é extremamente nocivo às espécies aquáticas, não sendo comum encontrar este íon em águas naturais. No entanto, quando presente, o cianeto é muito venenoso para a vida animal. Esse íon se liga fortemente aos cátions metálicos da matéria viva, por exemplo, ao ferro das proteínas que são necessárias para que o oxigênio molecular seja utilizado pelas células (Baird, 2002).

Quando presente em corpos d'água, geralmente, o cianeto é proveniente de despejos das indústrias de extração de ouro, galvânica, eletroplatinização, manufatura de plásticos, de têmpera, de coque, de gás e de fundições. Este íon também é utilizado em pigmentos e praguicidas (Seiler, 1998).

Apesar de sua toxicidade, em águas o cianeto é facilmente oxidado pelo cloro a dióxido de carbono e gás nitrogênio, tornando-se inofensivo e desprezível após a desinfecção (McKelvie, 2002), conforme apresentado na equação (1).



Por ser uma espécie química tóxica ao homem, estima-se que uma dose de 50 a 60 mg de cianeto pode ser fatal. O cianeto pode ocorrer na água em forma de ânion (CN⁻) ou de cianeto de hidrogênio (HCN). Em valores neutros de pH prevalece o cianeto de hidrogênio.

No gráfico da Figura 28 são apresentados os resultados para o cianeto nos diferentes pontos de amostragem. Como se pode observar, para a grande maioria das amostras, o teor de cianeto foi extremamente baixo. No ponto (1), os teores do íon cianeto apresentaram-se inferiores a 10 µg/mL.

Ao se observar o ponto (4), onde há possíveis lançamentos industriais, constatou-se uma notável concentração de cianeto nos meses 4 (junho), 6 (agosto), 7 (setembro), 8 (outubro) e 9 (novembro). Entretanto, em descargas genuinamente urbanas, ponto (3) não se observou acentuadas concentrações de cianeto, ao longo dos 12 meses a variação esteve entre 5 e 41 µg/mL.

O ponto (2) descreveu perfil semelhante ao ponto (1) na maioria dos meses estudados. Comportamento apresentado em praticamente todas as espécies estudadas, confirmando a capacidade de diluição do ponto (1). Todavia, os meses 6 (agosto), 7 (setembro) e 8 (outubro) apresentaram uma desproporção em relação ao restante do período. Ao compararmos essa ocorrência com os elevados teores do ponto (4), verifica-se que há similaridade entre os fatos. A acentuada presença de cianeto nas amostragens realizadas neste ponto decorre de despejos decorrentes de atividades industriais e impactaram o ponto (2). Observando-se os máximos ocorridos nos meses 6 (agosto) e 8 (outubro), tem-se a relação de aproximadamente 3:1 (ponto (4):captação) contrária à expectativa, que é do efeito de diluição de no mínimo 148 vezes, esta diluição é de apenas 3 vezes. Nesse caso, é provável que a coleta no ponto (4) não tenha ocorrido no instante do lançamento e sim, tempos depois aonde não se tinha mais a concentração efetivamente despejada no manancial. Ao passo que na captação chegava o teor de cianeto referente a essa suposição.

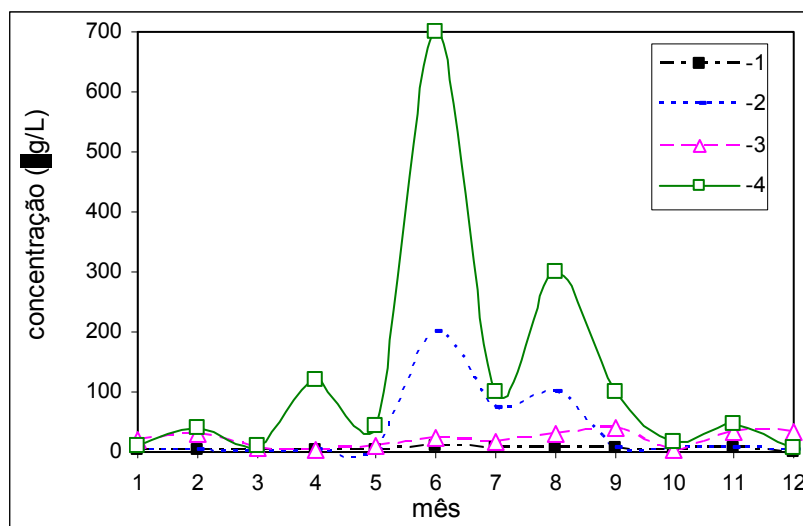


Figura 28 – Relação entre o teor de cianeto e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

Tanto o cianeto quanto sulfeto têm limites restritos em mananciais destinados ao abastecimento, conforme apresentado na Tabela 20. Ao se analisar os limites impostos para preservação de comunidades aquáticas e captação para o tratamento e abastecimento (resolução CONAMA 357/05 do Ministério do Meio Ambiente, 2005) e os limites impostos para a distribuição (Portaria 518/04 do Ministério da Saúde, 2004) observa-se que as concentrações permissíveis de captação são bem menores dos que as concentrações de distribuição, 14 e 25 vezes menores para cianeto e sulfeto, respectivamente. Conforme e apresentado na Tabela 20.

Tabela 20 – Valores máximos permitidos (VMP) para cianeto e sulfeto

<i>Parâmetro</i>	<i>Unidade</i>	<i>Limite da resolução (CONAMA 357/05)</i>	<i>Limite da portaria (MS 518/04)</i>
Cianeto	µg/L	5	70
Sulfeto	µg/L	2	50

O que a princípio pode parecer uma incoerência deve decorrer do fato que a resolução CONAMA 357/05 não distingue padrões de qualidade da água quando se trata de abastecimento ou resguardo aos organismos aquáticos. Entretanto, a portaria do Ministério da Saúde permite que a ingestão de cianeto e sulfeto na água potável, seja 14 e 25 vezes, respectivamente, superior ao VMP na água bruta.

5.8. Indicadores de origem predominantemente industrial: cobre, mercúrio, chumbo e alumínio

Visando avaliar o possível impacto de efluentes industriais, neste grupo foram incluídos quatro metais representativos de efluentes industriais e pouco comuns em esgoto doméstico: cobre, chumbo, mercúrio e alumínio.

Segundo Baird (2002), por não serem biodegradáveis, os metais pesados acumulam-se no ambiente onde manifestam sua toxicidade. Nos organismos superiores, estes metais se acumulam principalmente no tecido adiposo; ficando aí armazenados até se combinarem com proteínas e lipídios, circulando no sangue e atingindo rins, pulmões, cérebro, aparelho cardiovascular e ossos. O homem só tem necessidade de alguns poucos metais e em doses pequenas, que são chamados de essenciais, como é o caso do cobre, por exemplo. No entanto, caso sua concentração ultrapasse a chamada concentração ideal, este se torna prejudicial à saúde (Macedo, 2002).

O cobre é um dos elementos mais importantes e essenciais para plantas e animais. Em águas naturais, esse metal predomina em sua forma iônica, complexado com ânions ou ligantes orgânicos, carbonatos, cloretos, ácidos húmicos e fúlvicos. A deficiência humana de cobre é caracterizada pela anemia, resultante da síntese de hemoglobina. No entanto, se os seres vivos são expostos a concentrações elevadas de cobre biodisponível, a bioacumulação pode ocorrer, com possíveis reações tóxicas ao organismo (Macedo, 2002).

Brigden *et al.* (2000) relataram que, no homem, o excesso leva a vômitos, hipotensão, icterícia, coma e até mesmo a morte. As fontes de cobre para o meio ambiente incluem a corrosão de tubulações de latão por águas ácidas, o uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos e o escoamento superficial de atividades agrícolas, onde o cobre é usado como fungicida. Com relação às principais fontes industriais, incluem-se a mineração, fundição, refinaria de petróleo e têxtil.

O cobre é padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde. Todavia em concentrações abaixo de 2 mg/L de cobre total, é seguro e portanto, permitido na água para consumo (Ministério da Saúde, 2004). Quanto para a classificação (classe 2) das águas naturais para abastecimento público esse valor é cerca de 222 vezes inferior do que o permitido para consumo, ou seja 0,009 mg/L (Ministério da Meio Ambiente, 2005). Entretanto, essa concentração refere-se à porção que se encontra dissolvida nos mananciais.

No gráfico da Figura 29 são apresentados os resultados das determinações de cobre nos quatro pontos de amostragem. Da análise destes dados, pode-se constatar que em quase

todos os meses avaliados, a concentração de cobre foi maior no ponto (4) do que nos demais pontos de amostragem. Esse resultado pode ser um indicativo do lançamento deste metal na região industrial atravessada pelo Rio Queimados.

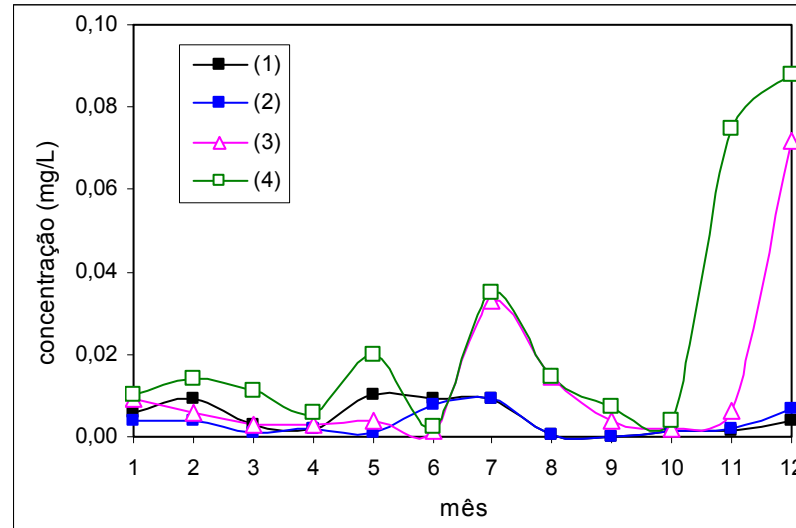


Figura 29 – Relação entre o teor de cobre e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

O chumbo é conhecido desde a Antiguidade, na Roma Antiga, este metal era adicionado ao vinho em concentrações de 15 a 30 mg/L como flavorizante. A fonte dos problemas neurológicos da maioria dos imperadores romanos pode estar na grande ingestão desse elemento (Fundação Nacional de Saúde, 2003). O chumbo, assim como o mercúrio, se acumula principalmente no cérebro, causando cegueira, paralisia e até a morte (Klein, 1994).

O chumbo está presente no ar, no tabaco, nas bebidas e nos alimentos, na maioria, por contaminação. Na água, sua ocorrência deve-se as descargas de efluentes industriais, como, por exemplo, os lançamentos das indústrias de baterias, bem como em função do largo uso na construção civil, de tintas, tubulações e acessórios à base de chumbo. O chumbo e seus compostos também são utilizados em eletrodeposição e metalurgia. O chumbo é padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde sendo fixado o valor máximo permissível de 10 $\mu\text{g/L}$ na água para consumo (Ministério da Saúde, 2004). A mesma concentração é também padrão para classificação (na classe 2) das águas naturais para abastecimento público. Teores da ordem de $\mu\text{g/L}$ validam a magnitude danosa desse metal.

Os resultados obtidos para o chumbo são apresentados no gráfico da Figura 30. Tal qual se observou para o cobre, foi possível constatar que em quase todos os meses avaliados, a concentração de chumbo foi maior no ponto (4) do que nos demais pontos de amostragem. Mais uma vez, esse resultado pode ser um indicativo do lançamento deste metal na região industrial atravessada pelo Rio Queimados.

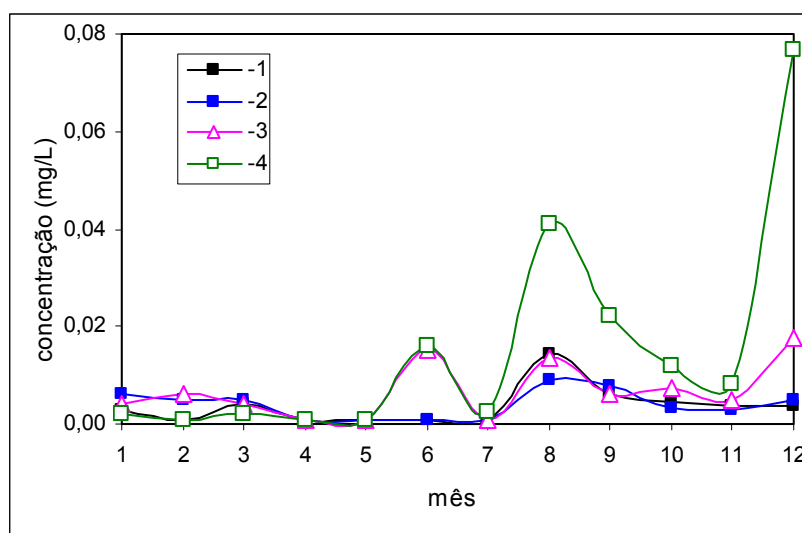


Figura 30 – Relação entre o teor de chumbo e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

A concentração de alumínio em águas naturais é normalmente bem pequena, tipicamente da ordem de 0,03 mg/L. A solubilidade do alumínio em pH entre 6 e 9 é muito baixa, o que explica sua discreta disponibilidade. Acredita-se que a ocorrência de alumínio nos solos seja uma influência negativa, quando as águas pluviais o escoam para os corpos hídricos. Esse metal lixiviado dos solos e rochas torna-se apreciável quando da ocorrência de chuva ácida (Baird, 2002) e, portanto, maléfico aos organismos aquáticos.

Embora o metabolismo do alumínio no seres humanos não seja ainda bem conhecido e alguns trabalhos sugiram sua associação com o Mal de Alzheimer, até então seus efeitos tóxicos não estão cientificamente comprovados. Ademais, o alumínio é um elemento abundante na natureza e, apesar disso, a exposição humana pelo consumo de água é relativamente reduzido, dada suas características de solubilidade em água (Klein, 1994).

Ainda que, sua larga utilização no tratamento de água seja pratica corrente, as evidências disponíveis sugerem a manutenção de valores máximos permissíveis em conformidade com o estabelecido para consumo. Esse teor é de 0,2 mg/L e acima deste,

pode ocorrer à formação de flocos de hidróxido de alumínio em sistemas de distribuição e acentuar a turbidez e a cor aparente (Vigilância Ambiental em Saúde, 2003).

O alumínio é o principal constituinte de um grande número de componentes atmosféricos, particularmente de poeira derivada de solos e partículas originadas da combustão de carvão. Na água, o alumínio é complexado e influenciado pelo pH, presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. A principal via de exposição humana não ocupacional é pela ingestão de alimentos e água. Não há indicação de carcinogenicidade para o alumínio (Funasa, 2001).

O alumínio, ao contrário do chumbo, cobre e mercúrio, não é considerado pela portaria, que legisla sobre níveis seguros de ingestão de metais e outros, padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde. Esse metal faz parte do grupo que se organiza em função do padrão de aceitação para consumo humano, onde dentre outros, também está o sódio cujo valor máximo permitido é não menos que 200 mg/L. Já o alumínio, como citado anteriormente, é permitido até 0,2 mg/L na água para consumo (Ministério da Saúde, 2004). Metade dessa concentração, ou seja, 0,1 mg/L é também padrão para classificação (classe 2) das águas naturais para abastecimento público, porém nesse caso o limite refere-se à porção que se encontra dissolvida nos mananciais.

No gráfico da Figura 31 são apresentados os resultados do monitoramento do alumínio nos quatro pontos de amostragem. Tal qual observado para o cobre e o chumbo, em quase todos os meses de amostragem, as maiores concentrações deste metal estiveram presentes no ponto (4), sendo que no mês 12 obteve-se um valor extremamente alto frente aos demais: 19 mg/L. Entretanto, como esta foi a última amostragem, não se tem dados posteriores para confirmar se este foi um lançamento pontual ou uniforme.

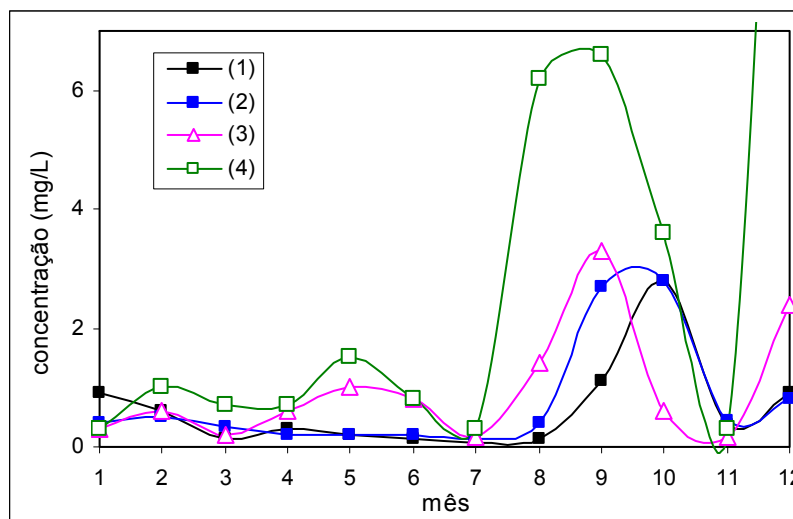


Figura 31 – Relação entre o teor de alumínio e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

Tal qual citado para o chumbo, o mercúrio também se acumula principalmente no cérebro, causando uma série de deficiências, desde a cegueira e paralisia até a morte. O maior acidente ecológico envolvendo mercúrio ocorreu na Baía de Minamata, no Japão. Uma planta de produção de alumínio sofreu um dano e acarretou o vazamento de toneladas de mercúrio para o mar.

Algas anaeróbicas metabolizam o metal lançado nos corpos d'água, produzindo um dos piores carcinogênicos que se conhece: dimetil-mercúrio. Esse passa para a cadeia alimentar dos peixes e finaliza no homem danos irreparáveis e a morte. O mercúrio, ao contrário do chumbo, é biomagnificado através da cadeia alimentar. O mercúrio na forma líquida, também encontra nas atividades do garimpo passagem para as águas superficiais. Esse é derramado sobre minérios de ouro para formação da amálgama, sendo que em seguida o mercúrio é evaporado para obtenção do ouro puro. Toda essa manipulação ocorre às margens dos rios. Entre as fontes antropogênicas de mercúrio no meio aquático destacam-se as indústrias cloro-álcali de células de mercúrio, vários processos de mineração e fundição, efluentes de estações de tratamento de esgotos, fabricação de certos produtos odontológicos e farmacêuticos, indústrias de tintas, dentre outras (Macedo, 2002).

O mercúrio é padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde sendo fixado o valor máximo permissível de 1 $\mu\text{g/L}$ na água para consumo (Ministério da Saúde, 2004). Quanto para a classificação (classe 2) das águas naturais para abastecimento público, esse valor é cinco vezes inferior do que o permitido para consumo, ou seja 0,2 $\mu\text{g/L}$ (Ministério do Meio Ambiente, 2005). Tal preocupação deve-se, possivelmente, a característica de biomagnificação desse metal.

Para todas as amostras analisadas pela técnica de absorção atômica por geração de vapor frio, obteve-se uma concentração de 0,1 µg/L, valor idêntico ao obtido para o ensaio em branco. Dessa forma, podemos afirmar, com base no limite de detecção do método, que se há mercúrio solúvel este se encontra menor que 0,1 µg/L. Considerando-se que todos os pontos estudados possuem concentrações de sulfeto de no mínimo 2 µg/L, é provável que a possível formação e precipitação de mercúrio como sulfeto seja a explicação para sua ausência na porção solúvel das amostras. A constante do produto de solubilidade (Kps) para o HgS é igual a 4×10^{-53} , este valor excessivamente baixo é uma condição extremamente favorável à formação de sulfeto de mercúrio II insolúvel, com base na equação (2).



Diante do fato que o Kps corresponde ao produto das concentrações em quantidade de matéria destas duas espécies, tem-se que a solubilidade de cada espécie será igual $\sqrt{4 \times 10^{-53}}$, ou seja $6,32 \times 10^{-27}$ mol/L. Levando-se em conta que a concentração mínima de sulfeto é igual a 2 µg/L ($6,25 \times 10^{-8}$ mol/L), a concentração de mercúrio solúvel não deve ultrapassar $1,28 \times 10^{-37}$ µg/L ($6,4 \times 10^{-46}$ mol/L). Do contrário, haverá formação de precipitado de sulfeto de mercúrio.

Este tipo de raciocínio não se aplica para os sulfetos de cobre e chumbo, bem como o hidróxido de alumínio. Pois para essas determinações optou-se por alíquotas do sobrenadante ao invés de alíquotas previamente filtradas em membranas com diâmetro médio de poro igual a 0,45 µm. Essa escolha tratou-se de uma estratégia para reproduzir, o mais próximo possível, a forma como essa água entra na estação de tratamento. Ou seja, imediatamente antes de entrar na estação a água se desloca com velocidade reduzida a fim de que o material sólido se deposite no fundo do rio e o sobrenadante passe para o tratamento. Tomou-se alíquotas (900mL), que apesar de límpidas, podem trazer contribuição do sedimento em estado coloidal. Dessa forma, uma fração desses cátions precipitados como sulfeto e hidróxido (e suspensos no estado coloidal) possivelmente agregam valores ao resultado da análise dos metais em solução. Nesta hipótese, pode estar à explicação para elevados teores de alumínio, cobre e chumbo obtidos para as amostras neste estudo.

Ao se examinar o perfil gráfico do cobre, chumbo e alumínio, percebeu-se que as elevações ocorrem nos meses que apresentaram um maior número de dias com chuva. Nos meses 7 e 8 (setembro e outubro) verificou-se um período de chuvas próximo aos dias de

coleta. Assim, o cobre apresentou elevados teores no mês de 7 (setembro) e o chumbo esteve presente com suas mais expressivas concentrações no mês 8 (outubro).

É sabido que, quando a água da chuva atinge o solo, inicia-se um processo de dissolução e arraste que transportará material retirado do solo até os rios, o que infelizmente inclui, lixo amontado as margens. Espécies químicas ou elementos comumente arrastados compreendem íons como, sódio, potássio, alumínio, bicarbonatos, cloretos, sulfatos, e outros. Aparecem ainda, traços de chumbo, cobre, arsênio, manganês, e uma grande quantidade de compostos orgânicos (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1995).

Essa constatação é nitidamente acentuada nos pontos de interferência industrial, acompanhada em segundo plano pela área urbana. O surgimento e desenvolvimento de centros urbanos e industriais próximos aos ambientes aquáticos destinados à captação de água potável tem sido o principal fator de deterioração da qualidade da água dos mesmos. Os resultados das análises efetuadas nos pontos de monitoramento referente à área preservada, ponto (1) de modo geral encontra-se em conformidade com o preconizado pela legislação. A saber, a zona de mistura, ponto (2) não está comprometida quanto à contribuição de chumbo, mercúrio e cobre, exceção para o alumínio, que de qualquer forma participará no tratamento da água. Contudo, é importante considerar que elevados teores de alumínio podem acarretar uma condição tóxica sob o aspecto ecológico.

5.9. Indicadores de ocorrência natural: fluoreto, sulfato e sódio

Neste grupo, foram reunidos três parâmetros que apresentam em comum à característica de estarem presentes em águas naturais, sendo sódio e sulfato em maiores concentrações e fluoreto em menor.

O flúor é o 17º elemento em abundância na crosta terrestre representando de 0,06 a 0,9 % e ocorrendo principalmente na forma de fluorita e criolita. O flúor é o mais eletronegativo de todos os elementos químicos, tão reativo que nunca é encontrado em sua forma elementar na natureza, sendo normalmente encontrado na sua forma combinada como fluoreto. Concentrações em torno de 0,1 mg/L de fluoreto são normalmente encontrados em águas naturais e concentrações elevadas geralmente estão associadas com fontes subterrâneas. Em locais onde existem minerais ricos em flúor, tais como próximos a

montanhas altas ou áreas com depósitos geológicos de origem marinha, concentrações de até 10 mg/L ou mais são encontradas. A maior concentração de flúor registrado em águas naturais é de 2.800 mg/L, no Quênia (Funasa, 2001).

Alguns efluentes industriais são responsáveis pelo aumento da concentração de fluoreto em águas naturais. São os casos das indústrias de vidro e de fios condutores de eletricidade. O uso da água fluoretada na preparação de alimentos pode dobrar a quantidade de fluoreto presente em lançamentos domésticos. Estima-se uma quantidade diária ingerida de 0,2 a 3,1 mg de fluoreto para adultos. Outras fontes de fluoreto são as pastas de dente, gomas de mascar, vitaminas e remédios (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2003).

Diversos estudos foram realizados com o objetivo de correlacionar a concentração natural de flúor na água e a incidência de cárie dentária. Concluiu-se que o flúor em excesso (acima de 1,5 mg/L) aumenta a ocorrência e a severidade da fluorose dentária, ocasionando manchas e até perda dos dentes, enquanto que a máxima redução de cáries - sem causar efeitos estéticos sensíveis - ocorre próximo a 1,0 mg/L. A fluoretação controlada da água visa à elevação da concentração natural da espécie F⁻ em níveis considerados ótimos, para que se atinjam resultados benéficos. Os limites recomendáveis baseiam-se na temperatura ambiente, intimamente ligada ao consumo da água potável (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2002).

O composto mais empregado neste processo é o ácido fluorsilícico (também conhecido como hidrofluorsilícico, hexafluorsilícico ou ácido silicofluórico). Existem ainda outros dois compostos bastante usuais: o fluoreto de sódio e o silicofluoreto de sódio. O ácido fluorsilícico é, originalmente, um subproduto da indústria de fertilizantes fosfatados, caracteriza-se por ser um líquido incolor, fumegante e corrosivo, apresentar odor pungente e ação irritante quando em contato com a pele (Dias, 2005).

A fluoretação controlada da água potável é uma medida extremamente relevante em termos de saúde pública. Além da questão envolvendo o combate as cáries, têm-se a redução da ocorrência de osteoporose, assim como o fortalecimento das artérias. Em contrapartida, faz-se necessário um rigoroso controle do teor do ácido fluorsilícico, a ser dosado, para que se atinjam concentrações ótimas de fluoreto, recomendadas pela Portaria n°. 635/BSB de 26 de dezembro de 1975, a qual estabelece uma faixa de concentração ótima entre 0,7mg/L e 1,0mg/L (Dias, 2005).

No gráfico da Figura 32 têm-se os resultados para o fluoreto em função das amostragens realizadas. Da análise dos perfis das curvas, pode-se constatar que nos pontos

(3) e (4) tem-se concentrações mais elevadas de fluoreto, enquanto que nos pontos (1) e (2) as concentrações são reduzidas.

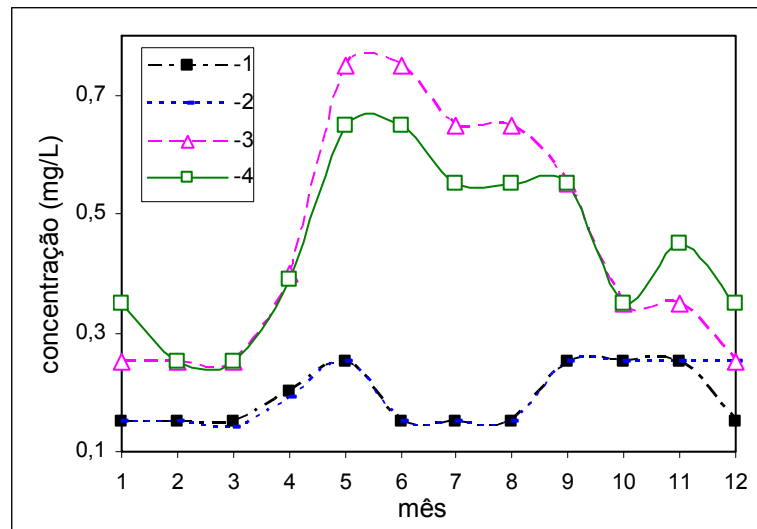


Figura 32 – Relação entre o teor de fluoreto e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

De acordo com a Funasa (2001), concentrações em torno de 0,1 mg/L de fluoreto são características em águas naturais. O ponto (1), ao longo do monitoramento oscilou entre 0,1 e 0,2 mg/L. Esse resultado é indicativo de uma água preservada de ações antropogênicas, portanto a origem do íon deve-se a fontes naturais. O fluoreto de cálcio, CaF_2 , por exemplo, ou fluorita é amplamente distribuído na natureza, ocorrendo em associação com um grande número de minerais, como calcita, dolomita, gipsita, celestita, barita, quartzo, galena, esfalerita, cassiterita, topázio, turmalina e apatita (Instituto de Geociências, 1999).

Por outro lado, nas correntes oriundas do Rio Queimados, seja ela eminentemente urbana ou com associação de possíveis efluentes indústrias, o teor médio de fluoreto possui o quádruplo do valor do ponto (1). Tanto em (3) quanto em (4) esse teor médio é o mesmo: 0,5 mg/L com coeficiente de variação de até 20%, o que revela a homogeneidade dos resultados. Considerando-se que a média de concentração do íon nas águas abastecidas pelo sistema Guandu é de 0,7 mg/L (Companhia Estadual de Águas e Esgotos, 2007b) a medida de 0,5 mg/L indica um corpo hídrico com predominante contribuição de água fluoretada. Dessa forma, há uma clara indicação da presença da água distribuída pela CEDAE. O sistema urbano típico de uso da água apresenta hoje um ciclo imperfeito. A água é bombeada de uma fonte local, é tratada, utilizada e, após, retorna para o rio ou lago,

para ser bombeada novamente (Tundisi, 2002). Ao considerar os diversos usos da água tratada, seja doméstico, industrial e na agricultura, conclui-se que há lançamento desse tipo de água no Rio Queimados. A Companhia Estadual de Águas e Esgotos (2007b), em cumprimento a lei federal n.º 6.0506 de 1975 (Ministério da Saúde, 1976) fluoreta obrigatoriamente a água tratada. A fluoretação controlada da água, visa à elevação da concentração natural da espécie fluoreto em níveis considerados ótimos, para que se atinjam resultados benéficos à saúde, conseqüentemente a máxima redução de cáries. Com base no teor encontrado, podemos concluir que o Rio Queimados possui, no trecho estudado, uma considerável contribuição de descarga de água após uso antrópico.

Novamente, na confluência das águas (1), (3) e (4), o ponto (2) apresentou teor de 0,1 mg/L de fluoreto, o mesmo encontrado em (1). Essa paridade reforça a influencia de (1) na zona de mistura com seu pleno poder de diluição.

O sulfato, um dos íons mais abundantes na natureza, surge nas águas subterrâneas através da dissolução de solos e rochas. Nas águas superficiais, a presença desta espécie ocorre através do lançamento de esgoto doméstico, proveniente da degradação de proteínas, e efluentes industriais, como por exemplos os originários das indústrias de celulose e papel, química e farmacêutica (Macedo, 2003).

Em águas tratadas, o sulfato é proveniente do emprego de coagulantes como sulfato de alumínio. A quantidade do reagente é determinada de acordo com a turbidez e a coloração a serem removidas da água, mediante testes de coagulação e floculação. As concentrações de sulfato em águas naturais variam em geral na faixa de 2 a 80 mg/L, embora possam exceder a 1000 mg/L em áreas próximas a descargas industriais ou em regiões áridas onde sulfatos minerais estão presentes. Em águas tratadas a concentração de sulfato varia de 18 a 22 mg/L (Companhia Estadual de Águas e Esgotos, 2007b).

Nas águas para abastecimento industrial, o sulfato provoca incrustações em caldeiras e trocadores de calor. É bastante conhecido o problema da ocorrência da corrosão em coletores de esgoto de concreto, motivada pela presença de sulfato. Além do problema de corrosão, o gás sulfídrico (produto de redução do sulfato) traz problemas de odor em rede coletora, além de exercer efeito tóxico. Nas águas para abastecimento público, o sulfato deve ser controlado porque provoca efeitos laxativos (Ferreira, 2005)

Na Figura 33, são apresentados os resultados obtidos para o sulfato. Apesar das curvas de concentração descreverem um comportamento bem próximo, pode-se observar níveis um pouco maiores nos pontos (3) e (4), indicando possível contaminação do Rio Queimados por despejos contendo sulfato.

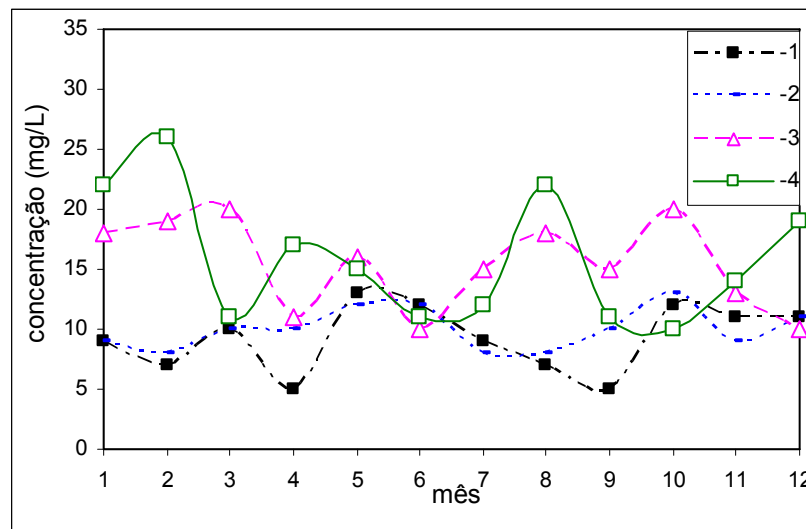


Figura 33 – Relação entre o teor de sulfato e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

Ao longo do período estudado, a média para os quatro pontos, está em torno de 13 mg/L de sulfato, com desvio padrão relativo menor que 32%. Desse total, 9 mg/L devem-se ao ponto (1) e 16 mg/L aos pontos (3) e (4). Na confluência (2) dessas correntes, o valor médio de 10 mg/L reflete a predominância das águas de (1) sobre a captação. Os resultados das análises efetuadas nos pontos de monitoramento são um reflexo da área preservada (1), e da possível utilização do recurso hídrico como depositário (3) e (4) direto das atividades desenvolvidas próximas às áreas de captação. No entanto, esses teores são desprezíveis frente à permissão de 250 mg/L de sulfato em águas brutas e tratadas. A legislação para água tratada (Ministério da Saúde, 2004) e bruta (Ministério do Meio Ambiente, 2005) fixa em 250 mg/L o valor máximo permitido para esse íon. Essa elevada concentração demonstra sua inocuidade no meio ambiente. O sulfato é largamente empregado no tratamento de água destinada ao consumo humano. De acordo com a Companhia Estadual de Águas e Esgotos (2007b), em águas tratadas esse valor varia de 18 a 22 mg/L, sem nenhum prejuízo ao ecossistema.

O sódio é o 6º elemento mais abundante na Terra, compondo aproximadamente 2,6% da crosta terrestre (Lide, 2005). Toda água natural contém sódio, já que seus sais são altamente solúveis em água. O limite estabelecido pela legislação para água tratada (Ministério da Saúde, 2004) para sódio é 200 mg/L. Dentre os teores estabelecidos para o grupo de cátions, esse é o maior valor, seguido do zinco com 5 mg/L. O sódio se encontra na forma iônica (Na^+), e em associação a plantas e animais, já que é um elemento

essencial para os organismos vivos. O aumento dos níveis deste íon em águas superficiais pode ter origem em esgotos e efluentes industriais. Muitas águas superficiais, incluindo aquelas que recebem efluentes, têm níveis bem abaixo de 50 mg/L. Quando em concentração elevada, sua presença pode restringir o movimento da água afetando o crescimento das plantas (Tucci, 1993).

O perfil gráfico do sódio, apresentado na Figura 34, indicou maiores concentrações nos pontos (3) e (4). Também se verificou a presença de máximos nos quatro pontos de amostragem em alguns meses do ano: 1 (março), 2 (abril), 3 (maio), 8 (agosto), 11 (janeiro) e 12 (fevereiro). Não foi observada analogia destes picos de concentração com a ocorrência de chuvas ou ausência destas, pois nesse período ambos os fenômenos estão presentes. Todavia, novamente, a influência do efeito de diluição do ponto (1), garante no ponto (2) a qualidade da água captada. Para esse caso, é importante destacar que a legislação para água tratada (Ministério da Saúde, 2004) enquadra esse cátion como parâmetro inócuo e fixa em 200 mg/L o valor máximo permitido para o consumo. Ao passo que na legislação para água bruta esse parâmetro sequer é requerido (Ministério do Meio Ambiente, 2005).

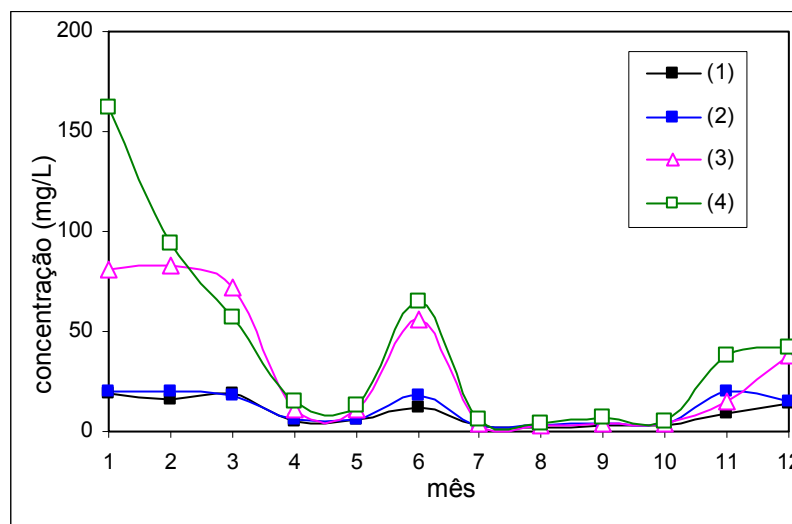


Figura 34 – Relação entre o teor de sódio e sua distribuição na área monitorada ao longo de 12 meses

Owens e Niemeyer (2006) ao investigarem os impactos a saúde da população residente as margens do Rio Grande na fronteira do México observaram que o sódio variou de 177 (área preservada) a 713 (área com influência de despejos industriais) mg/L. Embora o sódio esteja amplamente distribuído no meio ambiente e não tende a ser tóxico para os organismos de modo geral, a concentração de 713 mg/L pode desequilibrar o balanço

osmótico das espécies presentes nesse corpo d'água. Nesse caso os autores suspeitam de entrada de água do mar no ponto estudado.

5.10. Avaliação da qualidade da água tratada para consumo humano

Tendo em vista que o Rio Guandu abastece cerca de 9 milhões de pessoas em seis municípios do Estado do Rio de Janeiro, no presente tópico será feita uma breve análise do possível impacto dos parâmetros analisados sobre a qualidade da água distribuída nestes municípios.

Para fins de comparação, como representativo da água captada utilizou-se a média das 12 amostragens realizadas no ponto (2), que corresponde ao ponto de tomada de água da ETA da CEDAE. Na Tabela 21 são apresentados estes valores médios para cada um dos parâmetros estudados, bem como os valores máximos permitidos (VMP) segundo a legislação ambiental estabelecida pela Resolução CONAMA 357/05 (Ministério do Meio Ambiente, 2005).

Tabela 21 – Médias das amostragens de água captada e os estabelecidos pela resolução CONAMA (Ministério do Meio Ambiente, 2005)

<i>Parâmetro</i>	<i>Unidade</i>	<i>Resultados médios</i>	<i>VMP da legislação</i>
pH		7,2	6,0 a 9,0
Turbidez	UNT	24	100
Cor	mgPt-Co/L	36	75
Ferro	mg/L	2	0,3
Manganês	mg/L	0,1	0,1
Nitrato	mgN/L	0,9	10
Fósforo	mg/L	0,1	0,1
Potássio	mg/L	4	NR ¹⁰
Surfactante	mgLAS/L	0,1	0,5
Cloreto	mg/L	8	250
Fluoreto	mg/L	0,1	1,4
Sódio	mg/L	11	NR
Sulfato	mg/L	10	250
Sulfeto	mgH ₂ S/L	0,009	0,002
Cianeto	mg/L	0,03	0,005
Mercúrio	mg/L	< 0,0001	0,0002
Chumbo	mg/L	0,004	0,01
Cobre	mg/L	0,003	0,009
Alumínio	mg/L	0,8	0,1

Da análise dos dados apresentados na Tabela 21, tem-se que dois dos parâmetros analisados não são especificados pela legislação (sódio e potássio). Dos parâmetros especificados, constatou-se que quatro (ferro, sulfeto, cianeto e alumínio) encontram-se acima dos limites indicados na legislação.

A corrente de água captada é processada na ETA-Guandu segundo um tratamento convencional composto pelas seguintes etapas (Companhia Estadual de Águas e Esgotos, 2007b):

- coagulação por adição de sulfato de alumínio e/ou cloreto férrico;
- sedimentação;
- filtração em carvão antracito, areia e cascalho;
- desinfecção com cloro;
- fluoretação.

¹⁰ Não requerido

Após este tratamento, a água é estocada e distribuída à comunidade.

Na Tabela 22, é apresentada uma comparação entre as médias de cada parâmetro na captação (água bruta), após o tratamento (água tratada) e os VMP estabelecidos para a água tratada na Portaria 518/04 (Ministério da Saúde, 2004). Os dados referentes à água tratada foram gentilmente cedidos pela Gerência do Controle de Qualidade da CEDAE. Conforme se pode constatar, a água tratada fornecida pela ETA-GUANDU está completamente enquadrada na legislação para consumo humano.

Examinando-se os dados da Tabela 22, também é possível constatar que os parâmetros que são adicionados no processo de tratamento da água apresentaram teores mais elevados na água tratada do que na bruta. São eles: fluoreto e sulfato. A redução em 0,7 unidades de pH da água bruta para a tratada, deve-se a etapa de adição de cloro gasoso, que ao reagir com a água forma os ácidos clorídrico e hipocloroso, como ilustrado na equação (3).



A comparação entre os parâmetros turbidez, cor, ferro, manganês, surfactante, sulfeto, cianeto, mercúrio, chumbo, cobre e alumínio, apontam para a eficiente remoção desses constituintes durante o processo. Porém, cabe destacar que sódio, cloreto e nitrato não são removidos pelo tratamento convencional empregado.

Ao se refletir que a capacidade de fornecimento de água do Rio Paraíba do Sul para o Guandu é limitada, como mencionado anteriormente, seja por volume disponível ou pela capacidade de transposição da elevatória de Santa Cecília, urge uma solução de caráter sustentável. Um conjunto de diretrizes para gestão da Bacia do Guandu, além de uma escala de prioridades em termos de investimentos nas áreas de saneamento básico e controle ambiental, pode ser a solução para esse panorama. Dessa forma, a redução da carga de poluição industrial e doméstica no corpo hídrico é a garantia da segurança da continuidade do abastecimento público.

Tabela 22 – Valores médios de água captada e tratada e VMP da Portaria 518/04
(Ministério da Saúde, 2004)

<i>Parâmetro</i>	<i>Unidade</i>	<i>Resultado médio água bruta</i>	<i>Resultado médio água tratada</i>	<i>VMP da legislação</i>
pH	—	7,2	6,5	6,0 a 9,5
Turbidez	UNT	24	2	5
Cor	mgPt-Co/L	36	3	15
Ferro	mg/L	2	0,1	0,3
Manganês	mg/L	0,1	0,02	0,1
Nitrato	mgN/L	0,9	0,8	10
Fósforo	mg/L	0,1	NR	NR
Potássio	mg/L	4	NR	NR
Surfactante	mgLAS/L	0,1	< 0,1	0,5
Cloreto	mg/L	8	10	250
Fluoreto	mg/L	0,1	0,7	1,5
Sódio	mg/L	11	11	200
Sulfato	mg/L	10	17	250
Sulfeto	mgH ₂ S/L	0,009	< 0,05	0,05
Cianeto	mg/L	0,03	< 0,005	0,07
Mercúrio	mg/L	< 0,0001	< 0,00005	0,001
Chumbo	mg/L	0,004	<0,01	0,01
Cobre	mg/L	0,003	<0,005	2
Alumínio	mg/L	0,8	0,1	0,2

6. Conclusões

Os resultados das análises efetuadas nos pontos de monitoramento são um reflexo da área preservada existente, da utilização do recurso hídrico como depositário direto das atividades desenvolvidas próxima à área de captação e por fim, a condição final da confluência desses mananciais na Tomada d'água.

Ao se comparar os resultados obtidos para o ponto de amostragem (1), representativo de uma área preservada, com os pontos (3) e (4), obtidos em região urbana e industrial, verificou-se nestes últimos, maiores concentrações dos seguintes indicadores: cloreto, surfactantes, fósforo, nitrato, potássio, turbidez, cor, ferro, manganês, sulfeto, cianeto, fluoreto, sulfato e sódio. Como a maioria destes parâmetros sinaliza uma contaminação por esgoto doméstico e/ou efluente industrial, tem-se um indicativo de um impacto negativo de origem antropogênica na Bacia Hidrográfica formadora do Rio Guandu.

Apesar das elevadas cargas provenientes do Rio Queimados, salvo lançamentos pontuais de cianeto decorrentes de atividade industrial, este impacto não se refletiu nas concentrações obtidas no ponto (2) de amostragem. Apesar do ponto (2) ser uma zona de mistura dos afluentes que compõem o Rio Guandu, a vazão de cerca de 148 m³/s oriunda do Rio Paraíba do Sul, faz com que as características deste manancial sejam predominantes na confluência desses rios.

Dos demais parâmetros analisados, para o pH não se constatou variação significativa entre os pontos de amostragem, em consequência do sistema tampão natural de carbonato/bicarbonato presente nos corpos d'água estudados. Além deste, não se obteve resultados conclusivos para o mercúrio, visto que as concentrações obtidas para todas as amostragens encontraram-se próximas ao limite de detecção da técnica analítica empregada.

Ao refletir-se que a capacidade de fornecimento de água do Rio Paraíba do Sul para o Guandu é limitada, seja por volume disponível ou pela capacidade de transposição da elevatória de Santa Cecília, urge uma solução de caráter sustentável.

7. Sugestões de trabalhos futuros

Durante o estudo realizado foram observadas algumas oportunidades de melhoria no monitoramento dos indicadores de qualidade da água da Bacia formadora do Guandu:

- Ampliar o número de parâmetros avaliados, incluindo, entre outros, contaminantes orgânicos. Por exemplo, a dioxina que é um poluente persistente e de magnificação. Pois, acumula-se nos microrganismos, plantas, animais e, obviamente, no homem, ao longo dos anos. Bem como, são resistentes à degradação química, biológica e fotolítica, afetam a saúde humana e os ecossistemas mesmo em pequenas concentrações. Trata-se de um dos cancerígenos mais poderosos que se conhece. Depois da incineração, as fábricas de celulose e papel são as segundas maiores fontes de dioxina responsáveis pela introdução dessa espécie nos corpos d'água.
- Avaliar a incorporação de contaminantes em sedimentos e seres vivos. Pois esses contaminantes acumulam-se nos microrganismos.
- Investigar a variabilidade da amostragem e, dessa forma, inferir sobre o grau de reprodutibilidade dos resultados e o quanto a coleta representa o manancial estudado.
- Avaliar o potencial poluidor de outros rios que formam a Bacia formadora do Rio Guandu, como, por exemplo, o Rio dos Poços.
- Adequar o método de análise de sulfeto a concentrações traço, como, por exemplo, pré-concentração da amostra por destilação ou utilização da técnica de cromatografia de íons.

8. Referências Bibliográficas

AGA. **Ficha de informação de segurança de produto químico**. Disponível em: <[http://www.lindegas.com.br/International/Web/LG/Br/likelgbr.nsf/repositorybyalias/pdf_msdms_h/\\$file/Hydrogen%20Sulfide.pdf](http://www.lindegas.com.br/International/Web/LG/Br/likelgbr.nsf/repositorybyalias/pdf_msdms_h/$file/Hydrogen%20Sulfide.pdf)>. Acesso em: 08/06/2007.

ALVES, G. A. **Ações poluidoras na Bacia do Rio Guandu e suas conseqüências para ETA Guandu**. Companhia Estadual de Águas e Esgoto, 2003.

AMIGO, N. A. **Propriedade das Normas de lançamento de esgoto**. Mestrado em Saúde Pública. Saneamento Ambiental. Fundação Oswaldo Cruz, ENSP / DSSA. Rio de Janeiro, 1998.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA; WEF., **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21 ed. Washington D.C. USA, 2005.

ARAÚJO, L.M.; BIZERRIL, C.R.S.F.; TOSIN, P.C. **Contribuição ao Conhecimento da Bacia do Rio Paraíba do Sul**. Coletânea de Esgotos. Aneel-CPRM, Rio de Janeiro: 1998.

AZEVEDO M. T. S.; SANT'ANNA, C. L. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, v. 71, p. 85-359, mar/april, 2000.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 433p, 2002.

BARROS, R. **Parque Gerador**. Aspectos Operacionais e Ambientais, Light, 2003.

BATALHA, B. L. Controle da água para consumo humano: bases conceituais e operacionais. São Paulo: CETESB, p. 198, 1977.

BRAGA, B., **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRANCO S. M. A água e o homem In: Porto **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: EDUSP. ABRH, 1991.

BRASIL. Lei nº. 6938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. D.F.: Brasília, 1981

BRIGDEN, K.; STRINGER, R.; LABUNSKA, I. **Poluição por organoclorados e metais tóxicos, associados ao fundidor de ferro da Gerdau em Sapucaia do Sul**. Rio grande do Sul. Greenpeace, 2000.

BRILLY, M.; RUSJAN, S; VIDMAR, A. Monitoring the impact of urbanization on the Glinscica strem. **Physics and Chemistry of the Eart**, v31, p 1089-1096, 2006

BRUNNER, P. H.; **Occurence and Behaviour of Linear Alkylbenzenesulphonates, Nonnylphenol, Nonnylphenol Mono and Nonnylphenol Dierhoxylates in Sewage and Sewage Sludge Treatment**. Water Research, 22-12: 1465-1472, 1988.

CAMARA, V. **Textos de epidemiologia para vigilância ambiental em saúde**. Fundação nacional de saúde, 2002.

CARMICHAEL, W. Sub-lethal exposure from microcystins to renal insufficiency patients in Rio de Janeiro - Brazil. **Environmental toxicology**, v. 21, n. 02, p. 95-103, 2006.

CHRISTENSEN, A. M.; NAKAJIMA, F.; BAUN, A. Toxicity of Water and sediment in a small urban river (Store Vejlea, Denmark). **Environmental Pollution**, v. 144, p. 621-625, 2006.

CODIN - COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. **Regiões e ocorrências**. Disponível em: <<http://www.codin.rj.gov.br/bacia-rio-guandu>> Acesso em: 05/01/2007.

COMPANHIA ESTADUAL DE ÁGUAS E ESGOTO (CEDAE). **Dosagem da alcalinidade como parâmetro de controle na adição do agente floculante.** Laboratório de controle em processo, 2007a.

_____. **Relatório de Controle de Qualidade da Região Metropolitana da cidade do Rio de Janeiro.** Laboratório da Gerência do Controle de Qualidade, 2007b.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB) Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. **São Paulo, 382p. 1995**

_____. **Controle de qualidade da água para consumo humano: bases conceituais e operacionais.** São Paulo, 2002

_____. **Parâmetros Físico-químicos e Químicos na qualidade das águas para abastecimento Público.** Setor de transferência de Conhecimento ambiental. São Paulo: 2003.

DANTAS, J. R. C. A degradação das Bacias dos rios Macacu e Guapiaçu e suas conseqüências para o sistema de abastecimento de água. Monografia. **MBE/COPPE/UFRJ, 2003.**

DIAS, D. A. **Procedimento de operação padrão de determinação do ácido fluorssilícico utilizado no processo de tratamento de algumas águas para abastecimento publica.** Laboratório físico-químico da Gerencia de Controle de qualidade. Companhia estadual de águas e esgotos. CEDAE. Rio de Janeiro, 2005.

DIXON, W.; CHISWELL, B. Review of aquatic monitoring program design. **Water Research**, v. 30, n. 9, p. 1935-1948, 1996.

EDET, A. E.; OFFONG, E. O. Evaluation of Water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Coss river Basin (southeastern Nigeria). **Geojournal**, v. 57: p. 271-280, 2002.

EUROPEAN COMMUNITIES. Quality of water intended for human consumption. Amendment. **Regulations**. Directive 2000/60/EC: 2000.

FEEMA **Divisão de Qualidade de águas**. Disponível em: <<http://www.feema.rj.gov.br/bacia-rio-guandu>> Acesso em: 11/01/2007.

FERREIRA, L. G. J. **Saúde Pública**.. (Revisão bibliográfica de Dissertação de Mestrado) - Escola Nacional de Saúde Publica Sergio Arouca, FIOCRUZ. Rio de Janeiro. 2002

FERREIRA, W. A. **Procedimento de operação padrão do parâmetro sulfato em águas tratadas**. Laboratório físico-químico da Gerencia de Controle de qualidade. Companhia estadual de águas e esgotos. CEDAE Rio de Janeiro; 2005.

FUNASA. **Apostila de Tratamento de Água I e II**. São Paulo: CECAP-BSJ, 2001.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAUDE. Ministério da Saúde. Departamento de Saneamento 3. ed. Brasília, 2002.

_____. **Manual de Saneamento. Manual de Saneamento**. Ministério da Saúde. Departamento de Saneamento. Brasília, 2003.

GIANSANTE, A. E. **Avaliação da capacidade de autodepuração do Ribeirão Jacaré – Itatiba – SP**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu, Anais eletrônicos II-057. Rio de Janeiro, ABES, 1997.

GOOGLE EARTH. Disponível em: <http://earth.google.com>. Acessado em: junho de 2007.

HANRAHAN, G. Evaluation of phosphorous concentration in relation to annual and seasonal physico-chemical water quality parameters in a UK chalk stream. **Water Research**, 37, 2003.

HELMER, R. Water quality and health. **The Environmentalist**, v. 19, n. 1, p. 11-16, 1999.

HO, K. C.; CHOW, Y. L.; YAU, J. T. S. Chemical and microbiological qualities of The East River (Dongjiang) water, with particular reference to drinking water supply in Hong Kong. **Chemosphere**, v. 52, p. 1441-1450, 2003.

INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS. Universidade de Brasília. **Fundamentos de Mineralogia**. Classe dos Halogenetos, 1999.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DA ÁGUAS. Projeto Águas de Minas. Atualizado em: 21/03/2007. Disponível em: <http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/htmls/aminas_nwindow/param_quimicos.htm>. Acesso em: 26/01/2007.

JUDOVÁ, P.; BOHUMIR, J. Water quality in rural areas of the Czech Republic: Key study Slapanka River catchment. **Science and Direct**. v. 35, p. 160-168, 2005.

KARAGEORGIS, A. P.; NIKOLAIDIS, N.P.; KARAMANOS, N. H.; SKOULIKIDIS, N. **Water and sediment quality assessment of the Axios River and its coastal environment**. *Continental Shelf Research*, v. 23, p. 1929-1944, 2003.

KLEIN, M.; **Diagnostic and treatments actuels du saturnism**. *Rev Med Int*: 15(2): 101-9, 1994.

KOUKAL, B.; DOMINIK J.; VIGNATI D.; ARPAGAUS P.; SANTIAGO S.; OUDDANE B.; BENAABIDATE, L. Assessment of water quality and toxicity of polluted rivers Fez and Sebou in the region of Fez (Morocco). **Environmental Pollution**, v. 131, p.163-172, 2004.

LIDE, R. D. **Handbook of Chemistry and Physics**. Ed 85th, 2005.

MACEDO, J. A. B.; **Poluição Hídrica**. Introdução a Química Ambiental. Juiz de Fora: Macedo, p. 88-100, 2002

_____ **Métodos Laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora CRQ-MG, 2003.

MACROPLANO DE GESTÃO E SANEAMENTO AMBIENTAL DA BAÍA DE SEPETIBA. SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE. **Diagnóstico Ambiental** Parte I RIO DEJANEIRO (Estado), 1998.

MANUAL VIGIÁGUA. VIGILÂNCIA AMBIENTAL EM SAÚDE (Org). **Manual de procedimentos de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano Vigiagua**. Brasília: Ministério da Saúde, 2003.

MASON, C. F. **Biology of freshwater pollution**. 3. ed. Edinburgo: Longman, 1996.

MEYER, S. T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, 1994. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X1994000100011&lng=pt&nrm=iso> Acesso em: 15 de Janeiro 2007.

MCKELVIE, D. **Water**. In: Burden, R. F. Environmental Monitoring Handbook. New York: McGraw-Hill Handbooks. p. 3.1-10.10, 2002.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Lei nº 6.050 de 24/05/74**. Legislação Federal do Setor Saúde. Brasília, 1976.

_____. **Portaria nº 518**: Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2004.

MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE. **Curso de Gestão ambiental e Monitoramento da Qualidade da Água**. Brasília: Secretaria de qualidade Ambiental nos Assentamento Humanos, 131p., 2001.

_____. **Resolução CONAMA nº 357**: Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e outras providências. Brasília, mar. 2005.

NEAL, C.; WHITEHEAD, P. G.; JEFFERY, H.; EAL, M. The water quality of the river Carnon, west Cornwall, november 1992 to march 1994: the impacts of Wheal Jane discharges. **Science of the Total Environment**. v. 338, p. 23-29, 2005.

NETO, M. S. S.; ALVES, R.; FIGUEIREDO, A. C.; HINO, K. Caracterização Hidrogeoquímica da bacia do Rio Manso-Cuiabá, MT. **Acta. Limnol. Bras.** VI:230-244. 1993.

OWENS, E. J., NIEMEYER, D.; E., **Analysis of chemical contamination within a canal in a Mexican border colonia**. Environmental Pollution, v. 140, p. 506-515, 2006.

PAOLETTO, G. Environmental monitoring and governance in East Asia. **Global Environmental Change**, v. 7, n. 3, p.287-294, 1997.

PAYNE, A. I. **The ecology of tropical lakes e rivers**. New York: Jhon Wiley & Sons, 301p. 1986.

PHILIPPI, J. A. (Org.), **Saneamento do meio**. São Paulo: FUNDACENTRO; Universidade de São Paulo, 1992.

PIZELLA, D. G. **Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais**. (Dissertação de Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo/USP. São Carlos. 2006.

QUINTIERI, F. A. (Org.). **Curso Vigilância Estação de Tratamento de Água: Abastecimento de Água**. São Paulo, 2002.

SAWIDIS, T; BELLOS, D;. Chemical pollution monitoring of the River Pinios (Thessalia-Greece). *Journal of Environmental Management*, v.76, p. 282-292, 2005.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMADS). **Bacias Hidrográficas e Recursos Hídricos da Macrorregião Ambiental 2: Bacia da Baía de Sepetiba**. Rio de Janeiro: SEMADS, 2001.

SEILER, H. G.; SIGEL, H. **Handbook on Toxicity of Inorganic Compounds**. New York: Marcel Dekker Inc. 1998.

SERLA. Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas. Workshop. **Inventário dos Cursos de Água da Bacia de Sepetiba, contendo extensão e tributários**. Rio de Janeiro, 2001.

SILVA, C. L. **Gases tóxicos em unidades armazenadoras**. Espírito Santo: Universidade Federal do Espírito Santo. Depto. de Engenharia Rural. 2005.

SILVA, D.L. & LIMA, W.N. **Utilização de Matérias Geológicas como Agentes Depuradores de Águas Residuárias**. Parte I – Caracterização Químico-Mineralógica. *Anais Assoc. Brás. Quím.*, **48 (1)**, p. 46-52, 1999.

SMITH, W. S.; PETRERE, J. R. M. Caracterização limnológica da bacia de drenagem do rio Sorocaba, São Paulo. **Acta Limnologie**. Brasileira. v.12, p.15-27, 2000.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: EDUSP/ABRH, 1993.

_____. Desafios em recursos hídricos e meio ambiente I. **A água em Revista**, v. III, n. 5, p.9-15, nov. 1995.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima Editora / Instituto Internacional de Ecologia,. 247 p. 2003

TUNDISI, J. G., TUNDISI, T. M. & ROCHA, O. **Águas Doces no Brasil – Capital Ecológico, Uso e Conservação**. 2 ed. Escrituras, São Paulo.. 703p. 2002

US EPA. ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. **Preliminary data Summary of Urban Storm Water Best Management Practices**. Relatório Técnico, 821-R-99-012. Washington, DC: USEPA, Disponível em: <<http://www.epa.gov/ost/stormmater/uswa.pdf>>. Acesso em: 10 abr. 1004. 1999.

VIGILÂNCIA AMBIENTAL EM SAÚDE (Org). **Manual de procedimentos de vigilância em saúde ambiental relacionada á qualidade da água para consumo humano Vigiagua**. Brasília: Ministério da Saúde, 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução á qualidade das águas e tratamento de esgoto**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: UFMG, 1996.

WALSH, J. E.; RIOS-ARANA, J. V.; GARDEA-TORRESDEY, J. L. Assessment of arsenic and heavy metal concentrations in water and sediments of the Rio Grande at El Paso–Juarez metroplex region. **Environment International**, v. 29, p. 957-971, 2003.

WETZEL, R. G., **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993.