



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA  
INSTITUTO DE QUÍMICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA**

**AVALIAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO  
RIO PARAGUAÇU UTILIZANDO ANÁLISE  
MULTIVARIADA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Giancarlos da Silva Souza**

Salvador  
2010

**GIANCARLOS DA SILVA SOUZA**

**AVALIAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO  
RIO PARAGUAÇU UTILIZANDO ANÁLISE  
MULTIVARIADA**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Federal da Bahia, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Química Analítica.

Orientador: Prof. Dr. Leonardo Sena Gomes Teixeira

Salvador  
2010

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA  
INSTITUTO DE QUÍMICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA**

**GIANCARLOS DA SILVA SOUZA**

**AVALIAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO  
RIO PARAGUAÇU UTILIZANDO ANÁLISE  
MULTIVARIADA**

**Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Química**

**Salvador, 30 de março de 2010**

**Banca Examinadora:**

**Leonardo Sena Gomes Teixeira \_\_\_\_\_  
Doutor em Química, UFBA  
Universidade Federal da Bahia**

**Sergio Luis Costa Ferreira \_\_\_\_\_  
Doutor em Química (Química Analítica Inorgânica), PUC-Rio  
Universidade Federal da Bahia**

**Rennan Geovanny Oliveira Araujo \_\_\_\_\_  
Doutor em Química, UFBA  
Universidade Federal de Sergipe**

## RESUMO

Fontes de poluição podem comprometer os diversos fins de um manancial, principalmente o fim mais nobre, o consumo humano. Este trabalho tem como objetivo, avaliar e interpretar os fatores físicos, químicos e biológicos que interferem nas características de um corpo hídrico, nesse caso específico da Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu, na Bahia. Para realizar este trabalho foi aplicada análise exploratória multivariada, Análise de Componentes Principais - PCA e Análise de Agrupamento Hierárquica - HCA, nos dados disponibilizados pelo Instituto de Gestão das Águas e Clima - INGÁ, correspondendo às amostras coletadas em 55 pontos e analisadas quanto aos parâmetros físico-químicos: temperatura, pH, turbidez, sólidos totais, oxigênio dissolvido (OD), sulfato, carbono orgânico total (COT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrato, amônia, nitrogênio total, fósforo total, surfactantes, ferro, manganês, bário, níquel e zinco; e microbiológico: coliformes termotolerantes. Utilizando-se a PCA e a HCA como ferramentas estatísticas para avaliar os dados obtidos dos parâmetros físico-químicos e microbiológico, determinou-se os pontos de amostragem que apresentaram um comportamento atípico (*outleirs*), através do agrupamento dos pontos em função dos escores, além das variáveis que justificaram esse comportamento por meio dos pesos. A PCA promoveu uma redução de 20 dimensões (variáveis) para 3 componentes principais de acordo com os valores da variância de cada, tornando o sistema mais simples de ser analisado. Com a HCA, constatou-se agrupamentos de alguns pontos de amostragem, ratificando alguns agrupamentos obtidos com a PCA. Sendo assim, neste trabalho, a análise multivariada de dados facilitou bastante a determinação dos pontos de amostragem atípicos (*outleirs*), assim como as variáveis que justificaram esse comportamento. Com isso, pôde-se ter um conhecimento mais apurado das condições ambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu, podendo favorecer a tomada de medidas corretivas e preventivas para que se tenha água em quantidade e qualidade satisfatórias para consumo humano.

**Palavras-chave:** análise multivariada, HCA, PCA, Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu, Qualidade da água.

## ABSTRACT

Several sources of pollution may result in a condition improper use of water sources, mainly for human consumption. This study aims to evaluate and interpret the physical, chemical and biological agents that affect the characteristics of a water body, in this specific case of River Paraguaçu Basin at Bahia. To make this work was applied exploratory analysis data: Principal Component Analysis - PCA and Hierarchical Cluster Analysis - HCA, in the data made available by Instituto de Gestão das Águas e Clima - INGÁ, corresponding to samples collected in 55 points and analyzed by parameters: temperature, pH, turbidity, total solids, dissolved oxygen - DO, sulfate, total organic carbon - TOC, Biochemical Oxygen Demand - BOD, Chemical Oxygen Demand - COD, nitrate, ammonia, total nitrogen, total phosphorus, surfactants, iron, manganese, barium, nickel and zinc; and microbiological: fecal coliforms. The PCA was determined the sampling points that had an atypical behavior (outliers), by grouping the points according to the scores, in addition to variables that justified this behavior by means of weights. The PCA has promoted a reduction of 20 dimensions (variables) to 3 principals components according to the values of the variance of each major component, making the system simpler to be analyzed. The HCA was found a few clusters of sampling points, confirming some groups obtained with the PCA. Therefore, in this study, multivariate analysis data greatly facilitated the determination of sampling points outliers as well as the variables that justified this behavior. Thus, it have been a better knowledge of environmental conditions of the River Paraguaçu Basin that could favor the taking of corrective and preventive measures in order to have water in quantity and quality satisfactory for human consumption.

**Keywords:** multivariate analysis, HCA, PCA, River Paraguaçu Basin, water quality.

## SUMÁRIO

	<b>LISTA DE FIGURAS</b>	7
	<b>LISTA DE TABELAS</b>	8
	<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS</b>	9
1	<b>INTRODUÇÃO</b>	10
2	<b>OBJETIVOS</b>	13
2.1	Objetivo Geral	13
2.2	Objetivos Específicos	13
3	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	14
3.1	POLUIÇÃO DAS ÁGUAS	14
3.2	ESTADO TRÓFICO DE UM CORPO HÍDRICO	15
3.3	LEGISLAÇÃO BRASILEIRA RELATIVA AO ASPECTO QUALITATIVO DA ÁGUA	17
3.3.1	RESOLUÇÃO 357/05 DO CONAMA	20
3.4	PARÂMETROS UTILIZADOS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	23
3.4.1	Temperatura	23
3.4.2	pH	23
3.4.3	Série nitrogenada	25
3.4.4	Fósforo Total	27
3.4.5	Oxigênio Dissolvido (OD)	28
3.4.6	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	30
3.4.7	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	31
3.4.8	Carbono Orgânico Total (COT)	32
3.4.9	Sólidos Totais	34
3.4.10	Turbidez	36
3.4.11	Sulfato	37
3.4.12	Surfactantes	38
3.4.13	Ferro	39
3.4.14	Manganês	40
3.4.15	Bário	40
3.4.16	Níquel	41

3.4.17	Zinco	41
3.4.18	Coliformes Termotolerantes	42
3.5	<b>BACIAS HIDROGRÁFICAS</b>	43
3.5.1	Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu	44
3.6	<b>PROGRAMA MONITORA – INGÁ</b>	46
3.7	<b>ANÁLISE EXPLORATÓRIA DE DADOS</b>	51
3.7.1	Análise de Componentes Principais	54
3.7.2	Análise de Agrupamento Hierárquica	56
3.7.3	Análise Multivariada aplicada no tratamento de dados de análises de águas	59
4	<b>PARTE EXPERIMENTAL</b>	64
4.1	<b>METODOLOGIA</b>	64
4.1.1	Pontos de Coleta	64
4.1.2	Amostragem	71
4.1.3	Acondicionamento e transporte das amostras	72
4.1.4	Análises	73
4.1.4.1	Temperatura, pH e Oxigênio Dissolvido	75
4.1.4.2	Turbidez	75
4.1.4.3	Sólidos Totais	75
4.1.4.4	Sulfato	76
4.1.4.5	Carbono Orgânico Total	76
4.1.4.6	Demanda Bioquímica de Oxigênio	76
4.1.4.7	Demanda Química de Oxigênio	76
4.1.4.8	Amônia	77
4.1.4.9	Nitrito e Nitrato	77
4.1.4.10	Nitrogênio Total	77
4.1.4.11	Fósforo Total	77
4.1.4.12	Surfactantes	78
4.1.4.13	Coliformes Termotolerantes	78
4.1.5	Análise Exploratória de Dados	79
5	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	80
6	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS</b>	101
	<b>REFERÊNCIAS</b>	103

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Simbiose entre bactérias e algas	29
Figura 2	Classificação dos sólidos presentes em amostras de água e esgoto de acordo com as suas propriedades físico-químicas	35
Figura 3	Mapa com as Regiões de Planejamento e Gestão das Águas do Estado da Bahia	49
Figura 4	Pré-processamento de dados	54
Figura 5	Exemplo de um dendograma	58
Figura 6	Mapa que contempla a Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu com seus pontos de amostragem para monitoramento	70
Figura 7	Diagrama unifilar dos pontos monitorados da RPGA do Rio Paraguaçu	71
Figura 8	Transferência da amostra de água do amostrador para o recipiente de coleta.	72
Figura 9	Kit de amostras coletadas.	72
Figura 10	Preservação das amostras durante o transporte.	73
Figura 11	Distribuição dos pontos de amostragem de acordo com os escores no plano PC1 x PC2.	87
Figura 12	Distribuição dos pontos de amostragem de acordo com os escores no plano PC1 x PC3.	88
Figura 13	Distribuição dos pontos de amostragem de acordo com os escores no plano PC1 x PC4.	89
Figura 14	Distribuição dos pontos de amostragem de acordo com os escores no plano PC1 x PC2.	92
Figura 15	Distribuição dos pontos de amostragem de acordo com os escores no plano PC1 x PC3.	93
Figura 16	Dendograma dos pontos de amostragem distribuídos no sistema em relação às distâncias euclidianas e com o método de ligação de Ward.	99

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Padrões de referência dos parâmetros estudados para águas doces, classe 2	22
Tabela 2	Análise Multivariada aplicada no tratamento de dados de análises de águas	63
Tabela 3	Pontos de amostragem da Bacia do Rio Paraguaçu	65
Tabela 4	Técnicas analíticas e limites de detecção dos parâmetros estudados	74
Tabela 5	Resultados das Análises de Água da RPGA do Rio Paraguaçu	81
Tabela 6	Autovalores e variâncias das componentes principais do sistema	85
Tabela 7	Pesos das variáveis em relação às quatro primeiras PC	86
Tabela 8	Autovalores e variâncias das componentes principais do sistema	90
Tabela 9	Pesos das variáveis em relação às cinco primeiras PC	91

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADL – Análise Discriminatória Linear;  
ANA – Agência Nacional das Águas;  
APA – Área de Proteção Ambiental;  
ARIE – Área de Relevante Interesse;  
CETIND – Centro de Tecnologia Industrial Pedro Ribeiro;  
CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos;  
COD – Carbono Orgânico Dissolvido;  
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente;  
COP – Carbono Orgânico Particulado;  
COSV – Compostos Orgânicos Semi-Voláteis;  
COT – Carbono Orgânico Total;  
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio;  
DQO – Demanda Química de Oxigênio;  
HCA – Hierarchical Cluster Analysis (Análise Hierárquica de Componentes);  
INGÁ – Instituto de Gestão das Águas e Clima;  
MBAS – Methylene Blue Active Substances (Substâncias Ativas ao Azul de Metileno);  
MLR – Regressão Linear Múltipla;  
MN – Monumento Natural;  
MQV – Metrologia Química e Volumétrica;  
OD – Oxigênio Dissolvido;  
PC – Componentes Principais;  
PCA – Principal Component Analysis (Análise de Componentes Principais);  
PERH – Plano Estadual de Recursos Hídricos;  
RAA – Regiões Administrativas de Águas;  
RAS – Razão de Absorção de sódio;  
RPGA – Regiões de Planejamento e Gestão das Águas;  
SEIRH – Sistema Estadual de Informações de Recursos Hídricos;  
SEMA – Secretaria Estadual de Meio Ambiente;  
SEMARH – Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos;  
SENAI/Bahia – Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial da Bahia;  
SRH – Superintendência de Recursos Hídricos;  
UNT – Unidade Nefelométrica de Turbidez.

# 1 - INTRODUÇÃO

Dentre os recursos naturais, a água desempenha um papel indispensável à vida, à promoção social e ao desenvolvimento (Lei 10.432, 2006). Desempenha várias funções, como integrante da cadeia alimentar e de processos biológicos, assim como condicionante do clima e dos diferentes habitats (MILARE, 2007). Está disponível na natureza de forma que cerca de 95% é salgada e 5% doce. Desses 5%, 99,7% encontram-se nas geleiras e 0,3% constituem as águas superficiais e subterrâneas. O Brasil apresenta grande quantidade de água doce, cerca de 8% da água disponível no mundo, onde a Amazônia possui 80% desta água doce, tendo apenas 5% da população brasileira, enquanto o restante do país, com 95% da população, dispõe de 20% da água doce, o que mostra uma distribuição não uniforme desse recurso no Brasil (DI BERNARDO E DANTAS, 2005).

O descaso e ausência de investimentos no setor de saneamento provocam degradação gradativa dos recursos hídricos afetando a saúde da população, principalmente nas classes sociais menos favorecidas economicamente (PINTO FILHO apud SILVA, 2009). Este quadro de degradação dos corpos hídricos é consequência da implementação insatisfatória do saneamento básico, pois cerca de 90% dos esgotos domésticos e 70% dos industriais são lançados sem tratamento nos corpos receptores, acarretando em degradação do ambiente, além da proliferação de doenças (Revista Eco 21, PINTO FILHO e outros, 2005, 2008).

Os esgotos domésticos são compostos basicamente por matéria orgânica biodegradável, nutrientes e organismos patogênicos. A poluição é maior quanto menor for a eficiência do sistema de tratamento e a abrangência da rede coletora de esgoto, assim como a limpeza pública. Os efluentes industriais por sua vez apresentam composição diversificada em função dos tipos de matérias-primas e processos industriais utilizados (IGAM, 2004).

O esgoto de origem doméstica é constituído por aproximadamente 0,1% de material disperso e o restante de água. Os contaminantes presentes na água são responsáveis por cerca de 80% das doenças e 65% das internações hospitalares (LIMA, 2008). Além do lançamento de esgotos doméstico e industrial sem tratamento, o aumento dos impactos ambientais em corpos hídricos também é decorrente de superpovoamento nas regiões à margem dos rios, do

lançamento de lixo, de atividade agropecuária, desmatamento das matas ciliares provocando assoreamento entre outros.

Processos naturais como escoamento superficial provocado pelas chuvas, decomposição de vegetais e animais mortos também podem modificar a qualidade da água. Dessa maneira, pode-se dizer que a qualidade da água reflete também as condições naturais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (VON SPERLING, 2007).

A importância da qualidade da água é abordada na Política Nacional de Recursos Hídricos, que estabelece entre seus objetivos “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos” (Lei 9.433, 1997). Considerando que as características da água estão sujeitas às variações contínuas no tempo e espaço, para garantir que a água tenha qualidade compatível com os seus múltiplos usos, como abastecimento público e industrial, proteção da vida aquática, irrigação, pesca, dentre outros; é preciso implantar programas de monitoramento das suas características físicas, químicas e biológicas (INGÁ, 2008).

Diversos fatores podem interferir na qualidade das águas destinadas ao abastecimento, como os químicos (carga de nutrientes, pH, sólidos totais, Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO, sulfato, dentre outros), climáticos (temperatura e índice pluviométrico), geológicos (tipo de solo, declividade do terreno) e uso e ocupação do solo (como, por exemplo, atividades agropecuárias próximas às margens dos rios) (FIGUEIREDO e outros, 2007).

Apesar do Brasil atualmente dispor de legislação que contempla resoluções, como a N° 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, com valores máximos permitidos (VMP) de lançamento de efluentes; classificação dos corpos d'água; formas adequadas de tratamento e disposição final de efluentes e sanções estabelecidas de acordo com o impacto ambiental gerado pelo efluente lançado, ainda há muito que se fazer, no sentido de se colocar tais instrumentos efetivamente em prática (CONAMA N° 357, 2005). Contudo, deve-se “atacar” o problema na fonte com medidas preventivas, como a mudança e otimização de processos industriais, reaproveitamento dos resíduos gerados o máximo possível e um consumo sustentável para minimizar o lançamento de resíduos no meio ambiente. Desta forma, se aplica o que a legislação vigente regulamenta

com um tratamento e disposição final dos resíduos de forma adequada (KIPERSTOK e outros, 2002).

Nesse sentido, em relação às bacias hidrográficas, existe a necessidade de se estabelecer metodologias que permitam o monitoramento sistemático e contínuo da qualidade da água para a caracterização do seu estado de contaminação, através de análise adequada dos dados obtidos, para que problemas possam ser identificados precocemente com o intuito de se tomar medidas preventivas e corretivas. A avaliação da qualidade da água se dá não somente através de ensaios laboratoriais físico-químicos e biológicos. É imprescindível que os dados levantados sejam tratados e interpretados de maneira adequada, como utilizando análise exploratória multivariada de dados, para que as conclusões sejam mais bem avaliadas e as ações preventivas ou corretivas otimizadas.

O presente trabalho tem como objetivo avaliar e interpretar os fatores físicos, químicos e biológicos que interferem nas características das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu que abrange diversos municípios da Bahia. Essa bacia tem grande importância, principalmente pelo uso para abastecimento urbano e rural, como no caso do reservatório de barragem de Pedra do Cavalo, que abastece cerca de 60% da cidade de Salvador além da região metropolitana (INGÁ, 2008).

## **2 - OBJETIVOS**

### **2.1 - OBJETIVO GERAL**

Avaliar e interpretar os fatores físicos, químicos e biológicos que interferem nas características das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu, Bahia.

### **2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Fazer um levantamento dos dados físicos, químicos e biológicos de amostras de águas coletadas na Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu, referentes aos parâmetros disponibilizados pelo Instituto de Gestão das Águas e Clima – (INGÁ), que são temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), amônia, nitrato, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais, turbidez, sulfato, surfactantes, ferro, manganês, bário, níquel, zinco e coliformes termotolerantes.
- Avaliar esses dados utilizando análise exploratória multivariada: análise de componentes principais (PCA) e análise de agrupamento hierárquica (HCA);
- Avaliar os resultados obtidos a partir da HCA e PCA para definir quais são os parâmetros significativos para as alterações das características das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu;
- Detectar quais são os pontos de amostragem com características atípicas.

## **3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **3.1 – POLUIÇÃO DAS ÁGUAS**

A situação atual em relação ao meio ambiente é muito preocupante, em se tratando dos recursos naturais que se dispõe. O mau uso destes recursos traz inúmeras conseqüências que impactam sobre todo o meio ambiente, dentre as quais se tem a poluição dos corpos hídricos.

A poluição é qualquer alteração nas propriedades físicas, químicas e biológicas de um ecossistema, causando problemas à população e um desequilíbrio ao meio ambiente. No caso de poluição das águas, são essas alterações em corpos hídricos que, direta ou indiretamente, alteram a qualidade natural dos mesmos de tal maneira que prejudica os legítimos usos que deles são feitos (FARIAS, 2006).

De acordo com a Lei N° 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, poluição é definida como 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 materiais ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

A poluição dos corpos hídricos pode ocorrer de forma difusa ou pontual. A que ocorre ao longo da extensão do corpo hídrico pelo carreamento dos poluentes por deflúvio superficial, como no caso de fertilizantes utilizados na agricultura próxima às margens do corpo d'água, caracteriza a poluição difusa. Já a poluição pontual consiste no lançamento de poluentes de maneira concentrada no espaço, como no lançamento de efluente doméstico ou industrial através de um emissário (MAIER, 2007). Como se pode deduzir facilmente, a forma de poluição difusa é mais difícil de ser controlada.

O controle da poluição da água é necessário para assegurar e manter níveis de qualidade compatíveis com sua utilização. Assim, o manejo adequado dos ecossistemas hídricos é uma das prioridades na gestão dos ecossistemas e controle ambiental, por ser a água um fator de importância primária para o desenvolvimento de atividades produtivas e para a qualidade de vida da população (BORSOI e TORRES, 1997).

A situação das águas brasileiras, embora abundante, alcança níveis críticos quanto à manutenção de alguns ecossistemas. De um modo geral, os rios próximos às cidades estão contaminados por resíduos industriais e domésticos, além de atividades como agropecuária e mineração que causam problemas ao ambiente e a população (GUIMARÃES, 2001).

### **3.2 – ESTADO TRÓFICO DE UM CORPO HÍDRICO**

A eutrofização é um problema que ocorre em corpos d'água, que consiste no lançamento de nutrientes provocando a proliferação de organismos aquáticos autotróficos, como algas planctônicas (cianobactérias) e macrófitas (plantas aquáticas), que promovem a formação de cor, odor e sabor desagradáveis. Esses nutrientes podem ser encontrados em efluentes domésticos e industriais, material atmosférico arrastado pela chuva, dejetos de animais próximos às margens dos corpos hídricos e fertilizantes químicos empregados na agricultura em locais próximos às margens das bacias hidrográficas. Dentre os nutrientes têm-se substâncias à base de nitrogênio, fósforo, carbono, potássio dentre outros (VALENTE e outros, 1997).

A eutrofização pode ocorrer de forma natural, sendo gradual e lenta, com o acúmulo de nutrientes ao longo do tempo. Entretanto, quando este processo é acelerado, provocado por ações antrópicas, causa um desequilíbrio ecológico, denominado de eutrofização artificial ou cultural (CCOPA RIVERA, 2003).

Os nutrientes à base de nitrogênio e fósforo são os que contribuem mais significativamente no processo de eutrofização, pois estes se encontram em grande quantidade

em esgotos domésticos, além de outras fontes como os efluentes industriais. A grande quantidade de nitrogênio é devido à presença na urina que contém alto teor de compostos à base deste elemento, como a uréia e a amônia (CETESB, 2008). Já os compostos à base de fósforo são oriundos de alguns fertilizantes utilizados na agricultura e materiais domésticos que são utilizados na limpeza, como alguns detergentes (BAIRD, 2002).

A adição de nutrientes provocando proliferação excessiva de biomassa no meio proporciona uma diminuição da taxa de oxigênio dissolvido, provocando mortandade de outros organismos vivos como os peixes. Essa situação pode levar a problemas quanto à biodiversidade, a depender do grau de diminuição do número de espécies nesse ecossistema (MONTERIO, 2008). Além disso, as plantas aquáticas em excesso causam obstrução de ductos e problemas na navegação, além de reter nutrientes e substâncias tóxicas, que não sendo removidas frequentemente, quando morrem devolvem esse material para a água, além de provocarem aumento da quantidade de matéria orgânica que ao se decompor consome oxigênio dissolvido, agravando o problema (BRIGANTE e ESPÍNDOLA, 2003).

A eutrofização ainda pode causar elevação da toxicidade da água devido à presença de toxinas oriundas de algumas algas (BRIGANTE e ESPÍNDOLA, 2003). Algumas espécies de algas com altas densidades podem comprometer a qualidade das águas, causando restrições ao seu tratamento e distribuição. Atenção especial é dada ao grupo das cianofíceas, também denominadas cianobactérias, que possui espécies potencialmente tóxicas, devido à liberação de toxinas no corpo hídrico. A proliferação destas algas tem sido relacionada a ocorrências de mortandade de animais e danos à saúde humana (Cooperative Research Center for Water Quality and Treatment, 2002).

Os fitoplânctons, incluindo as algas cianofíceas, podem ser utilizados como indicadores da qualidade da água, principalmente em reservatórios. Estas espécies são a base da cadeia alimentar e, portanto, a produtividade nos outros níveis tróficos depende da sua biomassa.

Os organismos fitoplanctônicos respondem rapidamente às alterações ambientais decorrentes de interferência antrópica ou natural, como no caso do lançamento de nutrientes nos corpos hídricos, portanto, trata-se de uma comunidade indicadora de estado trófico (CCOPA RIVERA, 2003).

O processo de eutrofização pode chegar a um nível em que o manancial não possa mais ser utilizado pelo sistema de abastecimento público devido às condições desfavoráveis dessa água para tratamento, além de impossibilitar atividades de lazer e pesca (VALENTE e outros, 1997).

Dentre os parâmetros utilizados no monitoramento dos corpos hídricos, tem-se os “sólidos sedimentáveis”. Este apresenta em sua composição substâncias que se acumularam ao longo do tempo, como metais tóxicos, matéria orgânica e nutrientes. Portanto, o sedimento ajuda a caracterizar os corpos hídricos quanto aos aspectos ambientais que acarretaram e/ou acarretam nos atuais impactos, podendo ser um indicador de estado trófico (BRIGANTE e ESPÍNDOLA, 2003).

### **3.3 - LEGISLAÇÃO BRASILEIRA RELATIVA AO ASPECTO QUALITATIVO DA ÁGUA**

A legislação ambiental nacional é rica em instrumentos que tutelam o aspecto qualitativo dos recursos hídricos. O Código das Águas, estabelecido pelo Decreto N° 24.643/34, priorizava a gestão quantitativa dos recursos hídricos, principalmente para a geração de energia hidroelétrica. Posteriormente, os Artigos 109 e 116 mencionaram o aspecto qualitativo destes recursos, referindo-se às “águas nocivas”, proibindo qualquer pessoa “conspurcar ou contaminar as águas que não consome, com prejuízo de terceiros”.

O Código Florestal, regido pela Lei N° 4.771/65 em seu artigo 2º, determinou que fossem preservadas as florestas e demais formas de vegetação situadas ao longo dos rios, protegendo também, indiretamente, a vazão e a qualidade das águas. Em seguida, o Código de Pesca, estabelecido pelo Decreto-lei N° 221/67, veio proteger as águas interiores, conforme o Artigo 4, ao estabelecer que os efluentes domésticos e industriais somente poderiam ser lançados nos corpos hídricos quando não os tornassem poluídos, de acordo com o Artigo 37.

Finalmente, a norma legislativa que iniciou a gestão da qualidade das águas foi a Resolução N° 020/86 do CONAMA. Depois da publicação dessa Resolução, a Constituição Federal de 1988 modificou em vários aspectos o Código das Águas, com destaque para a

extinção de alguns casos previstos de domínio privado da água (MILARE, 2007). No caso das águas de domínio estadual, compete aos órgãos públicos estaduais aplicar a legislação federal sobre a matéria.

A aprovação da Lei N° 9.433/97 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos marcou o advento de mudanças administrativas e de gerenciamento dos recursos hídricos. Essa lei definiu a criação de um Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos unindo os órgãos federais e estaduais. A Política se baseia no gerenciamento integrado da qualidade e quantidade dos recursos hídricos e estabelece como fundamentos para a gestão:

- (i) a água é um bem de domínio público;
- (ii) a observância dos usos múltiplos;
- (iii) o reconhecimento de que a água é um recurso limitado dotado de valor econômico;
- (iv) a gestão descentralizada e participativa;
- (v) o uso prioritário da água é para abastecimento humano e dessedentação de animais;
- (vi) a gestão por bacia hidrográfica.

Esta Lei definiu ainda cinco instrumentos para o gerenciamento das águas, demandando informações relativas à qualidade das mesmas. Neste caso, tem-se os planos de recursos hídricos, o enquadramento dos corpos d'água, a outorga, a cobrança e o sistema nacional de informações sobre recursos hídricos.

A Resolução CONAMA N° 274/00 trata de águas destinadas a balneabilidade e cria condições para considerar águas como próprias ou impróprias, com base em parâmetros microbiológicos.

A Lei N° 9.984/00 criou a Agência Nacional das Águas – ANA, vinculada ao Ministério de Meio Ambiente, surgindo como órgão federal de implementação da Política Nacional e coordenação do Sistema Nacional de Recursos Hídricos.

Em 2006 foi lançado o Plano Nacional de Recursos Hídricos, instrumento de gestão que estabelece programas até o ano de 2020, contemplando ações de melhoria da qualidade das águas nacionais.

Em 2000 foi divulgada a Resolução N° 012 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH que estabelece procedimentos para o enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo seus usos preponderantes. Em 2005, a Resolução CONAMA N° 357 revoga a Resolução CONAMA N° 020/86, classificando os corpos de água e dispondo sobre diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Essa norma também estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes. Assim, esta resolução visa assegurar às águas qualidade compatível aos usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição, mediante ações preventivas e permanentes.

Na esfera estadual, a Lei 6.812/95 criou a Superintendência de Recursos Hídricos – SRH, autarquia vinculada a Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMARH, instituição que tem a finalidade de desenvolver e executar políticas públicas relativas à gestão dos recursos hídricos do Estado da Bahia. De acordo com a Lei 11.050/08, a Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos passou a se chamar Secretaria Estadual de Meio Ambiente – SEMA, e a Superintendência de Recursos Hídricos passou a ser o Instituto de Gestão das Águas e Clima – INGÁ. Esta lei alterou a denominação, a finalidade e a estrutura organizacional da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos e das entidades da Administração Indireta a elas vinculadas.

A Lei N° 6.855/95 dispôs sobre a Política, Gerenciamento e Plano Estadual de Recursos Hídricos, instituindo a Política Estadual de Recursos Hídricos. De acordo com o Artigo 37 dessa Lei, estão entre as competências da SRH:

- Elaborar, implementar e manter atualizado o Plano Estadual de Recursos Hídricos;
- Implantar, gerir e operar o Sistema Estadual de Informações de Recursos Hídricos;
- Outorgar o direito de uso de recursos hídricos do domínio do Estado;
- Elaborar relatório periódico sobre a situação dos recursos hídricos.

A Lei Estadual N° 10.432/06 revogou a Lei N° 6.855/95. De acordo com o Artigo 8° dessa lei, o Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH deverá conter o balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos em quantidade e qualidade, além de metas de melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis. Conforme o Artigo 21

desta mesma lei, o Sistema Estadual de Informações de Recursos Hídricos – SEIRH deve reunir, dar consistência e divulgar dados e informações sobre a situação quantitativa e qualitativa das águas. Segundo o Artigo 12, ficam sujeitas à outorga de direito de uso dos recursos hídricos as atividades que possam afetar a qualidade das águas, sendo que, segundo o Artigo 17, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos tem por objetivo incentivar a melhoria dos seus níveis de qualidade. De acordo com os Artigos 3 e 28, a elaboração periódica de relatórios sobre a situação dos recursos hídricos e o atendimento a outros requisitos da Política Estadual de Recursos Hídricos demandam dados de monitoramento. O Artigo 9 estabelece os Planos de Bacia, que tem finalidade de compatibilizar os aspectos quantitativos e qualitativos do uso da água, devendo compreender os níveis de qualidade a serem alcançados no Plano Estadual de Recursos Hídricos. O Artigo 10 se refere ao enquadramento dos corpos d'água em classes, que será feito de forma a estabelecer os níveis de qualidade a serem mantidos ou alcançados (GEO BRASIL, 2007).

### **3.3.1 - RESOLUÇÃO 357/05 DO CONAMA**

A Resolução 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA, pertencente a Lei Nº 6.938 de 31 de agosto de 1981 referente à Política Nacional do Meio Ambiente, dispõe sobre a classificação dos corpos de águas superficiais e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Segundo esta Resolução, os corpos hídricos são classificados de acordo com a salinidade, como:

- águas doces: águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰;
- águas salobras: águas com salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰;
- águas salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30 ‰.

As águas doces, salobras e salinas do território nacional são classificadas segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes. As águas doces são classificadas em classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4. Já as água salinas e salobras tem a mesma classificação, excetuando a classe 4.

Sendo o objetivo desse trabalho voltado à Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu, há um maior interesse nas águas doces com sua correspondente classificação, como mostrado a seguir:

- Classe especial: Águas destinadas ao abastecimento para consumo humano tratada somente com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

- Classe 1: Águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

- Classe 2: São águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário; 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; à aquicultura e à atividade de pesca.

- Classe 3: São águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais.

- Classe 4: São águas que podem somente ser destinadas à navegação e à harmonia paisagística.

As águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em usos menos exigentes, desde que estes não prejudiquem a qualidade das mesmas.

Os padrões de qualidade das águas determinados nesta Resolução estabelecem limites individuais para cada substância em cada classe. Desta forma, considerando-se as águas da

Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu classificadas como classe 2, as condições e padrões relacionados com os parâmetros disponíveis em estudo estão de acordo com a Tabela 1.

Conforme o § 3º do artigo 10 desta mesma resolução, tem-se: “Para águas doces de classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar 1,27 mg/L para ambientes lênticos e 2,18 mg/L para ambientes lóticos, na vazão de referência”.

**Tabela 1:** Padrões de referência dos parâmetros estudados para águas doces, classe 2.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor de referência (CONAMA 357/05)</b>
pH	6,0 a 9,0
OD	a partir de 5 mg/L
DBO <sub>5,20</sub>	até 5 mg/L de O <sub>2</sub>
Nitrogênio amoniacal total	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5
	2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0
	1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5
	0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Nitrito	até 1,0 mg/L N
Nitrato	até 10,0 mg/L N
Fósforo total	0,030 mg/L (ambientes lênticos)
	0,050 mg/L *
Sólidos dissolvidos totais	até 500 mg/L
Turbidez	até 100 UNT
Sulfato	Até 250 mg/L
Ferro dissolvido	0,3 mg/L
Manganês total	0,1 mg/L
Bário total	0,7 mg/L
Níquel total	0,025 mg/L
Zinco total	0,18 mg/L
Coliformes Termotolerantes <sup>†</sup>	1000 células por 100 mL

\* Em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.

† em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

### **3.4 - PARÂMETROS UTILIZADOS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA**

As propriedades físicas, químicas e biológicas das águas naturais decorrem de uma série de processos que ocorrem no corpo hídrico, como consequência das capacidades de dissolução e de transporte de uma grande variedade de materiais. As variáveis utilizadas neste trabalho como parâmetros para estudo de um corpo hídrico são apresentadas a seguir.

#### **3.4.1 - Temperatura**

A variação da temperatura dos corpos hídricos é função do clima da região, ocorrendo variações diárias e sazonais, assim como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. Além das causas naturais, a elevação da temperatura em um corpo d'água pode ser provocada por fontes antrópicas, como despejos industriais, a exemplo de indústrias canaveiras e águas de refrigeração de máquinas e caldeiras (LIBÂNIO, 2005).

A temperatura influencia na velocidade das reações químicas, na solubilidade das substâncias, no metabolismo dos organismos que vivem no ambiente aquático, na sensação de sabor e odor e até no desempenho das unidades do processo de tratamento da água (DI BERNARDO E DANTAS, 2005). À temperatura acima do normal, causa redução da solubilidade dos gases, como o oxigênio dissolvido, além de poder liberar gases com odores desagradáveis (VON SPERLING, 2005).

Portanto, as mudanças na temperatura podem alterar a qualidade da água acarretando em condições ambientais desfavoráveis às necessidades humanas e à biota aquática.

#### **3.4.2 - pH**

O pH de um corpo hídrico é atribuído às características do solo, à presença de ácidos húmicos e/ou atividade fotossintética intensa. A variação do pH nas águas superficiais ocorre

principalmente em consequência do lançamento de esgotos domésticos e industriais que alteram o equilíbrio químico e biológico do ambiente (LIBÂNIO, 2005).

Dentre os poluentes encontrados nesses efluentes, tem-se os nutrientes que em excesso nos corpos hídricos eutrofizados aumentam a proliferação de algas que captam gás carbônico para o processo de fotossíntese, o que provoca um aumento no pH acima de 9. Já em pontos mais profundos, a morte de algas e outros organismos provoca uma diminuição do oxigênio dissolvido, fazendo com que haja um aumento de bactérias anaeróbicas, cujo metabolismo libera alguns ácidos, como o gás sulfídrico, acarretando numa diminuição de pH, que pode causar um aumento na solubilização de alguns metais tóxicos que se encontram nos sedimentos no fundo dos corpos hídricos, aumentando a concentração das espécies destes metais na água. Portanto, o pH influencia na solubilidade de diversas substâncias, na forma em que estas se encontram na água e em sua toxicidade (BAIRD, 2002).

As variações de pH ainda podem causar sabor à água, corrosão dos sistemas de adução e armazenamento de água a baixos valores de pH ou incrustações nesses sistemas a pH elevados, prejuízos na agricultura, irritação na pele e mortandade da biota aquática (CETESB, 2008).

A medida do pH também é uma das mais importantes e freqüentes no controle do tratamento da água para abastecimento público e de efluentes industriais. A rotina operacional das estações de tratamento de água depende do pH nas etapas de coagulação, desinfecção, controle da corrosividade e remoção da dureza (DI BERNARDO E DANTAS, 2005).

Desta forma, o pH se caracteriza como um parâmetro padrão para avaliação da qualidade dos corpos receptores, conforme Resolução 357/05 do CONAMA, que no caso em estudo corresponde a uma faixa permitida de 6,0 a 9,0; além de padrão de emissão de efluentes líquidos domésticos e industriais, com valores estabelecidos entre 5,0 e 9,0.

### 3.4.3 - Série nitrogenada

Além da forma de nitrogênio elementar, o nitrogênio no corpo hídrico ocorre nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, sendo as duas primeiras na forma reduzida e as outras duas na forma oxidada.

São diversas as fontes de nitrogênio nos corpos hídricos, como os esgotos domésticos que contém nitrogênio orgânico por causa, principalmente, das proteínas; além da amônia devido à hidrólise da uréia. Algumas indústrias também contribuem com o lançamento de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como é o caso das indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas e farmacêuticas. A atmosfera é outra fonte importante devido a mecanismos como o arraste pelas águas pluviais de poluentes à base de nitrogênio, assim como do nitrogênio simples (CETESB, 2008).

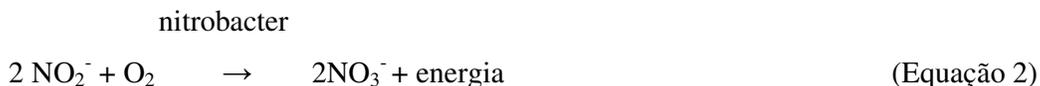
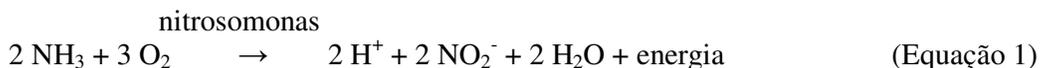
O carreamento de fertilizantes pelas águas pluviais em áreas agrícolas também contribui para a presença de diversas formas de compostos de nitrogênio em corpos d'água. Em áreas urbanas, as drenagens de águas pluviais associadas à má qualidade do serviço de limpeza pública também contribuem com o lançamento dos referidos compostos (CETESB, 2008).

O nitrogênio oriundo da atmosfera pode ser fixado quimicamente por reações que dependem da presença de luz, promovendo a formação de amônia e nitratos nas águas. Também pode ser fixado biologicamente, através de bactérias e algas formando amônia, que também é formada pelo processo de decomposição de material orgânico contendo nitrogênio, realizado por determinadas bactérias (BAIRD, 2002).

O nitrogênio orgânico é encontrado em quantidades muito pequenas, pois este é facilmente convertido a nitrogênio amoniacal por meio de micro-organismos decompositores que se encontram em ambientes aquáticos ou no solo. Desta forma, a presença de amônia num corpo hídrico indica que há decomposição em condições anaeróbicas de matéria orgânica rica em nitrogênio (NITROGÊNIO..., 2007).

A amônia é oxidada por bactérias nitrificantes denominadas nitrosomonas, formando o nitrito, conforme Equação 1. Este é oxidado pelas bactérias nitrificantes denominadas

nitrobacter, formando assim o nitrato, conforme Equação 2, que é menos tóxico e menos volátil que as demais substâncias nitrogenadas mencionadas (GALVEZ-CLOUTIER, IZE e ARSENAULT, 2002).



No processo de desnitrificação, as bactérias convertem nitrato em nitrito e em seguida em nitrogênio simples que retorna para a atmosfera, fechando um ciclo (GOMES e outros, 2007).

A forma predominante do nitrogênio pode informar sobre o estágio de poluição em um corpo d'água, caracterizando o tempo em que o poluente se encontra nesse meio, no caso de ambientes lênticos; ou a distância entre o ponto de lançamento do efluente e o local de coleta da amostra, em ambientes lóticos. Se houver a predominância das formas reduzidas é porque o poluente se encontra no meio há pouco tempo ou a fonte poluidora está próxima do ponto de coleta da amostra. Enquanto que se for constatado um maior teor de nitrito e nitrato, pode-se concluir que o poluente foi lançado há muito tempo ou a fonte está distante do ponto observado. Desta forma, encontra-se nitrogênio orgânico em zonas de degradação, amônia em zonas de decomposição ativa, nitrito em zonas de recuperação e nitrato nas zonas de águas limpas (BAIRD, 2002).

Os referidos compostos à base de nitrogênio, juntamente com os de fósforo e outros poluentes, são nutrientes para muitos organismos, principalmente as algas, que lançados em excesso caracterizam a eutrofização do corpo d'água. O controle da eutrofização é difícil quando se tenta diminuir o lançamento deste tipo de poluente, devido à existência de muitas fontes, dentre as quais a fixação do nitrogênio atmosférico por alguns micro-organismos, que é muito difícil de controlar. Logo, deve-se investir preferencialmente no controle das fontes de fósforo.

Pela legislação federal em vigor, a resolução 357/05 do CONAMA, o nitrogênio amoniacal é o padrão de classificação das águas naturais e padrão de emissão de esgotos por ser uma substância tóxica bastante restritiva à vida dos peixes. Além disso, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido dos corpos d'água ao ser oxidada biologicamente. Por estes motivos, a concentração de nitrogênio amoniacal é importante parâmetro de classificação das águas naturais (BAIRD, 2002). Os valores máximos permitidos para a amônia são 3,7 mg/L de N para  $\text{pH} \leq 7,5$ ; 2,0 mg/L de N para  $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ ; 1,0 mg/L de N para  $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$  e 0,5 mg/L de N para  $\text{pH} > 8,5$ .

Além da amônia, o nitrito e o nitrato são também medidos nos corpos hídricos, devido à avaliação do nível de depuração deste meio. Além disso, o nitrato está associado à doença metahemoglobinemia, responsável pela dificuldade do transporte de oxigênio na corrente sanguínea em bebês (LIBÂNIO, 2005). Para o nitrito e o nitrato, os valores máximos permitidos são 1,0 mg/L de N e 10,0 mg/L de N, respectivamente.

#### **3.4.4 - Fósforo Total**

A presença de fósforo em corpos hídricos está relacionada a processos naturais como a dissolução de rochas, carreamento do solo e decomposição de matéria orgânica; ou antropogênicos, como o lançamento de esgotos domésticos e industriais, fertilizantes e pesticidas, que também podem ser lançados por carreamento do solo (AZEVEDO e CHASIN, 2003). As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem contribuir com o lançamento de fósforo em águas naturais. (GONÇALVES, 2003).

O fósforo pode se encontrar na forma de ortofosfato, que é o ânion fosfato solvatado ou associado a um cátion formando um sal no meio como um mineral; fósforo orgânico, que é a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas; e os polifosfatos ou fosfatos condensados que são polímeros de ortofosfatos, que sofrem hidrólise formando ortofosfatos (MARGUTI e outros, 2008).

Compostos como o íon polifosfato que compõe os detergentes fosfatados atuam como agentes quelantes, sequestrando íons cálcio e magnésio que quando dissolvidos na água interagem intensamente com moléculas do detergente, dificultando a limpeza. Apesar desse papel de maximizar a função do detergente, estes compostos à base de fósforo são cada vez

menos utilizados devido ao impacto ambiental que causam. Desta forma, estes compostos são substituídos por outros menos impactantes (BAIRD, 2002).

Nos lagos tropicais, devido a elevada temperatura da água, o metabolismo das espécies existentes no meio aumenta consideravelmente, levando o fosfato inorgânico dissolvido a ser absorvido mais rapidamente, principalmente na forma de hidrogenofosfato, sendo esta a forma mais comum nas faixas de pH das águas naturais (LIBÂNIO, 2005). Esse é um dos principais motivos pelo qual a concentração do ortofosfato é muito baixa nesses corpos hídricos, com exceção daqueles eutrofizados artificialmente (ESTEVES, 1998).

Da mesma maneira que o nitrogênio, o fósforo é um macro-nutriente, pois há uma grande demanda pelas células dos organismos que se encontram nos corpos hídricos. Na maioria das águas continentais, o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade, sendo o principal causador do processo de eutrofização. Portanto, é um parâmetro importante do padrão de classificação de águas naturais, de acordo com a Resolução 357/05 do CONAMA, com valor máximo permitido 0,030 mg/L para ambientes lênticos e 0,050 mg/L em ambientes intermediários com tempo de residência entre 2 e 40 dias e tributários diretos de ambiente lêntico.

#### **3.4.5 - Oxigênio Dissolvido (OD)**

A concentração de oxigênio dissolvido nas águas está relacionada com fatores como temperatura, pressão atmosférica, salinidade e velocidade de correnteza da água. A concentração do gás no corpo hídrico varia de forma direta com a pressão atmosférica. No caso da temperatura, quanto menor for seu valor maior a solubilidade dos gases na água. Da mesma maneira em relação à salinidade, que sob as mesmas condições de temperatura, pressão atmosférica e correnteza, quanto maior a salinidade menor a concentração de gases na água, a exemplo da água do mar que tem menor teor de oxigênio dissolvido que uma água doce (LIBÂNIO, 2005).

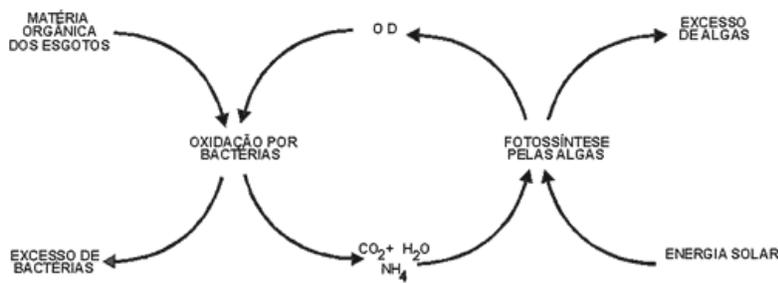
A situação em que corpos hídricos aquecidos artificialmente tenham o teor de oxigênio dissolvido reduzido caracteriza-se como um caso de poluição térmica, pois os peixes para se manterem vivos necessitam de pelo menos 4 mg/L de oxigênio dissolvido. Como um exemplo

de fonte deste tipo de poluição, tem-se usinas termoelétricas que retiram água de um rio ou lago para refrigeração e devolvem essa água aquecida ao corpo hídrico (BAIRD, 2002).

Tem-se como fonte de oxigênio, o processo de (re)aeração, tendo relação direta entre o teor de oxigênio dissolvido com a velocidade de corrente do corpo d'água, logo quanto maior a correnteza maior a dissolução de oxigênio no meio. Outra fonte de oxigênio dissolvido é a fotossíntese realizada por algas, ocorrendo intensamente em corpos d'água eutrofizados. Mas com o aumento da cor e da turbidez pela proliferação de algas, a penetração dos raios solares diminui nas regiões mais profundas dos corpos hídricos, dificultando o processo de fotossíntese, conseqüentemente há uma diminuição do teor de oxigênio dissolvido. Isto ocorre principalmente em ambientes lânticos, que chega a formar uma camada de algas sobre a superfície da água (CETESB, 2008).

O processo de eutrofização pode caracterizar erroneamente um quadro de não poluição de um corpo d'água se for levado em conta apenas o teor de oxigênio dissolvido, sendo que normalmente quanto maior a poluição menor a quantidade de oxigênio dissolvido, devido ao seu consumo na decomposição de matéria orgânica, o que pode levar a mortandade de peixes, dependendo da magnitude do problema (PEREIRA, 2004).

Nas águas naturais, assim como nas lagoas de estabilização aeróbicas para tratamento de esgoto, a depuração da matéria orgânica ocorre por um processo de simbiose entre algas e bactérias, caracterizado pela liberação de oxigênio pelo processo fotossintético realizado pelas algas e captação desse oxigênio dissolvido por bactérias aeróbicas que utilizam este oxigênio para oxidar a matéria orgânica liberando gás carbônico além de água, que juntamente com a luz solar promovem o processo de fotossíntese, fechando o ciclo, como pode ser observado na Figura 1 (CETESB, 2008):



**Figura 1:** Simbiose entre bactérias e algas. Fonte: CETESB, 2008.

A determinação de oxigênio dissolvido em conjunto com outros parâmetros indica o nível de qualidade de um corpo d'água, conforme a Resolução 357/05 do CONAMA, tendo como valor mínimo permitido 5 mg/L.

#### **3.4.6 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

A DBO é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por micro-organismos aeróbicos para uma forma inorgânica estável em um determinado intervalo de tempo, a uma dada temperatura. Portanto, a determinação da DBO se dá pela diferença entre as medidas do OD inicial e do OD final. Geralmente é representada como  $DBO_{5,20}$ , que é referente a cinco dias de incubação e a temperatura de 20 °C. Esta temperatura foi estabelecida por estar numa faixa ótima para atividade dos micro-organismos. O período de incubação supracitado foi estabelecido considerando que 80 % do valor da DBO são alcançados (BAIRD, 2002).

O processo de degradação biológica da matéria orgânica que ocorre em corpos d'água naturais é reproduzido de forma controlada nas estações de tratamento de esgoto e nas análises laboratoriais para determinação da DBO. Este processo ocorre devido ao metabolismo dos micro-organismos heterotróficos, em que os compostos orgânicos biodegradáveis são transformados em produtos finais estáveis ou mineralizados, tais como água, gás carbônico, sulfatos, fosfatos, nitratos e outros. Nesse processo há consumo de oxigênio dissolvido e captação da energia contida nas ligações químicas das moléculas que se decompõe. Os micro-organismos desempenham este papel importante na degradação da matéria orgânica, pois necessitam desta energia para exercer suas funções celulares tais como reprodução e locomoção, o que é denominado como síntese celular. Quando passa a ocorrer insuficiência de nutrientes no meio, os microrganismos sobreviventes passam a se alimentar do material das células mortas, processo este denominado respiração endógena. Ainda há neste ciclo compostos que os microrganismos não conseguem degradar. Este tipo de material é denominado de não biodegradável ou recalcitrante, encontrado principalmente em esgotos industriais (DERÍSIO, 2000).

A medida da DBO indica somente a quantidade de oxigênio consumido em relação ao material biodegradável num ensaio padrão, portanto não fornece nenhuma informação sobre a

presença de material não biodegradável, nem leva em consideração o efeito tóxico ou inibidor de algumas substâncias sobre a atividade microbiana (CETESB, 2008).

Um aumento na DBO de um corpo d'água é consequência do aumento de despejos de matéria orgânica, o que acarreta na diminuição do oxigênio dissolvido, provocando mortandade de peixes e outras espécies da biota aquática. Se houver tratamento desta água com cloro pode formar organoclorados, como triclorometanos e tricloroacéticos, que são carcinogênicos. Este aumento pode também indicar uma elevação da microflora no meio, produzir sabor e odor desagradáveis à água e ainda obstruir os filtros de areia das Estações de Tratamento de Água (BRIGANTE e ESPÍNDOLA, ZUCCARI e outros, 2003, 2005).

Por estes motivos, a DBO é um parâmetro regulamentado pela resolução 357/05 do CONAMA, referente ao padrão de classificação dos corpos hídricos, com valor máximo permitido de 5 mg/L de O<sub>2</sub>, inclusive é utilizado também para determinar a eficiência de uma Estação de Tratamento de Esgoto.

### **3.4.7 – Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

A DQO é a quantidade equivalente de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica através de um agente químico oxidante, que geralmente tem um poder de oxidação maior que os resultantes da ação de micro-organismos. Desta forma, os valores da DQO são normalmente maiores que os da DBO, devido à fração não biodegradável de um efluente, que geralmente é de origem industrial (ESTEVES, 1998).

A DQO junto com a DBO é importante, pois pode se detectar a biodegradabilidade do sistema. Assim, quanto mais próximo o valor da DBO em relação à DQO, significa que mais facilmente biodegradável é o efluente, já que a DBO está relacionada somente com a fração biodegradável (VALENTE e outros, 1997). Quando se tem o valor da DQO muito maior que o da DBO, além de comprometer a eficiência do processo de tratamento do sistema, pode-se ter o tratamento biológico prejudicado pelo efeito tóxico sobre os microrganismos que atuam sobre a fração biodegradável (CETESB, 2008).

A DQO é um parâmetro importante, embora não esteja contida na resolução 357/05 do CONAMA, pois pode substituir a DBO quando se tratar de um efluente com uma fração não

biodegradável relativamente grande para o controle das cargas poluentes lançadas e obtenção da eficiência dos processos de tratamento de efluentes.

A DQO também pode ser utilizada para se estimar as diluições das amostras na determinação da DBO, pois o valor da DQO é superior e pode ser obtido no mesmo dia da coleta, já que a reação é mais rápida (CETESB, 2008).

### **3.4.8 - Carbono Orgânico Total (COT)**

O COT é um dos parâmetros indicadores do teor de matéria orgânica nas águas naturais, dividindo-se em carbono orgânico dissolvido (COD), que compõe a fração filtrada; e em carbono orgânico particulado (COP), referente ao material retido na membrana de filtração, que é diretamente relacionado com a turbidez. A proporção entre estas parcelas está relacionada com as condições em que a água se encontra. No caso dos mananciais subterrâneos, a fração particulada é ínfima, enquanto nos mananciais superficiais esta fração é considerável, devido ao lançamento de efluentes, carreamento de diversos materiais, e as algas em grandes quantidades em ambientes eutrofizados que também contribuem com este tipo de material (LIBÂNIO, 2005).

Os componentes mais abundantes que compõe o COT em águas naturais são normalmente os carboidratos, embora muitos outros tipos de compostos estejam também presentes, dentre os quais se incluem proteínas, aldeídos de baixa massa molar, cetonas e ácidos carboxílicos (BAIRD, 2002).

Uma variação significativa da concentração de COT pode indicar novas fontes poluidoras e as análises a serem realizadas, tais como cor verdadeira, clorofila *a*, fósforo total, dentre outras (DI BERNARDO E DANTAS, LIBÂNIO, 2005, 2005).

O COT, principalmente na forma dissolvida, interfere tanto no ecossistema aquático como na cadeia trófica de bactérias e algas, em que ele arrasta nutrientes para o fundo interferindo na produção primária. O COT também interfere no processo de fotossíntese, devido ao impedimento da penetração da radiação solar no corpo d'água (LIBÂNIO, 2005).

A importância da determinação do COT deve-se principalmente ao fato de se querer diminuir a formação de compostos orgânicos halogenados, como os trihalometanos e outros subprodutos da desinfecção no tratamento da água. O uso extensivo de substâncias à base de cloro como desinfetantes passou a conferir maior importância a esse parâmetro, pois os ácidos húmicos e fúlvicos, assim como a biomassa de algas, constituem-se importantes precursores da formação dos trihalometanos (MEYER, 1994).

Os ácidos húmicos e fúlvicos são substâncias coloidais decorrentes da decomposição parcial de material orgânico que compõe folhas e outras partes de vegetais, dentre outros substratos presentes nas águas. Os ácidos húmicos são pouco solúveis em meio fortemente ácido, mas solúveis em meio básico, pois com a protonação dos grupos funcionais há um colapso das estruturas e precipitação das macromoléculas. Os ácidos fúlvicos são substâncias que apresentam muitos grupamentos funcionais oxigenados e são solúveis tanto em meio ácido como em meio básico. Ainda se tem como matéria orgânica humificada, as huminas, que correspondem a substâncias orgânicas associadas a espécies inorgânicas do solo, como alguns minerais, sendo normalmente pouco solúveis (CLASEN, CANELLAS e outros, 1998, 2001).

Alguns compostos inorgânicos têm comportamento de material em estado coloidal, como os óxidos de ferro e de manganês, que são abundantes em diversos tipos de solo. Estes materiais, juntamente com as substâncias húmicas, provocam colorações na água, que tem efeito repulsivo para consumo humano, assim como para balneabilidade (CETESB, 2008).

### 3.4.9 – Sólidos Totais

Em saneamento, sólidos nas águas correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um determinado tempo. De um modo geral, as operações de secagem, calcinação e filtração são o que definem as diversas frações de sólidos presentes na água, tais como sólidos totais, sedimentáveis, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis. Os sólidos totais são constituídos da fração dissolvida e da fração em suspensão (CETESB apud SILVA, 2008).

Nos estudos de controle de poluição das águas naturais e de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais, as partículas são caracterizadas em relação ao tamanho, sendo sólidos suspensos, sedimentáveis ou dissolvidos; e em relação à volatilidade, sendo fixos ou voláteis. Somente estas variáveis não são suficientes para o entendimento das características da água em questão, mas constituem-se em informações preliminares importantes (CETESB apud SILVA, 2008).

Embora a concentração de sólidos voláteis seja associada à presença de compostos orgânicos na água, não se pode especificar quais substâncias se encontram no meio apenas utilizando um método de análise para determinar este tipo de sólido. Da mesma forma em relação aos sólidos fixos, que normalmente estão relacionados com os compostos inorgânicos. Entretanto, salienta-se que as determinações de sólidos fixos e voláteis não se distinguem exatamente entre materiais orgânicos e inorgânicos porque a perda de massa pelo aquecimento não se limita ao material orgânico, incluindo também perda por decomposição e/ou volatilização de alguns sais minerais como carbonatos, cloretos, sulfatos, sais de amônio, entre outros (APHA, 2005).

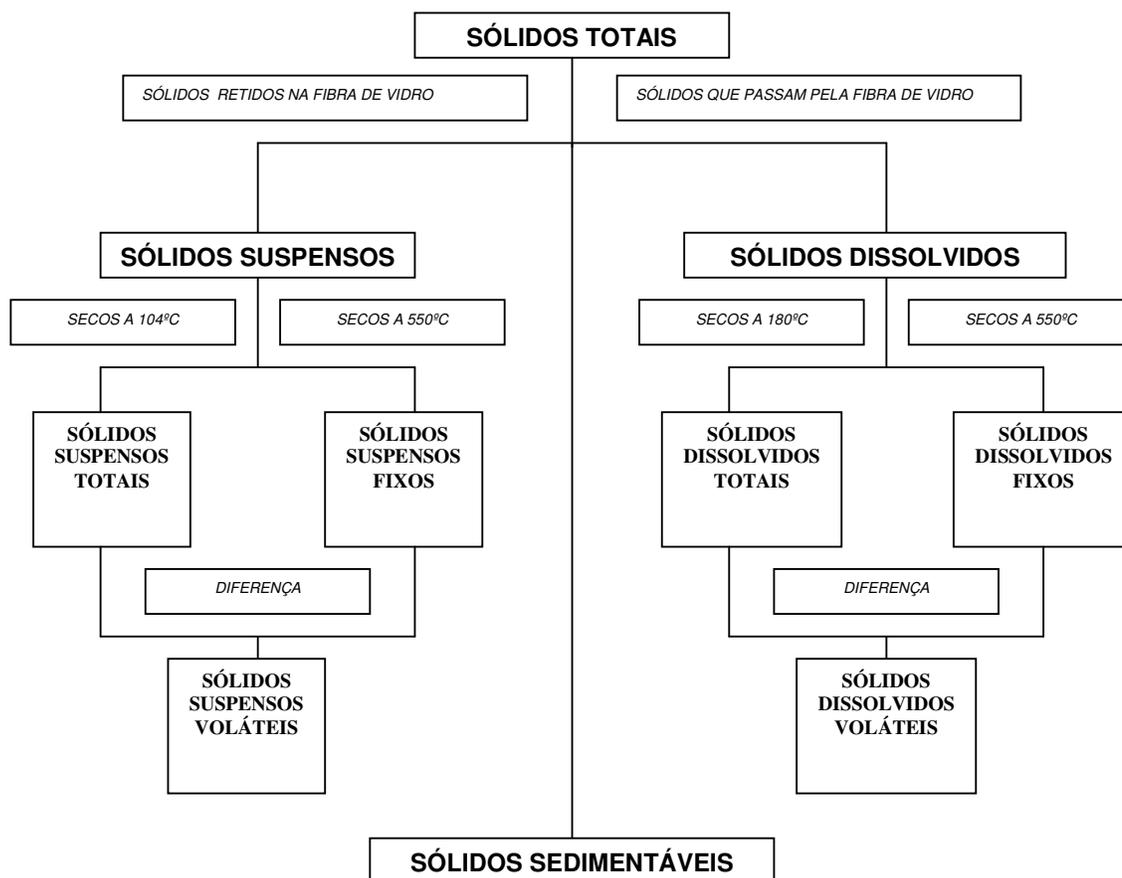
No controle operacional de sistemas de tratamento de esgotos, algumas frações de sólidos assumem grande importância, como a dos sólidos suspensos voláteis, que em processos biológicos aeróbios, assim como nos anaeróbios, tem sido utilizada para se estimar a concentração de micro-organismos decompositores da matéria orgânica (CETESB, 2008).

Os sólidos sedimentáveis causam danos à biota aquática, pois sedimentam no leito dos rios, eliminando o local de desova de peixes e habitat de diversos animais da fauna aquática.

Além disso, podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos corpos hídricos, promovendo decomposição anaeróbia (MILLER, 2007).

Os sólidos dissolvidos, nos casos de sais de sulfato e cloreto em teores elevados, estão associados à corrosão em sistemas de distribuição de água, como tubulações e reservatórios, além de provocarem sabor nas águas (BAIRD, 2002).

Os sólidos presentes em amostras de água e esgoto são classificados em frações de acordo com as suas propriedades físico-químicas, conforme Figura 2.



**Figura 2:** Classificação dos sólidos presentes em amostras de água e esgoto de acordo com as suas propriedades físico-químicas. Figura adaptada de CETESB, 2008.

Os sólidos dissolvidos totais são regulamentados de acordo com a Resolução 357/05 do CONAMA, com valor máximo permitido de 500 mg/L.

### 3.4.10 - Turbidez

A turbidez na água é tida como a atenuação da intensidade da luz ao atravessá-la, causada pela absorção e principalmente pelo espalhamento da irradiação pelas partículas com tamanhos maiores que o comprimento de onda emitido, devido à presença de materiais sólidos em suspensão, como areia, argila, detritos orgânicos, algas, bactérias e plânctons em geral. Estes materiais apresentam diversos tamanhos, variando desde as partículas maiores que se depositam com tamanhos superiores a um micrometro, até as que permanecem em suspensão por muito tempo, como é o caso das partículas coloidais (CETESB, 2008). Turbidez excessiva reduz a penetração da luz na água e com isso reduz a fotossíntese dos organismos como fitoplânctons, algas e vegetação submersa, alterando o equilíbrio desse ecossistema (PEREIRA, 2004).

A erosão das margens dos rios em períodos de chuva também acarreta aumento da turbidez das águas, decorrente do mau uso do solo, como no caso dos desmatamentos das matas ciliares. Este é um caso em que se evidencia o caráter sistêmico da poluição, ocorrendo inter-relações entre um ambiente e outro, como neste caso entre o solo e um corpo d'água (BERTOL e outros, 2007).

Os esgotos sanitários e diversos efluentes industriais também contribuem para elevações na turbidez das águas, como no caso das mineradoras, em que o aumento excessivo da turbidez provoca acúmulos de lodo e alterações no ambiente aquático (MILLER, 2007).

Água isenta de turbidez é importante quando ela se destina direta ou indiretamente ao consumo humano ou a processos industriais. Na água potável, além do aspecto estético, a turbidez está associada à sua qualidade sanitária, pois águas turvas tendem a abrigar microorganismos patogênicos, como bactérias e protozoários, nos flocos de turbidez, mesmo na presença de cloro residual. Portanto, a turbidez da água bruta tem grande importância na medida em que é um dos principais parâmetros para seleção de tecnologias de tratamento e controle operacional dos processos de tratamento de água (BRASIL, 2006).

Desta forma, a turbidez é um parâmetro importante regulamentado pela Resolução 357/05 do CONAMA, com valor máximo permitido de 100 UNT para águas naturais

superficiais, e com valor máximo permitido de 5 UNT pela Portaria 518/04 do Ministério da Saúde para água potável.

### 3.4.11 - Sulfato

Os compostos à base de enxofre são bastante utilizados, tanto na sua forma primária, como o mineral pirita; assim como produtos industrializados, como o ácido sulfúrico. Essas substâncias sulfuradas são utilizadas em indústrias, tais como de papel celulose, têxteis, borracha, explosivo, cosméticos dentre outras. O enxofre contido nos efluentes dessas indústrias, assim como nos esgotos domésticos, se encontra principalmente na forma de sulfato, que contribui para a degradação dos corpos hídricos. Naturalmente, o sulfato pode ser encontrado na forma de minerais, como anidrita ( $\text{CaSO}_4$ ), que são lixiviados chegando até aos corpos hídricos, e também por infiltração de água do mar (SARTI e outros, CETESB, 2008, 2008).

O sulfato lançado em excesso num corpo hídrico compromete o processo natural de autodepuração, pois nas zonas anaeróbicas, o íon sulfato é reduzido a enxofre elementar ou até mesmo a sulfeto de hidrogênio por meio de bactérias anaeróbicas, aumentando a demanda de oxigênio. Já o sulfeto de hidrogênio, quando em um meio oxidante e conduzido por determinadas bactérias, se oxida formando enxofre elementar ou, se a reação for completa, sulfato (BAIRD, 2002).

Ainda como fonte de sulfato em águas superficiais, tem-se o dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), que é emitido na atmosfera devido à combustão de combustíveis fósseis e pelas indústrias metalúrgicas, produzindo o trióxido de enxofre ( $\text{SO}_3$ ) pela oxidação fotolítica ou catalítica. Este gás combina-se com vapor d'água para formar ácido sulfúrico, originando a chuva ácida que contamina os corpos hídricos (PROCESSOS..., 2010).

O sulfato, dentre outros íons, promove processo corrosivo em tubulações e caldeiras. Deve-se ainda considerar a possibilidade de ocorrência de corrosão microbiológica originada por bactérias redutoras de sulfato, como a *Desulfovibrio Desulfuricans*, provocando mau cheiro. Desta forma, torna-se importante conhecer os níveis de sulfato nas águas utilizadas na indústria e corrigi-los, a fim de se evitar prejuízos e acidentes (PROCESSOS..., 2010).

Sulfato é um dos ânions existentes menos tóxicos. Os maiores efeitos fisiológicos resultantes da ingestão de grandes quantidades de sulfato são catarse, desidratação e irritação gastrointestinal. No caso do sulfato de magnésio em níveis elevados, provoca efeito laxativo no ser humano. A presença de sulfato em excesso pode também resultar em sabor na água (PROCESSOS..., 2010).

Devido a estas características, o teor de sulfato em águas naturais superficiais é regulamentado pela Resolução 357/05 do CONAMA com valor máximo permitido de 250 mg/L.

#### **3.4.12 - Surfactantes**

Um surfactante ou detergente é um composto orgânico que contém na sua estrutura dois grupos estruturais com características diferentes, um solúvel em água (grupo hidrofílico) e o outro insolúvel (grupo hidrofóbico). Os surfactantes podem ser aniônicos, catiônicos ou não iônicos (PEREIRA e SILVA, 2009). O lançamento indiscriminado de detergentes nas águas naturais acarreta problemas de ordem estética provocados pela formação de espumas, que se desprendem e se espalham pelas cidades. Contaminadas biologicamente, se impregnam no solo e em diversos materiais, inclusive deixando-os oleosos (CETESB, 2008).

Além do aspecto estético, os detergentes podem exercer efeitos tóxicos sobre os ecossistemas aquáticos, além de promover a aceleração do processo de eutrofização, quando se trata de detergentes ricos em fósforo. Geralmente esses detergentes fosfatados também têm efeito tóxico sobre zooplânctons, que são predadores naturais das algas, intensificando o processo de eutrofização (CETESB, 2008).

De acordo com a metodologia analítica recomendada, surfactantes ou detergentes são definidos como compostos que reagem com o azul de metileno sob determinadas condições, sendo designados "substâncias ativas ao azul de metileno" (MBAS – *Metilene Blue Active Substances*) e suas concentrações são relativas ao sulfonato de alquil benzeno linear (LAS) que é utilizado como padrão na análise. Esta substância tem substituído progressivamente os sulfonatos de alquil benzeno de cadeia ramificada (ABS) por serem considerados biodegradáveis (CETESB, 2008).

Os esgotos domésticos contêm cerca de 3 a 6 mg/L de detergentes que são lançados em corpos receptores. As indústrias de detergentes lançam efluentes líquidos com cerca de

2000 mg/L desse material. Indústrias que processam peças metálicas empregam detergentes especiais com a função de desengraxante, como é o caso do percloroetileno (CETESB, 2008).

O teor de surfactantes não é regulamentado pela legislação vigente, pois a presença dessas substâncias é evidenciada pelas espumas nas águas. Estas águas estão em condição adequada se materiais flutuantes, como as espumas, forem virtualmente ausentes.

### **3.4.13 - Ferro**

O ferro em águas naturais é originado naturalmente a partir da dissolução de minerais como a hematita, magnetita, toconita e pirita em rochas e no solo. Em períodos chuvosos, observa-se um aumento da concentração de ferro em águas superficiais devido ao carreamento e lixiviação do solo. Como fontes antrópicas, tem-se águas residuárias de minas, resíduos de estações de tratamento de água que utilizam coagulantes à base de ferro e indústrias como automobilísticas, de fertilizantes, de produtos químicos, siderúrgicas, refinarias de petróleo e usinas termoelétricas (APHA, MILLER, 2005, 2007). O ferro não apresenta problemas sanitários, mas de caráter estético e econômico, pois promove alteração na cor da água, provocando manchas em roupas, utensílios domésticos, vasos sanitários; e até mesmo sabor acima de determinadas concentrações (DI BERNARDO E DANTAS, 2005).

O ferro por ser um dos elementos mais abundantes existentes, encontra-se nas águas naturais superficiais e subterrâneas nas formas  $Fe^{+2}$  e  $Fe^{+3}$ , sendo a primeira frequentemente encontrada em águas subterrâneas e no fundo de lagos e reservatórios de acumulação onde se tem baixo teor de oxigênio dissolvido. Em ambiente oxidante, como na rede de distribuição, há aumento da concentração da forma oxidada que confere uma coloração avermelhada à água provocando rejeição pelos consumidores. Em águas subterrâneas, o ferro é nutriente para ferrobactérias, que também podem se proliferar no interior da rede de distribuição provocando cor, sabor e odor, além de poderem causar incrustação (LIBÂNIO, 2005).

Este elemento faz parte do metabolismo de organismos vegetais e animais. E no ser humano a maior parte do ferro compõe a hemoglobina. Tanto o excesso como a escassez de ferro podem causar problemas no organismo. O envenenamento por ferro é chamado de hemocromatose e a deficiência é conhecida popularmente como anemia (WELZ e SPERLING, 1999).

Devido às suas características, o ferro total dissolvido é regulamentado pela Resolução 357/05 do CONAMA, tendo como valor máximo permitido 0,3 mg/L.

#### **3.4.14 – Manganês**

O teor de manganês em águas naturais é relativamente pequeno, mas com a contribuição antrópica, a concentração aumenta devido ao lançamento de efluentes de indústrias de aço e de fabricação de ligas metálicas; e indústrias químicas de tintas, vernizes, fogos de artifício, fertilizantes entre outras (APHA, MILLER, 2005, 2007).

O manganês geralmente se apresenta nas formas  $Mn^{+2}$  e  $Mn^{+4}$  e está associado à presença do ferro, o qual apresenta comportamento semelhante em águas superficiais e subterrâneas (LIBÂNIO, M., 2005). Portanto, também não apresenta problemas sanitários, mas de caráter estético e econômico, produzindo cor na água, manchando roupas, utensílios domésticos, vasos sanitários; também pode promover sabor e acúmulo de resíduos em sistemas de distribuição (MACÊDO, DI BERNARDO E DANTAS, 2000, 2005).

É um elemento traço essencial que está presente em todas as células vivas. É reabsorvido por plantas na forma de sais de  $Mn^{+2}$ , além de ser de grande importância na fotossíntese (WELZ e SPERLING, 1999).

O manganês total também é um parâmetro regulamentado pela Resolução 357/05 do CONAMA, apresentando valor máximo permitido de 0,1 mg/L.

#### **3.4.15 - Bário**

O mineral mais importante que contém bário é a barita ( $BaSO_4$ ). O bário pode ocorrer em águas naturais devido à dissolução de minerais como o carbonato de bário, tendo normalmente concentrações muito baixas, de 0,7 a 900  $\mu g/L$ . Decorre principalmente das atividades industriais e da extração da bauxita. Os sais de bário são utilizados industrialmente na fabricação de fogos de artifício, pigmentos de tintas, vidros, inseticidas, contraste para exames radiológicos, dentre outros (WELZ e SPERLING, MILLER, 1999, 2007).

O bário provoca efeitos no coração, constrição dos vasos sanguíneos elevando a pressão arterial e efeitos sobre o sistema nervoso. Não possui efeito cumulativo, sendo que a dose considerada fatal para o homem é de 550 a 600 mg (CETESB, 2008).

O bário total é um parâmetro regulamentado pela Resolução 357/05 do CONAMA com valor máximo permitido de 0,7 mg/L.

#### **3.4.16 - Níquel**

É originado naturalmente pela dissolução de minerais que compõe determinadas rochas. A maior contribuição para o meio ambiente, pela atividade humana, é a queima de combustíveis fósseis. Outras fontes de contaminação estão relacionadas a processos de mineração e fundição do metal, fusão e modelagem de ligas, indústrias de eletrodeposição e, como fontes secundárias, tem-se a fabricação de alimentos, artigos de panificadoras, refrigerantes e sorvetes aromatizados. Doses elevadas de níquel podem causar dermatites nos indivíduos mais sensíveis e afetar nervos cardíacos e respiratórios (MILLER, 2007). Estudos recentes demonstram que o níquel também é carcinogênico (CETESB, 2008).

O níquel total é um parâmetro regulamentado de acordo com a Resolução 357/05 do CONAMA com valor máximo permitido correspondente a 0,025 mg/L.

#### **3.4.17 - Zinco**

É um elemento traço importante para humanos, animais, plantas e microrganismos. É largamente utilizado na indústria e lançado em corpos hídricos através de processos naturais e antropogênicos, entre os quais se destacam a produção de zinco primário, combustão de madeira, incineração de resíduos, produção de ferro e aço e efluentes domésticos (WELZ e SPERLING, 1999).

Águas com concentrações elevadas de zinco têm tendência a ser opalescentes, a deixar uma película com aspecto gorduroso após ebulição e a produzir um gosto indesejável devido à sua adstringência (WELZ e SPERLING, CETESB, 1999, 2008).

O zinco por ser um elemento essencial para o ser humano, só se torna prejudicial à saúde quando ingerido em concentrações muito altas, o que é extremamente raro, mas ocorrendo pode causar inflamações dolorosas em órgãos do sistema digestivo e ainda pode acumular-se em outros tecidos do organismo humano quando as taxas de ingestão diária são elevadas (WELZ e SPERLING, CETESB, 1999, 2008).

O valor máximo permitido para o zinco total é 0,18 mg/L, conforme a Resolução 357/05 do CONAMA.

#### **3.4.18 – Coliformes Termotolerantes**

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal e estão presentes nas fezes de animais de sangue quente e no solo (CETESB, 2008). Os coliformes termotolerantes são capazes de fermentar a lactose a 44,5 °C por um período de 24 horas. Os coliformes fecais referem-se aos termotolerantes incluindo os gêneros que não são necessariamente de origem fecal, por isso o parâmetro coliforme fecal é cada vez menos utilizado. Já o termo coliformes totais está associado a um grupo mais amplo de bactérias também capazes de fermentar a lactose, mas à temperatura de 35 a 37 °C num período de 24 a 48 horas (LIBÂNIO, 2005).

A quantidade de coliformes que é eliminada por um indivíduo diariamente, cerca de  $10^6$  a  $10^8$  células/mL nos esgotos domésticos, é uma característica importante, pois eleva-se a probabilidade de detecção dessas espécies nas amostras de água bruta e a possibilidade de patógenos associados a elas (LIBÂNIO, 2005). Portanto, a determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da existência de micro-organismos patogênicos responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, disenteria bacilar e cólera (CETESB, 2008).

Pela importância sanitária que tem a determinação dos coliformes termotolerantes, estes correspondem a um parâmetro regulamentado pela Resolução 357/05 do CONAMA, com valor máximo permitido de 1000 células por 100 mL.

### 3.5 - BACIAS HIDROGRÁFICAS

A bacia hidrográfica é definida como uma área de captação natural de água de chuva, que proporciona o escoamento para um canal principal, convergindo para um único ponto de saída, podendo ser a foz deste canal, outro rio, lago ou mar (ALCÂNTARA, E. H. & AMORIM, A. J., 2005 e BALDISSERA G.C., 2005). É composta basicamente de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos d'água que confluem até resultar um leito único no exutório (CARDOSO e outros, 2006).

As bacias hidrográficas têm como principais componentes o solo, a água, a flora e a fauna, que interagem permanentemente, formando diversos ecossistemas, sendo estes afetados pelas ações naturais assim como pelas antrópicas. Desta forma, parâmetros físico-químicos e bacteriológicos dos recursos hídricos constituem indicadores das condições dos ecossistemas referentes aos efeitos do desequilíbrio das interações entre os componentes mencionados (SOUZA e outros, 2002).

É fundamental para a proteção dos mananciais ter o adequado conhecimento da bacia hidrográfica a montante da captação de água, incluindo fatores físicos, bióticos e socioeconômicos; aspectos relacionados à geologia, ao relevo, ao solo, à vegetação, à fauna e às atividades humanas aí desenvolvidas. Para tanto, é essencial que se realizem periodicamente diagnósticos de uso e ocupação do solo e inspeções sanitárias nas bacias contribuintes aos mananciais (INGÁ, 2008).

As bacias hidrográficas são consideradas excelentes unidades de gestão dos elementos naturais e sociais, pois se podem acompanhar as mudanças provocadas pelo homem e as correspondentes respostas da natureza. Em países desenvolvidos as bacias hidrográficas são utilizadas como unidades de planejamento e gerenciamento, compatibilizando os diversos usos e interesses pela água e garantindo sua qualidade e quantidade (GUERRA e CUNHA apud CARDOSO e outros, 2006).

### 3.5.1 - Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu

O estado da Bahia possui 13 bacias principais que são: Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco; Bacia Hidrográfica do Rio Vaza Barris; Bacia Hidrográfica do Rio Itapicuru; Bacia Hidrográfica do Rio Real; Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu; Bacia Hidrográfica do Rio Inhambupe; Bacias Hidrográficas do Recôncavo Norte; Bacias Hidrográficas do Recôncavo Sul; Bacia Hidrográfica do Rio de Contas; Bacia Hidrográfica do Rio Pardo; Bacia Hidrográfica do Leste; Bacia Hidrográfica do Rio Jequitinhonha; Bacias Hidrográficas do Extremo (INGÁ, 2008).

Os municípios que são banhados pelos rios da Bacia do Paraguaçu são: Andaraí, Anguera, Antônio Cardoso, Baixa Grande, Barra da Estiva, Barro Alto, Barrocas, Boa Vista do Tupim, Boninal, Bonito, Cabaceiras do Paraguaçu, Cachoeira, Canarana, Candeal, Capela do Alto Alegre, Capim Grosso, Castro Alves, Conceição da Feira, Conceição do Coité, Cruz das Almas, Feira de Santana, Gavião, Governador Mangabeira, Iaçú, Ibicoara, Ibiquera, Ibitiara, Ichu, Ipecaetá, Ipirá, Iramaia, Iraquara, Itaberaba, Itaeté, Itatim, Jussiape, Lajedinho, Lamarão, Lençóis, Macajuba, Mairi, Maracás, Maragojipe, Marcionílio Souza, Miguel Calmon, Milagres, Morro do Chapéu, Mucugê, Mulungu do Morro, Mundo Novo, Muritiba, Nova Fátima, Nova Itarana, Nova Redenção, Novo Horizonte, Palmeiras, Pé de Serra, Piatã, Pintadas, Piritiba, Planaltino, Quixabeira, Rafael Jambeiro, Retirolândia, Riachão do Jacuípe, Ruy Barbosa, Santa Bárbara, Santa Terezinha, Santaluz, Santo Estevão, São Domingos, São Félix, São Gonçalo dos Campos, São José do Jacuípe, Sapeaçu, Seabra, Serra Preta, Serrinha, Serrolândia, Souto Soares, Tanquinho, Tapiramutá, Utinga, Valente, Várzea da Roça, Várzea do Poço e Wagner (INGÁ, 2008).

Estes municípios apresentam um total de 2.253.041 habitantes, sendo 1.398.085 na zona urbana e 854.956 na zona rural. A vegetação por toda região consiste em cerrado, caatinga, floresta ombrofila, floresta estacional semidecidual e decidual, possuindo como Unidades de Conservação a Área de Proteção Ambiental - APA Lago de Pedra do Cavalo; APA Marimbus/Iraquara; Área de Relevante Interesse - ARIE Serra do Orobó; Monumento Natural - MN Cachoeira do Ferro Doido. O clima é subúmido a seco, semi-árido e úmido a subúmido. A temperatura média anual varia entre 20 e 25 °C (INGÁ, 2008).

Esta bacia hidrográfica possui nascentes na Serra do Sincorá nas proximidades da localidade de Farinha Molhada, no município de Barra da Estiva. Os principais afluentes são, à margem esquerda, os rios Alpercata; Santo Antônio; Utinga; riachos Canoa Brava, Grande e Tupim; Santa Isabel, Capivari; do Peixe; Paratigi e Jacuípe; e à margem direita, são os rios Una; Pau-a-Pique; Caatinga do Miranda; Santo Antônio e Fundo (INGÁ, 2008).

As águas dessa bacia têm como principais usos o abastecimento urbano e rural; irrigação e dessedentação de animais; geração de energia hidroelétrica; abastecimento industrial; aquicultura; lazer e turismo na faixa litorânea; navegação na foz do rio (INGÁ, 2008).

Na agricultura apresenta lavouras permanentes de banana, cacau, café, castanha de caju, coco-da-baía, dendê, goiaba, laranja, limão, maçã, mamão, manga, maracujá, marmelo, pimenta-do-reino, sisal ou agave, tangerina, urucum e uva; e lavouras temporárias de abacaxi, algodão herbáceo, alho, amendoim, arroz, batata-doce, batata-inglesa, cana-de-açúcar, cebola, feijão, fumo, mamona, mandioca, melancia, milho, sorgo granífero e tomate. Na pecuária apresenta criação de bovinos, suínos, caprinos, equinos, ovinos e galináceos (INGÁ, 2008).

Como principais atividades industriais tem-se a fabricação de calçados; curtimento e outras preparações de couro; beneficiamento, cultivo e exportação de fumo em folhas; fabricação de móveis com predominância de madeira; fabricação de produtos cerâmicos; beneficiamento de fibras de sisal; industrialização de fios e cordas de sisal; extração de minerais para fabricação de adubos e fertilizantes; fabricação de embalagens de material plástico; abate de frango e suíno; fabricação de rações balanceadas para animais; indústria gráfica; produção de arames de aço; fabricação de sucos e polpas de frutas; produção de óleos vegetais em bruto; fabricação de cervejas e chopes; fabricação de contêiner flexível para produtos a granel; construção civil; frigorífico de bovinos; preparação de produtos de carne e subprodutos; indústria e comércio de artigos do vestuário; fabricação de chapas e de embalagens de papelão ondulado; fabricação de medicamentos para uso veterinário; fabricação de materiais para usos médicos, hospitalares e odontológicos; montagem de seringas; fabricação de modelos para moldes; fabricação de pneumáticos e de câmaras-de-ar; fabricação de artefatos de concreto, cimento, gesso e estuque; fabricação de sabões; fabricação de material elétrico para veículo, exceto bateria; fabricação de charutos e cigarrilhas; fabricação de utensílios domésticos em alumínio (INGÁ, 2008).

Os principais impactos ambientais são atribuídos às **atividades agropecuárias e extrativismo vegetal**, como desmatamento e utilização de agrotóxicos; **atividade urbana**, devido ao lançamento de esgotos domésticos, disposição inadequada de resíduos sólidos e desmatamento; **atividade de mineração**, com a degradação de áreas; **atividade industrial**, com o lançamento de efluentes líquidos (INGÁ, 2008).

### 3.6 - PROGRAMA MONITORA – INGÁ

O Programa de monitoramento da Qualidade das Águas do Estado da Bahia – **PROGRAMA MONITORA** – é uma iniciativa para monitorar a qualidade dos principais rios e seus afluentes distribuídos entre as 17 Regiões de Planejamento e Gestão das Águas – RPGA, aprovadas no Plano Estadual de Recursos Hídricos de 2005 (INGÁ, 2008).

As RPGA são unidades físico-territoriais que apresentam uma identidade regional caracterizada por aspectos geográficos, físico-climáticos, culturais, demográficos, socioeconômicos, políticos, de disponibilidades e demandas de água, com a finalidade de integrar as ações de gestão dos recursos hídricos (INGÁ, 2008). Assim, cada RPGA representa o território compreendido por uma bacia, grupo de bacias ou sub-bacias hidrográficas contíguas com características naturais, sociais e econômicas homogêneas ou similares, uma vez que o conceito de bacia hidrográfica representa a unidade mais apropriada para o estudo qualitativo e quantitativo do recurso água. A utilização da bacia como unidade de gerenciamento traz consigo o compromisso da abordagem interdisciplinar e da democratização das decisões, premissas básicas ao alcance do desenvolvimento sustentável (SCHIAVETTI e CAMARGO, 2005).

Assim, para a definição das RPGA, associaram-se as ações de desenvolvimento previstas nos planos globais, setoriais e regionais do Estado às disponibilidades e demandas hídricas observadas nas bacias hidrográficas, sendo que os recursos hídricos foram considerados segundo três contextos (SRH, 2004):

- Áreas onde há indício de déficits hídricos, exigindo melhor aproveitamento dos potenciais e adequada gestão de demanda;

- Regiões onde os recursos hídricos se constituem em fator de desenvolvimento econômico e social;
- Regiões em que a gestão dos recursos hídricos deve ser feita em parceria com outros Estados e com a União.

A partir da análise das diversas regionalizações instituídas para o Estado da Bahia, dos resultados do balanço oferta x demanda hídrica, da identificação das áreas com déficits hídricos e considerados os demais aspectos de gestão das águas, foram definidas, com base nas Regiões Administrativas de Águas (RAA) e nas bacias hidrográficas, dezessete RPGA que são mostradas no mapa da Figura 3 e estão descritas a seguir (INGÁ, 2008):

I. Extremo Sul: localizada ao sul da bacia do rio Jequitinhonha, compreende as bacias hidrográficas dos rios Mucuri, Peruípe, Alcobaca, Jucuruçu, Caraíva, Buranhem e João de Tiba.

II. Rios Pardo e Jequitinhonha: limitada ao sul pela RPGA do Extremo Sul e ao norte pelas bacias do Leste e do rio de Contas, e formada pelas porções baianas das bacias dos rios federais Jequitinhonha e Pardo.

III. Leste: localizada a nordeste da bacia do rio Pardo, compreende as bacias hidrográficas dos rios Almada, Cachoeira, Una e Doce.

IV. Rio de Contas: formada pela bacia do rio de Contas, se encontra entre as bacias do rio Pardo e Leste (ao sul) e do rio Paraguaçu e do Recôncavo Sul (ao norte).

V. Recôncavo Sul: abrange as bacias hidrográficas dos rios Jaguaripe, Jiquiriçá, Una, das Almas e Cachoeira Grande.

VI. Recôncavo Norte e Rio Inhambupe: abrange as bacias hidrográficas dos rios Imbassai, Pojuca, Jacuípe, Joanes, Ipitanga, Subae e Açu, pertencentes a região do Recôncavo Norte, e a bacia hidrográfica do rio Inhambupe.

VII. Rio Paraguaçu: abrange a totalidade da bacia do rio Paraguaçu.

VIII. Rio Itapicuru: corresponde a bacia do rio Itapicuru.

IX. Rios Real e Vaza-Barris: corresponde a parte baiana das bacias dos rios Real e Vaza-Barris.

X. Submédio São Francisco: envolve a calha do rio São Francisco e as bacias hidrográficas dos rios Tourão, Poção, Curaçá, Macurure e Ventura e riachos da Vargem, Grande e Tara.

XI. Rio Salitre: formada pela bacia do rio Salitre.

XII. Lago do Sobradinho: compreendendo as sub-bacias dos riachos Banzua e Tataui, na margem direita do lago, e as sub-bacias da Vereda Pimenteira e dos riachos da Jibóia, Tanque Real, Grande e Ouricuri, na margem esquerda do lago.

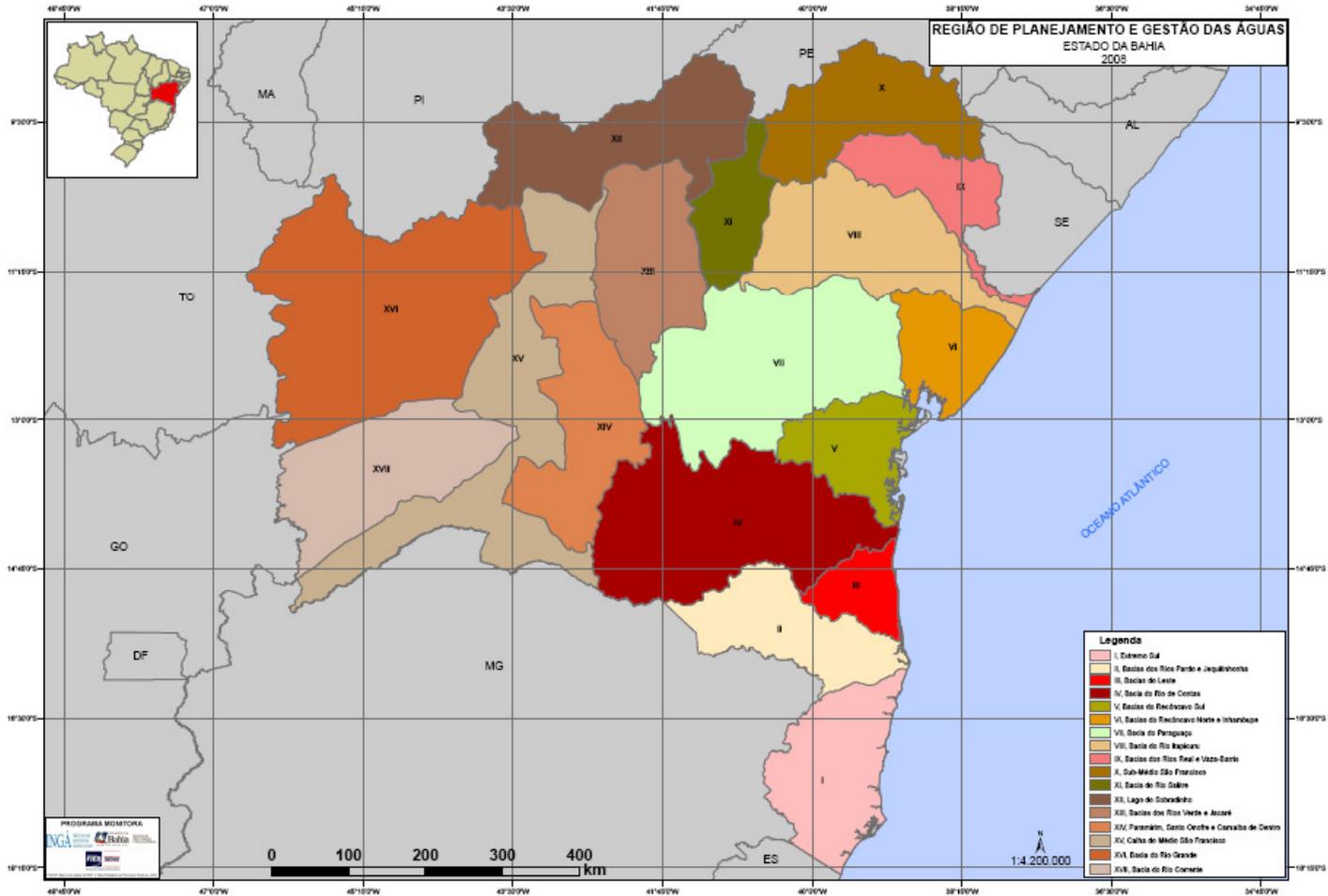
XIII. Rios Verde e Jacaré: corresponde as bacias do rios Verde e Jacaré.

XIV. Rios Paramirim, Carnaíba de Dentro e Santo Onofre: corresponde as bacias desses rios.

XV. Calha do Médio São Francisco na Bahia: envolve a calha do rio São Francisco na Bahia, mais a parte baiana das bacias dos rios Carinhanha e Verde Grande, além de pequenas bacias hidrográficas das margens esquerda e direita do rio São Francisco, até o limite sul do Lago de Sobradinho.

XVI. Rio Grande: limitada ao norte pelo Estado do Piauí, ao sul pela RPGA da bacia do rio Corrente, a leste pela RPGA da Calha do Médio Rio São Francisco na Bahia e a oeste pelo Estado de Goiás e Tocantins.

XVII. Rio Corrente: limitada ao norte pela RPGA da bacia do rio Grande, ao sul pela bacia do Carinhanha, a leste pela RPGA da Calha do Médio São Francisco na Bahia e a oeste pelo Estado de Goiás.



**Figura 3:** Mapa com as Regiões de Planejamento e Gestão das Águas do Estado da Bahia. Fonte: INGÁ, 2008.

A inserção do Programa **MONITORA** no Programa “**ÁGUA PARA TODOS**” tem o objetivo de fornecer água não apenas em maior quantidade e ampliar o serviço de saneamento básico, mas também garantir o suprimento de água de qualidade para a população baiana. O “**ÁGUA PARA TODOS**” além de reunir todas as ações de abastecimento de água e saneamento básico do Estado, compreende também o componente “**ÁGUA PARA SEMPRE**”, que agrega a proteção e a recuperação de matas ciliares, nascentes, mananciais e áreas de recargas, a coleta, o tratamento e a disposição adequada dos esgotos e resíduos sólidos, além do manejo das águas pluviais, o combate a desertificação, a disseminação da educação ambiental, melhorias habitacionais e projetos socioeconômicos e de geração de renda (INGÁ, 2008).

Essas ações integradas estão alinhadas a premissa global divulgada no relatório sobre Desenvolvimento Humano do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, do ano de 2006. O relatório, ao estabelecer um paralelo entre as Metas do Milênio, aprovadas em 2000, e as necessidades de água e saneamento, indicam que o cumprimento das metas deve estar associado ao tratamento adequado dos recursos hídricos. Esforços nesse sentido devem ser empreendidos, em particular, pelos países em desenvolvimento, para que a meta de erradicar a pobreza extrema e a fome seja alcançada (GEO BRASIL, 2007).

O **MONITORA** tem como objetivo principal monitorar a qualidade das águas das bacias hidrográficas do Estado da Bahia de maneira integrada e de acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado, assegurando que os recursos hídricos sejam utilizados pelas atuais e futuras gerações de forma racional com padrões satisfatórios de qualidade, de acordo com a Política Estadual de Recursos Hídricos (BAHIA, Lei 10.432, 2006).

O Programa também visa avaliar a evolução espacial e temporal da qualidade das águas, verificar observâncias e violações aos padrões de qualidade regulamentares, correlacionar as condições da qualidade da água às características de uso e ocupação do solo nas diferentes RPGA, identificar áreas prioritárias para o controle da poluição, compor banco de dados para fortalecer o Sistema Estadual de Informações de Recursos Hídricos, divulgar relatórios para acesso do público em geral e subsidiar a execução de instrumentos de gestão das águas (INGÁ, 2008).

A rede de amostragem do Programa inclui atualmente 211 pontos de monitoramento, distribuídos em uma área total de 564.692,669 km<sup>2</sup> (IBGE, 2006). Representa um progresso na gestão das águas da Bahia, ao considerar o custo do Programa, o caráter sistemático e contínuo das campanhas e a extensão territorial do Estado, embora essa densidade inicial de pontos seja inferior a adotada por países membros da União Européia (1 ponto/1.000 km<sup>2</sup>) (INGÁ, 2008).

O Programa prevê a realização de campanhas trimestrais para a coleta de amostras de água e, em situações específicas também de sedimento, biota aquática e efluente. O Programa inclui a determinação de parâmetros físico-químicos, biológicos e ecotoxicológicos. Os métodos de coleta, preservação e análise adotados pelo Programa são especificados em normas cientificamente reconhecidas, de modo a assegurar a confiabilidade dos dados (INGÁ, 2008).

### **3.7 - ANÁLISE EXPLORATÓRIA DE DADOS**

Os avanços tecnológicos ocorridos nos últimos tempos nas indústrias e nos laboratórios de pesquisa fizeram com que equipamentos cada vez mais sofisticados emitissem um maior número de resultados e analisassem um maior número de amostras simultaneamente (Matos e outros, Andrade e outros, 2003, 2008). Desta forma ficou cada vez mais difícil analisar resultados de forma univariada. Conseqüentemente surgiu a análise multivariada, que caracteriza a quimiometria, permitindo que se pudesse extrair um maior número de informações de um experimento em menor tempo (BEEBE e outros, 1998).

Uma análise estatística de um processo em estudo é formada por técnicas desenvolvidas para gerar informações que dão suporte à tomada de decisão, como para determinar a quantidade e quais pontos de coleta de amostras serão utilizados para se estudar um impacto ambiental em um rio, por exemplo. No caso da análise multivariada, sua aplicação se deve quando existem múltiplas variáveis e há uma correlação entre elas (Souza e outros, 2003).

A Quimiometria é uma área interdisciplinar da Química que emprega métodos matemáticos, estatísticos e computacionais, sendo utilizada com dados obtidos por uma ou mais técnicas químicas, a partir de amostras com certo grau de semelhança. A simples análise

visual não possibilitaria extrair informações relevantes, uma vez que as diferenças são sutis. Sendo assim, são necessárias estratégias adequadas que viabilizem uma análise abrangente das informações químicas (Ferreira e outros, 1999).

As técnicas de agrupamento de dados têm por finalidade apresentar os dados em uma aproximação que demonstre o agrupamento em um espaço multidimensional de tal maneira que todos os objetos de um grupo de dados tenham alguma relação entre si. Ainda se pode verificar a presença de amostras que não seguem o mesmo padrão das demais, chamadas de outliers (Daszykowski e outros, 2001).

Os dados obtidos referentes às amostras são organizados em uma matriz  $n \times k$ , em que  $n$  representa as amostras e  $k$  as variáveis. Desta forma, visualiza-se melhor os dados originais, podendo revelar alguma anormalidade, como algum dado errado.

Uma importante questão em análise exploratória de dados é a influência que cada variável exerce. Dessa forma, deve-se atribuir o mesmo peso a cada variável, apesar de que os maiores valores não são necessariamente os mais influentes. Para isso, deve-se fazer um pré-processamento dos dados originais, que no caso em estudo, faz-se um auto-escalamento, que consiste no cálculo da variância dos dados,  $s^2$ , de acordo com a Equação 3:

$$s_i^2 = 1/(n-1) \sum_{i=j}^n (X_{ij} - \overline{X_j})^2 \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

$s^2$  é a variância;

$n$  é o número de amostras;

$X_{ij}$  corresponde aos dados contidos em uma coluna da matriz original;

$\overline{X_j}$  é a média desses dados.

Em seguida, subtraem-se os dados originais pela média, e divide-se pelo desvio padrão, conforme Equação 4:

$$X_{ij(as)} = (X_{ij} - \overline{X_j})/S_j \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:

$X_{ij}$  corresponde aos dados contidos em uma coluna da matriz original;

$\bar{X}_j$  é a média desses dados;

$S_i$  é o desvio padrão;

$X_{ij(as)}$  é o dado modificado por auto-escalamento.

Além do auto-escalamento como um tipo de pré-processamento dos dados originais, utiliza-se normalmente outro tipo que é o centrado na média, que consiste no cálculo da média de cada variável, seguido da subtração dos dados originais pela média calculada, segundo a Equação 5:

$$\bar{X}_{ij(cm)} = X_{ij} - X_j \quad (\text{Equação 5})$$

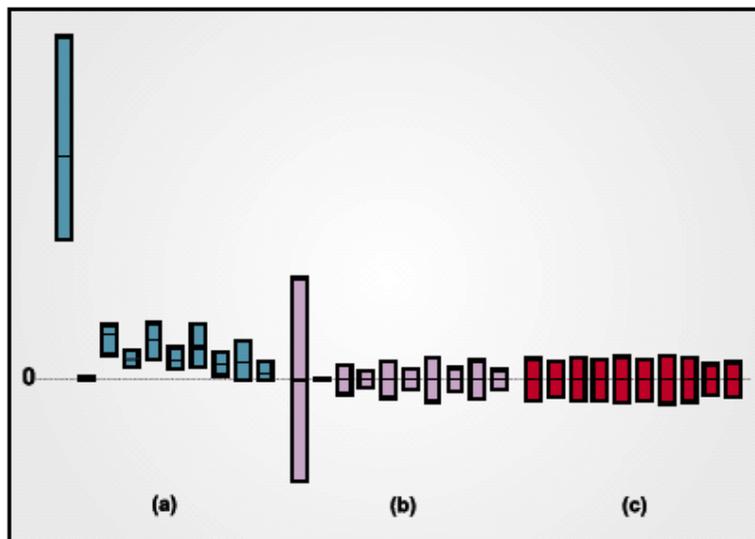
Em que:

$X_{ij}$  corresponde aos dados contidos em uma coluna da matriz original;

$\bar{X}_j$  é a média desses dados;

$X_{ij(cm)}$  é o dado modificado pelo método centrado na média.

Na Figura 4 são ilustrados os dois tipos de pré-processamento de dados mencionados anteriormente. Em (a) tem-se os dados originais. Em (b) tem-se os dados centrados na média, em que as médias são colocadas em zero. E em (c) os dados auto-escalados, em que a média de cada variável é zero e o desvio-padrão igual a um, que caracteriza o mesmo tamanho para todas as variáveis (Matos e outros, 2003).



**Figura 4:** Pré-processamento de dados. Fonte: MATOS, 2003.

Os métodos quimiométricos utilizados para agrupar e classificar as amostras podem ser supervisionados ou não-supervisionados. No primeiro, cada amostra analisada provém de uma classe pré-estabelecida; enquanto que o outro não requer nenhum conhecimento prévio a respeito da classificação das amostras (BEEBE e outros, 1998).

As análises exploratórias empregando métodos não-supervisionados de reconhecimento de padrões podem ser realizadas por Análise de Componentes Principais – PCA (*Principal Component Analysis*) e/ou por Análise de Agrupamento Hierárquico – HCA (*Hierarchical Cluster Analysis*). Ambas as técnicas se baseiam na semelhança entre as amostras num espaço multidimensional em relação às variáveis correspondentes (BEEBE e outros, 1998).

### 3.7.1 - Análise de Componentes Principais

Na análise de componentes principais (PCA), as componentes principais (PC) são vetores formados das combinações lineares das variáveis originais, ortogonais entre si e resultantes de agrupamento das variáveis ou amostras altamente correlacionadas num espaço multidimensional. Estas componentes principais são determinadas pela ordem decrescente de variância, que corresponde à quantidade de informações sobre o sistema em estudo, o que implica na redução da dimensionalidade do conjunto de dados original de forma que as informações mais relevantes ficam concentradas nas primeiras componentes, fazendo com

que as primeiras componentes principais sejam suficientes para descrever o sistema, possibilitando que seja facilmente interpretado (BEEBE e outros, BRERETON, MAGKOS e outros, 1998, 2002, 2006). As componentes principais que apresentam autovalor maior que 1 é que são consideradas suficientes para descrever o sistema (ANDRADE e outros, 2008).

A análise de dados utilizando PCA é muito eficaz, pois se visualiza esses dados na forma de gráficos bidimensionais ou tridimensionais, tendo as amostras projetadas nos eixos das componentes principais com novas coordenadas chamadas escores, podendo-se verificar o agrupamento das amostras semelhantes entre si formando grupos ou classes (BEEBE e outros, BRERETON, 1998, 2002).

Devido à complexidade da análise de gráficos multidimensionais, utilizam-se gráficos bidimensionais ou tridimensionais das primeiras componentes principais, já que a maior parte das informações está nestas primeiras componentes.

A discriminação das amostras nos gráficos dos escores pode ser analisada mostrando quais variáveis ou fatores interferiram no agrupamento das amostras através dos gráficos de pesos, loadings ou influências, os quais são obtidos juntamente com os gráficos de escores e tem a função de explicar o que ocorreu neste (BEEBE e outros, BRERETON, 1998, 2002).

O peso de uma variável corresponde à projeção do eixo desta na direção da componente principal correspondente, sendo que quanto mais próxima a direção do eixo da variável original da direção do eixo da PC, maior a influência desta variável no sistema. Os valores de peso significativos são aqueles superiores a 0,6 (ANDRADE e outros, 2008).

Quando uma matriz de dados originais é decomposta pela análise por PCA resulta no produto entre duas outras matrizes, sendo uma a matriz de escores e a outra a transposta da matriz de pesos, assim (BEEBE e outros, BRERETON, 1998, 2002):

$$X = E \cdot P^T \quad (\text{Equação 6})$$

Em que:

X é a matriz dos dados originais;

E é a matriz dos escores;

$P^T$  é a transposta da matriz dos pesos.

Os vetores escores estão relacionados com a similaridade entre as amostras e os vetores pesos com a influência dos fatores ou variáveis no comportamento das amostras.

### 3.7.2 - Análise de Agrupamento Hierárquica

A análise de agrupamento hierárquico é um método de reconhecimento de padrões utilizado para formar agrupamentos de dados, relacionando amostras ou variáveis que apresentam características semelhantes. Os dados são apresentados em grupos em um espaço bidimensional (BEEBE e outros, 1998).

Na HCA, de um modo geral, calcula-se a distância entre as amostras, sendo que quanto menores as distâncias mais semelhantes são as amostras. O agrupamento de amostras revela as similaridades existentes entre as mesmas, enquanto que o agrupamento das variáveis indica uma correlação entre elas.

O agrupamento de um conjunto de dados distribuídos em pontos está relacionado com a distância. A mais utilizada é a distância euclidiana em dados de vetores num espaço P-dimensional. Assim, a distância ( $d_{ij}$ ) entre dois pontos  $x_i$  e  $x_j$  é:

$$d_{ij} = \|x_i - x_j\| = \left[ \sum_{k=1}^P (x_{i,k} - x_{j,k})^2 \right]^{1/2} \quad (\text{Equação 7})$$

Nos métodos hierárquicos, várias técnicas ou critérios de agrupamentos são possíveis, dentre os quais se pode destacar o método da ligação simples ou vizinho mais próximo, o da ligação completa ou vizinho mais distante, o método da centróide e o método de Ward (ARAÚJO, 2005).

#### Método da ligação simples ou do vizinho mais próximo

O agrupamento ocorre em função da distância entre seus membros mais próximos, ou seja, os grupos com menor distância se fundem primeiro.

### **Método da ligação completa ou do vizinho mais distante**

É exatamente o oposto ao da ligação simples, ou seja, os grupos são formados com a fusão dos membros mais distantes.

### **Método da Ligação por centróide**

O centróide é o ponto médio dos pontos no espaço multidimensional e representa o centro de gravidade do respectivo grupo. Logo, a distância entre os grupos é definida pela distância entre os centróides. Em cada etapa procura-se fundir grupos que tenham a menor distância entre si.

### **Método de Ward**

Os agrupamentos ocorrem considerando a união de todos os pares possíveis de elementos ou grupos em cada passo dentro da análise, e os dois grupos combinados são aqueles cuja fusão resulte no menor incremento do erro na soma dos desvios quadráticos, já que em qualquer estágio de uma análise, a perda de informações resultante dos agrupamentos pode ser medida pela soma total do quadrado dos desvios de todos os pontos em torno da média do grupo.

O método de Ward normalmente é mais escolhido pois é mais sensível a outliers que os demais métodos.

O resultado de agrupamentos obtidos pela HCA é apresentado como um dendograma, que consiste num gráfico bidimensional em que apresenta segmentos unindo os elementos de acordo com a semelhança entre eles. Esta semelhança está relacionada com a proximidade entre as amostras em relação às variáveis num espaço multidimensional, podendo-se ter um índice denominado índice de similaridade, que é definido como:

$$S_{A-B} = 1 - (d_{A-B} / d_{\text{máx.}}) \quad (\text{Equação 8})$$

Em que:

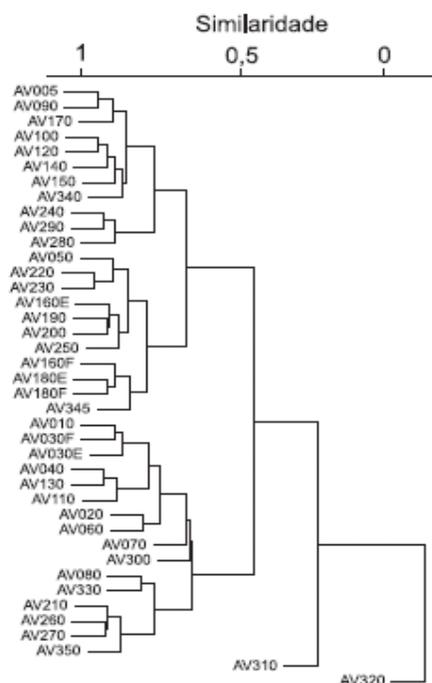
$S_{A-B}$  é o índice de similaridade entre uma amostra A e uma amostra B;

$d_{A-B}$  é a distância entre uma amostra A e uma amostra B;

$d_{máx.}$  é a maior distância entre duas amostras do conjunto de dados.

O índice de similaridade apresenta valores que variam de 0 a 1. Sendo que quando  $d_{A-B}$  é igual a  $d_{máx.}$  as amostras são bem distintas e o índice de similaridade é zero. E quando as amostras são totalmente similares,  $d_{A-B}$  é igual a zero, conseqüentemente o índice de similaridade é igual a um (BEEBE e outros, 1998).

Na Figura 5 é apresentado um dendograma de acordo com as características mencionadas. Como se pode observar, os dados referentes às amostras estão distribuídos verticalmente, enquanto que o índice de similaridade ou a distância se encontra na direção horizontal. Desta forma, pode-se observar o agrupamento das amostras que apresentam índices de similaridade ou distâncias correspondentes ou próximos.



**Figura 5:** Exemplo de um dendograma. Fonte: NONATO e outros, 2007.

### 3.7.3 – Análise Multivariada aplicada no tratamento de dados de análises de águas

Métodos de análise multivariada podem ser aplicados para auxiliar a interpretação de dados obtidos na análise de águas. Um exemplo dessa possibilidade é o trabalho que consistiu na utilização de HCA, PCA e análise fatorial para tratamento estatístico dos resultados de análises físico-químicas de amostras de água de aluvião do aquífero abastecido pelo Rio Trussu, no Ceará. O trabalho teve como objetivo avaliar o impacto ambiental no aquífero e utilizou-se os parâmetros pH, condutividade elétrica e os íons cálcio, magnésio, sódio, potássio, hidrogenocarbonato, fosfato, cloreto, amônio, nitrato, sulfato e RAS (Razão de Absorção de Sódio) (ANDRADE e outros, 2008).

Com a HCA pôde-se promover agrupamentos dos pontos de amostragem similares referentes às duas regiões, definidas como região alta e região baixa. Constatou-se alterações significativas ao longo do tempo na primeira região, enquanto na segunda houve pequenas alterações. Este resultado sugeriu uma diminuição no número de amostras utilizadas sem perda significativa de informações.

Já a PCA, juntamente com análise fatorial, ajudaram a identificar as variáveis responsáveis pela qualidade da água em cada região. Em ambas regiões, foi constatado que as variáveis responsáveis pela qualidade da água foram relacionadas à íons derivados da dissolução de sais minerais, como condutividade elétrica,  $Mg^{+2}$ ,  $Ca^{+2}$ ,  $Na^{+1}$ ,  $K^{+1}$ ,  $Cl^{-1}$ ,  $SO_4^{-2}$ ,  $HCO_3^{-1}$ ; e nutrientes, como  $NH_4^{+}$  e  $NO_3^{-}$ , oriundos de fontes antrópicas. Em relação à região alta, foram obtidos 55% da variância total das componentes principais, onde as principais atividades são a agricultura irrigada e a criação de gado. Na outra região, 57,8% da variância total das correspondentes componentes principais foram obtidos, havendo a ocupação com assentamentos próximos do rio (ANDRADE e outros, 2008).

Outro trabalho desenvolvido utilizando técnicas de análise multivariada foi referente ao tratamento de dados dos parâmetros da qualidade das águas da Bacia do Alto Curso do Rio das Velhas no estado de Minas Gerais (NONATO e outros, 2007). Técnicas de análise multivariada foram aplicadas para interpretar um grande conjunto de dados referente à qualidade da água e para estabelecer uma rede de monitoramento ideal em longo prazo. Aplicando-se HCA, separaram-se em grupos os pontos de amostragem similares, indicando quais destes seriam removidos da rede de monitoramento. Com a PCA, identificaram-se

quatro componentes que são responsáveis pela estrutura dos dados explicando 80% da variância total. Os parâmetros como nitrogênio amoniacal, nitratos, nitritos, fósforo, estreptococos, coliformes fecais, DBO e DQO caracterizam impacto causado pelo lançamento de esgoto sanitário. Outros parâmetros como sólidos em suspensão, turbidez e Fe total, evidenciam o impacto ambiental causado por atividade de mineração.

O trabalho desenvolvido por Ouali e outros (2009) teve como objetivo investigar a evolução da qualidade do esgoto da planta de tratamento de Sfax, localizado no sudeste da Tunísia, durante um período de 12 anos (1984-1996). O conjunto de dados quantitativos desta planta de tratamento foi processado por técnicas estatísticas multivariadas, dentre as quais a PCA, que analisou doze pontos de amostragem e seis parâmetros ( $DBO_{(inicial)}$ ,  $DQO_{(inicial)}$ ,  $sólidos\ suspensos_{(inicial)}$ ,  $DBO_{(final)}$ ,  $DQO_{(final)}$ ,  $sólidos\ suspensos_{(final)}$ ) que compuseram uma matriz 12 x 6. A PCA identificou três componentes significativas que explicaram 74% da variância total. A primeira PC (33,3% da variância) foi associada à matéria orgânica com teor relativamente baixo, enquanto que a segunda e a terceira PC (26,9% e 17% da variação, respectivamente) foram atribuídas às concentrações médias e elevadas de matéria orgânica e mineral (OUALI e outros, 2009).

Varol e Sen (2009) realizaram um estudo utilizando técnicas estatísticas multivariadas, tais como HCA, PCA e análise fatorial que foram aplicadas para a avaliação das variações temporais/espaciais e para a interpretação de uma série de dados de qualidade da água do córrego de Behrimaz, na Turquia, obtido durante um ano de monitoramento de vinte parâmetros (vazão, temperatura da água, pH, condutibilidade elétrica, oxigênio dissolvido, dureza total, alcalinidade total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio Kjeldahl total, nitrogênio orgânico, nitrito, nitrato, fósforo total, sílica, sulfato, sódio, potássio, cálcio, sólidos suspensos totais, e sólidos dissolvidos totais) em quatro locais diferentes.

A HCA agrupou os doze meses em dois períodos e classificou os quatro pontos de monitoramento em dois grupos, indicando que um grupo é mais poluído que o outro, de acordo com a similaridade das características de qualidade da água. A PCA juntamente com análise fatorial foi aplicada a cada conjunto de dados obtidos pela HCA, gerando cinco PC com 88,32% e 88,93% do total da variância para cada conjunto de dados. Os parâmetros responsáveis pela variação da qualidade da água em áreas relativamente menos poluídas foram principalmente a temperatura, sólidos totais dissolvidos e nutrientes, oriundos de

atividades agrícolas; enquanto que em áreas mais poluídas houve poluição orgânica de esgoto doméstico; e nutrientes, de atividades agrícolas e de outros materiais carreados de localidades próximos à bacia hidrográfica (VAROL e SEN, 2009).

Técnicas estatísticas multivariadas foram aplicadas também no trabalho realizado por Wu e outros (2009) para identificar a distribuição das fontes de 25 compostos orgânicos semi-voláteis (COSV) nas águas superficiais do Rio Yangtze, em Nanquim, na China. Foram utilizados seis pontos de coleta em janeiro de 2007. HCA e PCA-MLR (PCA com Regressão Linear Múltipla) foram utilizados para avaliação do estado de contaminação do referido corpo hídrico. Os resultados da HCA mostraram que os seis pontos poderiam ser divididos em dois grupos significativos, sendo o grupo dos pontos altamente poluídos e o dos pontos pouco poluídos. Resultados da PCA-MLR determinaram a utilização de quatro PC que explicaram cerca de 84,5% da variância total. Os efluentes domésticos e industriais foram considerados as principais fontes de COSV. Estes resultados foram úteis para o desenvolvimento de estratégias adequadas para controle de contaminantes (Wu e outros, 2009).

No trabalho realizado por Smeti e outros, 2009, em Atenas, na Grécia, foram aplicadas PCA, Análise Discriminatória e Árvore de Classificação e Regressão como métodos quimiométricos multivariados. Foram realizadas análises de 89 amostras de água tratada a partir de três estações de tratamento de água e 180 amostras de reservatórios de rede de distribuição durante todo o ano de 2007, tendo-se como variáveis, condutividade elétrica, alcalinidade, pH, alumínio, dureza total, cloreto, cloro residual livre, cálcio e magnésio.

A PCA foi aplicada aos resultados referentes às estações de tratamento de água e foi obtido 75% da variância total a ser explicada, tendo como as variáveis que mais contribuíram com o comportamento do sistema, condutividade elétrica, dureza total, cloreto, cálcio e magnésio em relação à primeira PC; enquanto o cloro livre em relação à segunda PC. Um modelo construído utilizando Análise Discriminatória Linear (ADL) a partir das 89 amostras de água tratada foi usado para prever as amostras dos reservatórios de rede que teriam problemas, estimando uma possível deterioração gradual da qualidade da água proveniente das estações de tratamento teoricamente esperadas. O algoritmo Árvore de Classificação e Regressão (C&RT) mostrou que os principais parâmetros utilizados na discriminação das amostras foram condutividade elétrica e alumínio (Smeti e outros, 2009).

No trabalho realizado por Ioannis Primpas e outros, 2010, foi utilizada PCA nos parâmetros nitrato, nitrito, amônia, fosfato e clorofila *a* das águas costeiras do Mar Egeu, Mediterrâneo Oriental. A primeira componente principal obtida foi utilizada como um índice

de eutrofização no conjunto de dados independentes e foi resultado de uma combinação linear das cinco variáveis com pesos aproximadamente iguais, sendo eficiente para classificar os níveis de eutrofização em oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. A avaliação do Estado Trófico é normalmente afetada pela inter-relação entre a causa (concentração de nutrientes) e a resposta da biomassa (clorofila *a*). A aplicabilidade desse índice para implementação da Diretiva do Quadro da Água da Europa foi avaliada e desenvolveu-se um índice com cinco níveis de classificação da qualidade da água (Primpas e outros, 2010).

Na Tabela 2 são sumarizados alguns trabalhos que utilizaram a análise multivariada para tratamento de dados de análise de águas.

**Tabela 2:** Análise Multivariada aplicada no tratamento de dados de análises de águas.

<b>Algoritmo matemático usado</b>	<b>Tipo de Amostra</b>	<b>Objetivo</b>	<b>Referência</b>
HCA, PCA e análise fatorial	Água de rio	Analisar amostras de água de aluvião para avaliar o impacto ambiental no aquífero abastecido pelo Rio Trussu no Ceará.	ANDRADE e outros, 2008
HCA e PCA	Água de rio	Interpretar um grande conjunto de dados referente à qualidade da água e estabelecer uma rede de monitoramento ideal em longo prazo da Bacia do Alto Curso do Rio das Velhas no estado de Minas Gerais.	NONATO e outros, 2007
PCA	Efluente de ETE	Investigar a evolução da qualidade do esgoto da planta de tratamento de Sfax, localizado no sudeste da Tunísia, durante um período de 12 anos.	OUALI e outros, 2009
HCA, PCA e análise fatorial	Água de córrego	Avaliar as variações temporais/espaciais e interpretar uma série de dados de qualidade da água do córrego de Behrimaz, na Turquia.	VAROL e SEN, 2009
HCA e PCA-MLR	Água de rio	Identificar a distribuição das fontes de 25 COSV nas águas superficiais do Rio Yangtze, em Nanquim, na China.	Wu e outros, 2009
PCA, Análise Discriminatória e Árvore de Classificação e Regressão	Água tratada	Prever as amostras dos reservatórios de rede que teriam problemas, estimando uma possível deterioração gradual da qualidade da água proveniente das estações de tratamento teoricamente esperadas.	Smeti e outros, 2009
PCA	Água do mar	Utilizar a primeira componente principal como Índice de Eutrofização.	Primpas e outros, 2010

## **4 – PARTE EXPERIMENTAL**

### **4.1 - METODOLOGIA**

#### **4.1.1 – Pontos de Coleta**

A determinação da localização dos pontos de coleta foi feita com base no Plano de Trabalho do Programa Monitora considerando-se os usos múltiplos da água, os padrões de uso e ocupação do solo em cada Região de Planejamento e Gestão das Águas (RPGA) e as demandas da sociedade e da representação dos Comitês de Bacias. A partir das informações dos códigos dos pontos de monitoramento de cada RPGA, das coordenadas geográficas dos pontos de coleta e da descrição de sua localização, uma equipe do Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial da Bahia – SENAI/Bahia planejou a logística e o roteiro de campo para realização da coleta sob supervisão de representantes do Instituto de Gestão das Águas e Clima - INGÁ (INGÁ, 2008).

Os pontos de coleta que compõe a rede de amostragem para monitoramento da Bacia do Rio Paraguaçu com suas coordenadas geográficas conferidas em campo e a descrição da localização de cada ponto de amostragem são apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3:** Pontos de amostragem da Bacia do Rio Paraguaçu.

Pontos Amostrados/ coordenadas	Rio/ Município	Localização do ponto de amostragem	Fotografia
PRG-PRG-300  13,00531S 41,38916W	Paraguaçu/ Mucugê	Sob ponte na BA-142, na direção de Barra da Estiva, defronte à captação de água de Mucugê	
PRG-PRG-330  12,84021S 41,32228W	Paraguaçu/ Andaraí	Sob ponte na BA-142, próximo à captação de água de Andaraí, próximo ao local denominado de Toca do Morcego (loja de artesanato de pedras e cristais)	
PRG-UTG-500  12,50473S 41,20741W	Utinga/ Lençóis	Sob ponte na BR-242, próximo ao povoado de São José, 15 km antes do acesso a Lençóis	

<p>PRG-STA-300</p> <p>12,66622S 41,32564W</p>	<p>Santo Antônio/ Lençóis</p>	<p>Na BA-850, a aproximadamente 7 km de Lençóis, estrada de terra à esquerda, na direção do povoado de Remanso, no porto de travessia turística para o Roncador</p>	
<p>PRG-UNA-350</p> <p>13,05805S 41,10974W</p>	<p>Una/ Itaeté</p>	<p>Acesso pela BA-245, estrada de terra que liga o município de Itaeté ao povoado de Colônia</p>	
<p>PRG-PRG-400</p> <p>12,76607S 40,21551W</p>	<p>Paraguaçu/ laçu</p>	<p>Zona urbana de laçu, próximo ao antigo ponto de captação de água da cidade</p>	
<p>PRG-CVI-500</p> <p>12,51394S 39,93392W</p>	<p>Capivari/ Itaberaba</p>	<p>Sob ponte na BA-242, direção de Itaberaba, à montante do Posto São José e à jusante do ponto PRG-PEX-400</p>	

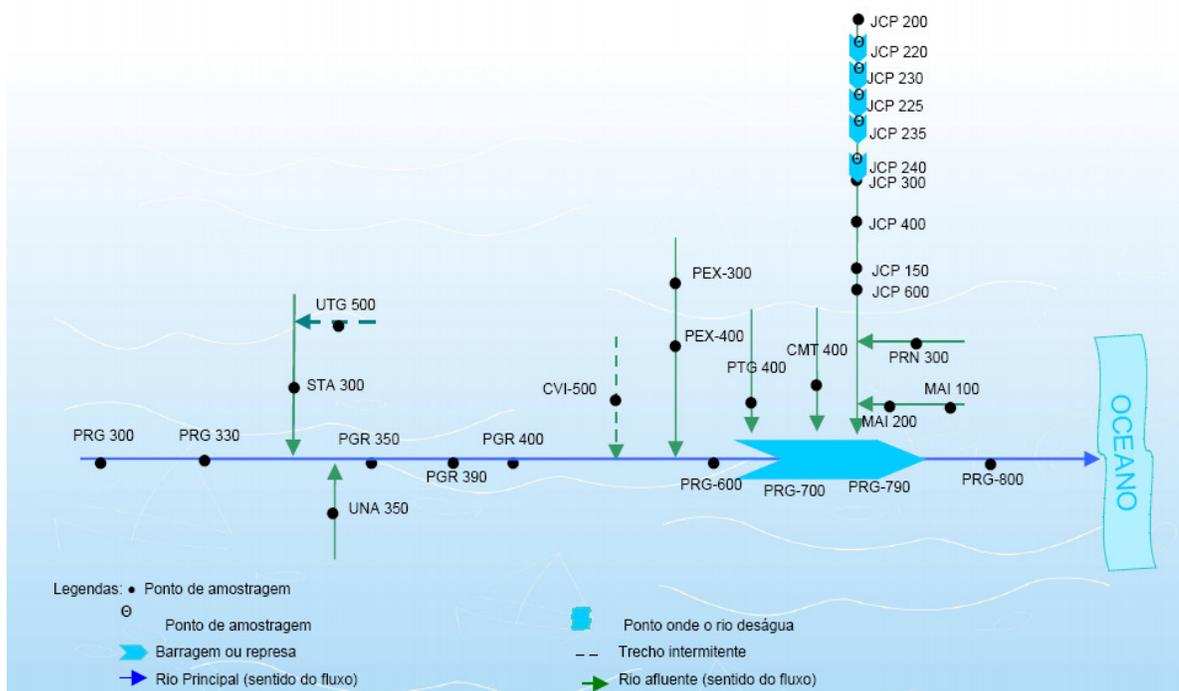
<p>PRG-PEX-300</p> <p>12,09330S 39,88409W</p>	<p>Do Peixe/ Ipirá</p>	<p>Sob ponte na BA-052, à montante de Ipirá e à jusante do povoado de Rio do Peixe</p>	
<p>PRG-PEX-400</p> <p>12,48749S 39,69820W</p>	<p>Do Peixe/ Rafael Jambeiro</p>	<p>Sob ponte na BA-242, no sentido Itaberaba, à jusante da cidade de Rafael Jambeiro</p>	
<p>PRG-PRG-600</p> <p>12,58583S 39,52250W</p>	<p>Paraguaçu/ Rafael Jambeiro</p>	<p>Sob ponte na BR-116, próximo ao entroncamento com a BR-242, após o posto Paraguaçu. Entre os municípios de Rafael Jambeiro e Itatim sentido Sul</p>	
<p>PRG-PTG-400</p> <p>12,18655S 39,49335W</p>	<p>Paratigi/ Ipirá</p>	<p>Sob ponte na Estrada do Feijão, entre Ipirá e Serra Preta, à jusante do povoado de São Roque</p>	

<p>PRG-CMT-400</p> <p>12,32819S 39,30661W</p>	<p>Crumataí/ Ipecaetá</p>	<p>Sob ponte entre Ipecaetá e Santo Estevão</p>	
<p>PRG-JCP-200</p> <p>11,60956S 40,29821W</p>	<p>Jacuípe/ Mairi</p>	<p>Estrada de terra que faz ligação entre as barragens do França e de São José do Jacuípe, depois do distrito de Angico, no povoado de Manguinho</p>	
<p>PRG-JCP-300</p> <p>11,47066S 39,78905W</p>	<p>Jacuípe/ Gavião</p>	<p>Sob ponte na BR-324, à jusante do município de Gavião</p>	
<p>PRG-JCP-400</p> <p>11,80828S 39,38896W</p>	<p>Jacuípe/ Riachão do Jacuípe</p>	<p>Sob ponte na BR-324, à jusante da zona urbana de Riachão do Jacuípe</p>	

<p>PRG-JCP-600</p> <p>12,28564S 39,00107W</p>	<p>Jacuípe/ Feira de Santana</p>	<p>Sob a ponte que cruza o rio Jacuípe, na BR-116, antes do posto policial</p>	
<p>PRG-PRN-300</p> <p>12,27388S 38,99741W</p>	<p>Riacho Principal/ Feira de Santana</p>	<p>Próximo à BR-116, cerca de 200m da confluência com o rio Jacuípe, à montante do ponto PRG-JCP-200</p>	
<p>PRG-MAI-200</p> <p>12,29857S 38,97301W</p>	<p>Riacho do Maia/ São Gonçalo dos Campos</p>	<p>Na zona industrial do município, após o Almojarifado da Coelba, virar à esquerda em estrada de terra, seguir até encontrar uma cancela à esquerda. Cerca de 500m à jusante de lançamento de efluentes</p>	
<p>PRG-PRG-800</p> <p>12,60298S 38,96808W</p>	<p>Paraguaçu/ Cachoeira</p>	<p>Após a ponte D. Pedro II, à jusante da Barragem de Pedra do Cavalo, em frente ao Tiro de Guerra de Cachoeira</p>	

Fonte: INGÁ, 2008.





**Figura 7:** Diagrama unifilar dos pontos monitorados da RPGA do Rio Paraguaçu. Fonte: INGÁ, 2008.

#### 4.1.2 – Amostragem

Amostras simples de água bruta superficial foram coletadas nos pontos de monitoramento, posicionando-se o recipiente contra a corrente, em situação de ambiente lótico; ou criando-se uma corrente artificial, através da movimentação do recipiente no sentido horizontal, em corpo d'água lântico.

As amostras foram coletadas diretamente do corpo hídrico através do uso de recipientes como garrafa de Van Dohr, balde ou bquer e em seguida foram transferidas para os recipientes de coleta identificados, conforme a Figura 8.



**Figura 8:** Transferência da amostra de água do amostrador para o recipiente de coleta. Fonte: INGÁ, 2008.

#### 4.1.3 - Acondicionamento e transporte das amostras

Os recipientes contendo as amostras de água coletadas em cada ponto foram agrupados em um *kit* do correspondente ponto, de acordo com a Figura 9. Em seguida as amostras foram colocadas em caixas térmicas com gelo, a aproximadamente 4°C, como é mostrado na Figura 10.



**Figura 9:** Kit de amostras coletadas. Fonte: INGÁ, 2008.



**Figura 10:** Preservação das amostras durante o transporte. Fonte: INGÁ, 2008.

Após a última coleta do dia, as amostras foram encaminhadas ao terminal rodoviário do município mais próximo e despachadas para Salvador, onde foram recepcionadas pela equipe do SENAI, e em seguida encaminhadas para Área de Metrologia Química e Volumétrica – MQV do SENAI, Unidade Centro de Tecnologia Industrial Pedro Ribeiro - CETIND, em Lauro de Freitas, para serem analisadas. Esse processo foi concluído sempre em período inferior a 24 horas, visto que este é o prazo de vencimento das amostras para a determinação de alguns parâmetros, como o caso de DBO, sólidos totais e turbidez.

#### **4.1.4 – Análises**

As técnicas analíticas utilizadas para caracterização das amostras de água coletadas e seus correspondentes limites de detecção são apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4:** Técnicas analíticas e limites de detecção dos parâmetros estudados.

<b>PARÂMETROS</b>	<b>TÉCNICA ANALÍTICA</b>	<b>LIMITE DE DETECÇÃO</b>	<b>METODOLOGIA ANALÍTICA</b>
<b>Temperatura</b>	Termometria	-	<i>Standard Methods</i> (SM 2550 B)
<b>pH</b>	Potenciometria	-	<i>Standard Methods</i> (SM 4500 H+ B)
<b>Turbidez</b>	Nefelometria	0,64 UNT	<i>Standard Methods</i> (SM 2130 B0)
<b>Sólidos Totais</b>	Gravimetria	10 mg/L	<i>Standard Methods</i> (SM 2540 B)
<b>OD</b>	Amperometria	-	<i>Standard Methods</i> (SM 4500-O G)
<b>Sulfato</b>	Cromatografia iônica	0,002 mg/L	<i>Environment Protection Agency</i> (EPA 300,1)
<b>COT</b>	Combustão com infravermelho	1 mg/L	<i>Standard Methods</i> (SM 5310 D)
<b>DBO<sub>5</sub></b>	Amperometria	1 mg O <sub>2</sub> /L	<i>Standard Methods</i> (SM 5210 B)
<b>DQO</b>	Espectrofotometria de absorção molecular	6 mg O <sub>2</sub> /L	<i>Standard Methods</i> (SM 5220 D)
<b>Nitrato</b>	Cromatografia iônica	0,002 mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	<i>Environment Protection Agency</i> (EPA 300,1)
<b>Amônia</b>	Potenciometria	0,01 mg N-NH <sub>3</sub> /L	<i>Standard Methods</i> (SM 4500NH3 F)
<b>Nitrogênio Total</b>	Espectrofotometria de absorção molecular	0,01 mg-N/L	<i>Standard Methods</i> (SM 4500-N C)
<b>Fósforo Total</b>	Espectrofotometria de absorção molecular	0,023 mg-P/L	<i>Standard Methods</i> (SM 4500 P)
<b>Col. Term.</b>	Membrana filtrante	1 UFC/100 mL	<i>Standard Methods</i> (SM 9222 A,B,D)
<b>Surfactantes</b>	Espectrofotometria de absorção molecular	0,02 mg/L LAS	<i>Standard Methods</i> (SM 5540 C)
<b>Fe</b>	Espectrometria de absorção atômica com chama	0,02 mg/L	<i>Environment Protection Agency</i> (EPA 6010B/3010A)
<b>Mn</b>	Espectrometria de absorção atômica com chama	0,001 mg/L	<i>Environment Protection Agency</i> (EPA 6010B/3010A)
<b>Ba</b>	Espectrometria de absorção atômica com chama	0,005 mg/L	<i>Environment Protection Agency</i> (EPA 335)
<b>Ni</b>	Espectrometria de absorção atômica com chama	0,0002 mg/L	<i>Environment Protection Agency</i> (EPA 6010B/3010A)
<b>Zn</b>	Espectrometria de absorção atômica com chama	0,02 mg/L	<i>Environment Protection Agency</i> (EPA 6010B/3010A)

#### **4.1.4.1 – Temperatura, pH e oxigênio dissolvido**

Os parâmetros temperatura, pH e oxigênio dissolvido são medidos *in situ* através do uso de uma sonda multiparamétrica (modelo 556 MPS da marca YSI), devidamente calibrada. No procedimento, os sensores da sonda foram imersos diretamente no corpo d'água sempre que possível. Nas situações em que não foi possível realizar as medidas diretamente, a amostra foi coletada e os sensores foram imediatamente imersos na mesma. Os sensores foram lavados com água deionizada entre uma medida e outra.

#### **4.1.4.2 - Turbidez**

Para determinação da turbidez realizou-se as medidas diretamente nas amostras utilizando-se turbidímetro (HACH modelo 2100M). No início de cada batelada de análise foi realizada uma análise do branco, ou no mínimo a cada 20 medidas, conservando as mesmas condições de análise. Fez-se adição de padrão utilizando suspensão padrão de Formazina, com Turbidez correspondente a 100 UNT. A cada 20 amostras foi efetuada uma análise em duplicata para evidenciar a precisão do método.

#### **4.1.4.3 - Sólidos Totais**

Para determinação dos sólidos totais, secou-se cada amostra em banho-maria e em seguida colocou-se as mesmas em uma estufa à temperatura de 103 a 105 °C. Depois de 2h, retirou-se as amostras da estufa, transferindo-as para dessecador por 1 hora para, então, pesar-se o cadinho. Repetiu-se o procedimento a partir da secagem na estufa até obtenção de peso constante da amostra. A massa determinada corresponde à diferença entre a massa do cadinho com a amostra e a massa dele vazio. A análise foi acompanhada por um ensaio do branco a cada batelada ou a cada 20 amostras. Assim como um ensaio em duplicata foi realizado a cada batelada ou a cada 20 amostras, utilizando-se um spike de amostra (1.000 mg de NaCl/L), nas mesmas condições do ensaio, para avaliar a exatidão.

#### **4.1.4.4 – Sulfato**

Para determinação de sulfato, utilizou-se a técnica cromatografia iônica, com um cromatógrafo da Metrohm 861 IC.

#### **4.1.4.5 – Carbono Orgânico Total**

Para determinação de carbono orgânico total, a amostra foi acidificada, expurgada para remover o carbono inorgânico, e em seguida oxidada com persulfato em mufla à temperatura de 116-130 °C. O dióxido de carbono resultante foi medido através de espectrometria infravermelha não dispersiva.

#### **4.1.4.6 – Demanda Bioquímica de Oxigênio**

Realizou-se a medida do OD inicial inserindo a sonda no recipiente contendo a amostra. Em seguida, colocou-se as amostras em incubadora por 5 dias a temperatura de  $(20 \pm 1)$  °C. Por fim, efetuou-se a leitura do OD final a temperatura de  $(20 \pm 3)$  °C. Realizou-se um ensaio do branco a cada batelada ou a cada 20 amostras.

#### **4.1.4.7 – Demanda Química de Oxigênio**

Para determinação da DQO, acrescentou-se a cada amostra em tubos de vidro solução de digestão composta por dicromato de potássio, sulfato de mercúrio e ácido sulfúrico concentrado. Adicionou-se solução ácida em cada tubo, composta por sulfato de prata dissolvido em ácido sulfúrico concentrado. Levou-se os tubos para bloco digestor e aguardou-se até que a temperatura atingisse  $(150 \pm 2)$  °C por 120 minutos. Decorrido esse tempo, retirou-se os tubos do bloco e aguardou-se atingir a temperatura ambiente. Realizou-se as leituras em um espectrofotômetro de absorção molecular (HACH modelo DR 2010) para determinação da DQO em mg/L em 600 nm. As medidas foram realizadas em duplicata e utilizou-se um branco preparado com água destilada.

#### **4.1.4.8 - Amônia**

Para determinação de amônia, utilizou-se um potenciômetro (HANNA, modelo HI 4212) com auxílio de soluções-padrão para construir e aferir a curva de calibração. Neutralizou-se as amostras, quando as mesmas estavam com conservante ácido, e adicionou-se ISA, solução reagente que contém hidróxido de sódio ou hidróxido de potássio e EDTA. Realizou-se as medidas diretamente nos padrões e nas amostras sob agitação moderada através da imersão do eletrodo combinado. A cada vinte amostras medidas, utilizou-se uma replicata como matriz fortificada.

#### **4.1.4.9 - Nitrito e Nitrato**

Para determinação de nitrito e de nitrato, utilizou-se a técnica cromatografia iônica com um cromatógrafo da METROHM, modelo 761, compact IC.

#### **4.1.4.10 - Nitrogênio total**

Para determinação do nitrogênio total, realizou-se um tratamento prévio das amostras através do método de digestão alcalina com persulfato. Assim, todas as formas de nitrogênio foram oxidadas para a forma de nitrato. O metabissulfato de sódio foi adicionado após a digestão para eliminar interferências de haletos. O nitrato então reagiu com o ácido cromotrópico em condições fortemente ácidas para formar um complexo amarelo com absorvância máxima em 410 nm. A cada batelada de análises ou a cada 20 amostras foi efetuado um ensaio do branco. Da mesma forma foram realizados ensaios em duplicata utilizando um spike de amostra (10 mg N Total/L de amostra). O teor de Nitrogênio Total foi calculado com base em uma curva de calibração linear com zero forçado.

#### **4.1.4.11 - Fósforo total**

Para determinação do fósforo total, fez-se uma digestão prévia das amostras com uma mistura de ácido sulfúrico com ácido nítrico sob aquecimento para converter todo o fósforo presente na amostra em ortofosfato solúvel. Em seguida, realizou-se a determinação espectrofotométrica do fósforo total, reagindo o ortofosfato com molibdato de amônio e antimônio tartarato de potássio em meio ácido, formando um complexo fosfomolibdico

incolor que, após sua redução com ácido ascórbico, apresentou coloração azul. A intensidade dessa coloração é proporcional à concentração de ortofosfato presente na solução, a qual foi determinada por espectrofotometria de absorção molecular com medidas de absorvância em 690 nm, utilizando um espectrofotômetro de absorção molecular (HACH, modelo DR 2500). As análises das amostras foram acompanhadas por análise do branco no início de cada batelada ou no mínimo a cada 20 leituras. A exatidão do método foi testada através de análise de duplicata com adição padrão.

#### **4.1.4.12 - Surfactantes**

Os surfactantes aniônicos reagem com o azul de metileno formando um par iônico solúvel em clorofórmio. A intensidade da coloração do par iônico na fase orgânica é proporcional à concentração, conforme a Lei de Beer. Dessa forma, adicionou-se à amostra uma solução de ácido sulfúrico e dihidrogenofosfato de sódio para eliminar as interferências de alguns ânions, como cloretos, nitratos e sulfatos, que reagem paralelamente com o azul de metileno. Adicionou-se, então, solução complexante que contém o azul de metileno, agitou-se e deixou-se a amostra em repouso por 20 minutos a 20 °C para favorecer a melhor separação das fases e a eliminação de micelas que provocam desvios na leitura das amostras que é feita em espectrofotômetro de absorção molecular com comprimento de onda correspondente a 652 nm. Em virtude do equilíbrio existente entre as formas ácidas e salinas dos surfactantes aniônicos, o pH da amostra deve estar entre 5 e 9.

#### **4.1.4.13 - Coliformes Termotolerantes**

Para determinação de coliformes termotolerantes, as amostras foram filtradas através de membrana com porosidade de 0,45 micrômetros e diâmetro de 47 mm. A membrana contendo bactérias retidas na sua superfície foi transferida para uma placa de Petri, contendo o meio de cultura seletivo para o crescimento das colônias. A partir da contagem destas colônias foi calculada a densidade de coliformes presentes na amostra. A cada batelada ou a cada 20 amostras foram efetuadas duplicatas. A densidade de coliformes foi expressa como Número de Colônias de Coliformes/100 mL.

#### **4.1.5 - Análise Exploratória de Dados**

Inicialmente, os dados das análises das amostras de água foram levantados e organizados em uma planilha eletrônica do programa Excel. Foram 55 amostras e 20 variáveis, formando uma matriz 55 x 20. Depois foi aplicado o Programa Statistica 6.0, que pré-processou os dados originais por auto-escalamento. Em seguida, foi aplicado o algoritmo PCA e determinou-se a quantidade satisfatória de componentes principais através dos valores da variância, a distribuição dos pontos de amostragem num espaço bidimensional em função dos escores e, finalmente, as variáveis que mais contribuíram significativamente com cada PC em função dos pesos. Por fim, aplicou-se o algoritmo HCA, em que foi utilizado o Método de Ward para calcular a distância entre os pontos em um espaço multidimensional, obtendo-se um dendograma, que possibilitou a organização dos pontos de amostragem em grupos de acordo com as distâncias euclidianas entre os mesmos.

## 5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados referentes às análises das amostras correspondentes a cada ponto de coleta na Tabela 3 da Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu estão apresentados na Tabela 5. Estes dados são das segunda e quarta campanhas de 2008 e da segunda de 2009 do Programa Monitora do INGÁ – Instituto de Gestão das Águas e Clima. Essas campanhas foram escolhidas por possuírem um maior número de parâmetros determinados, sendo selecionados aqueles comuns às três campanhas. Foram utilizadas 55 amostras e 20 variáveis, formando uma matriz de dados 55 x 20. Os valores em verde correspondem àqueles abaixo do limite de detecção do respectivo método que substituíram a referência ND (não detectado), os azuis correspondem aos valores abaixo do limite de quantificação do método e os vermelhos correspondem aos valores em não conformidade em relação à Resolução 357/05 do CONAMA.

As unidades de todas as variáveis na Tabela 5 são em mg/L, exceto pH, turbidez (UNT) e coliformes termotolerantes (Nº de células/100 mL).

**Tabela 5:** Resultados das Análises de Água da RPGA do Rio Paraguaçu.

	1 Temperatura	2 pH	3 Turbidez	4 Sólidos totais	5 OD	6 Sulfato	7 COT	8 DBO	9 DQO	10 Nitrato
PRG-300/MAI08	23	8,9	2,00	32	9,4	1,000	31	<1	<6	0,026
PRG-300/NOV08	29	6,8	9,00	39	5,5	1,350	6	2	35	<0,002
PRG-300/JUN09	21	4,5	1,70	54	4,6	0,126	27	2	57	0,009
PRG-330/MAI08	24	5,3	2,70	18	9,0	0,600	18	<1	<6	0,116
PRG-330/NOV08	27	7,4	1,60	28	5,4	0,258	<1	2	15	0,108
PRG-330/JUN09	26	4,3	5,80	71	5,5	0,233	23	<1	20	0,129
UTG-500/MAI08	24	8,2	4,10	137	9,8	3,100	5	<1	<6	0,034
UTG-500/NOV08	28	7,9	2,10	145	5,0	15,90	<1	<1	12	0,057
UTG-500/JUN09	24	7,3	3,00	217	4,8	1,940	11	3	37	0,033
STA-300/MAI08	26	7,1	4,10	115	6,7	2,200	9	<1	<6	0,028
STA-300/NOV08	29	7,5	9,50	229	2,9	7,230	6	<1	10	0,106
STA-300/JUN09	24	6,1	3,70	653	0,2	1,440	11	1	25	0,012
UNA-350/MAI08	24	5,2	3,00	30	8,8	0,400	25	<1	<6	0,057
UNA-350/NOV08	25	7,3	6,30	91	2,2	0,691	8	4	86	0,012
UNA-350/JUN09	24	4,2	6,60	52	4,8	0,277	26	2	33	0,010
PRG-400/MAI08	26	7,8	6,70	43	9,5	1,200	19	<1	<6	0,160
PRG-400/NOV08	24	7,8	1,10	88	5,5	1,560	19	<1	26	0,020
PRG-400/JUN09	28	6,8	4,40	63	4,6	1,240	13	2	39	0,111
CVI-500/MAI08	28	8,6	5,90	5320	11,8	149,0	124	1	6	0,032
CVI-500/NOV08	33	5,1	35,1	29400	10,4	569,0	61	<1	132	0,509
CVI-500/JUN09	25	7,9	7,30	2800	5,9	62,10	14	3	44	0,567
PEX-300/MAI08	28	8,8	19,5	5800	10,4	271,0	20	27	82	0,216
PEX-300/NOV08	28	8,9	592	44300	11,6	1080	368	40	490	1,420
PEX-300/JUN09	31	8,2	15,3	6090	10,5	161,0	14	5	77	1,730
PEX-400/MAI08	27	8,4	10,0	4440	12,7	279,0	18	21	68	0,207
PEX-400/NOV08	35	8,5	7,50	7160	11,0	635,0	17	<1	24	0,374
PEX-400/JUN09	26	7,9	2,00	2810	7,6	70,30	11	2	34	0,618
PRG-600/MAI08	28	8,0	25,8	26	8,7	1,300	19	<1	<6	0,132

**Tabela 5:** Resultados das Análises de Água da RPGA do Rio Paraguaçu (continuação).

	1 Temperatura	2 pH	3 Turbidez	4 Sólidos totais	5 OD	6 Sulfato	7 COT	8 DBO	9 DQO	10 Nitrato
PRG-600/NOV08	32	8,6	2,70	87	6,5	1,640	18	<1	31	0,015
PRG-600/JUN09	26	6,7	5,20	66	4,4	1,060	16	1	27	0,084
PTG-400/MAI08	30	8,5	16,0	13900	15,0	1080	73	9	15	0,194
PTG-400/NOV08	32	8,5	9,80	32400	7,6	1646	18	<1	89	1,080
PTG-400/JUN09	28	8,0	7,30	3770	6,9	158,0	10	5	58	0,589
CMT-400/MAI08	29	9,0	17,3	2800	13,9	37,80	69	13	33	0,245
CMT-400/NOV08	33	8,8	18,7	4070	7,6	30,30	32	4	135	0,616
CMT-400/JUN09	26	8,4	9,50	2140	3,4	28,70	18	4	56	0,243
JCP-200/MAI08	24	6,7	3,60	474	4,3	3,800	33	14	45	0,021
JCP-200/NOV08	23	7,3	1,30	432	5,2	3,550	20	<1	52	0,038
JCP-200/JUN09	24	6,1	1,60	514	0,9	5,940	14	2	20	0,007
JCP-300/MAI08	26	7,7	1,40	1550	8,2	12,70	50	4	20	0,073
JCP-300/NOV08	31	7,4	41,1	2635	3,4	16,90	18	<1	92	0,149
JCP-300/JUN09	28	7,1	5,70	1540	3,7	26,00	16	1	23	0,011
JCP-400/MAI08	28	8,8	24,8	1670	13,3	25,80	12	11	35	0,067
JCP-400/NOV08	32	9,3	47,3	2010	8,9	28,30	19	24	169	0,624
JCP-400/JUN09	27	7,5	34,4	1010	3,7	30,60	12	4	46	0,107
JCP-600/MAI08	27	7,2	12,1	280	6,4	9,300	16	<1	<6	0,388
JCP-600/NOV08	36	8,3	34,5	347	8,0	140,0	17	<1	62	0,203
PRN-300/MAI08	27	8,0	15,5	438	7,7	24,00	32	7	18	0,136
PRN-300/NOV08	44	7,8	16,2	622	3,1	26,60	20	12	123	0,118
PRN-300/JUN09	30	7,6	35,5	744	0,0	48,80	21	51	172	0,011
MAI-200/MAI08	26	8,3	27,1	844	6,1	116,0	62	5	20	0,906
MAI-200/NOV08	31	8,0	45,2	980	2,3	89,20	4	9	170	0,155
PRG-800/MAI08	26	7,3	1,90	194	6,7	7,100	20	<1	<6	0,174
PRG-800/NOV08	28	7,3	2,20	286	4,3	6,980	3	<1	16	0,088

**Tabela 5:** Resultados das Análises de Água da RPGA do Rio Paraguaçu (continuação).

	11 Amônia	12 N total	13 P total	14 Col. Term.	15 Surfactantes	16 Fe	17 Mn	18 Ba	19 Ni	20 Zn
PRG-300/MAI08	0,04	<0,01	<0,023	<1	0,04	0,12	<0,001	<0,005	0,0045	0,05
PRG-300/NOV08	0,03	<0,01	<0,023	10	0,14	0,24	0,003	<0,005	0,0070	<0,02
PRG-300/JUN09	0,02	1,10	<0,023	1	<0,02	<0,02	<0,001	<0,005	<0,0002	0,04
PRG-330/MAI08	<0,01	<0,01	<0,023	1	0,03	0,23	<0,001	<0,005	0,0053	0,04
PRG-330/NOV08	0,01	<0,01	<0,023	<1	<0,02	0,15	<0,001	<0,005	0,0060	<0,02
PRG-330/JUN09	0,02	1,10	<0,023	17	<0,02	0,12	<0,001	<0,005	<0,0002	0,04
UTG-500/MAI08	<0,01	5,00	<0,023	150	0,12	0,35	0,004	0,206	0,0140	0,05
UTG-500/NOV08	0,02	<0,01	<0,023	27	<0,02	0,15	0,011	0,140	0,0100	<0,02
UTG-500/JUN09	<0,01	0,40	<0,023	190	<0,02	0,29	0,003	0,115	0,0090	0,03
STA-300/MAI08	<0,01	6,00	<0,023	38	0,03	0,41	0,003	0,063	0,0129	0,04
STA-300/NOV08	0,91	<0,01	<0,023	9	<0,02	0,09	0,007	0,157	0,0080	<0,02
STA-300/JUN09	<0,01	0,70	<0,023	3200	<0,02	0,24	0,002	0,055	0,0060	0,04
UNA-350/MAI08	0,03	<0,01	<0,023	520	<0,02	0,59	0,010	<0,005	0,0579	0,06
UNA-350/NOV08	0,11	2,00	0,045	340	0,12	0,55	0,013	0,010	<0,0002	<0,02
UNA-350/JUN09	0,02	0,80	0,044	160	<0,02	0,11	<0,001	<0,005	<0,0002	0,04
PRG-400/MAI08	<0,01	4,00	<0,023	460	0,06	0,99	0,011	0,007	0,0058	0,05
PRG-400/NOV08	0,04	1,00	<0,023	15	<0,02	0,05	0,012	0,026	<0,0002	<0,02
PRG-400/JUN09	0,13	0,90	0,055	560	<0,02	0,40	0,009	0,017	<0,0002	0,04
CVI-500/MAI08	0,24	13,0	0,032	6	0,13	0,17	0,165	0,391	0,0155	0,08
CVI-500/NOV08	0,04	<0,01	0,082	3	0,13	0,19	0,781	1,750	0,0150	<0,02
CVI-500/JUN09	<0,01	1,50	0,057	53	<0,02	<0,02	0,363	0,325	0,0070	0,04
PEX-300/MAI08	0,26	2,00	0,103	300	0,04	0,56	0,336	0,410	0,0165	0,07
PEX-300/NOV08	<0,01	35,0	1,000	73	0,02	0,51	4,490	1,820	0,0210	<0,02
PEX-300/JUN09	0,13	1,90	0,139	29	0,03	<0,02	0,774	0,518	0,0110	<0,02
PEX-400/MAI08	0,47	2,00	0,475	150	0,03	0,22	0,449	0,393	0,0320	0,07
PEX-400/NOV08	0,03	<0,01	0,476	8	0,03	<0,02	0,642	0,536	0,0230	<0,02
PEX-400/JUN09	0,03	1,30	0,202	1	<0,02	<0,02	0,214	0,319	0,0160	0,04
PRG-600/MAI08	0,04	2,00	0,062	140	0,03	1,61	0,039	0,019	0,0106	0,10

**Tabela 5:** Resultados das Análises de Água da RPGA do Rio Paraguaçu (continuação).

	11 Amônia	12 N total	13 P total	14 Col. Term.	15 Surfactantes	16 Fe	17 Mn	18 Ba	19 Ni	20 Zn
PRG-600/NOV08	<0,01	<0,01	<0,023	18	<0,02	0,04	0,016	0,018	<0,0002	<0,02
PRG-600/JUN09	<0,01	1,30	<0,023	10	<0,02	0,51	0,010	0,020	0,0030	0,04
PTG-400/MAI08	0,19	2,00	0,204	440	0,05	0,54	0,537	0,489	0,0313	0,08
PTG-400/NOV08	0,03	2,00	0,159	10	0,09	<0,02	0,886	0,419	0,0090	<0,02
PTG-400/JUN09	0,03	1,30	0,132	59	0,05	<0,02	0,367	0,269	0,0160	<0,02
CMT-400/MAI08	1,16	3,00	0,469	140000	0,06	0,16	0,173	0,457	0,0255	0,09
CMT-400/NOV08	0,06	<0,01	0,316	110	0,11	<0,02	0,256	0,486	0,0150	<0,02
CMT-400/JUN09	0,02	1,90	0,074	38	<0,02	<0,02	0,118	0,577	0,0190	0,04
JCP-200/MAI08	<0,01	2,00	<0,023	180	0,03	0,18	0,025	0,080	0,0121	0,08
JCP-200/NOV08	0,03	1,00	<0,023	130	0,03	0,27	0,064	0,062	0,0030	<0,02
JCP-200/JUN09	<0,01	0,50	<0,023	120	0,03	0,03	0,016	0,095	0,0060	<0,02
JCP-300/MAI08	0,03	6,00	0,114	73	0,11	<0,02	0,021	0,303	0,0073	0,06
JCP-300/NOV08	0,03	<0,01	0,097	11000	<0,02	0,34	0,968	0,421	0,0160	<0,02
JCP-300/JUN09	0,02	1,30	0,056	110	0,02	<0,02	0,183	0,293	0,0100	<0,02
JCP-400/MAI08	0,04	5,00	0,557	240000	0,06	0,49	0,375	0,289	0,0141	0,06
JCP-400/NOV08	4,04	8,00	1,280	3000	0,05	0,32	0,321	0,228	0,0070	<0,02
JCP-400/JUN09	0,08	4,00	0,215	2800	0,06	<0,02	0,274	0,188	0,0140	<0,02
JCP-600/MAI08	0,05	3,00	0,352	5200	0,03	0,38	0,043	0,083	0,0104	0,07
JCP-600/NOV08	0,33	2,00	0,667	1100	<0,02	0,10	0,045	0,090	0,0060	<0,02
PRN-300/MAI08	18,0	29,0	4,860	300000	0,18	0,38	0,100	0,297	0,0331	0,07
PRN-300/NOV08	13,5	24,0	5,080	540000	1,35	0,08	0,083	0,362	0,0270	<0,02
PRN-300/JUN09	37,3	44,0	2,020	2900000	0,35	0,10	0,120	0,278	0,0310	0,06
MAI-200/MAI08	29,0	37,0	4,590	3400000	0,24	0,62	0,038	0,262	0,0375	0,11
MAI-200/NOV08	2,37	5,00	2,400	45000	0,04	0,55	0,060	0,258	0,0210	0,06
PRG-800/MAI08	0,02	2,00	0,117	1600	0,06	0,11	0,048	0,057	0,0091	0,06
PRG-800/NOV08	0,08	<0,01	0,114	580	<0,02	<0,02	0,019	0,049	0,0050	<0,02
PRG-800/JUN09	0,03	1,70	0,062	860	<0,02	<0,02	0,015	0,064	0,0040	<0,02

Fonte: INGÁ, 2008 e 2009.

Os critérios para avaliação dos resultados obtidos foram os padrões para água doce, classe 2, segundo a Resolução 357/05 do CONAMA, mesmo para aqueles corpos hídricos não enquadrados.

### **Análise de Componentes Principais - PCA**

Aplicou-se a PCA, com os dados pré-processados por auto-escalamento, constatando-se que as quatro primeiras componentes principais foram suficientes para descrever o sistema em estudo com variância total acumulada de 74,72%, pois estas componentes principais apresentaram autovalor maior que 1, conforme Tabela 6.

**Tabela 6:** Autovalores e variâncias das componentes principais do sistema.

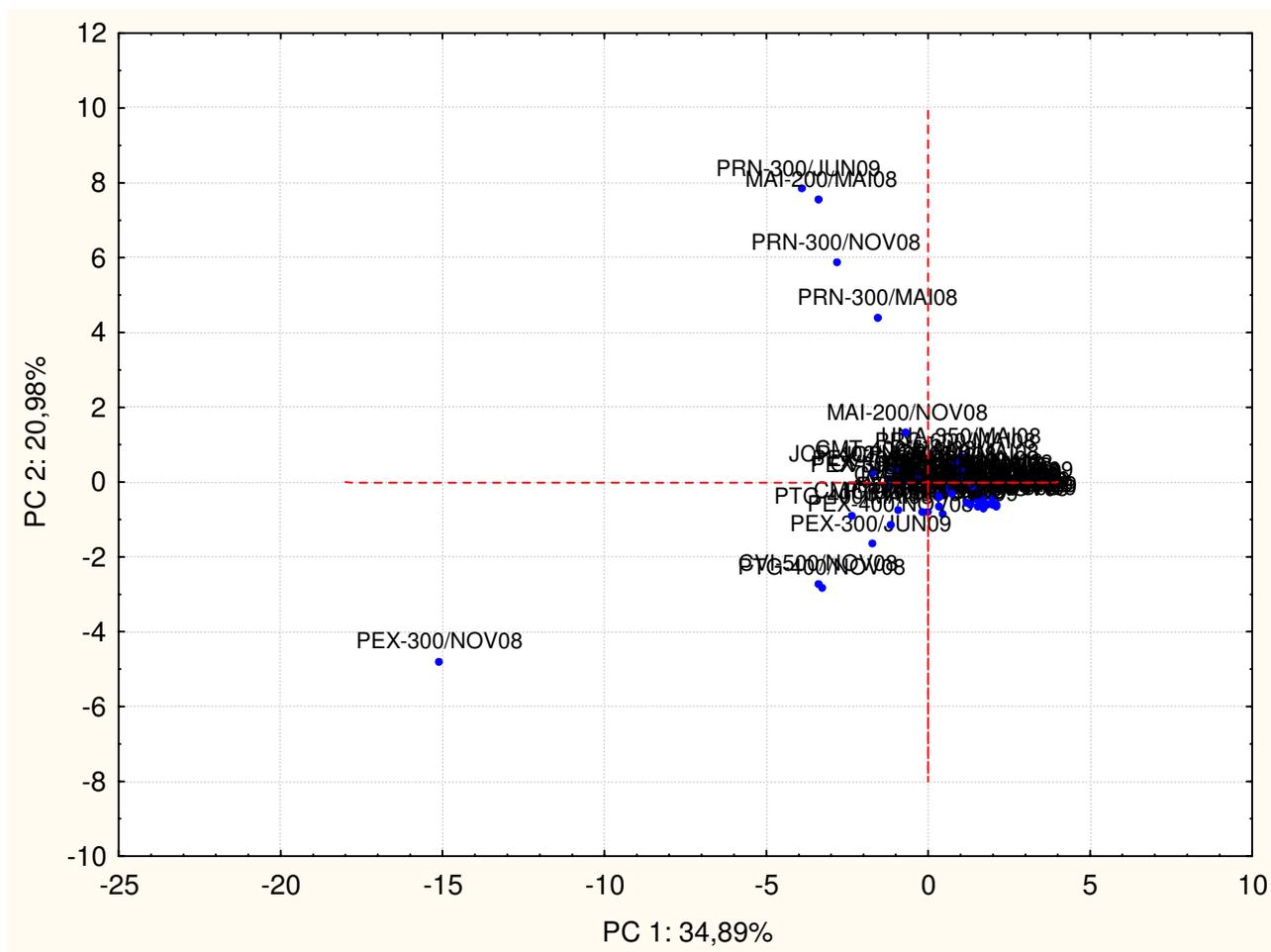
<b>Componentes Principais</b>	<b>Autovalor</b>	<b>% Variância Total</b>	<b>Autovalor acumulado</b>	<b>% Variância Total Acumulada</b>
1	6,98	34,89	6,98	<b>34,89</b>
2	4,20	20,98	11,17	<b>55,87</b>
3	2,08	10,40	13,25	<b>66,27</b>
4	1,69	8,45	14,94	<b>74,72</b>
5	0,98	4,89	15,92	79,61
6	0,90	4,52	16,83	84,13
7	0,68	3,42	17,51	87,54
8	0,56	2,82	18,07	90,36
9	0,47	2,34	18,54	92,70
10	0,37	1,86	18,91	94,57
11	0,29	1,44	19,20	96,00
12	0,23	1,17	19,43	97,17
13	0,19	0,97	19,63	98,14
14	0,18	0,92	19,81	99,06
15	0,07	0,36	19,88	99,42
16	0,05	0,27	19,94	99,69
17	0,02	0,11	19,96	99,80
18	0,02	0,10	19,98	99,90
19	0,01	0,06	19,99	99,96
20	0,01	0,04	20,00	100,00

Os pesos das variáveis utilizadas em relação às quatro primeiras componentes principais estão mostrados na Tabela 7, com valores significativos maiores que 0,600.

**Tabela 7:** Pesos das variáveis em relação às quatro primeiras componentes principais

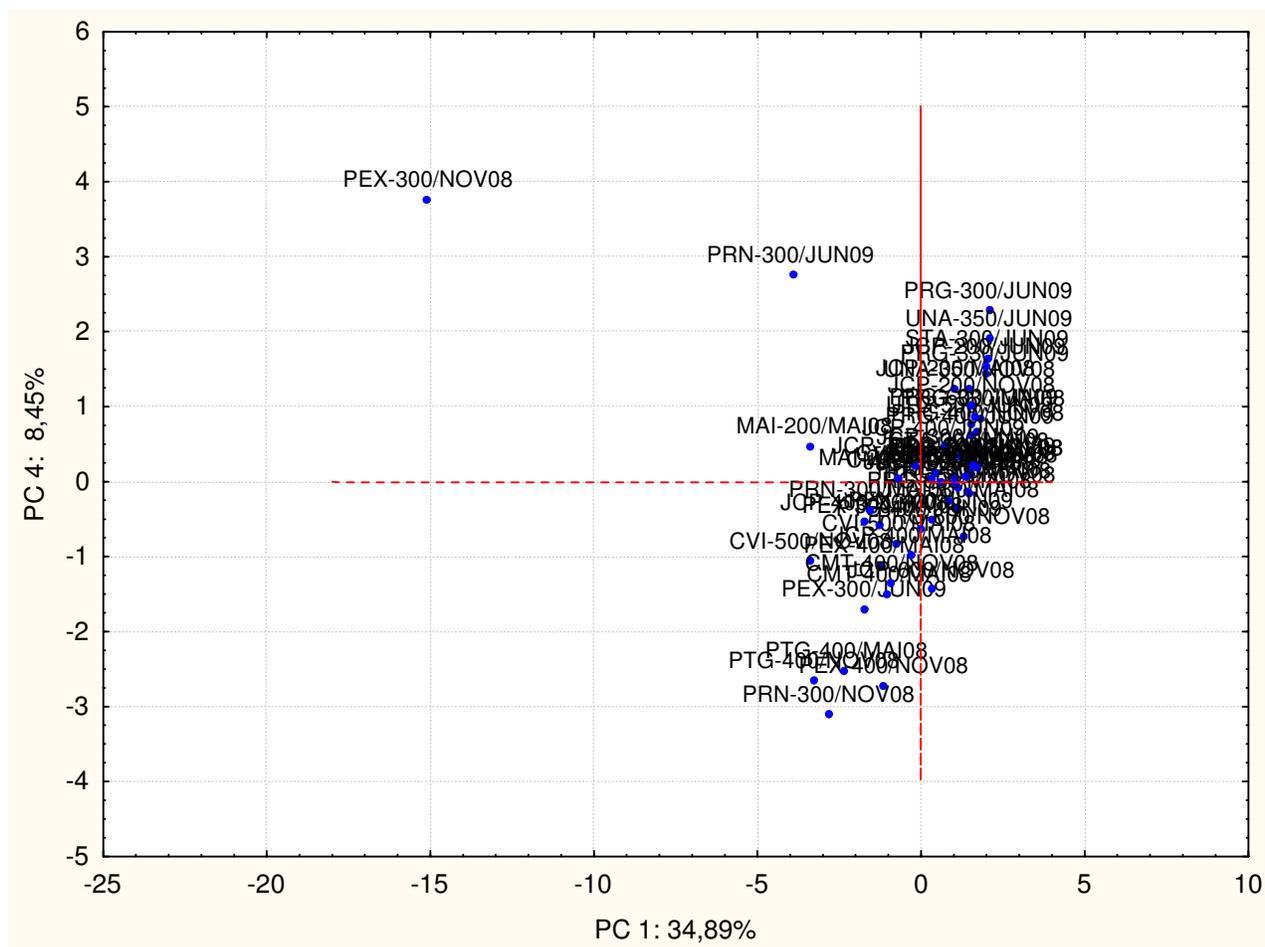
VARIÁVEIS	PC1	PC2	PC3	PC4
Temperatura	-0,380	0,165	0,465	<b>-0,646</b>
pH	-0,396	0,077	-0,155	-0,484
Turbidez	<b>-0,834</b>	-0,272	-0,003	0,365
Sólidos totais	<b>-0,804</b>	-0,448	0,037	-0,068
OD	-0,358	-0,285	-0,582	-0,499
Sulfato	<b>-0,646</b>	-0,352	-0,038	-0,301
COT	<b>-0,820</b>	-0,244	-0,164	0,279
DBO	<b>-0,675</b>	0,300	-0,021	0,244
DQO	<b>-0,850</b>	-0,138	0,253	0,258
Nitrato	<b>-0,659</b>	-0,219	0,054	-0,189
Amônia	-0,325	<b>0,885</b>	0,074	0,129
N total	<b>-0,668</b>	<b>0,661</b>	0,017	0,230
P total	-0,398	<b>0,768</b>	0,146	-0,149
Col. Term.	-0,293	<b>0,800</b>	-0,036	0,175
Surfactantes	-0,238	0,589	0,434	-0,293
Fe	-0,113	0,139	<b>-0,649</b>	0,070
Mn	<b>-0,872</b>	-0,403	0,022	0,169
Ba	<b>-0,820</b>	-0,276	0,066	-0,099
Ni	-0,449	0,462	-0,329	-0,261
Zn	-0,062	0,447	<b>-0,808</b>	-0,033

Os valores dos escores dos pontos de amostragem distribuídos nas Figuras 11, 12 e 13 indicam que o ponto PEX-300/NOV08 é uma amostra atípica (*outlier*) em relação a PC1; os pontos PRN-300/MAI08, PRN-300/NOV08, PRN-300/JUN09, MAI-200/MAI08 e PEX-300/NOV08 são amostras atípicas (*outliers*) em relação a PC2; os pontos PRN-300/NOV08 e PRG-600/MAI08 são amostras atípicas (*outliers*) em relação a PC3 e os pontos PEX-300/NOV08, PRN-300/NOV08, PEX-400/NOV08, PTG-400/MAI08 e PTG-400/NOV08 são amostras atípicas (*outliers*) em relação a PC4.



**Figura 11:** Distribuição dos pontos de amostragem de acordo com os escores no plano PC1 x PC2.





**Figura 13:** Distribuição dos pontos de amostragem de acordo com os escores no plano PC1 x PC4.

O ponto de amostragem PEX-300/NOV08 tem um comportamento bastante diferenciado dos demais, principalmente em relação a PC1, conforme pode ser observado nas Figuras 11, 12 e 13. Os parâmetros que influenciaram nesse comportamento foram Mn, DQO, turbidez, Ba, COT, Sólidos totais, DBO, N total, nitrato e sulfato, de acordo com os maiores valores dos pesos em relação a PC1, como consta na Tabela 7. Com exceção do nitrato, como mostra a Tabela 5, estes parâmetros apresentam valores de concentração maiores do que os de referência estabelecidos pela Resolução 357/05 do CONAMA, conforme a Tabela 1.

Esse comportamento atípico foi bastante acentuado para a amostra PEX-300/NOV08, devido ao ambiente do rio nesse trecho ser lântico e está quase seco no período da coleta, conforme relatório de monitoramento da qualidade das águas de 2008 do INGÁ (INGÁ,

2008). Logo, esse comportamento fez com que o referido ponto amostral fosse excluído da matriz original.

Considerando os pontos remanescentes (matriz de dados 54 x 20), constatou-se que as cinco primeiras componentes principais foram suficientes para descrever o sistema obtido com variância acumulada de 74,79%, pois estas componentes apresentaram autovalor maior que 1, conforme Tabela 8.

**Tabela 8:** Autovalores e variâncias das componentes principais do sistema.

<b>Componentes Principais</b>	<b>Autovalor</b>	<b>% Variância Total</b>	<b>Autovalor acumulado</b>	<b>% Variância Total Acumulada</b>
1	5,76	28,78	5,76	<b>28,78</b>
2	4,13	20,65	9,88	<b>49,42</b>
3	2,48	12,41	12,37	<b>61,84</b>
4	1,38	6,91	13,75	<b>68,75</b>
5	1,21	6,04	14,96	<b>74,79</b>
6	1,00	5,00	15,96	79,80
7	0,89	4,45	16,85	84,24
8	0,68	3,41	17,53	87,65
9	0,61	3,05	18,14	90,70
10	0,42	2,11	18,56	92,81
11	0,30	1,50	18,86	94,31
12	0,30	1,48	19,16	95,79
13	0,23	1,16	19,39	96,95
14	0,20	1,01	19,59	97,96
15	0,17	0,83	19,76	98,79
16	0,10	0,52	19,86	99,31
17	0,07	0,35	19,93	99,66
18	0,04	0,18	19,97	99,84
19	0,02	0,11	19,99	99,95
20	0,01	0,05	20,00	100,00

Os pesos das variáveis utilizadas em relação a cada PC são mostrados na Tabela 9. Como a PC4 e PC5 não apresentaram variáveis com peso superior a 0,600, foram consideradas apenas as três primeiras componentes principais.

**Tabela 9:** Pesos das variáveis em relação às cinco primeiras componentes principais

VARIÁVEIS	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5
Temperatura	-0,584	-0,307	0,398	0,102	-0,512
pH	-0,400	-0,173	-0,139	0,410	-0,380
Turbidez	<b>-0,666</b>	-0,106	0,155	0,525	0,146
Sólidos totais	-0,365	<b>-0,797</b>	-0,039	-0,265	0,178
OD	-0,173	-0,493	<b>-0,659</b>	0,131	-0,266
Sulfato	-0,346	<b>-0,698</b>	-0,130	-0,231	0,082
COT	-0,362	-0,148	-0,592	-0,341	-0,064
DBO	<b>-0,633</b>	0,241	0,081	0,296	0,290
DQO	<b>-0,605</b>	-0,169	0,542	0,306	0,213
Nitrato	-0,402	-0,505	0,049	-0,039	0,122
Amônia	<b>-0,756</b>	0,554	0,052	-0,174	0,191
N total	<b>-0,774</b>	0,547	-0,031	-0,189	0,051
P total	<b>-0,732</b>	0,426	0,091	-0,129	-0,283
Col. Term.	<b>-0,674</b>	0,507	-0,056	-0,186	0,304
Surfactantes	-0,556	0,268	0,315	-0,259	-0,525
Fe	-0,084	0,205	-0,508	0,519	-0,032
Mn	-0,427	<b>-0,788</b>	0,061	0,057	0,141
Ba	-0,539	<b>-0,622</b>	0,001	-0,144	0,075
Ni	<b>-0,644</b>	0,086	-0,360	-0,049	-0,068
Zn	-0,322	0,302	<b>-0,817</b>	0,098	0,074

Os pontos remanescentes apresentaram uma distribuição em relação aos escores de acordo com as Figuras 14, 15 e 16.





- Em relação a PC1:

Os parâmetros amônia e nitrogênio total justificam o odor desagradável, considerando o fato do teor de nitrogênio total corresponder praticamente às concentrações da amônia e do nitrogênio orgânico, com valores acima do valor máximo permitido, conforme Tabelas 1 e 5. Esta característica é provavelmente provocada pelo lançamento de efluentes industriais e restos de materiais biológicos no ponto MAI-200 e pelo lançamento de efluentes domésticos da Estação de Tratamento de Efluentes – ETE do município de Feira de Santana, além de dejetos e restos de animais encontrados no local do ponto PRN-300, segundo relatório de monitoramento da qualidade das águas de 2008 e 2009 do INGÁ.

Os parâmetros amônia e nitrogênio orgânico desses pontos caracterizam uma zona de degradação e decomposição ativa de matéria orgânica, além de indicarem a proximidade do ponto de amostragem com o ponto de lançamento dos efluentes à montante, já que se trata de um ambiente lótico.

Além dos parâmetros da série nitrogenada, a contribuição do fósforo total, com concentração acima do valor regulamentado, conforme as Tabelas 1 e 5, pode justificar a presença de vegetação na superfície do Riacho do Maia próximo ao ponto de amostragem (MAI-200) como consequência do processo de eutrofização, provavelmente devido aos lançamentos de efluentes industriais, além de dejetos e restos de animais, como consta no relatório de 2008 do INGÁ. Situação semelhante ocorre no Riacho Principal, em que estes mesmos parâmetros podem justificar as causas da coloração marrom com tonalidade escura próximo ao ponto de amostragem (PRN-300) devido a uma possível contribuição do processo de eutrofização, pois este parâmetro se encontra com valores muito acima do valor máximo permitido, conforme Tabelas 1 e 5, levando em conta que esse ponto fica à jusante do ponto de lançamento da ETE da cidade de Feira de Santana, conforme os relatórios de 2008 e 2009 do INGÁ.

A presença de coliformes termotolerantes no ponto MAI-200 pode indicar contaminação por dejetos de animais, uma vez que no relatório de 2008 do INGÁ é mencionada a existência de pastagens próximas às margens do Riacho do Maia. Deve-se considerar também a possibilidade de lançamento de esgotos sanitários clandestinos, pois o

valor da concentração desse parâmetro foi muito acima do valor de referência, conforme Tabelas 1 e 5.

Em relação ao ponto PRN-300, o parâmetro coliformes termotolerantes pode estar relacionado ao lançamento de efluente da ETE à montante desse ponto, além de dejetos de animais, como citado nos relatórios do INGÁ. Neste ponto, pode-se observar valores bem acima do valor de referência nas três campanhas, conforme dados apresentados nas Tabelas 1 e 5, com um aumento da concentração de células ao longo do tempo, o que pode indicar um aumento da descarga do efluente da ETE à montante desse ponto e/ou a perda de eficiência dessa ETE durante o período analisado, além da possibilidade de novos lançamentos clandestinos. Essas hipóteses podem ser ratificadas com a análise do parâmetro DBO, porque este tem um comportamento semelhante ao do parâmetro coliformes termotolerantes nesse ponto de amostragem, pois indica um aumento gradual de matéria orgânica ao longo das três campanhas, com concentração acima do valor máximo permitido, conforme as Tabelas 1 e 5. Este parâmetro também pode justificar a causa da coloração marrom com tonalidade escura próxima a este ponto de amostragem (PRN-300) devido à alta carga de matéria orgânica.

A influência significativa dos parâmetros DBO e DQO no ponto MAI-200 se deve a presença de matéria orgânica e indica quantidade relativamente elevada de material não-biodegradável devido ao teor de DQO ser aproximadamente quatro vezes maior do que o teor de DBO no ponto MAI-200/MAI08 e quase vinte vezes maior no caso do ponto MAI-200/NOV08, como mostra a Tabela 5, provavelmente em decorrência do lançamento de efluentes de diversas indústrias nas proximidades desse ponto, conforme relatório do INGÁ de 2008.

A contribuição significativa do níquel, que apresenta valores acima do valor máximo permitido, conforme pode ser observado nas Tabelas 1 e 5, pode estar relacionada com o lançamento de efluentes industriais a montante do ponto MAI-200, assim como com a presença em lixo e no efluente da ETE que são lançados a montante do ponto PRN-300, como consta nos referidos relatórios do INGÁ, pois este elemento é muito comum na composição de embalagens de alimentos; além da possibilidade de ser de origem natural dependendo da composição do solo.

Com relação à turbidez, sua contribuição significativa, mesmo com teores abaixo do valor limite, pode ser em função principalmente do lançamento do efluente da ETE a montante do ponto PRN-300, além do lançamento de efluentes industriais a montante do ponto MAI-200 e da erosão às margens desse ponto devido à ausência de matas ciliares, segundo relatórios do INGÁ.

- Em relação a PC2:

Além dos sólidos totais, os parâmetros concentração de bário e do íon sulfato, mesmo com valores abaixo do valor máximo permitido, conforme Tabelas 1 e 5, podem provavelmente ter contribuído com a turbidez apresentada nas proximidades dos referidos pontos de coleta, de acordo com o relatório do INGÁ referente ao monitoramento da qualidade das águas de 2008 e 2009. Dentre os sólidos que contribuíram significativamente com a turbidez, provavelmente está o sulfato de bário, com sua baixíssima solubilidade em água, podendo ser de origem natural, a depender da composição do solo ou de origem antrópica, como no caso do lançamento de efluentes industriais.

O parâmetro concentração de manganês pode estar relacionado com a coloração apresentada nas proximidades dos pontos PRN-300, apresentando concentrações em torno do valor máximo permitido (Tabelas 1 e 5). A presença de manganês pode estar provavelmente relacionada com o lançamento de efluentes industriais e/ou decorrente do solo, dependendo da composição deste.

- Em relação a PC3:

O parâmetro OD apresentou valor abaixo do valor mínimo permitido nos pontos PRN-300/NOV08, PRN-300/JUN09 e MAI-200/NOV08 (Tabelas 1 e 5). Isto se deve provavelmente, em consequência da elevada carga orgânica, caracterizada pelo parâmetro DBO, devido ao possível aumento de descarga de efluente da ETE e/ou perda de eficiência da mesma, da possibilidade de esgotos clandestinos, além da presença de resíduos como papel, plásticos, dejetos e restos de animais no rio, de acordo com os relatórios de 2008 e 2009 do INGÁ.

O parâmetro Zn pode ter influenciado nesse sistema pela presença principalmente em efluentes industriais, mesmo com concentrações abaixo do valor máximo permitido, conforme a Resolução 357/05 do CONAMA, como consta nas Tabelas 1 e 5.

➤ Os pontos CVI- 500/NOV08, PTG-400/NOV08 formaram um grupo no plano PC1 x PC2, outliers em relação a PC2, e os pontos PEX-300/JUN09, PTG-400/MAI08 e PEX-400/NOV08 foram *outliers* também em relação a PC2, conforme Figura 14, tendo como parâmetros que influenciaram manganês, sulfato, bário e sólido totais, de acordo com a Tabela 9.

O parâmetro manganês apresentou concentrações acima do valor máximo permitido para os referidos pontos, conforme Tabelas 1 e 5, que pode ter contribuído com a coloração apresentada de maneira semelhante em relação ao ponto PRN-300 mencionado anteriormente.

O parâmetro íon sulfato apresentou concentrações acima do valor máximo permitido nesses pontos, exceto no ponto PEX-300/JUN09, enquanto o parâmetro bário apresentou valores abaixo do valor máximo permitido, exceto no ponto CVI-500/NOV08. Logo, o sulfato de bário provavelmente interferiu significativamente no aspecto turvo apresentado, principalmente no ponto CVI-500/NOV08, além da provável contribuição dos sólidos totais neste aspecto.

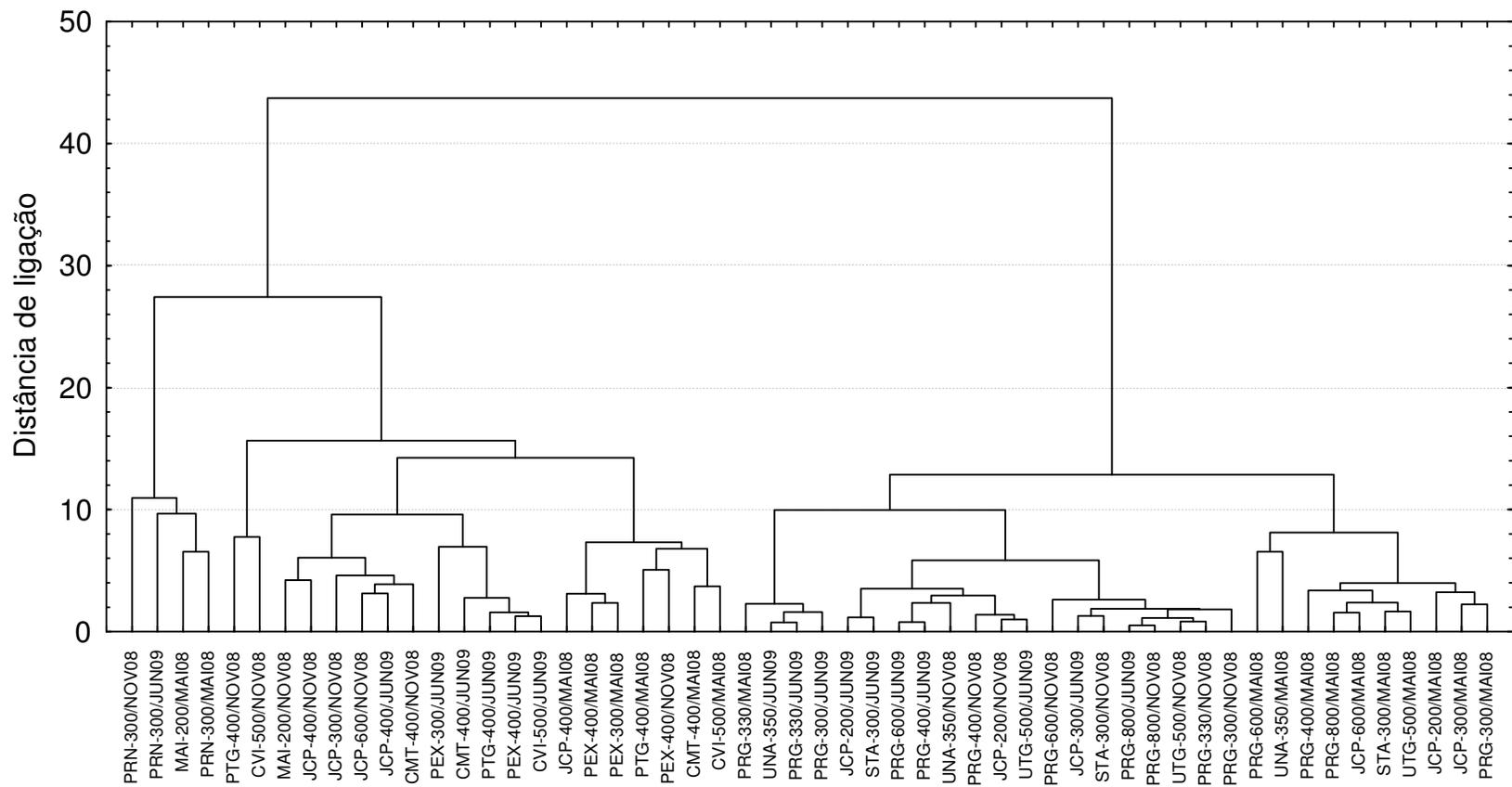
➤ Os pontos UNA-350/MAI08, CMT-400/MAI08, PRG-600/MAI08, CVI-500/MAI08 e PTG-400/MAI08 formam um agrupamento de *outliers* em relação a PC3, conforme Figura 15, influenciados pelos parâmetros OD e concentração de zinco, de acordo com a Tabela 9.

O parâmetro OD influenciou significativamente nesses pontos, mesmo tendo apresentado valores acima do mínimo permitido para os referidos pontos (Tabelas 1 e 5). Esta influência ocorreu provavelmente devido à presença de dejetos de animais nas proximidades desses pontos, além da matéria orgânica em decomposição; esgotos clandestinos e resíduos líquidos e sólidos domésticos, tais como plásticos e papel, como consta nos relatórios do INGÁ anteriormente citados.

A influência do parâmetro Zn pode ter sido devido à sua presença principalmente em possíveis efluentes industriais lançados a montante desses pontos, mesmo com concentrações abaixo do valor máximo permitido conforme a Resolução 357/05 do CONAMA, como consta nas Tabelas 1 e 5.

### **Análise de Agrupamento Hierárquico – HCA**

A utilização da HCA permitiu identificar alguns grupos de pontos de amostragem similares corroborando com a PCA, ratificando tais comportamentos. O resultado obtido é apresentado em um dendograma, conforme a Figura 16. Os dados foram pré-processados com o auto-escalamento e as distâncias euclidianas interpontos calculadas pelo método de Ward.



**Figura 16:** Dendrograma dos pontos de amostragem distribuídos no sistema em relação às distâncias euclidianas e com o método de ligação de Ward.

O dendograma da Figura 16 mostra a formação de três grupos distintos, para distâncias entre 18-44 (40% da escala de distância na ordenada). O primeiro grupo formado pelos pontos PRN-300/MAI08, PRN-300/NOV08, PRN-300/JUN09, MAI-200/MAI08 no dendograma ficou bem definido e se apresentou na distribuição dos pontos em relação aos escores da PC1 versus PC2, de acordo com a Figura 14. O segundo grupo formado por 20 amostras, das quais as amostras CVI-500/NOV08 e PTG-400/NOV08 formam um subgrupo e as amostras PTG-400/MAI08 e PEX-400/NOV08 formam um segundo subgrupo, que se encontram também na distribuição dos pontos no plano PC1 versus PC2, conforme a Figura 14. Já os pontos PTG-400/MAI08, CMT-400/MAI08 e CVI-500/MAI08 compõe um terceiro subgrupo e se encontram no gráfico PC1 versus PC3 conforme Figura 15. E finalmente, o terceiro agrupamento que apresenta um subgrupo com as amostras UNA-350/MAI08 e PRG-600/MAI08 mostrado na Figura 15.

## 6 - CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Os programas de monitoramento de mananciais são de fundamental importância, pois tratam dos aspectos qualitativo e quantitativo da água, podendo diagnosticar causas de impactos ambientais e de possíveis problemas na saúde do homem afim de que possam ser tomadas medidas corretivas e/ou preventivas, proporcionando melhorias na qualidade de vida da população.

O tratamento estatístico dos dados de análise de águas é muito importante, principalmente os multivariados, pois podem tratar uma elevada quantidade de amostras simultaneamente, relacionando-as com diversas variáveis, determinando as que mais contribuem significativamente com o sistema, como nos casos da PCA e da HCA. Atualmente, com uma grande quantidade de parâmetros determinados em amostras de águas naturais, além de metodologias desenvolvidas que cada vez mais analisam um número maior de amostras simultaneamente, é fundamental o uso de técnicas de análise exploratória multivariada.

Nesse trabalho, a análise multivariada permitiu determinar de forma mais simples e rápida os pontos de amostragem que tiveram um comportamento atípico (outliers), através do agrupamento dos pontos em função dos escores com a PCA e também com a HCA, além das variáveis que justificam esse comportamento através dos pesos com a PCA.

A PCA promoveu uma redução de 20 dimensões (variáveis) para 4 (componentes principais), tornando o sistema mais simples de ser analisado.

De acordo com os compostos da série nitrogenada, pôde-se determinar o grau de depuração do rio nas proximidades do ponto de coleta MAI-200 e PRN-300, onde o ambiente foi considerado lótico.

Trabalhos futuros podem tratar um maior número de parâmetros contemplando todos os pontos de amostragem, promovendo uma avaliação mais detalhada e profunda.

Podem ser aplicados alguns índices, como IQA (Índice de Qualidade da água), CT (Contaminação por Tóxicos) e IET (Índice de Estado Trófico), que podem ser utilizados como critérios para reduzir o número de pontos de amostragem a partir dos agrupamentos obtidos com a HCA, proporcionando vantagem econômica e redução do tempo na realização das coletas. Esses índices não foram utilizados nesse trabalho devido à falta de alguns parâmetros essenciais para a determinação dos mesmos.

Este estudo poderá ser aprofundado e posteriormente estendido para outras bacias, permitindo que se tenha uma visão global das bacias hidrográficas do Estado da Bahia, o que favoreceria a tomada de medidas corretivas e preventivas visando à obtenção de água quantitativa e qualitativamente satisfatória em nosso estado.

## REFERÊNCIAS

ALCÂNTARA, E. H. & AMORIM, A. J. **Análise morfométrica de uma bacia hidrográfica costeira: “Um estudo de caso”**. Instituto de Geografia UFU, Programa de Pós Graduação em Geografia, Caminho de Geografia, pp. 70 – 77, 2005.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 20th Edition, SMEWW 9222 A, B, C, D, E, 2005.

ANDRADE, E. M; PALÁCIO, H. A. Q.; SOUZA, I. H.; LEÃO, R. A. O.; GUERREIRO, M. J. **Land use effects in groundwater composition of an alluvial aquifer (Trussu River, Brazil) by multivariate techniques**. *Environmental Research*, Vol. 106, N. 2, pp. 170-177, 2008.

ANDRADE, M. F.; SOUZA, D. J. P.; SILVA, J. B. P.; PAIM, A. P. S. **Análise Multivariada de parâmetros físico-químicos em amostras de vinhos tintos comercializados na região metropolitana do Recife**. *Química Nova*; Vol. 31, N. 2, pp. 296-300, 2008.

ARAÚJO, S. M. B. **Estudo da variabilidade climática em regiões homogêneas de temperaturas médias do ar no Rio Grande do Sul**. 2005. 54 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Meteorologia, Universidade Federal de Pelotas. Pelotas.

AZEVEDO, F.A. & CHASIN, A.A.M. **Metais / gerenciamento da toxicidade**. Editora Atheneu, SP, 2003.

BAHIA. Lei Nº 10.432, de 20 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a política estadual de recursos hídricos.

BALDISSERA, G.C. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT(Soil and Water Assessment Tool) para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/ MT**. Universidade Federal do Mato Grosso – Instituto de Ciências Exatas e da Terra – Programa de Pós-Graduação em Física e Meio Ambiente, 2005.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. Tradução: RECIO, M. A. L. R.; CARRERA, L. C. M.; 2a. ed., Porto Alegre: Bookman, 622p, 2002.

BEEBE, K.; PELL, R.; SEAHOLTS, N. B. **Chemometric: A practical Guide**. Ed. Jonh Wiley & Sons, New York, 1998.

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G. **Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica.** *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, Vol.31, N. 4, pp. 781-792, 2007.

BORSOI, Z. M. F. & TORRES, S.D.A. **A Política de Recursos Hídricos no Brasil.** Revista BNDES, N. 8, dezembro, 1997.

BRASIL. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde; **Boas Práticas no Abastecimento de Água: Procedimento para Minimização de Risco a Saúde.** 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, de 17 de março de 2005, Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRERETON, R.G. **Chemometrics: Data Analysis for the laboratory and chemical plant.** John Wiley & Sons, New York, 2002.

BRIGANTE, J. E. & ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia Fluvial: Um Estudo do Rio Mogi-Guaçu.** São Carlos: Editora RiMa, 278p, 2003.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; RUMJANEK, V. M.; MORAES, A. A.; GURIDI, F. **Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana.** *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, Vol. 36, N. 12, pp. 1529-1538, dez. 2001.

CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. **Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ.** *Rev. Árvore*, Vol. 30, N. 2, pp. 241-248, 2006.

CARLSON, R. E. **A trophic state index for lakes.** *Limnology & Oceanography*. Vol. 22, N. 2, pp. 261-269, 1977.

CCOPA RIVERA, E. A. **Modelo Sistêmico para Compreender o Processo de Eutrofização em um Reservatório de Água.** Dissertação de Mestrado em Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

CHRISTOVAO, D. A.; IARIA, S. T.; CANDEIAS, J. A. N. **Condições sanitárias das águas de irrigação de hortas do município de São Paulo: I. Determinação da intensidade de poluição fecal através NMP de coliformes e de E. coli.** *Rev. Saúde Pública*, Vol. 1, N.1, pp. 3-11, 1967.

CLASEN, H. A. C.; Lessa, R. T.; Kaemmerer, M.; Koetz, P. R. **ÁCIDOS HÚMICOS E FÚLVICOS DO CARVÃO DA JAZIDA DE CANDIOTA.** *Rev. Bras. de AGROCIÊNCIA*, Vol. 4, N. 1, pp. 35-40, 1998.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2000.** Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2001. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 28 jul. 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Série Relatórios, Anexo V - Índices de Qualidade das Águas - Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo.** Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2006. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 03 ago. 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Variáveis de Qualidade das Águas.** 2008. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 10 ago. 2008.

COOPERATIVE RESEARCH CENTRE FOR WATER QUALITY AND TREATMENT. **Blue-Green Algae - Their significance and management within water supplies,** Austrália, 2002.

CYBIS, L. F.; CARVALHO, E. N. **Adequação do índice de qualidade da água da "National Sanitation Foundation" (NSF), dos Estados Unidos, à realidade brasileira.** In: 23 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande. Anais do 23o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

DA SILVA, I. M. **Comparação dos índices de qualidade da água e usos do fator de contaminação e índice de geoacumulação para os sedimentos da microbacia do Arroio João Corrêa.** Dissertação de mestrado. Universidade do Rio dos Sinos, Programa de Pós-graduação em Geologia, São Leopoldo, RS, Brasil, 2008.

DASZYKOWSKI, M.; WALCZAK, B.; MASSART, D. L. **"Looking for natural patterns in data. Part 1: Density Based Approach"**. *Chemom. Intell. Lab. Syst.*, 56: 83, 2001.

DERÍSIO, José Carlos. **Introdução ao controle de poluição ambiental.** 2ª ed. São Paulo: Signus, 2000.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.** 2ª ed., Vol. 1, 792 p., São Carlos, RiMa, 2005.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro, 2ª edição, Editora Interciência Ltda, FINEP, 574p., 1998.

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Cabelo**. Tese de Doutorado em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, 2006.

FERREIRA, E.F.; PAIXÃO, H.H.; CASTILHO, L.S.; VELÁSQUEZ L.N.M.; FANTINEL, L.M. **Ocorrência de fluorose endêmica na zona rural do município de São Francisco-MG**. In: Ciência e saúde coletiva, Vol. 8, 407 p.; Suplemento, Rio de Janeiro, 2003.

FERREIRA, M. M. C.; ANTUNES, A. M.; MELGO, M. S.; VOLPE, P. L. O. **Quimiometria I: Calibração multivariada, um tutorial**. *Química Nova*, Vol. 22, pp. 724-731, 1999.

FIA, R.; MATOS, A. T.; CORADI, P. C., PEREIRA-RAMIREZ, O. **Estado Trófico da Água na Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil**. *Amibi-Agua*, Taubaté, Vol. 4, N. 1, pp. 132-141, 2009.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. **Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização**. *Eng. Sanit. Ambient.*, Vol. 12, N. 4, pp. 399-409, 2007.

FIGUEIREDO, V. C. N.; TRAPÉ, A. Z. **O uso de cianeto na produção de bijuterias e folheados: proposta de investigação sobre a saúde das trabalhadoras em domicílio no município de Limeira**. *Rev. Ciênc. Méd.*, Campinas, Vol. 16, N. 2, pp. 97-107, 2007.

FONTANA, A.; PEREIRA, M. G.; NASCIMENTO, G. B.; ANJOS, L. H. C.; ANJOS, L. H. C.; EBELING, A. G. **MATÉRIA ORGÂNICA EM SOLOS DE TABULEIROS NA REGIÃO NORTE FLUMINENSE-RJ**. Vol. 8, N.1, pp. 114 – 119, 2001.

FURTADO, J. L. B.; BEZERRA, C. W. B.; MARQUES, E. P.; MARQUES, A. L. B. **Cyanide in "tiquira": risks and analytical methodology**. *Ciênc. Tecnol. Aliment.*, Vol. 27, N. 4, pp. 694-700, 2007.

GALVEZ-CLOUTIER, R.; IZE, S. & ARSENAULT, S. **VECTEUR environnement**. Vol. 35, N. 6, pp. 18-37, 2002. Disponível em: <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections>. Acesso em: 08 jan. 2009.

GEO BRASIL. **Recursos hídricos: componente da série de relatórios sobre o estado e perspectivas do meio ambiente no Brasil**. Ministério do Meio Ambiente; Agência Nacional das Águas; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Brasília: MMA; ANA, 2007.

GERVÁSIO, E. S.; CARVALHO, J. A.; SANTANA, M. J. **EFEITO DA SALINIDADE DA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO NA PRODUÇÃO DA ALFACE AMERICANA**. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Vol. 4, N. 1, pp. 125-128, 2000.

GOMES, N.S; SILVA, G. A.; PESSOA NETO, A. R. **Estudo de parâmetros químicos nas águas do Rio Imbassá no trecho do município de Dias D'Ávila – BA.** Candombá – Revista Virtual, Vol. 3, N. 1, pp. 1–14, 2007.

GONÇALVES, C. S. **Qualidade de águas superficiais na microbacia hidrográfica do arroio Lino Nova Boêmia - Agudo – RS.** Dissertação de Mestrado. PPGA, Santa Maria , RS Brasil, 2003.

GRACIANO, A. M. C. **A VIGILÂNCIA EPIDEMIOLÓGICA E AS ENDEMIAS: O CASO DA FLUOROSE EM SÃO FRANCISCO-MG.** Mestrado em Odontologia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2006.

GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S. B. **Degradação ambiental.** In: CUNHA, S. B.; **Geomorfologia e meio ambiente.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, pp. 337-339, 1996.

GUIMARÃES, S. L. **Jornal da UNESP**, Ano XVI, N. 158, Julho/Agosto, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Banco de dados 2008/ 2006/ 2002/ 2001/ 2000.** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 05 nov. 2008

INSTITUTO DE GESTÃO DAS ÁGUAS E CLIMA - INGÁ. **Relatório de Monitoramento da Qualidade das Águas – Rede de Amostragem, Resultados e Considerações Finais**, Vol. 3, Salvador: INGÁ, 2009. Disponível em: <<http://www.inga.ba.gov.br>>. Acesso em: 12 out. 2008.

INSTITUTO DE GESTÃO DAS ÁGUAS E CLIMA - INGÁ. **Relatório de Monitoramento da Qualidade das Águas – Relatório Anual**, Vol. 1, Salvador: INGÁ, 2008. Disponível em: <<http://www.inga.ba.gov.br>>. Acesso em: 10 out. 2008.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS - IGAM. Relatório. **Monitoramento das Águas Superficiais na Bacia do São Francisco Norte em 2004. Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais.** Belo Horizonte, 2004. Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br>>. Acesso em: 15 nov. 2008.

KIPERSTOK, A.; COELHO, A.; TORRES, E. A.; MEIRA, C. C.; BRADLEY, S. P.; ROSEN, M. **Prevenção da Poluição.** Brasília: SENAI/DN, pp. 84-88, 2002.

LAMPARELLI, M. C.; **Grau de Trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento.** 238 f. 2004. Tese de Doutorado em Ecologia Aplicada, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. Campinas, São Paulo, Editora Átomo, 2005.

LIMA, M.A.S. **Águas acumuladas em Açudes e Barragens na Região de Santa Maria e Flutuações em seus Atributos Físico Químicos**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, 2005.

LIMA, R. G. **Tratamento Descentralizado de Efluentes como Alternativa a Despoluição dos Recursos Hídricos da Região Metropolitana de Aracaju/SE**. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 111 f. 2008.

LIMA, W. P. **Introdução ao Manejo de Bacias Hidrográficas**. Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - Departamento de Ciências Florestais, 1996.

MACÊDO, J. A. B. **Águas e Águas – Juiz de Fora-MG: Ortofarma**, 2000.

MAGKOS, F.; ARVANITI, F.; ZAMPELAS, A. **"Organic food: buying more safety or Just peace of mind? A critical review of the literature"**. *Crit. Rev. Food Sci. Nutr.*, 46: 23, 2006.

MAIER, C. **Qualidade de Águas Superficiais e Tratamento de águas Residuárias por Meio de Zonas de Raízes em Propriedades de Agricultores Familiares**. Dissertação de Mestrado em Ciências do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2007.

MARGUTI, A. L.; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. **Physical-chemical process optimization for phosphorus removal from domestic wastewater by chemical precipitation with ferric chloride**. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, Vol. 13, N. 4, 2008.

MATOS, G. D.; FILHO, E. R. P.; POPPI, R. J.; ARRUDA, M. A. Z. **Análise exploratória em Química Analítica com emprego de Quimiometria: PCA e PCA de Imagens**. *Revista Analytica*, N. 6, pp. 38-50, 2003.

MENDES, C. G. N. **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. 504 p., Capítulo 1 – Tratamento de águas para consumo humano - Panorama Mundial e Ações do PROSAB, Belo Horizonte, 2006.

MEYER, S. T. **O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública**. *Cad. Saúde Pública*, Vol. 10, N. 1, pp. 99-110, 1994.

MILARÉ, E. **Direito do ambiente: doutrina, jurisprudência, glossário.** Edis Milare, Prefácio a 5. ed., Ada Pellegrini Grinover, 5. ed., Ref. e ampl. – São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, 2007.

MILLER, G. T. **Ciência Ambiental.** Tradução All Tasks, A.; revisão técnica DELITTI, W. B. C., pp. 59,60, São Paulo: Thomson Learning, 2007.

MIRLEAN, N.; MACHADO, M. I.; OSINALDI, G. M.; DEMOLINER, A.; BAISCH, P. **O IMPACTO INDUSTRIAL NA COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS COM ENFOQUE DE CONSUMO HUMANO (RIO GRANDE, RS).** *Quim. Nova*, Vol. 28, N. 5, pp. 788-791, 2005.

MONTERIO, M. F. **Avaliação do Ciclo de Vida do Fertilizante Superfosfato Simples,** Dissertação (Mestrado), Escola Politécnica - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2008.

**NITROGÊNIO em efluentes.** LAR ANALYTIK & UNWELT MESSTECNHK GMBH. Berlim, Alemanha, 2007. Disponível em: <[http://www.consulat.com.br/Nitrogenio\\_em\\_Efluentes%5B1%5D.pdf](http://www.consulat.com.br/Nitrogenio_em_Efluentes%5B1%5D.pdf)>. Acesso em: 22 ago. 2009.

NONATO, E. A.; VIOLA, Z. G. G.; ALMEIDA, K. C. B.; SCHOR, H. H. R. **TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS PARÂMETROS DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DA BACIA DO ALTO CURSO DO RIO DAS VELHAS.** *Quim. Nova*, Vol. 30, N. 4, pp. 797-804, 2007.

OUALI, A.; AZRI, C.; MEDHIOUB, K., GHRABI, A. **Descriptive and multivariable analysis of the physico-chemical and biological parameters of Sfax wastewater treatment plant.** *Desalination*, Vol. 246, pp. 496–505, 2009.

PEREIRA, P. H. F.; SILVA, M. L. C. P. **Estudo da adsorção de surfactante catiônico na matriz inorgânica fosfato de nióbio hidratado.** *Quím. Nova*, Vol.32, N. 1, pp. 7-11, 2009.

PEREIRA, R.S. **Identificação e Caracterização das Fontes de Poluição em Sistemas Hídricos;** Revista Eletrônica de Recursos Hídricos; Vol. 1, N. 1, pp. 20-36, 2004.

POSTGATE, J. R.; CAMPBELL, L. L. **Classification of Desulfovibrio species, the nonsporulating sulfate-reducing bacteria.** *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, Vol. 30, pp. 732-738, 1966.

PRIMPAS, I.; TSIRTSIS, G.; KARYDIS, M.; KOKKORIS, G. D. **Principal component analysis: Development of a multivariate index for assessing eutrophication according to the European water framework directive.** *Ecological Indicators*, Vol. 10, pp. 178–183, 2010.

PROCESSOS INDUSTRIAIS – Sulfato. Marvial. 2010. Disponível em: <<http://www.marvial.oi.com.br/engqui/topicos/procind02.html>>. Acesso em: 11 set. 2009.

**RESERVATÓRIOS TROPICAIS.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, N. 12., pp. 1-34, Camboriú, 1983.

SARTI, A.; SILVA, A. J.; CÔRTEZ, R. S.; FORESTI, E. **Remoção de sulfato de águas residuárias industriais em reator anaeróbio de leito fixo operado em bateladas sequenciais.** *Eng. Sanit. Ambient.*, Vol.13, N. 1, pp. 15-22, 2008.

SCHIAVETTI, A; CAMARGO, A.F.M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações.** Ilheus, BA: Editus, 293 p., 2005.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS - SRH. **Plano Estadual de Recursos Hídricos da Bahia.** CD1. Salvador, 2004.

SILVA, D. **Dinâmica de Populações de *Microcystis* (Cyanobactéria) em Pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil.** Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, São Paulo, 2005.

SILVEIRA, A.L.L. **Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica.** In: TUCCI, C.E.M. (Org.). Hidrologia: ciência e aplicação. São Paulo: EDUSP, pp. 35-51, 2001.

SMETI, E.M.; THANASOULIASA, N.C.; LYTRASA, E.S.; TZOUMERKASB, P.C.; GOLFINOPOULOS, S.K. **Treated water quality assurance and description of distribution networks by multivariate chemometrics.** *water research*, Vol. 43, pp. 4676–4684, 2009.

SOARES, R. R. S. **Estudo de propriedades da Clorofila *a* e da Feofitina *a* visando a Terapia Fotodinâmica.** Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá-PR, 2006.

SOUZA, A. M.; RIGÃO, M. H. **Avaliação de processos produtivos multivariados através das menores componentes principais.** XXIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção – Ouro Preto, MG, Brasil, 2003.

SOUZA. C.G., et al. **Caracterização e manejo integrado de bacias hidrográficas.** Belo Horizonte: EMATER, 124 p., 2002.

STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER AND WASTEWAT – SMEWW, 20<sup>st</sup> Edition, 1998.

STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER – SMEWW, 21<sup>st</sup> Edition, 2005.

STREIT, N. M.; CANTERLE, L. P.; CANTO, M. W. ;HECKTHEUER, L. H. H. **As clorofilas.** *Cienc. Rural.* Vol.35, N. 3, pp. 748-755, 2005.

TOLEDO Jr., A. P. **Informe Preliminar sobre os Estudos para Obtenção de um Índice para Avaliação do Estado Trófico de Reservatórios de Regiões Quentes Tropicais.** CETESB, 12 p., São Paulo, SP, 1990.

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. **A Aplicação de Modelos Simplificados para a Avaliação do Processo da Eutrofização em Lagos e Reservatórios Tropicais.** CETESB, 12<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Santa Catarina, 22, 34p., 1983.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. **Contribuição da Cidade de Botucatu - SP com Nutrientes (fósforo e nitrogênio) na Eutrofização da Represa de Barra Bonita.** *Eclética Química*, Vol. 22, pp. 31-48, 1997.

VALENTE, J.P.S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. **Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) como Parâmetros de Poluição no Ribeirão Lavapés / Botucatu – SP.** *Eclética Química*, Vol. 22, São Paulo, 1997.

VAROL, M.; SEN, B. **Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of Behrimaz Stream, Turkey.** *Environ Monit Assess*, Vol. 159, pp. 543–553, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WELZ, B. e SPERLING, M. **Atomic Absorption Spectrometry.** 3<sup>o</sup> edição.Ed. Wiley-VCH, 1999.

WU, B.; ZHAO, D.; ZHANG, Y.; ZHANG, X.; CHENG, S. **Multivariate statistical study of organic pollutants in Nanjing reach of Yangtze River.** *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 169, pp. 1093–1098, 2009.

ZUCCARI, M.L.; FESSEL, G.; LEOPOLDO, P. **Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) em águas e efluentes por método colorimétrico alternativo.** *Energ. Agric. Botucatu*, Vol. 20, N. 4, pp. 69-82, 2005.

