

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

**MONITORAMENTO ESTATÍSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE
SISTEMAS DE DISTRIBUIÇÃO**

Maria Margarida Crippa

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, na área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Robert Schiaveto de Souza

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Albert Schiaveto de Souza

**Campo Grande-MS
Janeiro/2006**

FOLHA DE APROVAÇÃO

Autora: Maria Margarida Crippa

Título: Aplicação estatística para o monitoramento da qualidade de água de sistemas de distribuição

Dissertação defendida e aprovada em ____/____/____, pela comissão julgadora:

Prof. Dr. Celso Correia de Souza - UNIDERP

Prof. Dr. Robert Schiaveto de Souza - UFMS

Prof. Dr. Peter Batista Cheung – UFMS

Coordenador

DEDICATÓRIA

À
*Deus, pela constante presença,
proteção e justiça.*

*Ao meu Pai (in memoriam) porque o
maior legado que ele me deixou é a
confiança em Deus.*

AGRADECIMENTOS

Aos Professores Robert Schiaveto de Souza e Albert Schiaveto de Souza, pela excelente orientação fornecida durante a elaboração deste trabalho.

Ao Professor Plínio de Sá Moreira pela atenção em colaborar com conceitos técnicos na área de qualidade de água empregados neste trabalho.

Ao Arquiteto Hideraldo Ramão Zenóbio Cavalheiro dos Santos a quem pude recorrer em diferentes fases deste trabalho e de quem recebi atenciosas contribuições.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior CAPES, pela bolsa de estudo concedida.

A todos os colegas, professores e funcionários do Departamento de Hidráulica e Transportes da UFMS pela colaboração.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	ii
LISTA DE SÍMBOLOS.....	iii
RESUMO.....	iv
ABSTRACT.....	v
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	5
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
3.1. Generalidades do uso estatístico no gerenciamento de dados da qualidade da água.....	6
3.2. Legislação ambiental	18
4. METODOLOGIA.....	27
4.1 Metodologia geral.....	29
4.1.1 - As perspectivas do sistema.....	29
4.1.2 – Procedimentos de análises de dados	30
4.1.3 – Confirmação de hipóteses estatísticas	31
4.1.4 - Hipóteses	32
4.2 Metodologia aplicada	33
4.2.1. Como se processa o teste estatístico de Mann-Whitney.....	33
4.2.2. Interpretação do teste de Mann-Whitney.....	34
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	35
5.1. Análise estatística	35
5.1.1. Análise estatística de Mann-Whitney	35
5.1.2. Análise gráfica de tendências gerais.....	43
5.1.3. Análise gráfica de tendências de sazonalidade.....	45
5.1.5. Adequabilidade com os padrões da Portaria 518	48

5.2. Discussão dos parâmetros físico-químicos pertinentes à análise estatística efetuada ...	50
5.2.1. Cor	50
5.2.2. Turbidez.....	50
5.2.3. pH	50
5.2.4. Cloro residual livre	51
5.2.6. Condicionamento químico da água potável.....	52
6. CONCLUSÃO.....	56
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1 – Metodologia sistemática para estudos da qualidade da água.....	18
FIGURA 4.1 - Mapa do Brasil locando Campo Grande - MS.....	27
FIGURA 4.3 - Geometria de dois trechos consecutivos de uma rede de esgotos.....	27
FIGURA 5.1 - Rede hipotética.....	38
FIGURA 5.3 - Simulação típica com 2000 gerações (rede exemplo).....	43
FIGURA 5.4 - Variação do valor da função objetivo mínima.....	52

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1 - Relatório anual da qualidade da água. Estados Unidos - 2004.....	17
TABELA 2.2 - Aspectos de aceitabilidade da água – Organização Mundial da Saúde.....	19
TABELA 2.3 - Guia de valores para verificação de qualidade microbiológica	19
TABELA 2.4 -. Desinfetantes – Padrão Primário.....	20
TABELA 2.5 -. Padrões de Radioatividade.....	20
TABELA 2.6 - Microorganismos – Padrão Primário.....	20
TABELA 2.7 - Desinfecção por Produtos – Padrão Primário	21
TABELA 2.8 - Contaminantes - Padrão Secundário.....	22
TABELA 2.9 - Parâmetros microbiológicos.....	23
TABELA 2.10 - Parâmetros indicadores.....	23
TABELA 2.11 – Radioatividade.....	24
TABELA 2.12 - Parâmetros para monitoramento.....	24
TABELA 2.13 - Padrão de aceitação para consumo humano.....	25
TABELA 2.14 - Padrão de radioatividade para água potável.....	26
TABELA 2.15 – Padrão microbiológico de potabilidade da água para consumo humano.....	26
TABELA 2.16 - Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção.....	26
TABELA 4.1 - Sumário de procedimentos usuais de Análise de Dados para obter as informações requeridas do Sistema de Monitoramento da Qualidade da Água.....	31
TABELA 4.2 - Sumário de procedimentos de caracterização estatística para a estruturação de plano de sistema de monitoramento da qualidade da água.....	33
TABELA 4.3 - Distribuição de U do teste de Mann-Whitney (Unilateral ao nível de 2,5%; Bilateral ao nível de 5%).....	33
TABELA 5.1 - Média e desvio padrão dos resultados estatísticos que apresentaram significância ($P < 0,05$). A comparação foi efetuada entre os dados da saída da ETA e dos Bairros pelo Método de Man-Whitney. Cloro residual livre.....	38

TABELA 5.2 - Média e desvio padrão dos resultados estatísticos que apresentaram significância ($P < 0,05$). A comparação foi efetuada entre os dados da saída da ETA e dos Bairros pelo Método de Man-Whitney.	
Cor.....	38
TABELA 5.3 - Média e desvio padrão dos resultados estatísticos que apresentaram significância ($P < 0,05$). A comparação foi efetuada entre os dados da saída da ETA e dos Bairros pelo Método de Man-Whitney.	
Turbidez.....	38
TABELA 5.1 - Média e desvio padrão dos resultados estatísticos que apresentaram significância ($P < 0,05$). A comparação foi efetuada entre os dados da saída da ETA e dos Bairros pelo Método de Man-Whitney.	
PH.....	38
TABELA 5.8 - Amostras física e química que violaram os padrões de potabilidade conforme Portaria 518.....	38
TABELA 5.9 - Amostras física e química e biológica que violaram os Padrões de potabilidade conforme Portaria 518.....	38
TABELA A.1- Resultados estatísticos do teste não paramétrico de Mann-Whitney, dos dados da qualidade da água coletados na ETA Guariroba e nos bairros. T – Graus de liberdade, P - probabilidade e SE – Significância estatística.....	38
TABELA A.2- Dados da qualidade da água da saída da ETA Guariroba. Cloro Residual Livre em mg/l, Cor Aparente em uH (Unidade Hazen - mg de Pt-Co/l), pH e Turbidez em UT – Unidade de Turbidez.....	40
TABELA A.3- Dados da qualidade da água de 50 Bairros de Campo Grande. Cloro Residual Livre em mg/l, Cor Aparente em uH (Unidade Hazen - mg de Pt-Co/l), pH e Turbidez em UT – Unidade de Turbidez	38

LISTA DE SIGLAS

AASHTO	- American Association of State Highway and Tnsportation Officials
ACI	- American Concrete Institute
AISC	- American Institute of Steel Construction
ASCE	- American Society of Civil Engineers
AWS	- American Welding Society
CSA	- Canadian Standards Association
EER	- Extensômetro Elétrico de Resistência
FFT	- Fast Fourier Trasnform
LRFD	- Load and Resistance Factor Design
LVDT	- Linear Variable Differencial Transformer
NBR	- Norma Brasileira Registrada
NRCC	- National Research Council of Canada
PT	- Ponto de Trabalho

LISTA DE SÍMBOLOS

- b - coeficiente de decaimento da biomassa definido pela massa destruída por massa disponível, dia⁻¹
- CH - carga hidráulica aplicada por volume de reator, M3.M-3. dia⁻¹
- %CH - percentagem de gás metano no gás de saída do reator, %
- E - eficiência de remoção de DOQ (demanda química de oxigênio), %
- f - taxa de arraste de biomassa do sistema
- K - taxa de reação
- MS - concentração no efluente, em massa por unidade de volume, g/l
- m - coeficiente de manutenção, dia⁻¹
- n - tamanho da amostra ou número variáveis
- Q - vazão do substrato afluente, M3. dia⁻¹ ou l. dia⁻¹
- u - concentração no afluente, em massa por unidade de volume, g/l

RESUMO

CRIPPA, M.M. (2006). *Monitoramento estatístico da qualidade da água de sistemas de distribuição*. Campo Grande, 2006. XX p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil.

Este trabalho destaca a acentuada importância da realização de estudos estatísticos no gerenciamento dos dados de qualidade da água. O objetivo deste trabalho é detectar variações na qualidade da água possibilitando constatar problemas no sistema de distribuição de água com a finalidade de identificar a necessidade de controle e manutenção preventiva. Com este propósito, este propõe o uso de aplicações estatísticas não paramétricas para investigar problemas ambientais. Especificamente adotou-se o teste não paramétrico e não pareado de Mann-Whitney para comparar parâmetros da qualidade da água tais como pH, cloro residual livre, cor e turbidez. Esta metodologia é aplicada no sistema de abastecimento da cidade de Campo Grande. Os pontos de amostragens são locados nas saídas das estações de tratamento de água e em pontos distribuídos no sistema. Resultados de análises de tendências que consideram variações sazonais, extremos locais e adequabilidade aos padrões legais sugerem uma performance de gerenciamento dos dados de qualidade da água, possibilitando um planejamento a médio e longo prazo.

Palavras-chave: análise estatística, sistema de distribuição de água, qualidade da água.

ABSTRACT

CRIPPA, M.M. (2006). *Statistical monitoring of water quality for distribution systems*. Campo Grande, MS. XXp. Master Dissertation – Federal University of Mato Grosso do Sul, Brazil.

The present work has detached the importance of application of statistical techniques for management water quality data. The goal of this work is to detect water quality variations and thus to relate water distribution systems problems in order to identify the need of preventive maintenance. For this purpose, it proposes to use non-parametric statistical approaches to investigate environmental problems. Specifically, it has been adopted non-parametric and non-paired tests of Mann-Whitney to compare water quality parameters such as pH, free chlorine residual, color and turbidity. Such methodology is applied to supply system of Campo Grande municipality. The sampling points are located at water treatment plant output and points distributed in the system. Results of tendency analyses that consider seasonal variations, local extremes and legal requirements suggest to improve the data management of water quality in order to elaborate long and medium term planning.

Keywords: statistical approaches, water distribution systems, water quality.

1. INTRODUÇÃO

Atendo-se ao fato de que a quantidade de água doce é ínfima em relação aos oceanos e dado a extrema importância da mesma para a sobrevivência das espécies, e, ao constatar que se o mundo passasse urgentemente a promover cuidados específicos com a manutenção e preservação da qualidade da água, a escassez seria prevenida. Foi então gerada uma consciência global, que deu margem ao aprimoramento das leis ambientais, possibilitando a aplicabilidade de tecnologias modernas com o intuito de perpetuar a disponibilização do uso da água de forma sustentável e responsável. Este é o maior patrimônio que a atualidade pode legar às gerações futuras.

Analisando-se a *Council Directive* 98/83/EC (EUROPEAN ECONOMIC COMMUNITY, 1998), o *Clean Water Act* da Agência de Proteção Ambiental Americana (US EPA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2006), as diretrizes de acentuada importância que a Organização Mundial da Saúde (WHO WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2004) dispõe à água potável e as demais legislações em todo o mundo, constata-se a preocupação e intenção comum em dar-se continuidade à manutenção qualitativa e quantitativa da água doce.

No Brasil, a Portaria 518 de 25 de Março de 2004, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), veio ratificar a atuação mundial, contemplando nosso país com um gerenciamento de água potável amplo e magnânimo. Esta Portaria dispõe que o controle é de responsabilidade dos prestadores de serviços de saneamento e a vigilância é do setor de saúde. Entende-se por controle o conjunto de atividades exercidas de forma contínua pelo responsável pela operação de sistemas de abastecimento de água e soluções alternativas coletivas, para verificar se a água fornecida à população é potável.

Ao entender que a qualidade da água potável é diretamente influenciada pelas condições das fontes de captação e que para obter-se água potável em condições ótimas devemos obrigatoriamente ter fontes de captação ótimas, então se conclui que toda uma bacia hidrográfica deve ser gerenciada para que se tenha como retorno água potável da melhor qualidade. Dentro deste plano de gerenciamento situa-se a análise estatística, como viável e imprescindível às interpretações reais dos dados de qualidade da água.

Os padrões incluem ambas as propriedades de finalidade, designando os usos para a água e os critérios numéricos para determinar se os padrões de uso estão sendo atendidos. Os

critérios numéricos podem especificar a frequência aceitável, a magnitude e a duração da violação dos critérios que são seguros para o uso designado.

Em termos estatísticos, o monitoramento usado nos dados para estudos são uma amostra extraída de uma população de condições de qualidade da água num local e ao longo do tempo. Segue-se que o processo de levantamento de qualidade da água deve ser entendido como confiável nos testes de hipóteses na amostragem.

Deve-se evitar a eliminação de erros nas análises estatísticas, no entanto, usos e procedimentos estatísticos apropriados tornam possível descrever e gerenciar os erros inevitáveis.

Dados da qualidade da água são usualmente analisados com procedimentos estatísticos paramétricos. Estes procedimentos requerem que os parâmetros usados na análise (média, desvio padrão) tenham distribuição normal.

Se isto não acontecer, os resultados, usualmente constatados com níveis de significância alcançados, não terão acurácia.

No entanto, dados de qualidade da água têm tipicamente distribuição não normal. Esta distribuição vai desde a declividade zero até altas declividades, apresentando pouca frequência de altos valores.

Quando procedimentos paramétricos são aplicados aos dados com estas características não paramétricas, a capacidade de detectar diferenças, por exemplo, entre grupos de dados ou tendências no tempo, pode ser limitada.

Os procedimentos não-paramétricos ou “distribuição livre”, não requerem que os dados sejam analisados conforme os modelos normais ou qualquer outra forma específica de distribuição. Comparações entre valores centrais são feitas usando tanto a mediana quanto a média de uma série de dados.

Com a eminência da escassez da água doce potável, fazem-se necessários monitoramentos, análises de tendências e projeções em relação à disponibilidade da mesma. Estas análises estatísticas somente são possíveis mediante a existência de dados.

As recentes legislações ambientais brasileiras têm acompanhado o desenvolvimento global no tocante à exigibilidade e sistematização de análises da qualidade de água. A existência de referidos dados contempla um gerenciamento estatístico.

A estatística descritiva contribui armazenando ordenadamente tais dados, pois os mesmos seriam inaproveitáveis caso não tivessem pronta acessibilidade.

A aplicação da estatística indutiva propicia acompanhar as tendências da evolução e planejar a disponibilidade da água doce.

A aplicação das ferramentas de estatística básica pode aumentar acentuadamente o rendimento do monitoramento permitindo perfeito controle e possibilitando a ação de agências reguladoras.

As recentes legislações ambientais brasileiras têm acompanhado o desenvolvimento global no tocante à exigibilidade e sistematização de análises da qualidade de água. A existência de referidos dados contempla um gerenciamento estatístico.

Métodos estatísticos que são simples suficientemente para uso imediato das agências, são prontamente disponíveis para aplicação na interpretação de dados da qualidade da água nos padrões correntes. As técnicas apresentadas a seguir tem o intuito de serem usadas na área prática de regulação da qualidade da água:

- Análise de regressão polinomial verificando tendência sazonal;
- Análise de adequabilidade dos padrões;
- Análise de extremos estatísticos locais;
- Análise não paramétrica de Mann-Whitney.

Futuramente, no monitoramento da qualidade da água, as análises estatísticas serão regras de maior importância que na atualidade. Felizmente, uma quantia significativa de pesquisas recentes tem direcionado para o desenvolvimento e avaliação mais sistemáticas e estatísticas para ambos, análises de dados de qualidade da água e sistema de informação designados com propósito de regulação.

Estatisticamente o controle da qualidade faz-se muito importante. O aqui exposto objetiva não somente ditar regras estatísticas e aplicá-las em um estudo de caso, mas também visa despertar e incentivar os funcionários das agências reguladoras a pesquisar em jornais, artigos e relatórios e utilizar as novas tendências estatísticas nesta tão importante prevenção e controle da qualidade da água. Faz-se recomendável a revisão dos principais conceitos de estatística dos parâmetros de poluentes da água e em suas aplicabilidades para gerenciamento da qualidade da água em geral.

A aplicação prática deste trabalho desenvolve um modelo de monitoramento do sistema de abastecimento público de água, por meio de análise estatística dos dados de qualidade da água exigidos pela Portaria 518. A análise estatística dos dados de qualidade coletados na saída das estações de tratamento e na distribuição final, nos bairros, permite detectar alterações, que podem indicar distúrbios operacionais tais como vazamentos, corrosão e outros, que permite uma manutenção e otimização da eficiência do sistema.

Inicialmente, no capítulo 2, delinea-se os objetivos deste trabalho.

No capítulo 3 desenvolveu-se uma revisão bibliográfica dos principais trabalhos encontrados sobre análise estatística dos dados de qualidade da água aplicados no gerenciamento de bacias hidrográficas, sistemas de abastecimento de água e da legislação nacional e internacional pertinente aos padrões de qualidade da água exigíveis.

O capítulo 4 apresenta os fundamentos teóricos, os modelos estatísticos, o *software* utilizado para analisar os dados de qualidade da água do sistema de abastecimento público da cidade de Campo Grande, e os parâmetros estudados, bem como as possibilidades de estudos estatísticos. Os capítulos 5 e 6 contêm os resultados e discussões, e as conclusões, respectivamente.

As referências bibliográficas que permitem a identificação das publicações citadas e consultadas estão finalmente no capítulo 7.

2. OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo estudar e aplicar conceitos e técnicas estatísticas no monitoramento da qualidade de água, por meio de análise de dados coletados na saída das estações de tratamento e na distribuição final de sistemas de distribuição. Visa verificar a existência de tendências sazonais, extremos estatísticos locais e a adequabilidade de padrões, dos parâmetros físico-químicos principais da qualidade de água.

Objetiva também despertar a atenção das agências reguladoras e dos demais segmentos pertinentes para a importância do gerenciamento estatístico dos dados da qualidade da água, para que se tenha uma operação eficiente de um sistema de distribuição.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Na análise estatística de dados da qualidade da água têm sido desenvolvidas metodologias que contemplam as diversas especialidades de gerenciamento de bacias hidrográficas e sistemas de abastecimento e distribuição. A legislação ambiental também acompanhou o avanço tecnológico deste gerenciamento. Neste capítulo, com o objetivo de melhor entender o assunto, descrever-se-á as principais referências bibliográficas que enfoca as generalidades do uso estatístico no gerenciamento dos dados da qualidade da água e sobre a legislação ambiental.

3.1. Generalidades do uso estatístico no gerenciamento de dados de qualidade da água

Segundo LANDWEHR (1979), índices de qualidade da água são tratados como variáveis randômicas. As classes de índices médios de qualidade da água foram examinadas e vários estudos estatísticos derivaram-se desses índices. Pesquisas foram direcionadas tendendo verificar se as funções densidade de probabilidade dos constituintes de qualidade da água e a estrutura das funções de transformação (avaliação de curvas) influenciam na capacidade dos índices em medir a performance de regulamentação.

O comportamento dessas duas estruturas de índices é uma função da densidade de probabilidade dos constituintes de qualidade da água e da função de transformação. Segundo o autor, ambos devem ser considerados quando se usar um índice para julgar o sucesso numa regulação ou simplesmente quando se avaliar traços dos componentes do índice. Por exemplo, se a tendência de aumentar ou diminuir é sugerida pelo valor do índice, se faz necessária uma análise posterior para determinar se realmente a tendência é verdadeira ou se a situação tem simplesmente se tornado mais variável. Assim as observações não necessariamente refletem o sucesso ou falha da regulação.

Percebeu-se que para manter o padrão de qualidade da água, o exame dos índices foi limitado na representação de estruturas simples. Por exemplo, nenhum índice com curvas de diferentes graus de performance ou com constituintes de qualidade da água distribuídos não identificados ou não independentemente distribuídos foram considerados. No entanto, os resultados indicaram fortemente que o comportamento dos índices é complexo e os benefícios de usar-se uns preferencialmente a outros devem ser discutidos dentro de contextos

estatísticos. Finalmente, a capacidade dessas estruturas de índices indicar sucessos para órgãos reguladores é uma função de concordância entre formação de índice e decisões regulamentares.

Métodos estatísticos que são simples o suficiente para uso imediato das agências de regulação, são viáveis na interpretação de dados da qualidade da água. Algumas destas técnicas são sumarizadas por LOFTIS et al. (1983). Eles incluem modelos de probabilidade incondicional, modelos de distribuição de probabilidade conforme estações, modelos de regressão linear e modelos de probabilidade em intervalos de confiança. Estas quatro técnicas podem ser usadas por agências reguladoras com intuito de avaliar a significância das mudanças na qualidade da água, particularmente nas violações dos padrões, com respeito à importância relativa dos impactos naturais e artificiais da qualidade da água. A escolha de cada técnica ou técnicas a aplicar, dependerá de cada situação individual.

Quatro técnicas estatísticas são apresentadas com o propósito de extrair informações de dados da qualidade da água provenientes de estações fixas, num programa de amostragens rápidas. Deu-se ênfase à interpretação dessas informações com a finalidade de expressar os padrões nos limites fixados, para nunca serem excedidos.

O primeiro método, modelo de distribuição de probabilidade incondicional, é apropriado para avaliação da probabilidade de que uma amostra simples coletada num ponto randômico no tempo violará os padrões. Se variações sazonais acentuadas forem constatadas, esta aproximação não deve ser aplicada. A segunda adequação, o modelo de distribuição sazonal contempla distribuições separadas das variáveis de qualidade da água para diferentes categorias de condições hidrológicas. Sendo assim, modelos sazonais parcialmente atentam para o fato de que violações dos padrões ocorrem mais facilmente em certas épocas que em outras. A terceira adequação, modelo de regressão linear, permite uma expressão ainda melhor do grau ao qual fatores naturais, tais como o fluxo de correnteza, temperatura da água e tempo do ano, influenciam a variação da qualidade da água. A quarta técnica, modelo de probabilidade com intervalos de confiança, proporciona medidas quantitativas das incertezas associadas com o uso de modelos de distribuição de probabilidade a ser estimado a partir de um registro de dados.

A aplicação de ferramentas da estatística básica como as descritas por LOFTIS et al. (1983) podem aumentar as habilidades das rotinas e podem prover de maneira eficiente os tipos de informações requeridas pelas agências reguladoras.

COTTER (1985), descreve um método estatístico para levantamento da qualidade da água e análise dos resultados em termos quantitativos. Os valores das variáveis da qualidade

da água numa amostragem coletada são obtidos com a função de delimitar as coordenadas espaciais e temporais de uma amostragem pontual. Quantitativamente podem ser definidas por qualquer região específica como única no tempo e no espaço. Fixados valores e aleatoriamente localizados, as amostragens podem então ser usadas para estimar com propósitos de descrição ou regulação da qualidade da água. São possíveis inferências estatísticas consistentes usando-se distribuição binomial. Propriedades quantitativas, limites de confiança, comparações com valores fixos ou entre regiões, análises de tendências, inferências simultâneas e estimação de tamanhos de amostragens são discutidos. Dois exemplos de laudo de inspeção de qualidade da água, um de *Port Phillip Bay*, e o outro de *Maribyrnong River, Victoria*, são usados para ilustrar a teoria, atendo particular atenção a esses problemas práticos. O método proposto é comparado com outros baseados em modelos estocásticos e foi tido como mais simples e mais confiável.

De acordo com o pesquisador, muitos métodos estatísticos são recomendados para levantamentos de qualidade da água requerendo dados que podem ser distribuídos de forma normal ou log-normal.

Vários problemas podem ocorrer, a saber:

- Tendência de variação aleatória pode dificultar a distinção dos dados;
- É incerto se valores excepcionalmente altos podem ser tratados como erros e serem descartados, ou serem considerados valores corretos e admitidos na declividade, em distribuição log-normal;
- A média é uma descrição estatística pobre quando existe um grau de incerteza no ângulo de distribuição;
- Os dados podem ser insuficientemente independentes para aplicar-se prontamente um modelo de distribuição;
- A estimativa pode ser apreciavelmente tendenciosa se a distribuição for truncada artificialmente pelo limite de detecção de métodos analíticos, por exemplo, como pode acontecer com metais pesados e micro nutrientes em certas pesquisas.

Segundo HELSEL & GILLIOM (1986), a estimativa dos parâmetros distribucionais (média, desvio padrão, mediana e intervalo interquartil), são freqüentemente utilizados em medidas de controle quando se tem os padrões estipulados. Oito métodos para estimativa desses parâmetros foram avaliados usando simulações de Monte Carlo. Para analisar os resultados, os mesmos métodos foram aplicados para dados de qualidade da água reais.

Os oito métodos para estimar parâmetros populacionais a partir de dados medidos avaliados foram aplicados para sedimentos suspensos sem monitoramento e dados de nutrientes, em grandes tamanhos de amostras ($n > 50$).

Em WARD & LOFTIS (1986), o gerenciamento da qualidade da água tem constatado falhas no sistema de informação de dados da qualidade da água. A existência de estações fixas monitoradas sem um acompanhamento de análises estatísticas deixa a desejar. Para corrigir esta situação foi desenvolvido um plano para sistema de monitoramento quantitativo que incorpora a natureza estatística da amostragem.

Analizando o desenvolvimento de cada critério quantitativo, o trabalho apresentado pelos pesquisadores descreve as regras estatísticas tendenciais de um monitoramento sistemático e enfatiza a necessidade dessas ações serem conjuntas, via critério de plano estatístico com o objetivo de identificar e analisar as informações estatisticamente.

Os métodos estatísticos selecionados para analisar dados de qualidade da água podem ser usados para compor planos de monitoramento, particularmente com respeito à frequência de amostragem. Por exemplo, na estimativa das médias de qualidade, a acurácia requerida relaciona-se com o número de amostragens. É discutido o uso de limites de confiança em torno da média como modo de guiar a seleção do número de amostras requeridas para um período de tempo.

De outra forma, se o objetivo estatístico é computar tendências na qualidade, a credibilidade do teste de detecção de tendências pode ser usado com o propósito de planos de redes de monitoramento.

Para um terceiro possível objetivo, ou seja, a probabilidade de computar as violações nos padrões de qualidade da água, uma meta estatística é obter uma medida com acurácia da distribuição da probabilidade.

Segundo WARD & LOFTIS (1986), a escolha de informações (médias, tendências ou violações de padrões) nas quais se baseia o estabelecimento de critérios de desempenho podem ser uma função de vários fatores:

- Objetivos prioritários dentro de uma agência de gerenciamento;
- Disponibilidade de dados para providenciar caracterizações estatísticas com os detalhes requeridos, e;
- Disposição de planos de sistema de monitoramento para fazer hipóteses relativas ao comportamento da população a ser amostrada.

Em HELSEL (1987), dados da qualidade da água são usualmente analisados com parâmetros estatísticos que requerem procedimentos de hipótese de normalidade para que sua

acurácia tenha níveis de significância alcançados. No entanto, esses dados são tipicamente distribuídos não normalmente. Quando aplicados para dados não normais, o significado de procedimentos paramétricos é insatisfatório, e seus resultados podem apresentar erros.

Três casos típicos de estudos são discutidos: diferenciação da qualidade da água em águas correntes usando análise de variância; discernimento de tipos de qualidade da água usando análise de discriminante; e teste t em diferenças entre dois grupos que incluem dados abaixo do limite de detecção.

São ilustradas cinco importantes vantagens dos métodos não paramétricos em relação aos procedimentos paramétricos comumente usados.

Procedimentos não-paramétricos têm várias vantagens sobre os paramétricos quando aplicados em dados de qualidade de água. Algumas dessas vantagens incluem: (a) não são requeridas transformações prévias, mesmo quando a condição de normalidade é satisfeita; (b) casos onde a condição de normalidade para todos os grupos não é satisfeita, os dados podem ser analisados com sucesso; (c) consegue-se grande potência para as distribuições de dados de qualidade da água; (d) podem ser feitas comparações entre os valores centrais com os valores das medianas, e preferencialmente com a média, e finalmente; (e) os dados abaixo do limite de detecção podem ser comparados sem simular valores ou retas. As informações de valores abaixo do limite de detecção são usadas com acurácia, não perdendo a representação dos parâmetros de informação.

Conforme RECKHOW et al. (1990), é necessário realizar testes estatísticos para se obter um modelo ótimo, embora a hipótese nula não permita obter a distribuição entre dados aceitáveis e altas variação de dados. Os autores apresentam que a verificação do modelo deve ser expressa como um problema de teste de hipótese, que pode ser conduzido usando uma variedade de métodos estatísticos. É sugerido um guia de estrutura apropriado para verificação da hipótese nula. Além disso, são examinadas conseqüências e medidas corretivas associadas com violação das hipóteses. O teste-t, o teste de Wilcoxon, a análise de regressão e o teste Kolmogorov-Smirnov são extensamente discutidos e aplicações de cada um são apresentadas para verificação de mecanismo do modelo de qualidade da água.

Métodos estatísticos podem ser usados para verificações dos modelos de simulação de levantamentos da qualidade da água. Em particular análises estatísticas podem avaliar modelos e permitir comparações entre predições e observações. Os métodos de teste de hipótese propostos foram baseados em hipóteses concernentes aos dados e às distribuições, em alguns casos, essas hipóteses podem ser ignoradas seguramente e em outros casos elas podem ter um impacto substancial nos resultados dos testes.

Segundo os autores, a discussão e aplicação dos testes apresentados devem prover modelos com guias sobre usos e interpretações de técnicas estatísticas otimizadas resultando em modelos de testes mais rigorosos ao longo de suas aplicações.

ZETTERQVIST (1991), discute três estudos estatísticos para análise das tendências das séries temporais de dados da qualidade da água: (a) modelo sazonal, com um teste baseado em tendências em séries de observações; (b) modelo de funções de transferência em variações de contaminantes, nos quais as séries de covariância devem ser incluídas por meio de funções de transferência, com os contaminantes modelados como um processo autoregressivo sazonal das variações da média e (c) modelo dos componentes com os quais os contaminantes são decompostos em séries que descrevem tendências, irregularidades e variações sazonais. São estudados modelos com o objetivo de incluir séries de covariância, possibilitando a interpretação de tendências, irregularidades e variações sazonais. O autor recomenda-se o modelo de componentes como sendo o mais realístico e o mais informativo dos estudos realizados. Os modelos foram aplicados para séries mensais de concentrações de fósforo no Rio Ljungbyan, localizado no sul da Suécia.

SAITO et al. (1994), realizaram uma inspeção no gerenciamento dos dados de qualidade da água em agências de controle de qualidade da água nos Estados Unidos. Este levantamento obteve informações de cada agência com respeito aos métodos de armazenagem e gerenciamento usados, os tipos de atividades que envolviam dados da qualidade da água que foram desenvolvidas pela agência, os tipos de dados da qualidade da água usados, suas origens e as atividades inter agências que envolviam tais dados.

Os resultados do levantamento indicaram que existe uma alta demanda de compartilhamento de dados, uma vez que quase todas as agências responderam que seus dados de qualidade da água são usados por outras agências. Existe também um potencial para compartilhamento de dados por causa do uso predominante de um sistema de informação geográfica e de uma base de dados.

Segundo THAS et al. (1997), a estatística dos valores extremos recentemente tem sido usual em aplicações ambientais como os estudos de nível do mar, velocidades dos ventos e concentrações de ozônio. Nesse trabalho, após uma breve visão geral sobre teoria estatística dos valores extremos, discorreu-se sobre modelagens em aplicações de gerenciamento da qualidade da água. Discorreu-se também sobre procedimentos de análises de riscos que consideram comportamento extremo da qualidade da água.

A partir de desenvolvimentos teóricos sobre a teoria dos valores extremos, a distribuição apresentada neste artigo tem sido usual em aplicações estatísticas como modelos

de ferramentas para observações extremas. Foram realizadas aplicações para várias adequações de modelagem na área de gerenciamento de qualidade da água. Estas incluem objetivos descritos e análises de intervenção e de riscos. Em geral a estatística dos valores extremos pode fornecer informações muito importantes sobre a dinâmica da qualidade da água na distribuição final, onde muitos outros métodos não são sensíveis nesta área.

Conforme FORAN et al. (1999), o *International Life Sciences Institute (ILSI)* e o *Risk Science Institute* reuniram um corpo técnico de cientistas para desenvolver recomendações para um programa de monitoramento amplo para duas bacias hidrográficas em Nova York. Este empenho foi conduzido como parte de esforços para aumentar a qualidade dos sistemas de reservatórios da cidade de Nova York por meio de um programa de proteção da bacia hidrográfica. O plano desenvolveu recomendações para a estruturação estratégica com a qual construir-se-á um programa de monitoramento. Como parte desta atividade, o plano determinou a existência de atividades de monitoramento deficientes e delineou um plano de monitoramento e de recomendações a serem desenvolvidas para informações adicionais que deverão ser coletadas. O plano determinou ainda o desenvolvimento e uso de um estudo integrado para o monitoramento da bacia hidrográfica, que projete um modelo baseado em análises de riscos, amostragens estatísticas e monitoramento básico. Este estudo proveu um levantamento sobre a saúde humana e os riscos ambientais causados por variedades de poluentes e o impacto de ações de gerenciamento implementadas para atenuar esta poluição.

JURDI et al. (2001), estudando o crescimento da demanda em recursos de água no Líbano, concluiu que o mesmo resulta da urbanização progressiva, do crescimento socioeconômico, das atividades de agricultura e desenvolvimento industrial, e segundo as autoridades nacionais, o maior fator crítico poderá ocorrer no ano de 2010.

Dificuldades políticas nos anos passados implicaram em perdas e mesmo ausência de dados referentes à qualidade da água.

O objetivo do estudo foi avaliar a qualidade da água no reservatório do rio Litani e estudar suas possibilidades de usos assim como para solução dos problemas agravantes concernentes ao tema água no Líbano. Análises estatísticas dos dados definiram três zonas ambientais distintas. Concluiu-se que a água do reservatório pode ser destinada para os diversos usos: água potável, doméstica, atividade recreacional, irrigação, criação de peixes e industrial, e esta água pode ser gerenciada para os devidos fins.

SMITH et al. (2001), estudaram condições requeridas para interpretar a situação real das águas e implementar planos para melhorar a qualidade das mesmas quando identificada como insuficiente.

De acordo com o autor, a *Environmental Protection Agency* requer que os cursos de água sejam considerados prejudiciais se mais que 10% de suas análises de condições de qualidade da água exceder os critérios padrões. Isto pode ser chamado de *raw score* – novo padrão em análise de tendências.

Concentrações de poluentes variam naturalmente, podem ocorrer erros nas medidas e ocasional violação dos padrões tolerados. No entanto, isto é tolerável do ponto de vista do processo de análise nos problemas de decisões estatísticas. Análises das condições de qualidade da água devem ser perceptivas na possibilidade de erros do tipo I (uma falsa declaração de violação dos padrões) e tipo II (falsa declaração de não violação).

As análises de tendências em relação aos padrões mostram grandes quantidades de erro tipo I. O teste binomial e a aproximação binomial bayesiana são alternativas de tendências em relação aos padrões. Esses métodos usam as mesmas informações para definir decisões, mas controlam o grau de erros. Os dois métodos estatísticos diferem basicamente na consideração de informação prévia sobre violações em relação aos padrões estabelecidos.

Conclusões falsas de que a qualidade da água está comprometida resulta em novos planos sem necessidade e controle de poluição implicando em custos. De outra maneira conclusões falsas de que a qualidade da água não é ruim pode colocar em risco a saúde humana e os serviços de proteção ao meio ambiente aquático.

As variáveis da qualidade da água: turbidez, pH, condutividade elétrica, cloretos e dureza total foram monitoradas no Rio Tamiraparani entre 1978 e 1992 por RAVICHANDRAN (2002). As observações ocorreram em intervalos semanais nas águas a serem tratadas e nos reservatórios de água de abastecimento público, usando-se métodos padrões. A exploração dos dados deu-se através de análises gráficas e estatísticas, com a finalidade de detectar tendências e projetar um gerenciamento adequado. A plotagem de *Whisker-Box* para mudanças sazonais e anuais nas variáveis indicaram tendências aparentes na série de dados e suas atuações na influência sazonal das chuvas de monções. No entanto, a análise dos valores médios das variáveis indicaram mudanças nas direções das tendências ocorridas durante 1985 e 1986, especialmente no pH, na condutividade elétrica e na dureza total. A análise estatística foi realizada usando-se métodos não paramétricos, a ANCOVA nas transformações da série de dados e o teste sazonal Man-Kendall. Os valores estimados indicaram significativo crescimento na condutividade elétrica ($28 \mu\text{S cm}^{-1}$), enquanto significativo decréscimo foi observado na turbidez (90 NTU), no pH (0,78) e na dureza total (23 ppm) num intervalo de 15 anos. Estas mudanças foram induzidas no rio por meio da

estabilização do reservatório, da influência da sazonalidade e das chuvas de monções na bacia do rio como também com o aumento da agricultura.

Em BILGE et al. (2003), o principal objetivo foi determinar o relacionamento entre parâmetros de qualidade da água e dados digitais provenientes do satélite para estimar e mapear tais parâmetros num reservatório. Sedimentos suspensos, clorofila e a profundidade de penetração da energia luminosa foram os parâmetros para a determinação da qualidade da água usados neste estudo. A coleta destes dados foi sincronizada com o satélite Landsat após setembro de 1987. O relacionamento entre os valores de luminosidade dos dados obtidos via satélite e parâmetros de qualidade da água foram determinados. Usando os dados fornecidos pelo satélite foi desenvolvida uma equação de regressão múltipla para estimar os parâmetros de qualidade da água, e a validação destes dados foi verificada usando-se ANOVA. Os efeitos de sedimentos suspensos e clorofila “a” sob a profundidade de penetração da energia luminosa foram testados não somente para dados subterrâneos, mas também para os dados superficiais obtidos pelo satélite. Foram desenvolvidas equações de regressão para dois conjuntos de dados diferentes e a homogeneidade dessas equações foi testada. Finalmente, essas equações de regressão avaliadas a partir dos dados digitais do satélite e dados subterrâneos foram aplicadas para mapear valores da profundidade de penetração da energia luminosa.

Este estudo mostrou que é possível usar os dados de satélite para estimar não somente parâmetros físicos da qualidade da água tais como sedimentos suspensos, clorofila a e profundidade de transmissão da luz, mas também componentes químicos como $\text{NO}_3\text{-N}$, realizado no reservatório em estudo. Os valores da profundidade de penetração da energia luminosa são mais sensíveis que os medidos pelo disco Secchi.

Equações de regressão múltipla e linear dos parâmetros de qualidade da água foram obtidas usando-se dados provenientes do satélite.

GIBBONS (2003), propôs uma adequação estatística para calcular a Carga Diária Máxima Total (TMDL), com a finalidade de tomar decisões sobre a qualidade de água, se o número de amostras que excedem os parâmetros oficiais podem ou não ser considerados prejudiciais ao meio ambiente ou à saúde animal e vegetal. Este método tem como segurança o fato de que não mais que 10% da amostragem pode exceder os padrões oficiais com alto nível de confiança (por exemplo, 95%). Este método é baseado em $100(1 - \alpha)\%$ abaixo do limite de confiança em um percentual acima da distribuição de concentração. As características do método incluem: (a) um teste de hipótese direto que especifica a porcentagem de distribuição de concentração real que excede o padrão oficial; (b) é aplicável

a ampla variedade de distribuição de concentrações estatísticas diferentes; (c) é diretamente incorporada a magnitude de concentrações medidas diferentemente das adequações estatísticas tradicionais, e (d) têm uma estatística explícita para características marcantes (por exemplo, qual é a probabilidade de ausência de impacto ambiental). Estudos detalhados de registros simples revelam que as realizações de potentes estudos de estatística avançadas são de alto custo e tem inaceitáveis razões positivas falsas acentuadas (30% a 40% de resultados positivos falsos). Por contraste, esta aproximação estatística resulta em potente estatística similar enquanto realiza uma razão positiva falsa de 5%.

O uso de limite de confiança inferior para maiores percentuais na distribuição de poluentes em aplicações de amostragens nos corpos d'água proporciona soluções rigorosas aos problemas associados com registro simples do número de análises realizadas e que excedem o padrão.

Características estatísticas potentes (marcantes) indicam que esta aproximação proporciona resultados sensíveis nos casos em que não existe claramente um impacto, como também naqueles casos onde os valores excedentes ao padrão são aparentes.

Segundo GIBBONS (2003), uma vantagem distinta dos limites de confiança inferior não paramétricos é que eles não requerem ajustamento estatístico para medidas não detectadas e é robusto para forma distribucional dos dados observados. Isto é muito importante porque em amostras pequenas, testar a forma distribucional dos dados não é confiável. Pode-se perceber, no entanto, que limites de confiança inferior normais aparentam ser razoavelmente robusto para distribuições não específicas, e podem portanto, serem usados com razoável confiança quando dados insuficientes são disponíveis para uma alternativa não paramétrica.

Por uso de adequação estatística apresentada no trabalho do pesquisador, procurou-se então focar uma ligação fraca de um percentual acima da distribuição de poluentes verdadeiros e não um simples registro de se os percentuais medidos ambientalmente disponíveis excedem ou não os padrões oficiais. Além disso, o método descrito foi sensível às medidas reais de concentração e simplesmente não se baseia em determinações binárias de se as medidas realizadas excedem ou não o padrão oficial.

Segundo SHABMAN & SMITH (2003), requer-se um levantamento das condições da qualidade da água onde os limites de monitoramento de dados devem ser confiáveis.

Por motivo da limitação de dados haverá sempre um potencial erro ao decidir se o padrão de qualidade da água foi atingido. No entanto, a informação usada em procedimentos estatísticos torna possível que se descreva e gerencie esses erros. Isto foi realizado de modo que cada procedimento do estudo da qualidade da água delineou suas implicações no

monitoramento do estabelecimento de padrões de qualidade da água, tendendo a um padrão fixo que se deve acomodar os limites de monitoramento de dados e procedimentos estatísticos que irão ser usados para estudos de qualidade da água.

Não se tem certeza que os chefes políticos que gerem a qualidade da água ou órgãos públicos estão prontos para aceitar uma representação estatística das condições da qualidade da água. Líderes políticos querem ser dogmáticos em seus pronunciamentos públicos, eles e o público têm uma expectativa das certezas científicas: esse rio é ou não é poluído, relatando se o rio está ou não nos padrões de qualidade da água. Espaços para uma visão ampla de levantamentos da qualidade da água e colocação de um padrão como exigência de teste de hipótese estatística, possibilitam confrontar a necessidade de tornarem-se explícitas as escolhas de regras públicas sobre aceitabilidade de razão de erros. Uma possibilidade é que para certos poluentes ou certos corpos de água, um erro Tipo II pode não ser uma ameaça pública real. Neste caso pode-se escolher um erro positivo falso para minimização. O reverso pode ser verdadeiro em outros corpos de água e para outros poluentes.

US EPA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2004), avaliou a qualidade da água de abastecimento público das 101 maiores cidades dos Estados Unidos. O estudo comparou os dados de água de abastecimento público de cada cidade com os guias e critérios da *National Academy of Sciences* e com os mais estritos padrões da *U.S. Environmental Agency*, conforme Tabela 2.1.

Os principais objetivos desse trabalho com a qualidade da água foram assegurar a saúde da população atual e manter, preservar e conservar as preciosas fontes de água com a finalidade de assegurar uma adequada qualidade da água e seu suprimento para as futuras gerações.

US EPA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2000), provê diretrizes gerais para a organização de estudos e critérios da qualidade da água e especificações de performance para se tomar decisões.

A *Environmental Protection Agency (EPA)* desenvolveu um processo para performance de levantamentos da qualidade da água com a finalidade de gerenciamentos de projetos e planos, para determinar se o tipo, quantidade e qualidade dos dados são suficientes para que as Agências Reguladoras procedam a decisões corretas.

Este guia relata experiências de projetos e análises estatísticas de dados ambientais em diferentes Programas Oficiais do EPA. Muitos elementos de guias anteriores como estatística e planejamento científico foram incorporados neste documento.

A estrutura geral deste guia possibilitará ao analista investigar muitos problemas diferentes usando metodologia sistemática, conforme ilustrado na Figura 2.1.

TABELA 2.1 – Relatório anual da qualidade da água. Estados Unidos - 2004.

			Carson		Putnam		Shades Mountain		Western	
Padrão Primário de Água Potável – os limites são fixados baseados nos efeitos da saúde pública										
PARÂMETROS	MCLG	MCL	Maior	Range	Maior	Range	Maior	Range	Maior	Range
Cobre (mg/l)	1,3	1,3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Chumbo (mg/l)	0,00	0,015	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Nitrato (mg/l)	10,00	10,00	0,24	0,24	0,46	0,46	0,42	0,42	0,45	0,45
Nitrato total/Nitrito (mg/l)	0,00	10,0	0,24	0,24	0,46	0,46	0,42	0,42	0,45	0,45
Carbono Orgânico Total (Razão de Remoção)	N/A	TT	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Cloro (mg/l)	4,00	4,00	1,83	1,70-1,83	2,10	1,60-2,10	2,50	2,00-2,50	2,00	1,80-2,00
Fluor (mg/l)	4,00	4,00	0,81	0,81	0,80	0,80	0,76	0,76	0,80	0,80
Trihalometanos Totais (µg/l)	0,00	80,0	35,8	22,8-35,8	35,7	26,3-35,7	74,0	15,1-17,0	40,1	24,4-40,1
Ácido Haloacético Total (µg/l)	0,00	60,0	19,5	15,2-19,5	24,3	14,9-24,3	37,9	17,4-37,9	18,5	15,0-18,5
	MCLG	MCL				Substância Microbiológica no Sist. Distribuição				
Bactéria Coliformes Totais	0,00	Presença de bactéria coliforme é < 5% das amostras mensais				Nenhuma amostra no sistema de distribuição foi positiva para bactéria Coliforme Total				
Padrão de água potável. Limites baseados nos efeitos na saúde pública										
	MCLG	MCL								
Trihalometanos Totais (µg/l)	N/A	Média anual de operação do sistema (RAA): 80 µg/l							33,5	22,0-44,9
Ácido Haloacético Total (µg/l)	N/A	Média anual de operação do sistema (RAA): 60 µg/l							19,6	16,0-25,0
			Carson		Putnam		Shades Mountain		Western	
Padrão Secundário de Água Potável – os limites são baseados em efeitos cosméticos ou estéticos										
PARÂMETROS	MCLG	MCL	Maior	Range	Maior	Range	Maior	Range	Maior	Range
Alumínio (mg/l)	0,00	0,20	0,31	0,31	ND	ND	0,14	0,14	ND	ND
Cálcio (mg/l)	0,00	Mon.	17,5	12,4-17,5	13,6	10,4-13,6	36,1	24,2-36,1	24,5	17,5-24,5
Magnésio (mg/l)	0,00	Mon.	5,00	3,29-5,00	4,30	3,56-4,30	7,19	4,93-7,19	2,25	2,20-2,25
Sódio (mg/l)	0,00	Mon.	2,20	1,61-2,20	2,00	1,59-2,00	9,20	5,91-9,20	1,90	1,47-1,90
Dióxido de Carbono (mg/l)	0,00	Mon.	15,0	ND-15,0	10,6	5,28-10,6	22,9	4,40-22,9	12,3	ND-12,3
pH	0,00	Mon.	9,00	7,50-9,00	8,00	7,50-8,00	7,80	7,80	8,60	7,60-8,60
STD (mg/l)	0,00	Mon.	146,0	56,0-146,0	120,0	66,0-120,0	140,0	78,0-140,0	160,0	31,0-160,0
Dureza Total (mg/l)	0,00	Mon.	72,0	51,0-72,0	63,0	43,8-63,0	104,0	87,0-104,0	91,0	52,9-91,0
Alcalinidade Total (mg/l)	0,00	Mon.	32,0	19,0-32,0	28,0	18,0-28,0	94,0	60,0-94,0	26,0	21,0-26,0
Turbidez (UNT)	N/A	0,3 TT	ND	ND	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
Cloreto (mg/l)	0,00	250	4,00	4,00	4,68	4,68	7,19	7,19	4,42	4,42
Sulfato (mg/l)	0,00	500	30,1	29,2-30,1	23,9	21,9-23,9	35,0	32,4-35,0	48,1	29,6-48,1
Condutividade Específica (uS)	0,00	Mon.	152,0	129,0-152,0	135,0	120,0-135,0	299,0	230,0-299,0	190,0	138,0-190,0

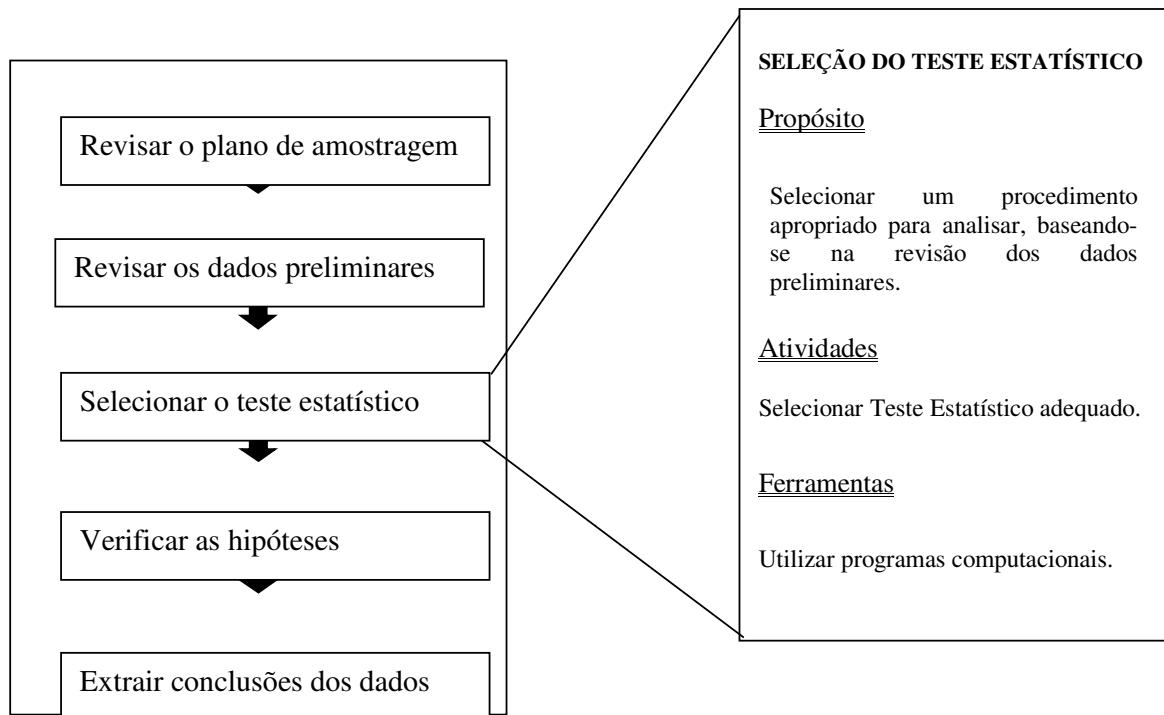


FIGURA 2.1 - Metodologia sistemática para estudos de qualidade da água.

3.2. Legislação ambiental

WHO WORLD HEALTH ORGANIZATION (2004), coloca que a aceitabilidade da água de beber aos consumidores é subjetiva e pode ser influenciada por seus diferentes constituintes, segundo Tabelas 2.2 e 2.3. As concentrações com as quais os constituintes são objetáveis aos consumidores é variável e depende de fatores locais e individuais, incluindo a qualidade da água com a qual a comunidade é acostumada e considerações de cunho social, ambiental e cultural.

Neste guia não foram estabelecidos valores para os constituintes da qualidade da água que não tenham impactos diretos sobre a saúde. As referências apresentadas são baseadas em níveis abaixo daqueles aos quais os consumidores rejeitaram. Não são números precisos, podendo ocorrer problemas mesmo se estas concentrações forem de níveis menores ou maiores do que os números indicados, dependendo da circunstância individual e local.

TABELA 2.2 - Aspectos de aceitabilidade da água – Organização Mundial da Saúde.

PARÂMETRO	NÍVEIS DE ACEITABILIDADE	UNIDADE
Gosto	Aceitável aos consumidores	-
Odor	Aceitável aos consumidores	-
Aparência	Aceitável aos consumidores	-
Alumínio	0,1	mg/l
Amônia	1,5	mg/l
Cloreto	250	mg/l
Cloro	0,3	mg/l
Cor	15	UC
Cobre	1	mg/l
Dureza	500	mg/l
Sulfeto de hidrogênio	0,05	mg/l
Ferro	0,3	mg/l
pH	6,5 – 8,0	-
Sólidos totais dissolvidos	600	mg/l
Turbidez	0,1	UT

TABELA 2.3 - Guia de valores para verificação de qualidade microbiológica^a. OMS.

ORGANISMOS	VALORES DESTE GUIA
Toda água potável	Não deve ser detectada em qualquer amostragem de 100 ml
E. coli ou bactéria coliforme termotolerante ^b	
Água tratada na entrada do sistema de distribuição	Não deve ser detectada em qualquer amostragem de 100 ml
E. coli ou bactéria coliforme termotolerante ^b	
Água tratada no sistema de distribuição	Não deve ser detectada em qualquer amostragem de 100 ml
E. coli ou bactéria coliforme termotolerante ^b	

^aDeve ser procedida imediata ação investigativa se houver detecção de E. coli.

^bEmbora E. coli seja o mais importante indicador de poluição fecal, a contagem de bactérias coliformes termotolerantes é uma alternativa aceitável. Se necessário, testes de confirmação devem ser procedidos. Bactérias coliformes totais não são indicadores aceitáveis para qualidade de água de abastecimento, praticamente em áreas tropicais, onde muitas bactérias de significância não sanitária ocorrem em quase todas as águas de abastecimento não tratadas.

US EPA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2005), compõe-se de duas categorias de padrões de água potável: *National Primary Drinking Water Regulation (NPDWR)* ou padrão primário e *National Secondary Drinking Water Regulation (NSDWR)*, ou padrão secundário.

O padrão primário é um padrão legalmente exigível aos sistemas de água pública, como consta nas Tabelas 2.4, 2.5, 2.6 e 2.7. Este padrão protege a qualidade da água de beber

por meio de níveis de limites de contaminantes específicos que podem afetar adversamente a saúde pública e são de conhecida ocorrência na água.

TABELA 2.4 – Desinfetantes – Padrão Primário.

CONTAMINANTES	MCLG ¹ (mg/l)	MCL ou TT ¹ (mg/l)
Cloraminas (como Cl₂)	4	4,0
Cloro (como Cl ₂)	4	4,0
Dióxido de cloro (como ClO ₂)	0,8	0,8

TABELA 2.5 – Padrões de Radioatividade.

CONTAMINANTES	MCLG ¹ (mg/l)	MCL ou TT ¹ (mg/l)
Partículas alfa	Nenhum ¹ /zero	15 picocuries por litro (pCi/l)
Partículas beta e emissões de fótons	Nenhum ¹ /zero	4 millirems por ano
Radio 226 e Radio 228 (combinados)	Nenhum ¹ /zero	5 (pCi/l)

TABELA 2.6 – Microorganismos – Padrão Primário.

CONTAMINANTES	MCLG ¹ (mg/l)	MCL ou TT ¹ (mg/l)
<i>Cryptosporidium</i>	zero	TT ³
<i>Giardia lamblia</i>	zero	TT ³
	n/a	TT ³
<i>Legionella</i>	zero	TT ³
<u>Coloformes totais (incluindo coliformes fecais e E. Coli)</u>	zero	5.0%
Turbidez	n/a	TT ³
Víroses (entéricas)	zero	TT ³

TABELA 2.7 – Desinfecção por Produtos – Padrão Primário.

CONTAMINANTES	MCLG ¹ (mg/l)	MCL ou TT ¹ (mg/l)
Bromato	Zero	0,010
Cloreto	0,8	1,0
Ácido haloacético (HAA5)	n/a	0,060
Trihalometanos totais (TTHMs)	Nenhum	0,10

O padrão secundário, consta de padrões não exigíveis, conforme Tabela 2.8, relativo a contaminantes que podem causar efeitos cosméticos (como descoloração da pele ou dentes) ou efeitos estéticos (como gosto, odor ou cor) na água de beber. O EPA recomenda este padrão para sistemas de água, mas não requer a obrigatoriedade de seu cumprimento.

Notas:

¹*Definições*

Maximum Contaminant Level (MCL) – Maior nível de contaminante permitido em água de beber. MCLs são fixados próximos ao MCLGs como condição possível de usar-se a melhor tecnologia de tratamento disponível, considerando-se custos. MCLs são padrões exigíveis.

Maximum Contaminant Level Goal (MCLG) – Nível de contaminação na água potável abaixo do qual não existe expectativa de riscos à saúde. MCLGs permitem uma margem de segurança, porém não exigíveis pela saúde pública.

Maximum Residual Disinfectant Level (MRDL) – Maior nível de desinfecção permitido na água de beber. Existe uma convicção evidente de que é necessária a adição de desinfetante para controle de contaminantes microbiológicos.

Maximum Residual Disinfectant Level Goal (MDLG) – Nível de desinfecção de água potável abaixo do qual não existe conhecimento de riscos ou expectativas de riscos à saúde. MDLGs não perturbam os benefícios de uso de desinfetantes para o controle de contaminantes microbiológicos.

Treatment Technique (TT) - Processo requerido com o objetivo de reduzir o nível de contaminante da água de beber.

As regras de tratamento das águas superficiais requeridas pelo EPA para os sistemas que usam águas superficiais ou subterrâneas com influência direta de águas superficiais são desinfetar e filtrar essas águas ou manter critérios para evitar filtração de maneira que os contaminantes descritos abaixo sejam controlados nos seguintes níveis:

- *Cryptosporidium*: (conforme 1/1/02 para sistemas que atendem > 10.000 pessoas e 14/1/05 para sistemas < 10.000 pessoas) 99% de remoção;

- *Giardia lamblia*: 99,9% de remoção/inativação;

- Vírus: 99,99% de remoção/inativação;

- *Legionella*: Nenhum limite, mas o EPA acredita que se *giardia* e vírus são removidos/inativados, a *Legionella* também mantém-se sob controle.

- Turbidez: Em nenhum momento a turbidez deve ser acima de 5 unidades nefelométricas de turbidez (UNT). Sistemas que usam filtros devem assegurar que a turbidez não ultrapasse 1 UNT (0,5 UNT para filtração convencional ou direta) em pelo menos 95%

das amostras diárias em qualquer mês. Conforme 1/1/02, a turbidez não deve exceder 1 UNT e não deve exceder 0,3 UNT em 95% das amostras diárias em qualquer mês.

TABELA 2.8 – Contaminantes - Padrão Secundário.

CONTAMINANTE	PADRÃO SECUNDÁRIO
Alumínio	0,05 a 0,2 mg/l
Cloro	250 mg/l
Cor	15 (unidades de cor)
Cobre	1,0 mg/l
Corrosividade	Não corrosivo
Fluor	2,0 mg/l
Agentes fumegantes	0,5 mg/l
Ferro	0,3 mg/l
Manganês	0,05 mg/l
Odor	Mínimo de 3 números de odor
PH	6,5 a 8,5
Prata	0,10 mg/l
Sulfato	250 mg/l
Sólidos totais dissolvidos	500 mg/l
Zinco	5 mg/l

HPC: Não mais que 500 colônias de bactérias por mililitro.

Se mais de 5,0% das mostras totais de coliformes forem positivas em um mês (para sistemas de água que coletam menos que 40 amostras por mês, não mais que uma amostra pode ser positiva para coliformes por mês). Toda amostra que apresentar coliformes totais deve ser analisada para coliformes fecais ou E. coli; se duas amostragens forem positivas para coliformes totais e uma for também positiva para E. coli e coliformes fecais, o sistema violou os padrões MCL.

EUROPEAN ECONOMIC COMMUNITY (1998) adaptou a Council Directive 80/778/EC de 15 de julho de 1980, concernente à qualidade da água para consumo humano, relativamente ao progresso científico e tecnológico; enquanto a experiência adquirida a partir da implementação desta Directiva mostrou que é necessário criar uma estrutura apropriadamente flexível e transparentemente legal para os Estados Membros corrigirem falhas específicas ao manter os padrões, de forma a promover e assegurar o uso sustentável da água de consumo humano, conforme Tabelas 2.9 a 2.11.

O propósito de checar o monitoramento é providenciar regularmente informações das qualidades organolépticas e microbiológicas da água de distribuição para consumo humano, Tabela 2.12, como também informações sobre a efetividade dos tratamentos de água potável

(particularmente de desinfecção) onde são usados, com o objetivo de determinar se a água para consumo humano é mantida dentro dos padrões conforme legislação vigente.

TABELA 2.9 – Parâmetros microbiológicos.

PARÂMETROS	VALOR PARAMÉTRICO (Número em 100 ml)
<i>Echerichia coli</i> (<i>E. Coli</i>)	0
Enterococos	0

TABELA 2.10 – Parâmetros indicadores.

PARÂMETROS	VALOR PARAMÉTRICO	UNIDADE	NOTAS
Alumínio	200	µg/l	
Amônia	0,50	mg/l	
Cloreto	250	mg/l	
Clostridium perfringers (inclusive esporos)	0	Número/100 ml	
Cor	Aceitável aos consumidores Nenhuma alteração anormal	µS cm ⁻¹ a 20 °C	
Condutividade	2500		
Concentração Hidrog.	≥ 6,5 e ≤ 9,5	Unidades de pH	
Ferro	200	µg/l	
Manganês	50	µg/l	
Odor	Aceitável aos consumidores Nenhuma alteração anormal		
Oxibilidade	5,0	mg/l O ₂	
Sulfato	250	mg/l	
Sódio	200	mg/l	
Gosto	Aceitável aos consumidores Nenhuma alteração anormal		
Contagem de colônias a 22°C	Nenhuma alteração anormal		
Bactérias coliforme	0	Numero/100 ml	
Carbono orgânico total (COT)	Nenhuma alteração anormal		
Turbidez	Aceitável aos consumidores Nenhuma alteração anormal		
Tritio	100	Bq/l	
Dose indicativa total	0,10	mSv/ano	

Nota 1. A água não deve ser corrosiva.

Nota 2. Estes parâmetros não precisam ser analisados a menos que a água origina-se ou sofre influencias de águas superficiais. No caso deste parâmetro não ser cumprido, o Estado

Membro responsável deve investigar o fornecimento de água para assegurar que não existe perigo potencial para a saúde humana provindo da presença de microorganismos patogênicos, por exemplo, cryptosporidium. O Estado Membro deve registrar os resultados em relatório.

Nota 4. Este parâmetro não precisa ser medido se o COT for analisado.

Nota 6. Este parâmetro não precisa ser medido para fornecimento menor que 10.000 m³ ao dia.

Nota 7. No caso de tratamento de águas superficiais, os Estado Membros devem monitorar para que o valor paramétrico não exceda 1,0 UNT na água de captação para tratamento.

TABELA 2.11 – Radioatividade.

PARÂMETROS	VALOR PARAMÉTRICO	UNIDADE	NOTAS
Tritio	100	Bq/l	
Dose indicativa total	0,10	mSv/ano	

TABELA 2.12 – Parâmetros para monitoramento.

Alumínio (Nota 1)
Amônia
Cor
Condutividade
Clostridium perfringens (incluindo esporos) (nota 2)
Echerichia coli (E.coli)
Concentração hidrogeniônica
Ferro (Nota 1)
Nitrito (nota 3)
Odor
Pseudomonas aeruginosa (nota 4)
Gosto
Contagem de colônia a 22 °C e 37 °C (nota 4)
Bactéria coliforme
Turbidez

Nota 1: Necessário somente quando usar-se flocculante.

Nota 2: Necessário somente se a água for de origem ou for influenciada por águas superficiais

Nota 3: Necessário somente quando a cloração for usada para desinfecção.

Nota 4: Necessário somente no caso de água para venda em garrafas ou contêineres.

BRASIL (2004), substituiu a Portaria 1469/2000. Contempla enfoque epidemiológico permeando toda a Norma, com visão sistêmica e integrada de qualidade da água, princípio das boas práticas de produção da água, delimitação de competências e responsabilidades da

Secretaria de Vigilância em Saúde e do produtor de água, valorização dos direitos do consumidor, acesso irrestrito à informação sobre a qualidade da água consumida, definições adequadas e atualizadas, parâmetros atualizados com referência básica nos Guias OMS dos anos de 1995, 1996 e 1997 e nas legislações internacionais dos Estados Unidos, Canadá e Europa.

Introduz como novos parâmetros cianobactérias, enterovirus, *Giardia*, *Cryptosporidium* e outros, conforme Tabelas 2.13, 2.14, 2.15 e 2.16. Valoriza os parâmetros, inclui avaliação e gerenciamento de riscos à saúde, compatibiliza os parâmetros e padrões em função do desenvolvimento tecnológico e científico e de novas metodologias analíticas, adequa à realidade técnica laboratorial existente no país, considera a nova estrutura de Vigilância Ambiental em Saúde em implantação no país e baseia-se na avaliação e gerenciamento de risco ambiental e epidemiológico.

TABELA 2.13 – Padrão de aceitação para consumo humano.

PARÂMETRO	UNIDADE	VMP ⁽¹⁾
Alumínio		0,2
Amônia (como NH ₃)	mg/l	1,5
Cloreto	mg/l	250
Cor aparente	UH ⁽²⁾	15
Dureza	mg/l	500
Etilbenzeno	mg/l	0,2
Ferro	mg/l	0,3
Manganês	mg/l	0,1
Monoclorobenzeno	mg/l	0,12
Odor	-	Não objetável ⁽³⁾
Gosto	-	Não objetável ⁽³⁾
Sódio	mg/l	200
Sólidos Dissolvidos totais	mg/l	1000
Sulfato	mg/l	250
Sulfeto de Hidrogênio	mg/l	0,05
Surfactantes	mg/l	0,5
Tolueno	mg/l	0,17
Turbidez	UT ⁽⁴⁾	5
Zinco	mg/l	5
Xileno	mg/l	0,3

NOTAS: (1) Valor máximo permitido.

(2) Unidade Hazen (mg Pt-Co/l).

(3) Critério de referência

(4) Unidade de turbidez.

Recomenda-se que, no sistema de distribuição, o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5.

Recomenda-se que o teor máximo de cloro residual livre, em qualquer ponto do sistema de abastecimento, seja de 2,0 mg/l.

TABELA 2.14 – Padrão de radioatividade para água potável.

PARÂMETRO	UNIDADE	VMP ⁽¹⁾
Radioatividade alfa global	BQ/l	0,1
Radioatividade beta global	BQ/l	0,1

NOTAS: (1) Valor Máximo Permitido.

TABELA 2.15 – Padrão microbiológico de potabilidade da água para consumo humano

PARÂMETRO	VMP ⁽¹⁾
Água para consumo humano ⁽²⁾	
<i>Escherichia coli</i> ou coliformes termotolerantes ⁽³⁾	Ausência em 100 ml
Água na saída do tratamento	
Coliformes totais	Ausência em 100 ml
Água tratada no sistema de distribuição (reservatórios e rede)	
<i>Escherichia coli</i> ou coliformes termotolerantes ⁽³⁾	Ausência em 100 ml
Coliformes totais	Sistemas que analisam 40 ou mais amostras por mês: Ausência em 100 ml em 95% das amostras examinadas no mês; Sistemas que analisam menos de 40 amostras por mês: Apenas uma amostra poderá apresentar mensalmente resultado positivo em 100 ml.

NOTAS: (1) Valor Máximo Permitido.

(2) Água para consumo humano em toda e qualquer situação, incluindo fontes individuais como poços, minas, nascentes, dentre outras.

(3) a detecção de *Escherichia coli* deve ser preferencialmente adotada.

TABELA 2.16 – Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção.

TRATAMENTO DA ÁGUA	VMP⁽¹⁾
Desinfecção (água subterrânea)	1,0 UT ⁽²⁾ em 95% das amostras
Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta)	1,0 UT ⁽²⁾
Filtração lenta	2,0 UT ⁽²⁾ em 95% das amostras

NOTAS: (1) Valor Máximo Permitido.

(2) Unidade de turbidez.

4. METODOLOGIA

É finalidade deste capítulo, descrever o delineamento da pesquisa, os fundamentos teóricos e hipóteses de pesquisa apresentando a caracterização do local de estudo, os conceitos estatísticos básicos, o programa computacional utilizado, análise de sazonalidade e extremos locais, e a adequabilidade de padrões.

4.1. Descrição do local

Este estudo foi realizado na cidade de Campo Grande, que tem altitude média de 532 m acima do nível do mar e situa-se nas seguintes coordenadas geográficas: Latitude - 20° 26' 34" Sul e Longitude - 54° 38' 47" Oeste, no divisor de águas das Bacias Hidrográficas dos Rios Paraná e Paraguai. Possui uma área total de 8.118,4 km². Dois Distritos fazem parte do Município: Anhanduí e Rochedinho, que por força da Lei Complementar nº. 5 de 22 de novembro de 1995, que institui o Plano Diretor de Campo Grande, passaram a ser consideradas como regiões urbanas, para fins de planejamento (PLANURB, 1999).



FIGURA 4.1 – Mapa do Brasil locando Campo Grande – MS.

Fonte: IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Geologicamente, o município de Campo Grande está inserido na Bacia Sedimentar do Paraná, conforme Figura 4.1, mais precisamente no compartimento denominado "Planalto de Maracajú-Campo Grande", assentado sobre a Formação Caiuá, do Grupo Bauru, e Formações

Serra Geral e Botucatu, do Grupo São Bento. A Formação Caiuá é composta de arenitos finos a médios e grosseiros, arcoseanos e ferruginosos, sendo que este último ocupa a maior parte da porção leste do Município. A Formação Serra Geral é constituída por uma seqüência de derrames basálticos. Estas rochas efusivas estão assentadas sobre arenitos eólicos da Formação Botucatu e capeadas pelos arenitos continentais, fluviais e lacustres do Grupo Bauru (PLANURB, 1999).

O relevo do município está compreendido em duas grandes regiões geomorfológicas e quatro unidades. São elas: a Região dos Planaltos Arenito-Basáltico Interiores, compreendendo as unidades do Planalto de Dourados, as Rampas arenosas dos Planaltos Interiores e os Divisores Tabulares dos Rios Verde e Pardo e a Região dos Planaltos da Borda Ocidental da Bacia do Paraná, cuja unidade corresponde ao Terceiro Patamar da Borda Ocidental (PLANURB, 1999).

As classes de solos predominantes no município são os seguintes: Latossolo vermelho-escuro, Latossolo Roxo, Areias Quartzosas, Solos Litólicos (PLANURB, 1999).

O clima de Campo Grande, segundo a classificação de Köppen, situa-se na faixa de transição entre o sub-tipo Cfa – mesotérmico úmido sem estiagem, em que a temperatura do mês mais quente é superior a 25°C, tendo o mês mais seco valor superior a 30 mm de precipitação e o sub-tipo Aw – tropical úmido com estação chuvosa no verão e seca no inverno. Cerca de 75% das chuvas ocorre entre os meses de outubro e abril, quando a temperatura média oscila em torno de 24°C. Os meses de menor precipitação são junho, julho e agosto e a temperatura média é de 20°C. Os déficits hídricos ocorrem com maior intensidade nesses meses, onde a média das temperaturas mínimas é abaixo de 15°C. O mês mais seco é o mês de agosto (EMBRAPA, 1999).

O Município de Campo Grande encontra-se localizado, predominantemente, na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, onde o Rio Anhanduí é o principal curso d'água do Município, tendo como seus afluentes, a maioria dos corpos d'água, destacando-se o Rio Anhanduizinho, Ribeirão da Lontra, e os córregos Cachoeira, Três Barras, Anhanduí, Lageado, Lageadinho, Imbirussu, Pouso Alegre, do Engano, Mangue, Lagoa, Lagoinha, Estiva, Limpo, da Areia, Arame e Fortaleza. Os córregos Guariroba, Água Turva, Estaca e Ribeirão das Botas, são tributários da sub-bacia do Rio Pardo, que, por sua vez, é afluente do Rio Paraná. Os córregos Lageado e Guariroba estão destinados ao fornecimento de água potável à população campograndense e contribuem com aproximadamente 80% da água consumida no perímetro urbano. Uma pequena porção noroeste de seu território, situa-se na Bacia Hidrográfica do Rio Paraguai, na qual encontram-se os córregos Mateira, Ceroula e Angico (PLANURB, 1999).

4.2. Descrição estatística

4.2.1 - As perspectivas do sistema

O monitoramento da qualidade da água tem sido visto como um sistema de operação, no qual, quando com sua performance otimizada, provêm informações sobre o comportamento das variações da qualidade da água.

O sistema de operações consiste em:

- Coletar amostras
- Análises laboratoriais ou de campo das amostras
- Trabalhar os dados
- Analisar os dados
- Relatório
- Transferir as informações sobre comportamento da qualidade da água para o público, seus representantes eleitos e para os responsáveis para o gerenciamento da qualidade da água.

Este não é um sistema simples e nem faz parte de um plano fácil. No entanto, cada sistema, particularmente com propósitos de regulação, é freqüentemente definido ou redefinido de maneiras específicas, de modo que seus objetivos sejam alcançados.

Os planos de sistemas de monitoramento da qualidade da água apresentam dois passos principais, com o objetivo de introduzir maior sistemática e através de estudos estatísticos monitorar o desempenho dos sistemas. Estas etapas podem ser sumarizadas como segue:

- Etapa I: Definir as informações suficientes, os métodos estatísticos e os procedimentos necessários para atender as expectativas;
- Etapa II: Confirmar que a população de qualidade da água que está sendo amostrada não viola as hipóteses básicas de escolha dos métodos de análise;

Nas etapas acima, métodos estatísticos fazem parte de uma regra muito importante na definição de expectativas de informações (etapa I), confirmando que as escolhas de métodos estatísticos são, de fato, apropriadas para proporcionar um comportamento estatístico básico das variáveis de qualidade da água (etapa II); e, no controle de qualidade, relevantes procedimentos de segurança da qualidade perfazem a qualidade total do sistema .

As expectativas de informações devem ser expressas em termos estatísticos que descrevem os procedimentos de relatório e os tipos de conclusões apropriadas. Uma sondagem é, entretanto, providencial para avaliar a praticidade das expectativas em conformidade com os orçamentos e as limitações estatísticas. Espera-se, na etapa I, que os resultados em consenso com as informações usadas e planos de sistemas de monitoramento configure exatamente o que se quer produzir com o empenho de monitoramento.

As expectativas de um sistema de informação por meio de métodos estatísticos são somente a metade dos planos. As hipóteses básicas de métodos estatísticos usadas para análise de dados devem também se unir às características estatísticas da população da qualidade da água a ser amostrada. Isto é verificado na etapa II, usando-se toda a informação disponível das características da qualidade da água para determinar se as hipóteses estatísticas básicas são satisfeitas em um grau de aceitabilidade. Como isto pode ser inicialmente projetado, será discutido na seção intitulada: Confirmação de hipóteses estatísticas.

4.2.2 – Procedimentos de análises de dados

Para rotina de monitoramento, os objetivos gerais para regulação de gerenciamento da qualidade da água podem ser sumarizados em três categorias:

- Determinar médias nos dados que podem descrever a qualidade da água num contexto espacial, por exemplo, para definir comparações em qualidade nos diferentes pontos de distribuição de água potável;
- Detectar tendências dos dados que podem ser usadas para descrever a qualidade da água no tempo, por exemplo, comparações da qualidade no decorrer dos meses;
- Detectar as violações dos padrões da qualidade.

Existem muitos procedimentos estatísticos que podem ser usados para analisar séries de dados da qualidade da água para obter-se as informações acima citadas. Como geralmente se aplicam estudos estatísticos ao problema para obtenção de informações em qualidade da água, requer-se, portanto, um julgamento considerável, conforme descrito na Tabela 4.1.

4.2.3 – Confirmação de hipóteses estatísticas

Os procedimentos estatísticos disponíveis para analisar dados de qualidade da água, como parte dos esforços para suprir as informações identificadas na etapa I, envolvem hipóteses com respeito à população a ser amostrada, conforme Tabela 4.1. Essas hipóteses necessitam ser avaliadas relativamente às características estatísticas da população a ser amostrada.

TABELA 4.1 - Sumário de procedimentos usuais de Análise de Dados para obter as informações requeridas do Sistema de Monitoramento da Qualidade da Água.

I.	MÉDIAS NA QUALIDADE
	- Medidas de tendência central
	. Média aritmética
	. Mediana
II.	TENDÊNCIAS NA QUALIDADE
	- Plotagem gráfica
	- Testes paramétricos para mudanças no tempo
	. Teste t para duas amostras
	. Regressão Polinomial
	- Testes não paramétricos para mudanças no tempo
	. Teste de Mann-Whitney
III.	VIOLAÇÕES DE PADRÕES
	- Percentual de amostras que excedem o padrão

Enquanto existem algumas características estatísticas da população que podem ser passíveis de generalização, existem muitas outras que não podem ser. Assim, determinar dados estatísticos é mais apropriado para se obter um sistema de monitoramento sem análises extensivas da base de dados. Para novos programas de monitoramento, no entanto, força-se a confiar parte na experiência e parte na intuição até que uma adequação otimizada dos dados seja obtida para caracterização da população a ser amostrada.

4.2.4 - Hipóteses

Existem duas hipóteses que aparentam ser mais concernentes em relação ao uso estatístico na qualidade da água. Elas são:

- Independência de observações. Esta hipótese pode ser violada pela sazonalidade ou correlação serial;
- Observações distribuídas normalmente.

Dados da qualidade da água geralmente violam sobremaneira as hipóteses apresentadas. A questão de apropriação estatística em monitoramento da qualidade da água, relativamente às hipóteses e suas violações, tem tido relevante atenção nos anos recentes, e, como resultado mais conhecimento foi disponibilizado.

A hipótese de amostragem independente, ou randômica, implica que, na escolha de uma amostragem, toda possibilidade de combinação de observações tem igual chance de ser selecionada. A sistemática de amostragem, de outra maneira, emprega uma forma randômica num ponto inicial, com a seguinte tomada de amostras em um dado intervalo de tempo (exemplo: diário, mensal). A rotina de regulação de monitoramento de qualidade da água é sistemática. A Tabela 4.2 sumariza procedimentos estatísticos.

TABELA 4.2 - Sumário de procedimentos de caracterização estatística para a estruturação de Plano de Sistema de Monitoramento da Qualidade da Água.

-
- | | |
|------|--|
| I. | Plotagem da série de dados da qualidade da água, por exemplo, concentração pelo tempo. |
| II. | Teste de Normalidade <ul style="list-style-type: none">- Teste t para duas amostras |
| III. | Teste de Independência <ul style="list-style-type: none">- Correlogramas sem ajustamentos sazonais- Correlogramas com ajustamentos sazonais |
-

Analisar os dados de qualidade da água com o propósito de obter informações sobre hipóteses de violações, além de uma habilidade é uma ciência.

Os métodos mencionados seguem a filosofia de usar-se a maior quantidade de métodos possíveis, não para obter o resultado desejado, mas para convergir em resultados similares.

4.3 - Metodologia da aplicação do teste de Mann-Whitney

O estudo estatístico por meio do teste não paramétrico e não pareado de Mann-Whitney foi realizado para comparar os parâmetros da qualidade da água tais como pH, cloro residual livre, cor e turbidez durante o período de doze meses. Esta metodologia foi aplicada no sistema de abastecimento de água da cidade de Campo Grande conforme Figura 4.2. Os pontos de amostragens foram locados na saída da ETA Guariroba e em 50 bairros distribuídos no sistema.

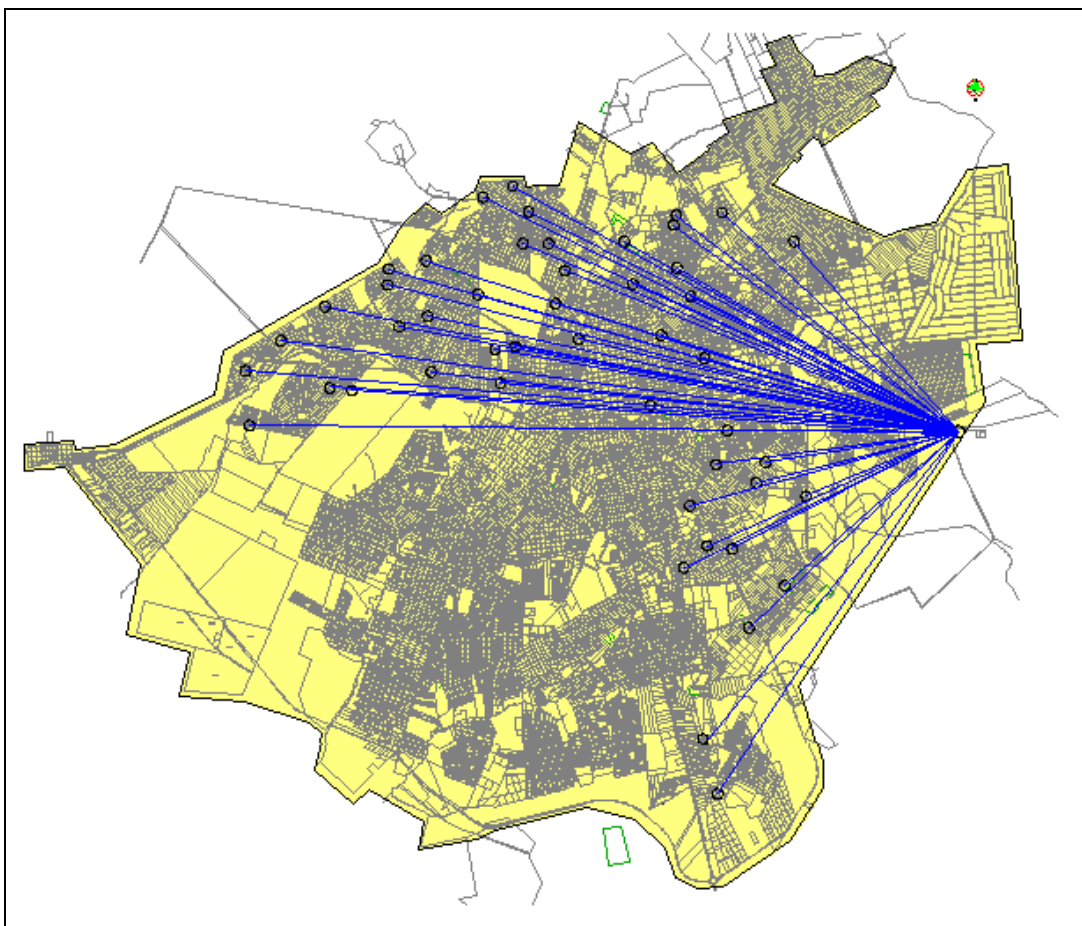


FIGURA 4.2 – Mapa de Campo Grande locando a ETAGuariroba e os 50 bairros analisados neste estudo.

4.4 - Performance do teste estatístico de Mann-Whitney

Enquanto nos testes paramétricos são comparados os parâmetros da população (média e variância), nos testes não paramétricos comparam-se os postos ou “ranks” que cada observação recebe após cada ordenação.

O primeiro passo para realizar um teste não paramétrico é atribuir postos aos valores obtidos nas amostras:

- Inicialmente ordena-se os dados preferencialmente em ordem crescente;
- Atribui-se os postos (“ranks”) aos valores ordenados, o que significa que os valores medidos são classificados de acordo com uma nova escala.

O teste de Mann-Whitney requer que as duas amostras sejam independentes, que os dados sejam contínuos e mensurados nas escalas ordinal, intervalar ou de razão. Não deve ser aplicado quando os dados foram medidos na escala nominal.

4.4.1 - Para amostragens até $n_1 = 20$ e $n_2 = 40$

Para a realização do teste as observações originais das duas amostras são reunidas em um único grupo, sendo o conjunto ordenado e transformado em *ranks*, que são utilizados para calcular a estatística U, segundo Figura 4.3 e Tabela 4.3.

Considerando:

n_1 = número de casos da menor amostra

n_2 = número de casos da maior amostra

N = total de casos das duas amostras

R_1 = soma dos ranks da amostra de tamanho n_1

R_2 = soma dos ranks da amostra de tamanho n_2

Calcula-se U e U' a partir de R_1 e R_2 pelas fórmulas abaixo e toma-se o menor deles:

$$U = n_1 \cdot n_2 + \frac{n_1 \cdot (n_1 + 1)}{2} - R_1$$

$$U' = n_1 \cdot n_2 + \frac{N_2 \cdot (n_2 + 1)}{2} - R_2$$

Teste de Hipóteses:

a) Bilateral

H_0 : as duas amostras apresentam a mesma distribuição.

H_1 : as duas amostras apresentam distribuições diferentes.

Uma vez selecionado o menor dos valores de U calculados, recorre-se à tabela bilateral de U para α previamente determinado, procurando localizar o valor crítico de $U_{\alpha(2),n_2,n_1}$.

Se $U > U_{\alpha(2),n_2,n_1}$ não se rejeita H_0

Se $U \leq U_{\alpha(2),n_2,n_1}$ rejeita-se H_0

b) Teste unilateral

H_0 : as duas amostras apresentam a mesma distribuição.

H_1 as duas amostras têm distribuições diferentes, sendo que a amostra 1 tem valores maiores que a amostra 2.

ou

H_1 : as duas amostras têm distribuições diferentes, sendo que a amostra 1 tem valores menores que a amostra 2.

Uma vez selecionado o menor dos dois valores de U calculados, recorre-se a tabela unilateral de U para α previamente selecionado, procurando localizar o valor crítico de $U_{\alpha(2),n_2,n_1}$.

Se $U > U_{\alpha(2),n_2,n_1}$ não se rejeita H_0

Se $U \leq U_{\alpha(2),n_2,n_1}$ rejeita-se H_0

TABELA 4.3 – Distribuição de U do teste de Mann-Whitney (Unilateral ao nível de 2,5%; Bilateral ao nível de 5%).

N2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
2	-	-																		
3	-	-	-																	
4	-	-	-	0																
5	-	-	0	1	2															
6	-	-	1	2	3	5														
7	-	-	1	3	5	6	8													
8	-	0	2	4	6	8	10	13												
9	-	0	2	4	7	10	12	15	17											
10	-	0	3	5	8	11	14	17	20	23										
11	-	0	3	6	9	13	16	19	23	26	30									
12	-	1	4	7	11	14	18	22	26	29	33	37								
13	-	1	4	8	12	16	20	24	28	33	37	41	45							
14	-	1	5	9	13	17	22	26	31	36	40	45	50	55						
15	-	1	5	10	14	19	24	29	34	39	44	49	54	59	64					
16	-	1	6	11	15	21	26	31	37	42	47	53	59	64	70	75				
17	-	2	6	11	17	22	28	34	39	45	51	57	63	69	75	81	87			
18	-	2	7	12	18	24	30	36	42	48	55	61	67	74	80	86	93	99		
19	-	2	7	13	19	25	32	38	45	52	58	65	72	78	85	92	99	106	113	
20	-	2	8	14	20	27	34	41	48	55	62	69	76	83	90	98	105	112	119	127
21	-	3	8	15	22	29	36	43	50	58	65	73	80	88	96	103	111	119	126	134
22	-	3	9	16	23	30	38	45	53	61	69	77	85	93	101	109	117	125	133	141
23	-	3	9	17	24	32	40	48	56	64	73	81	89	98	106	115	123	132	140	149
24	-	3	10	17	25	33	42	50	59	67	76	85	94	102	111	120	129	138	147	156
25	-	3	10	18	27	35	44	53	62	71	80	89	98	107	117	126	135	145	154	163
26	-	4	11	19	28	37	46	55	64	74	83	93	102	112	122	132	141	151	161	171
27	-	4	11	20	29	38	48	57	67	77	87	97	107	117	127	137	147	158	168	178
28	-	4	12	21	30	40	50	60	70	80	90	101	111	122	132	143	154	164	175	186
29	-	4	13	22	32	42	52	62	73	83	94	105	116	127	138	149	160	171	182	193
30	-	5	13	23	33	43	54	65	76	87	98	109	120	131	143	154	166	177	189	200
31	-	5	14	24	34	45	56	67	78	90	101	113	125	136	148	160	172	184	196	208
32	-	5	14	24	35	46	58	69	81	93	105	117	129	141	153	166	178	190	203	215
33	-	5	15	25	37	48	60	72	84	96	108	121	133	146	159	171	184	197	210	222
34	-	5	15	26	38	50	62	74	87	99	112	125	138	151	164	177	190	203	217	230
35	-	6	16	27	39	51	64	77	89	103	116	129	142	156	169	183	196	210	224	237
36	-	6	16	28	40	53	66	79	92	106	119	133	147	161	174	188	202	216	231	245
37	-	6	17	29	41	55	68	81	95	109	123	137	151	165	180	194	209	223	238	252
38	-	6	17	30	43	56	70	84	98	112	127	141	156	170	185	200	215	230	245	259
39	0	7	18	31	44	58	72	86	101	115	130	145	160	175	190	206	321	236	252	267
40	0	7	18	31	45	59	74	89	103	119	134	149	165	180	196	211	227	243	258	274

Teste de Mann-Whitney para n_1 até 20 e n_2 até 40.

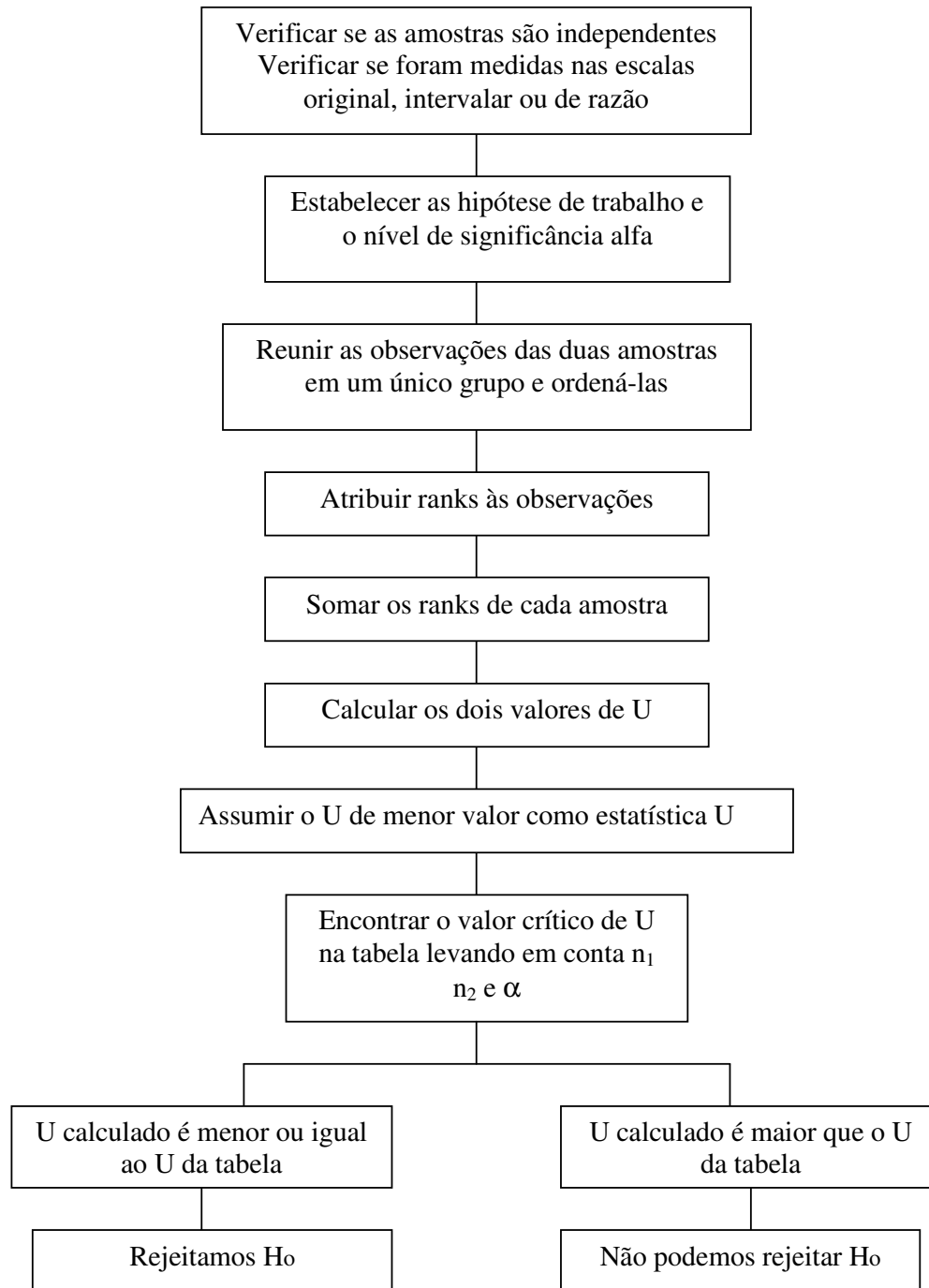


FIGURA 4.3 – Fluxograma 1 da metodologia do teste de Mann-Whitney.

4.4.2 - Para amostragens com $n_1 > 20$ e $n_2 > 40$

A tabela U abrange até $n_1 = 20$ e $n_2 = 40$. Quando as amostras são maiores, U tem distribuição que tende para a curva normal, sendo que neste caso, U deve ser transformado em z e sua probabilidade de ocorrência verificada na tabela z.

A partir do valor da média de U e de seu desvio padrão, calcula-se o valor de z e, a partir da tabela de distribuição de z, a sua probabilidade. Do ponto de vista prático, rejeita-se H_0 para $\alpha = 0,05$, se $z \geq 1,645$ nos unilaterais, conforme Figura 4.4.

$$z_U = \frac{U - \mu_U}{\sigma_U}$$

Obter a média de U (μ_U)

$$\mu_U = \frac{n_1 \times n_2}{2}$$

Obter o desvio padrão de U (σ_U)

$$\sigma_U = \sqrt{\frac{n_1 \times n_2}{N \cdot (N - 1)}} \times \left(\frac{N \cdot (N - 1) \cdot (N + 1) - T}{12} \right)$$

onde T é uma correção de postos empatados:

$$T = \sum T_i \quad \text{e} \quad T_i = f_i^3 - f_i$$

e

$$N = n_1 + n_2$$

Com f_i sendo o número de elementos empatados dentro de um grupo.

Teste de Mann-Whitney para n_1 maior que 20 e n_2 maior que 40.

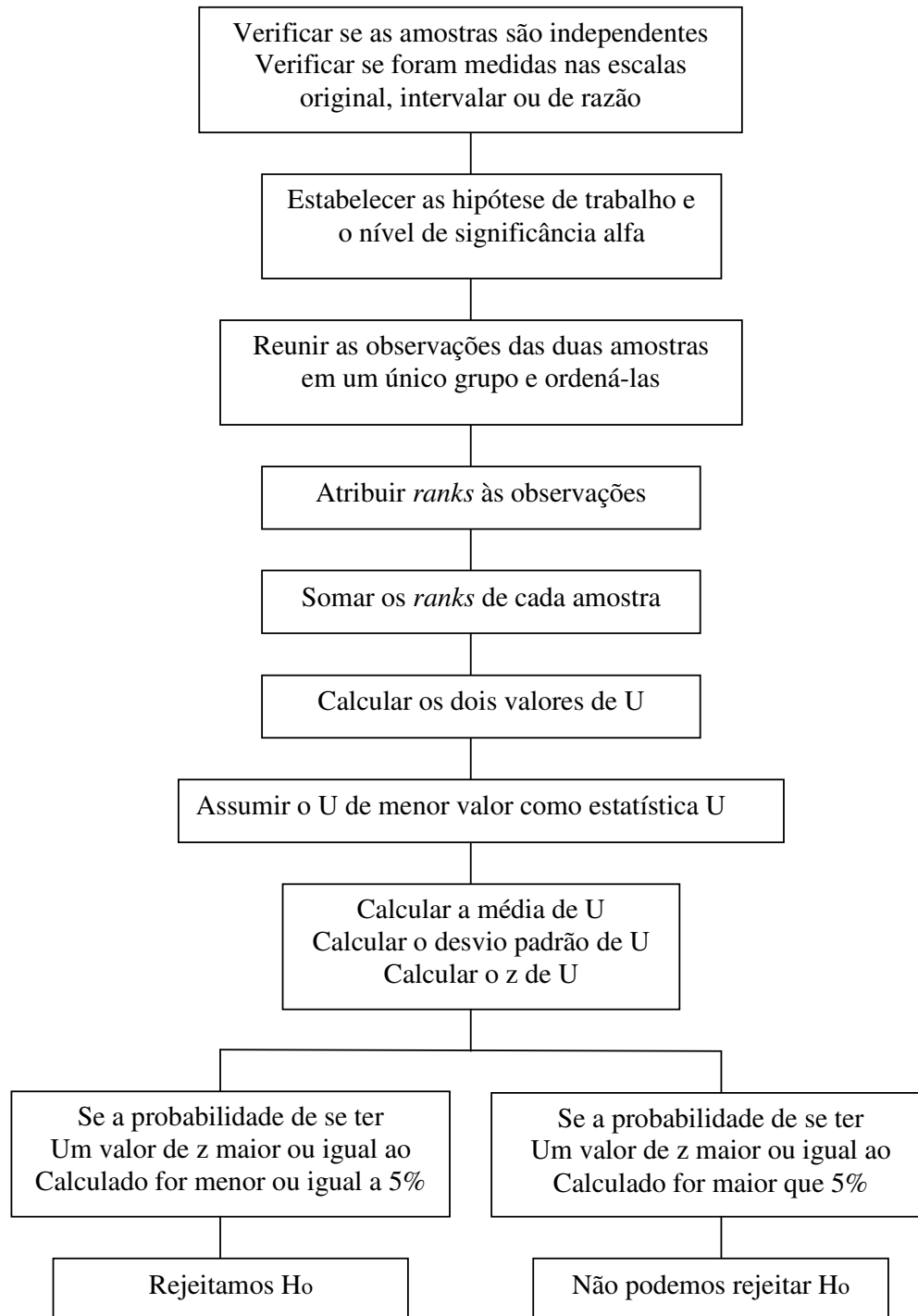


FIGURA 4.4 – Fluxograma 2 da metodologia do teste de Mann-Whitney.

4.5 – Aplicação do *software* SigmaStat

O teste de Mann-Whitney, também chamado de teste *runk sum*, é um teste não paramétrico que compara dois grupos não pareados. Neste trabalho foi utilizado o *software* SigmaStat 2.0. Foi feita a comparação mensal dos dados da qualidade da água coletados na saída da ETA Guariroba e em 50 bairros.

A performance deste teste, primeiramente coloca todos os valores em série do menor para o maior, não se atendo a qual grupo cada dado pertence. Se dois valores são iguais, então ambos são tomados como valor médio das duas séries a que eles pertencem.

A série de menor número de componentes é a série 1. A série com maior número de componentes é a N, onde N é o numero total dos valores dos dois grupos. Somam-se as séries em cada grupo e registram-se as duas somas. Se as somas das séries são muito diferentes, o valor de P será pequeno.

Se a amostragem for pequena e não apresentar números idênticos nas duas séries, calcula-se o valor exato de P.

Se a amostragem for grande ou se existirem valores idênticos nas duas séries, o valor de P é aproximado por aproximação gaussiana. Essa distribuição gaussiana faz-se com a distribuição da soma das séries e não implica que estes dados necessitam seguir uma distribuição gaussiana. A aproximação apresenta acurácia com amostragens grandes, e é padrão (usada em todos os programas estatísticos).

4.6 - Interpretação do teste de Mann-Whitney

O resultado P significa que se a população realmente tem a mesma mediana, qual a chance de uma amostragem randômica resultar em medianas tão maiores ou menores que as observadas no experimento.

Se o valor de P é pequeno, pode-se rejeitar a suposição de que a diferença é uma coincidência e concluir-se de pronto que as populações tem diferentes medianas, ou seja, rejeita-se H_0 e aceita-se H_1 .

Se o valor de P é grande, os dados não apresentam nenhuma razão para concluir-se que as medianas são diferentes. Isto não é o mesmo que dizer que as medianas são iguais. Pode-se não ter nenhuma evidência de que as medianas são diferentes.

Se as amostragens forem pequenas, o teste de Mann-Whitney tem baixa potência. De fato, se o tamanho total da amostra é sete ou menor, este teste sempre dará um valor de P maior que 0,05, não importa o quanto os grupos diferem.

4.7 – Metodologia da análise de sazonalidade

Para verificação do comportamento sazonal dos dados da qualidade da água foi utilizada a média mensal dos dados coletados na saída da ETA Guariroba em 50 bairros conforme Figura 4.2. Os gráficos foram plotados com o *software* Excel.

4.8 – Metodologia da análise de extremos locais

Esta análise foi aplicada aos resultados do teste de Mann-Whitney que apresentaram significância estatística ao nível de $\alpha < 0,05$. As médias e os desvios padrões dos bairros que apresentaram significância estatística foram calculadas com o *software* SigmaStat 2.0. O gráfico foi plotado com o *software* GraphPad Prism 4 Demo.

4.9 – Metodologia de adequabilidade da Portaria 518

Considerando a qualidade da água de distribuição pública de Campo Grande, foi calculado o percentual de dados fora do padrão em relação a amostragem total de todos os bairros da cidade e das estações de tratamento de água Lageado, Desbarrancado e Guariroba.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Análises estatísticas

Foram utilizados os dados diários da qualidade da água de distribuição pública do ano de 2004, da saída da ETA Guariroba e da distribuição final em 50 bairros abastecidos por esta Estação de Tratamento de Água. Foi realizada a verificação de alterações nos parâmetros físico-químicos: pH, cor, turbidez e cloro residual livre.

5.1.1. Análise estatística não paramétrica – teste de Mann-Whitney

Primeiramente foi efetuada a análise estatística de significância em nível de 5%, com a utilização do Teste não paramétrico de Mann-Whitney, do software estatístico SigmaStat 2.0. Os resultados dos graus de liberdade, probabilidade e significância estatística são apresentados nas Tabelas A.1.1 à A.1.18, conforme anexo. A constatação de significância nas referidas tabelas foi destacada em cor cinza, conforme exemplo da Tabela 5.1, onde se observa a probabilidade de 4% menor que o nível de significância adotado de 5%, para o parâmetro cloro residual livre no bairro Alba para o mês de janeiro.

A opção pelo teste não paramétrico justifica-se, pois a não normalidade dos dados ocorreu em média em 90% dos mesmos. Dependendo do parâmetro analisado, a normalidade encontrada registrou-se entre 5% e 12%.

Para quantificar as alterações significativas, foram calculados a média e o desvio padrão, conforme apresentado nas Tabelas 5.2 a 5.8.

TABELA 5.1. Resultados estatísticos do Teste não paramétrico de Mann-Witney, dos dados da qualidade da água coletados na ETA Guariroba e nos bairros.

T – Graus de liberdade, P – Probabilidade e SE – Significância Estatística.

CLORO RESIDUAL LIVRE												
ACLIMAÇÃO				AEROPORTO			ALBA			ARNALDO E FIG		
MÊS	T	P	SE	T	P	SE	T	P	SE	T	P	SE
JAN	18.00	0.11	N	6.50	0.20	N	6.00	0.04	S	51.00	0.07	N
FEV	42.00	0.77	N	20.50	0.85	N	24.00	0.21	N	42.00	0.77	N
MAR	53.00	0.95	N	26.00	0.97	N	30.00	0.26	N	53.00	0.95	N
ABR	53.00	0.98	N	26.00	1.00	N	53.00	0.98	N	28.00	0.25	N
MAI	37.00	0.97	N	18.00	1.00	N	37.00	0.97	N	37.00	0.97	N
JUN	63.00	0.85	N	20.00	0.93	N	41.00	0.88	N	410.00	0.88	N
JUL	53.00	0.91	N	26.00	0.94	N	53.00	0.91	N	53.00	0.91	N
AGO	58.00	0.87	N	28.50	0.92	N	58.00	0.87	N	28.50	0.92	N
SET	280.00	0.32	N	64.00	0.62	N	97.50	0.54	N	64.00	0.62	N
OUT	310.00	0.76	N	82.50	0.87	N	82.50	0.87	N	54.00	0.90	N
NOV	352.00	0.59	N	55.00	0.82	N	114.00	0.74	N	55.00	0.82	N
DEZ	310.00	0.52	N	112.00	0.67	N	142.50	0.64	N	54.00	0.77	N

TABELA 5.2. Média e desvio padrão dos resultados estatísticos que apresentaram significância ($P < 0,05$). A comparação foi efetuada entre os dados da saída da ETA e dos Bairros pelo Método de Man Whitney.

CLORO RESIDUAL LIVRE - 2004				
MÊS	ETA GUA	BAIRRO	($\mu \pm \delta$)	BAIRRO/ETA
JAN	(0,77 $\pm$ 0,14)	ALBA	(0,43 $\pm$ 0,06)	BAIRRO < ETA
		COOPHARADIO	(0,45 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
		ESTRELA DO SUL	(0,40 $\pm$ 0,10)	BAIRRO < ETA
		IMÃ	(0,35 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
		JARDIM DOS ESTADOS	(0,45 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
		NOSSA SENHORA APARECIDA	(0,30 $\pm$ 0,14)	BAIRRO < ETA
		NOVA CAMPO GRANDE	(0,23 $\pm$ 0,06)	BAIRRO < ETA
		RITA VIEIRA	(0,58 $\pm$ 0,17)	BAIRRO < ETA
		SAYONARA	(0,45 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
		SERRADINHO	(0,35 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
		SOBRINHO	(0,43 $\pm$ 0,15)	BAIRRO < ETA
FEV	(0,82 $\pm$ 0,06)	TIRADENTES	(0,40 $\pm$ 0,14)	BAIRRO < ETA
		LAR DO TRABALHADOR	(0,53 $\pm$ 0,31)	BAIRRO < ETA
		PANAMÁ	(0,47 $\pm$ 0,15)	BAIRRO < ETA
MAR	(0,80 $\pm$ 0,06)	SANTA LUZIA	(0,65 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
		COOPHATRABALHO	(0,62 $\pm$ 0,17)	BAIRRO < ETA
		NOVA OLINDA	(0,55 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
ABR	(0,79 $\pm$ 0,06)	ZÉ PEREIRA	(1,50 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA
		CIDADE MORENA	(0,55 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
		NOVA OLINDA	(0,50 $\pm$ 0,14)	BAIRRO < ETA
		OTAVIO PECORA	(0,45 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
MAI	(0,81 $\pm$ 0,09)	ZÉ PEREIRA	(0,70 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		CIDADE MORENA	(0,40 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		NOVA OLINDA	(0,50 $\pm$ 0,14)	BAIRRO < ETA
JUL	(0,81 $\pm$ 0,07)	ZÉ PEREIRA	(0,90 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA
		COOPHARADIO	(0,60 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(0,97 $\pm$ 0,06)	BAIRRO > ETA
		RECANTO PÁSSAROS	(1,35 $\pm$ 0,07)	BAIRRO > ETA
AGO	(0,79 $\pm$ 0,05)	SANTA LUZIA	(0,40 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		COOPHASUL	(1,40 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA
SET	(0,78 $\pm$ 0,05)	COOPHERMAT	(0,62 $\pm$ 0,17)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(1,10 $\pm$ 0,25)	BAIRRO > ETA
		RECANTO PÁSSAROS	(1,45 $\pm$ 0,07)	BAIRRO > ETA
OUT	(0,76 $\pm$ 0,16)	COOPHARADIO	(0,66 $\pm$ 0,18)	BAIRRO < ETA
		LAR DO TRABALHADOR	(1,07 $\pm$ 0,28)	BAIRRO > ETA
		SANTA LUZIA	(0,40 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
NOV	(0,79 $\pm$ 0,03)	NOVA OLINDA	(0,45 $\pm$ 0,10)	BAIRRO < ETA
		RECANTO DOS PÁSSAROS	(1,20 $\pm$ 0,28)	BAIRRO > ETA
		RITA VIEIRA	(0,74 $\pm$ 0,05)	BAIRRO < ETA

TABELA 5.3. Média e desvio padrão dos resultados estatísticos que apresentaram significância ($P < 0,05$). A comparação foi efetuada entre os dados da saída da ETA e dos Bairros pelo Método de Man Witney.

COR - 2004				
MÊS	ETA GUA	BAIRRO	($\mu \pm \delta$)	BAIRRO/ETA
JAN	(0,90 $\pm$ 1,14)	AUTONOMISTA	(6,50 $\pm$ 2,12)	BAIRRO > ETA
		JARDIM DOS ESTADOS	(7,50 $\pm$ 0,71)	BAIRRO > ETA
		NOSSA S. APARECIDA	(4,00 $\pm$ 2,83)	BAIRRO > ETA
MAR	(0,54 $\pm$ 1,21)	SAYONARA	(7,25 $\pm$ 1,06)	BAIRRO > ETA
		SERRADINHO	(7,00 $\pm$ 2,83)	BAIRRO > ETA
ABR	(0,29 $\pm$ 0,46)	SOBRINHO	(4,50 $\pm$ 4,95)	BAIRRO > ETA
MAI	(1,43 $\pm$ 2,03)	COOPHERMAT	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
JUN	(0,90 $\pm$ 0,98)	COOPHATRABALHO	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		CEL ANTONINO	(2,17 $\pm$ 0,29)	BAIRRO > ETA
		ORACÍLIA	(3,00 $\pm$ 2,00)	BAIRRO > ETA
		SOBRINHO	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
SET	(0,22 $\pm$ 0,42)	RECANTO PÁSSAROS	(1,25 $\pm$ 0,35)	BAIRRO > ETA
NOV	(0,99 $\pm$ 0,90)	CABREÚVA	(4,50 $\pm$ 0,71)	BAIRRO > ETA
		CIDADE MORENA	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		COOPHARADIO	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		COOPHASUL	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		COOPHATRABALHO	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		ITATIAIA	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		NOVA OLINDA	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		SANTA FELICIDADE	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		SOARES	(0,25 $\pm$ 0,46)	BAIRRO < ETA
		ZÉ PEREIRA	(0,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
DEZ	(0,54 $\pm$ 0,75)	SANTA LUZIA	(6,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA
		SANTA MONICA	(6,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA
		SAYONARA	(6,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA
		SERRADINHO	(6,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA
		SOARES	(6,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA
		SOBRINHO	(6,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA
		TALISMÃ	(6,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA
		TIRADENTES	(6,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA
		ZÉ PEREIRA	(6,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA
		ZOÉ	(6,00 $\pm$ 0,00)	BAIRRO > ETA

TABELA 5.4. Média e desvio padrão dos resultados estatísticos que apresentaram significância ($P < 0,05$). A comparação foi efetuada entre os dados da saída da ETA e dos Bairros pelo Método de Man Witney.

TURBIDEZ - 2004				
MÊS	ETA GUA	BAIRRO	($\mu \pm \delta$)	ETA/BAIRRO
JAN	(0,58 $\pm$ 0,35)	AUTONOMISTA	(1,75 $\pm$ 0,35)	BAIRRO > ETA
		COOPHARÁDIO	(0,20 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		COOPHATRABALHO	(0,20 $\pm$ 0,11)	BAIRRO < ETA
		COOPHASUL	(0,17 $\pm$ 0,06)	BAIRRO < ETA
		COOPHATRABALHO	(0,20 $\pm$ 0,11)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(0,22 $\pm$ 0,09)	BAIRRO < ETA
		JARDIM ESTADOS	(2,45 $\pm$ 0,07)	BAIRRO > ETA
		NOSSA S. APARECIDA	(1,45 $\pm$ 0,49)	BAIRRO > ETA
		NOVA OLINDA	(0,15 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
		ZÉ PEREIRA	(0,20 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
FEV	(0,50 $\pm$ 0,23)	CIDADE MORENA	(0,15 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
		COOPHARÁDIO	(0,10 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		COOPHATRABALHO	(0,10 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(0,15 $\pm$ 0,06)	BAIRRO < ETA
		NOVA OLINDA	(0,15 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
		RECANTO PÁSSAROS	(0,15 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
		ZÉ PEREIRA	(0,15 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
MAR	(0,48 $\pm$ 0,32)	CIDADE MORENA	(0,20 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(0,17 $\pm$ 0,09)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(0,20 $\pm$ 0,10)	BAIRRO < ETA
		SAYONARA	(1,55 $\pm$ 0,35)	BAIRRO > ETA
		SERRADINHO	(1,80 $\pm$ 0,71)	BAIRRO > ETA
ABR	(0,40 $\pm$ 0,17)	LAR TRABALHADOR	(0,23 $\pm$ 0,06)	BAIRRO < ETA
		SOBRINHO	(1,10 $\pm$ 0,42)	BAIRRO < ETA
		TIRADENTES	(0,75 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
MAI	(0,71 $\pm$ 0,47)	COOPHARÁDIO	(0,20 $\pm$ 0,14)	BAIRRO < ETA
		COOPHASUL	(0,20 $\pm$ 0,10)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(0,20 $\pm$ 0,08)	BAIRRO < ETA
		POPULAR	(1,16 $\pm$ 0,54)	BAIRRO > ETA
JUN	(0,69 $\pm$ 0,25)	CEL ANTONINO	(1,00 $\pm$ 0,10)	BAIRRO > ETA
		COOPHARÁDIO	(0,23 $\pm$ 0,15)	BAIRRO < ETA
		COOPHATRABALHO	(0,20 $\pm$ 0,08)	BAIRRO < ETA
		NOVA OLINDA	(0,33 $\pm$ 0,11)	BAIRRO < ETA
		ORACÍLIA	(1,30 $\pm$ 0,56)	BAIRRO > ETA
		OTÁVIO PÉCORÁ	(0,30 $\pm$ 0,14)	BAIRRO < ETA
		PANAMÁ	(0,40 $\pm$ 0,10)	BAIRRO < ETA
		REANTO PÁSSAROS	(0,15 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
JUL	(0,60 $\pm$ 0,34)	SOBRINHO	(0,30 $\pm$ 0,10)	BAIRRO < ETA
		CRUZEIRO DO SUL	(0,28 $\pm$ 0,30)	BAIRRO < ETA
AGO	(0,33 $\pm$ 0,21)	SANTA LUZIA	(0,15 $\pm$ 0,07)	BAIRRO < ETA
		CIDADE MORENA	(0,10 $\pm$ 0,00)	BAIRRO < ETA

		COOPHATRABALHO	(0,10 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(0,10 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(0,10 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(0,10 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		NOVA OLINDA	(0,10 ± 0,00)	BAIRRO < ETA

TABELA 5.5. Média e desvio padrão dos resultados estatísticos que apresentaram significância ($P < 0,05$). A comparação foi efetuada entre os dados da saída da ETA e dos Bairros pelo Método de Man Witney.

TURBIDEZ - 2004				
MÊS	ETA GUA	BAIRRO	($\mu \pm \delta$)	ETA/BAIRRO
SET	(0,29 ± 0,14)	ZÉ PEREIRA	(0,10 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		CABREÚVA	(0,60 ± 0,20)	BAIRRO > ETA
		CÉLIA	(0,80 ± 1,03)	BAIRRO > ETA
		COOPHASUL	(0,12 ± 0,05)	BAIRRO < ETA
		ITATIAIA	(0,17 ± 0,09)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(0,15 ± 0,08)	BAIRRO < ETA
		RECANTO PÁSSAROS	(0,65 ± 0,21)	BAIRRO > ETA
		SANTA FELICIDADE	(0,12 ± 0,05)	BAIRRO < ETA
		SERRADINHO	(0,45 ± 0,17)	BAIRRO > ETA
OUT	(0,33 ± 0,15)	TALISMÃ	(1,25 ± 1,06)	BAIRRO > ETA
		AUTONOMISTA	(0,48 ± 0,16)	BAIRRO > ETA
		CÉLIA	(0,53 ± 0,16)	BAIRRO > ETA
		CIDADE MORENA	(0,26 ± 0,22)	BAIRRO < ETA
		COOPHASUL	(0,15 ± 0,06)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(0,18 ± 0,08)	BAIRRO < ETA
		ESTRELA DO SUL	(0,45 ± 0,18)	BAIRRO > ETA
		GIOCONDO ORSI	(0,43 ± 0,13)	BAIRRO > ETA
		ITAMARACÁ	(0,47 ± 0,22)	BAIRRO > ETA
		ITATIAIA	(0,14 ± 0,05)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(0,13 ± 0,08)	BAIRRO < ETA
		RITA VIEIRA	(0,18 ± 0,04)	BAIRRO < ETA
		SANTA FÉ	(1,17 ± 1,24)	BAIRRO < ETA
		SANTA FELICIDADE	(0,13 ± 0,05)	BAIRRO < ETA
NOV	(0,57 ± 0,32)	SANTA LUZIA	(0,17 ± 0,05)	BAIRRO < ETA
		CIDADE MORENA	(0,15 ± 0,09)	BAIRRO < ETA
		COOPHARÁDIO	(0,16 ± 0,08)	BAIRRO < ETA
		COOPHASUL	(0,20 ± 0,14)	BAIRRO < ETA
		COOPHATRABALHO	(0,14 ± 0,08)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(0,13 ± 0,10)	BAIRRO < ETA
		ITATIAIA	(0,18 ± 0,08)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(0,15 ± 0,05)	BAIRRO < ETA
		ORACÍLIA	(0,97 ± 0,49)	BAIRRO > ETA
		SANTA FELICIDADE	(0,12 ± 0,05)	BAIRRO < ETA

DEZ	(0,37 ± 0,22)	ZÉ PEREIRA	(0,14 ± 0,05)	BAIRRO < ETA
		CABREÚVA	(0,85 ± 0,35)	BAIRRO > ETA
		CIDADE MORENA	(0,17 ± 0,10)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(0,16 ± 0,09)	BAIRRO < ETA
		CRUZEIRO DO SUL	(0,66 ± 0,26)	BAIRRO > ETA
		ESTRELA DO SUL	(0,63 ± 0,31)	BAIRRO > ETA
		ITATIAIA	(0,21 ± 0,09)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(0,11 ± 0,04)	BAIRRO < ETA
		MONTE CASTELO	(0,80 ± 0,26)	BAIRRO > ETA
		PORTINHO F. PACHE	(0,87 ± 0,38)	BAIRRO > ETA
		SANTA FELICIDADE	(0,17 ± 0,12)	BAIRRO < ETA

TABELA 5.6. Média e desvio padrão dos resultados estatísticos que apresentaram significância ($P < 0,05$). A comparação foi efetuada entre os dados da saída da ETA e dos Bairros pelo Método de Man Witney.

pH - 2004				
MÊS	ETA GUA	BAIRRO	($\mu \pm \delta$)	BAIRRO/ETA
JAN	(7,11 ± 1,04)	ALBA	(7,60 ± 0,17)	BAIRRO > ETA
		COOPHARÁDIO	(6,55 ± 0,21)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(6,85 ± 0,13)	BAIRRO < ETA
		CRUZEIRO DO SUL	(6,87 ± 0,21)	BAIRRO < ETA
		RECANTO PÁSSAROS	(7,80 ± 0,14)	BAIRRO > ETA
		ZÉ PEREIRA	(7,80 ± 0,00)	BAIRRO > ETA
FEV	(7,19 ± 0,44)	LAR TRABALHADOR	(6,60 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		ORACÍLIA	(7,70 ± 0,10)	BAIRRO > ETA
		OTÁVIO PÉCORÁ	(6,15 ± 0,07)	BAIRRO < ETA
		PANAMÁ	(7,70 ± 0,10)	BAIRRO > ETA
MAR	(7,40 ± 0,27)	COOPHATRABALHO	(7,02 ± 0,05)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(6,95 ± 0,17)	BAIRRO < ETA
		IMA	(7,70 ± 0,10)	BAIRRO > ETA
		LAR TRABALHADOR	(6,73 ± 0,15)	BAIRRO < ETA
		NOVA C. GRANDE	(7,73 ± 0,15)	BAIRRO > ETA
		NOVA OLINDA	(6,70 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		OTÁVIO PÉCORÁ	(6,20 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
ABR	(7,42 ± 0,33)	CARIOCA	(8,05 ± 0,35)	BAIRRO > ETA
		COOPHATRABALHO	(7,00 ± 0,18)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(6,77 ± 0,09)	BAIRRO < ETA
		CRUZEIRO DO SUL	(6,70 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		ESTRELA DO SUL	(8,00 ± 0,44)	BAIRRO > ETA
		LAR TRABALHADOR	(6,83 ± 0,40)	BAIRRO < ETA
		NOVA OLINDA	(6,65 ± 0,21)	BAIRRO < ETA
		OTÁVIO PÉCORÁ	(6,15 ± 0,07)	BAIRRO < ETA
MAI	(7,45 ± 0,30)	ZÉ PEREIRA	(7,75 ± 0,07)	BAIRRO > ETA
		COOPHARÁDIO	(6,65 ± 0,21)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(6,95 ± 0,37)	BAIRRO < ETA

		CRUZEIRO DO SUL	(6,77 ± 0,11)	BAIRRO < ETA
		POPULAR	(7,70 ± 0,14)	BAIRRO > ETA
JUN	(7,31 ± 0,52)	COOPHARÁDIO	(6,63 ± 0,11)	BAIRRO < ETA
		CRUZEIRO DO SUL	(6,53 ± 0,11)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(6,80 ± 0,17)	BAIRRO < ETA
		NOVA OLINDA	(6,90 ± 0,17)	BAIRRO < ETA
		OTÁVIO PÉCORÁ	(6,05 ± 0,07)	BAIRRO < ETA
		RECANTO PÁSSAROS	(7,80 ± 0,14)	BAIRRO > ETA
		SERRADINHO	(7,65 ± 0,07)	BAIRRO > ETA
JUL	(7,34 ± 0,99)	CABREÚVA	(5,85 ± 1,20)	BAIRRO < ETA
		COOPHARÁDIO	(6,70 ± 0,14)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(6,90 ± 0,17)	BAIRRO < ETA
		CRUZEIRO DO SUL	(6,67 ± 0,09)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(6,70 ± 0,10)	BAIRRO < ETA
		NOVA OLINDA	(6,70 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		OTÁVIO PÉCORÁ	(5,95 ± 0,07)	BAIRRO < ETA
		SANTA LUZIA	(6,60 ± 0,14)	BAIRRO < ETA

TABELA 5.7. Média e desvio padrão dos resultados estatísticos que apresentaram significância ($P < 0,05$). A comparação foi efetuada entre os dados da saída da ETA e dos Bairros pelo Método de Man Witney.

pH - 2004				
MÊS	ETA GUA	BAIRRO	($\mu \pm \delta$)	BAIRRO/ETA
AGO	(7,31 ± 0,28)	COOPHARÁDIO	(6,60 ± 0,14)	BAIRRO < ETA
		COOPHATRABALHO	(7,07 ± 0,05)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(7,00 ± 0,10)	BAIRRO < ETA
		CRUZEIRO DO SUL	(6,70 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		ESTRELA DO SUL	(7,73 ± 0,06)	BAIRRO > ETA
		LAR TRABALHADOR	(6,80 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		NOVA C. GRANDE	(7,70 ± 0,17)	BAIRRO > ETA
		OTÁVIO PÉCORÁ	(6,15 ± 0,07)	BAIRRO < ETA
		RECANTO PÁSSAROS	(7,70 ± 0,14)	BAIRRO > ETA
		SANTA LUZIA	(6,70 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		ZÉ PEREIRA	(7,63 ± 0,15)	BAIRRO > ETA
SET	(7,29 ± 0,40)	AEROPORTO	(7,85 ± 0,21)	BAIRRO > ETA
		ALBA	(7,70 ± 0,00)	BAIRRO > ETA
		CELIA	(7,60 ± 0,22)	BAIRRO > ETA
		CEL ANTONINO	(7,63 ± 0,23)	BAIRRO > ETA
		CIDADE MORENA	(7,06 ± 0,25)	BAIRRO < ETA
		COOPHARÁDIO	(6,58 ± 0,17)	BAIRRO < ETA
		COOPHATRABALHO	(6,83 ± 0,42)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(6,78 ± 0,11)	BAIRRO < ETA
		CRUZEIRO DO SUL	(6,70 ± 0,08)	BAIRRO < ETA
		CRUZEIRO DO SUL	(7,66 ± 0,34)	BAIRRO > ETA
		ESTRELA DO SUL	(7,63 ± 0,22)	BAIRRO > ETA

OUT		GIOCONDO ORSI	(7,68 ± 0,16)	BAIRRO > ETA
		LAR TRABALHADOR	(6,71 ± 0,07)	BAIRRO < ETA
		NASSER	(7,80 ± 0,00)	BAIRRO > ETA
		RITA VIEIRA	(7,60 ± 0,25)	BAIRRO > ETA
		SANTA LUZIA	(6,57 ± 0,06)	BAIRRO < ETA
	(7,05 ± 1,47)	CIDADE MORENA	(7,06 ± 0,13)	BAIRRO > ETA
		COOPHARÁDIO	(6,71 ± 0,28)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(6,74 ± 0,05)	BAIRRO < ETA
		CRUZEIRO DO SUL	(6,80 ± 0,34)	BAIRRO < ETA
		ESTRELA DO SUL	(7,53 ± 0,19)	BAIRRO > ETA
		GIOCONDO ORSI	(7,50 ± 0,17)	BAIRRO > ETA
		ITATIAIA	(6,61 ± 0,14)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(6,67 ± 0,08)	BAIRRO < ETA
		NOVA OLINDA	(6,96 ± 0,21)	BAIRRO < ETA
		SANTA LUZIA	(6,80 ± 0,43)	BAIRRO < ETA

TABELA 5.8. Média e desvio padrão dos resultados estatísticos que apresentaram significância ($P < 0,05$). A comparação foi efetuada entre os dados da saída da ETA e dos Bairros pelo Método de Man Witney.

pH - 2004				
MÊS	ETA GUA	BAIRRO	($\mu \pm \delta$)	BAIRRO/ETA
NOV	(7,12 ± 0,33)	AUTONOMISTA	(7,23 ± 0,33)	BAIRRO > ETA
		CARIOCA	(7,67 ± 0,15)	BAIRRO > ETA
		COOPHARÁDIO	(6,64 ± 0,24)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(6,80 ± 0,18)	BAIRRO < ETA
		CEL ANTONINO	(7,55 ± 0,21)	BAIRRO > ETA
		CRUZEIRO DO SUL	(6,72 ± 0,15)	BAIRRO < ETA
		ESTRELA DO SUL	(7,56 ± 0,25)	BAIRRO > ETA
		ITATIAIA	(6,74 ± 0,33)	BAIRRO < ETA
		LAR TRABALHADOR	(6,77 ± 0,22)	BAIRRO < ETA
		NASSER	(7,50 ± 0,08)	BAIRRO > ETA
		ORACÍLIA	(7,52 ± 0,17)	BAIRRO > ETA
		OTÁVIO PÉCORA	(6,20 ± 0,00)	BAIRRO < ETA
		RECANTO PÁSSAROS	(7,50 ± 0,35)	BAIRRO > ETA
		SOARES	(7,30 ± 0,13)	BAIRRO > ETA
		TALISMÃ	(7,30 ± 0,00)	BAIRRO > ETA
		ZÉ PEREIRA	(7,54 ± 0,05)	BAIRRO > ETA
DEZ	(7,19 ± 0,35)	CARIOCA	(7,52 ± 0,13)	BAIRRO > ETA
		COOPHATRABALHO	(6,91 ± 0,12)	BAIRRO < ETA
		COOPHERMAT	(6,80 ± 0,45)	BAIRRO < ETA
		CEL ANTONINO	(7,40 ± 0,20)	BAIRRO > ETA
		CRUZEIRO DO SUL	(7,58 ± 0,18)	BAIRRO > ETA
		ESTRELA DO SUL	(7,49 ± 0,18)	BAIRRO > ETA
		GIOCONDO ORSI	(7,52 ± 0,24)	BAIRRO > ETA
		ITATIAIA	(6,70 ± 0,36)	BAIRRO < ETA

	LAR TRABALHADOR	(6,55 ± 0,05)	BAIRRO < ETA
	NOVA OLÍNDIA	(6,90 ± 0,08)	BAIRRO < ETA
	OTÁVIO PÉCORÁ	(6,05 ± 0,07)	BAIRRO < ETA
	RITA VIEIRA	(7,45 ± 0,17)	BAIRRO > ETA
	ZÉ PEREIRA	(7,80 ± 0,00)	BAIRRO > ETA

Considerando os dados da qualidade da água dos 50 bairros e análise de 12 médias mensais, foram realizadas 600 testes para cada um dos 4 parâmetros físico-químicos, resultando em 2400 testes. Deste total, apresentaram diferença significativa entre os valores medidos na saída da ETA e da distribuição final nos bairros, 39 testes para o cloro residual livre (6,5%), 35 testes para o parâmetro cor (5,8%), 90 testes para turbidez (15%), e 111 testes para pH (18,5%), totalizando 275 testes (11,55%).

5.1.2. Análise gráfica de tendências de sazonalidade

Este estudo foi elaborado com a média mensal dos dados da qualidade da água coletados na saída da ETA Guariroba e em 50 bairros que a mesma abastece.

Constatou-se características de sazonalidade nos parâmetros cloro residual livre, turbidez, cor e pH da ETA e dos bairros, conforme Figuras 5.1 a 5.8.

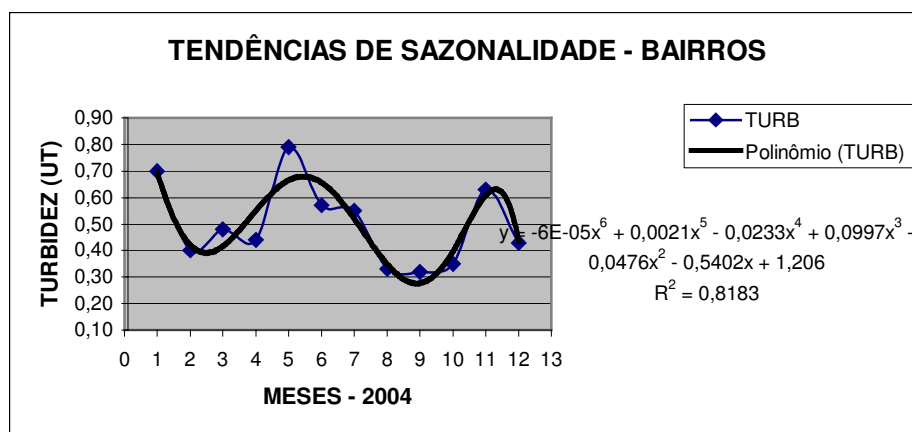


FIGURA 5.1. Turbidez Bairros

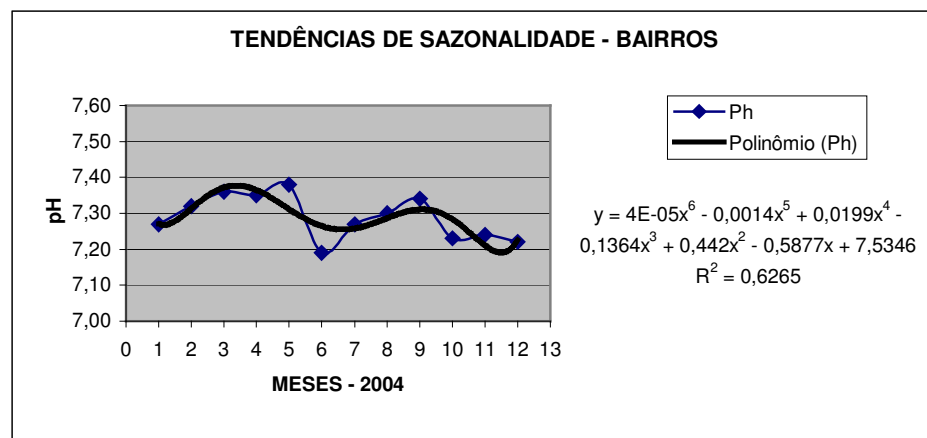


FIGURA 5.2. Potencial hidrogeniônico - pH - Bairros

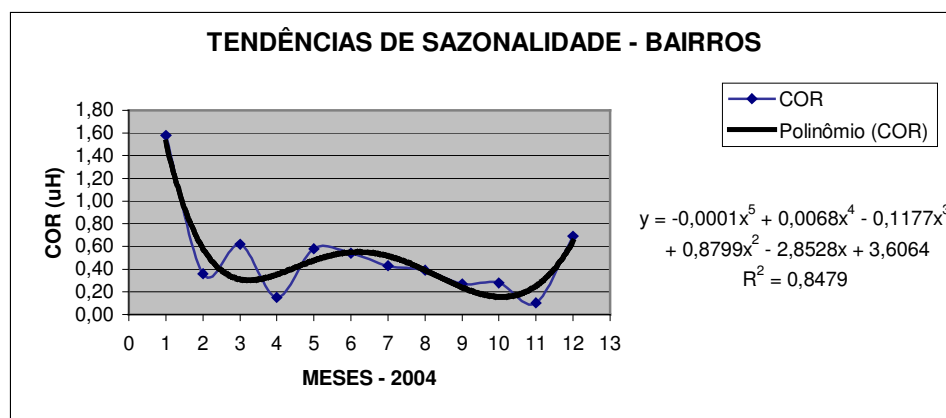


FIGURA 5.3. Cor – Bairros

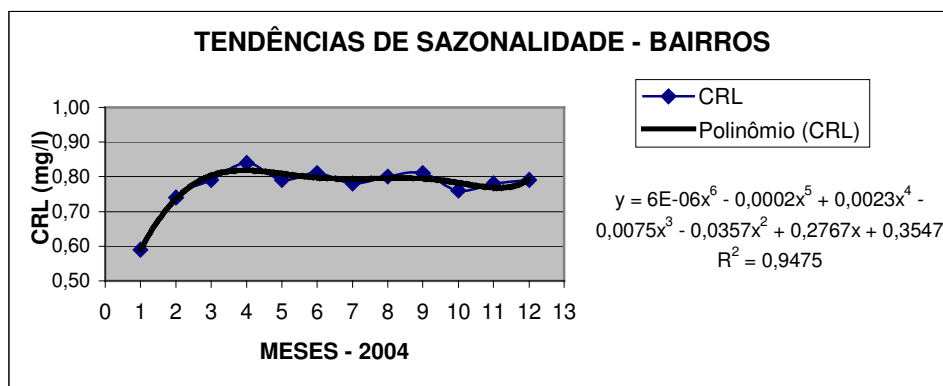


FIGURA 5.4. Cloro residual livre - Bairros

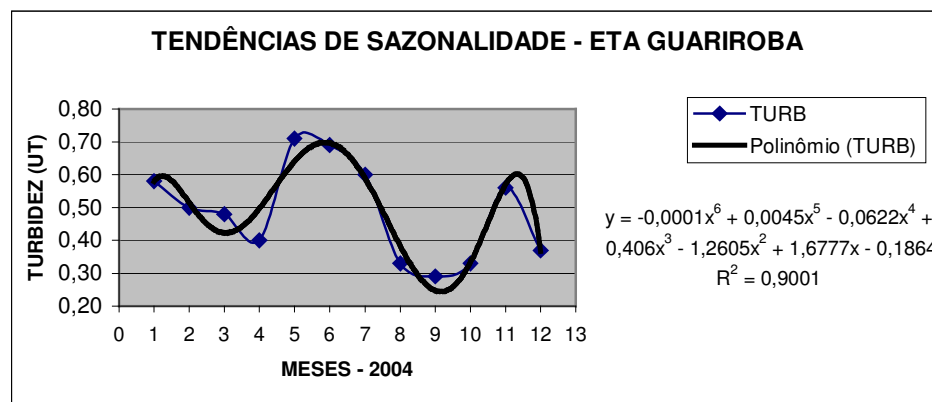


FIGURA 5.5. Turbidez - ETA Guariroba.

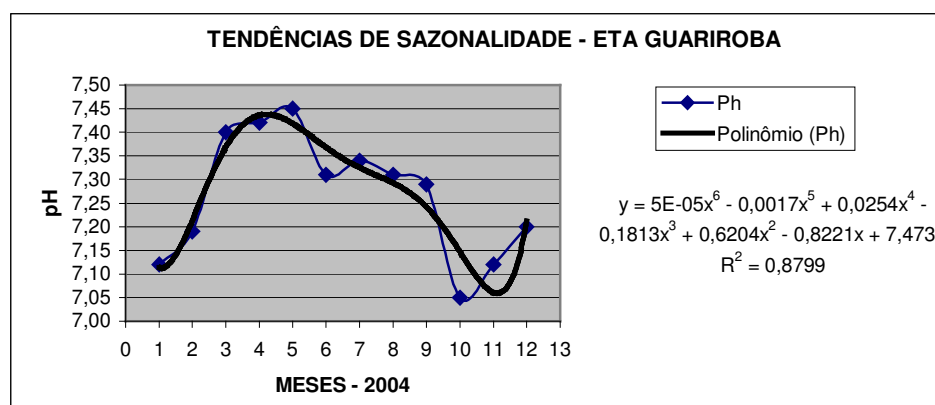


FIGURA 5.6. Potencial hidrogeniônico - Ph - ETA Guariroba.

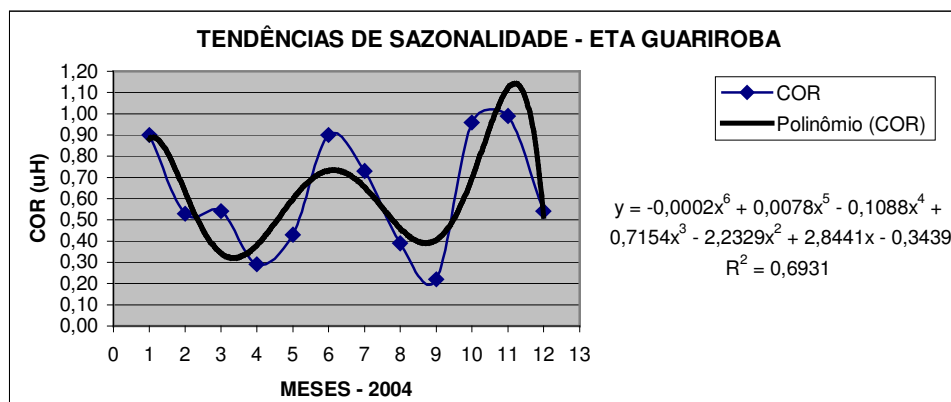


FIGURA 5.7. Cor - ETA Guariroba.

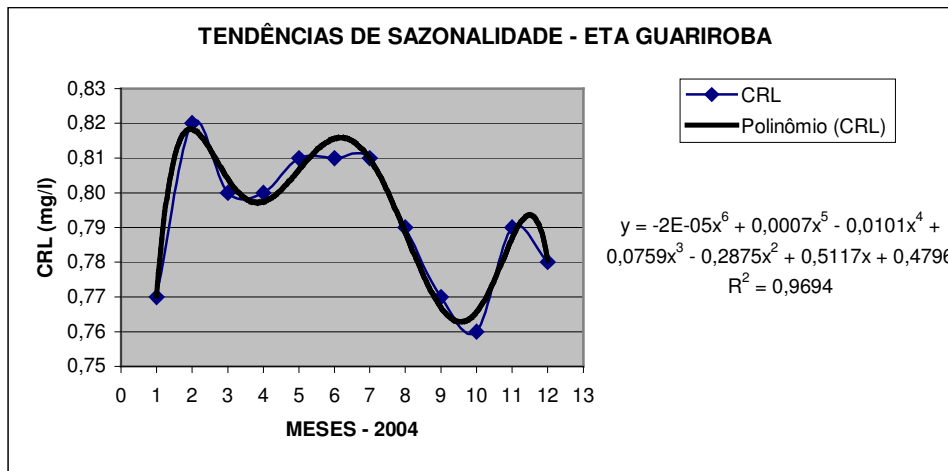


FIGURA 5.8. Cloro residual livre – ETA Guariroba

Análises de regressão verificando as tendências de sazonalidade nos bairros e na ETA foram realizadas e estão representadas nas Figuras 5.1 a 5.8. Nota-se que o índice de correlação R são superiores a 0,8, o que indica a existência da sazonalidade na avaliação dos parâmetros estudados, e que os mesmos podem ser ajustados através de uma função polinomial.

Observa-se nas Figuras 5.1 e 5.2 que as tendências de sazonalidade nos bairros para os parâmetros turbidez e pH possuem comportamentos inversos, apresentando ao longo do ano dois pontos de máximo e dois pontos de mínimo.

Em relação aos parâmetros cor e cloro residual livre (Figuras 5.3 e 5.4), verifica-se que a variabilidade dos mesmos ocorrem principalmente nos meses iniciais do ano, com tendências opostas.

Nas Figuras 5.5 a 5.8 estão apresentadas as tendências de sazonalidade dos parâmetros na saída da ETA. Observa-se claramente que o perfil de comportamento da turbidez e cor (Figura 5.5 e 5.7) são semelhantes com dois pontos de máximo e dois de mínimo durante o período de observação, enquanto que os perfis de pH e cloro residual livre (Figuras 5.6 e 5.8) possuem tendências semelhantes. Este fato comprova, por exemplo, a influência direta da adição de cloro na variação do pH.

Os componentes que influenciam na variação espacial e temporal dos parâmetros estudados estão descritos no item 5.2. Estudos devem ser realizados para identificar as

variáveis principais que influenciam o comportamento da variabilidade sazonal observada dos parâmetros analisados, como por exemplo, a influência climática.

5.1.3. Análise gráfica de extremos locais

Esta análise foi aplicada aos resultados do teste de Mann-Whitney que apresentaram significância estatística ao nível de $\alpha < 0,05$. A Figura 5.9 ilustra esta representação gráfica do parâmetro turbidez, nos meses de janeiro, fevereiro e março de 2004. Os demais bairros que apresentaram extremos locais constam das Figuras A.1 à A.12 do anexo deste trabalho. Estas Figuras são representações gráficas das Tabelas 5.2 a 5.8.

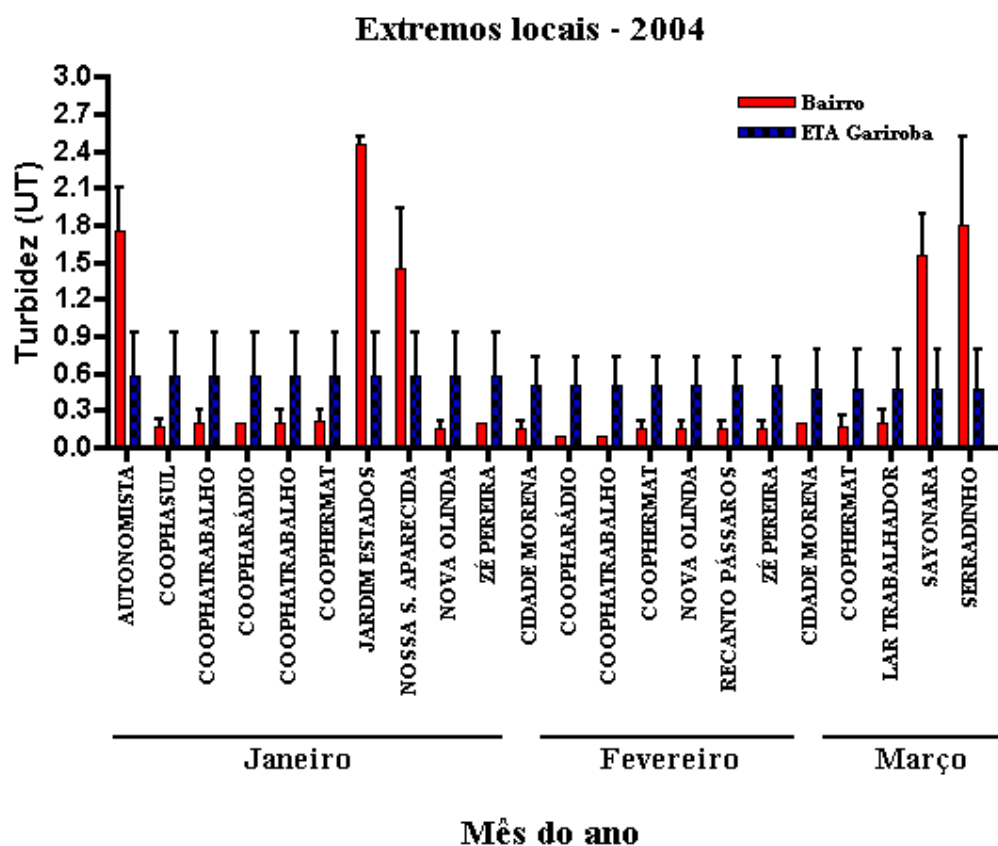


FIGURA 5.9. Extremos locais de turbidez – Campo Grande – MS.

5.1.4. Adequabilidade com os padrões da Portaria 518

Este estudo foi realizado com a amostragem total dos dados da qualidade da água da cidade de Campo Grande.

As amostragens física, química e biológica que violaram os padrões de potabilidade da água conforme Portaria 518 estão apresentadas nas tabelas 5.9 e 5.10.

TABELA 5.9 - Amostragens física e química que violaram os padrões de potabilidade da água conforme Portaria 518.

Meses	CRL	Cor	pH	Turbidez	Flúor	Alumínio	Cádmio	Ferro
JAN	0	1	46	0	0	-	-	-
FEV	0	4	40	3	0	-	-	-
MAR	0	0	48	0	1	-	-	-
ABR	0	0	43	0	0	-	-	-
MAI	0	2	46	3	0	0	-	0
JUN	0	0	46	0	1	-	-	-
JUL	0	0	49	0	26	-	-	-
AGO	0	1	38	0	0	-	-	-
SET	12	1	79	0	0	-	-	-
OUT	12	0	105	4	0	-	-	-
NOV	13	1	85	3	0	0	-	0
DEZ	0	0	113	0	0	-	-	-
FORA DO PADRÃO	37	10	738	13	28	0	0	0
AMOSTRA GERAL	7.444	7.444	7.442	7.426	3.913	384	0	378
PERCENTUAL	0,50%	0,13%	9,92%	0,18%	0,72%	0,00%	0,00%	0,00%

TABELA 5.10 - Amostragens física, química e biológica que violaram os padrões de potabilidade da água conforme Portaria 518.

Meses	Manganês	Odor	Sabor	Cloretos	Dureza	C.T.	C.F.	C.B.H.
JAN	-	1	0	-	-	2	0	0
FEV	-	0	0	-	-	0	0	0
MAR	-	0	0	-	-	1	0	1
ABR	-	0	0	-	-	1	0	0
MAI	0	0	0	0	0	1	0	0
JUN	-	0	0	-	-	1	0	0
JUL	-	0	0	-	-	0	0	0
AGO	-	0	0	-	-	0	0	0
SET	-	0	0	-	-	1	0	0
OUT	-	0	0	-	-	0	0	0
NOV	0	0	0	0	0	2	1	1
DEZ	-	0	0	-	-	0	0	0
FORA DO PADRÃO	0	1	0	0	0	9	1	2
AMOSTRA GERAL	384	4.612	4.611	391	384	7.425	7.427	1.723
PERCENTUAL	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	0,00%	0,12%	0,01%	0,12%

Conforme a Portaria 518 do Ministério da Saúde, de 25 de março de 2004, os parâmetros exigíveis são:

- Odor: recomenda-se não objetável.
- Colônia de Bactérias Heterotróficas: menor ou igual a 500.
- Cloro residual livre: no mínimo 0,2 ppm até 2,0 ppm na rede e no mínimo 0,5 após desinfecção.
- Cor aparente: no máximo 15 uH.
- pH: Recomendável entre 6,0 a 9,0.
- Turbidez: 5,0 UT na rede e 2,0 UT nas ETA's após filtração.
- Flúor: recomenda-se de 0,6 a 0,8 mg/l de flúor, para temperatura média do ar entre 26,4°C e 32,5°C.
- Coliformes Totais: valor máximo permissível ou VMP = 0.
- Coliformes Fecais: valor máximo permissível ou VMP = 0.

Analisando-se as Tabelas 5.9 e 5.10, constata-se a excelência em qualidade na água de abastecimento público da cidade de Campo Grande.

O parâmetro que apresenta maiores alterações é o pH que apresenta 738 amostras fora dos padrões recomendáveis, totalizando 9,92% da 7.442 análises realizadas.

Não foram aplicados testes de estatística indutiva, como testes de hipóteses ou intervalos de confiança nesta análise, pois o percentual de amostras que não atende os padrões foi claramente insignificante. Os percentuais foram calculados com a totalidade dos dados coletados na saída da ETA e nos bairros, pois o baixo nível de amostragens fora dos padrões, justifica esse procedimento.

5.2. Discussão dos parâmetros físico-químicos pertinentes à análise estatística aplicada

5.2.1. Cor

A unidade de cor na escala de Hazen (Pt/Co) é u.H. A cor revela a presença de substâncias metálicas como Ferro e Magnésio, ácidos húmicos, taninos, algas, etc.

Esteticamente é indesejável, podendo revelar também contaminações que interferem em diversos usos.

Em relação á potabilidade, o próprio consumidor determina a objeção ou não objeção. A Portaria 518/2004 permite em pontos da rede, o limite de 15 uH.

A cor observada da água tratada na ETA foi muito próxima de Zero Hazen, entretanto há a possibilidade de alterações aumentando ou reduzindo o valor deste parâmetro. O surgimento de valores superiores não pode ser devido à presença de substâncias húmicas como ocorre nas águas ditas naturais (sem tratamento). A corrosão dos metais da malha de distribuição é a causa mais provável, já que a ocorrência da corrosão libera partículas moleculares de óxidos no meio líquido. Estas partículas são tão pequenas que não refletem a luz, porém alteram o comprimento de onda, redundando em alteração da cor.

A redução da cor não pode ser atribuída a decantação. A causa mais provável é a adição de água dos poços na linha. A água dos poços, de cor zero quando injetada na linha que conduz água com algum valor positivo de cor, tende a reduzi-lo por diluição.

5.2.2. Turbidez

A unidade da turbidez é UT. O método de Jackson consiste na medição linear da dispersão da luz, ou seja, a profundidade em que pode ser vista a imagem da chama de uma vela. Quando a medição de turbidez for feita em aparelho que funciona segundo este princípio indica-se UJT (unidade de Turbidez segundo o princípio Jackson). O nefelômetro faz a leitura da dispersão ortogonal da luz. Deve ser indicada como UNT (unidade Nefelométrica de Turbidez).

Apesar de se dispor de instrumentos para sua medição, a turbidez também não define qualidade. Entretanto é um fator importante quanto ao controle microbiológico, pois em água de alta turbidez há maior dificuldade da sanitização, especialmente no uso de radiação ultra violeta. Também interfere na aceitação estética, ou para aplicações especiais. Como ocorre para cor, o próprio consumidor determina a objeção ou não objeção. A Portaria 518/2004 permite em pontos da rede valores até 5,0 UT, se for demonstrado que a desinfecção não é comprometida.

A turbidez da água se deve ás partículas suspensas que refletem luz, alterando, portanto, a quantidade de luz que atravessa o meio líquido. A mais freqüente redução da

turbidez se deve a processo físico de decantação. Quando alguma quantidade de água passa por reservatório, por exemplo, há oportunidade para a decantação e a conseqüente retirada da água das partículas causadoras da turbidez. Por outro lado, devem ser considerados regimes de escoamento que possam permitir a decantação de produtos de reação, como reservatórios, por exemplo, onde se forma um depósito de lama com alto teor de Ferro.

Há que se considerar também a diluição de água do sistema nos pontos de injeção da água dos poços, que é isenta de turbidez. O aumento no parâmetro turbidez se deve ao aparecimento de produtos da corrosão dos metais da malha de distribuição, especialmente o ferro. Na eventualidade de existir ferro II na água subterrânea, ao ser adicionado o cloro, este é oxidado a ferro III, insolúvel, causador de turbidez.

5.2.3. pH

O pH é adimensional. Informa o caráter da água: ácida ($\text{pH} < 7,0$), neutra ($\text{pH} = 7,0$) e alcalina ($\text{pH} > 7,0$). Água ácida pode provocar corrosão enquanto água alcalina pode ter sabor desagradável, e exige cuidado especial quanto a incrustações e cloração, e em outras aplicações.

A determinação potenciométrica deve ser decimal ou eventualmente centesimal. Quando não for potenciométrica deve ser explicitado o indicador, e usar no máximo o modo decimal. Por ser numericamente antilogarítmico decimal, ou seja, expoente negativo de 10, (concentração $\text{H}^+ = 10^{-\text{pH}}$), apenas um décimo de pH pode significar uma diferença significativa. Por exemplo, pH igual a 10,2 é numericamente $10^{-10,2}$, o que representa o dobro da concentração de pH igual a 10,5, ou seja $10^{-10,2}/10^{-10,5}$, sendo aproximadamente 2.

A Portaria 518/2004 recomenda que o pH seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5, no sistema de distribuição.

A palavra alcalinidade não se refere diretamente ao pH acima de 7. Trata-se da presença de sais que interferem na mudança de pH, como os hidróxidos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-). Alcalinidade total representa a quantidade total de dois destes cátions (OH^- e CO_3^{2-} , ou CO_3^{2-} e HCO_3^- , jamais HCO_3^- e OH^-). Esta determinação é feita com o auxílio de dois indicadores (fenolftaleína e metil-orange) em uma única análise, feita em duas fases.

Poderá haver precipitação de sais de dureza, como por exemplo, a passagem de bicarbonato de cálcio para carbonato de cálcio provocando turbidez ou incrustações. A oxidação de Ferro II a Ferro III pode alterar as condições de cor e/ou turbidez se eventualmente o primeiro estiver presente na água subterrânea.

Neste trabalho encontrou-se águas com pH próximo de 7,0. Ao se adicionar cloro gás na água haverá inevitável queda de pH através da seguinte reação química $Cl_2 + H_2O \rightarrow HClO + Cl^- + H^+$. Assim como nos outros parâmetros, a mistura da água dos poços com a água que vem da ETA pode provocar alterações de pH.

A oxidação do ferro, no mecanismo de corrosão, tem interferência na elevação do pH conforme a reação $2 Fe^{2+} + HClO + 5 H_2O \rightarrow 2 Fe(OH)_3 + Cl^- + 5 H^+$, portanto, a mistura com a água dos poços também pode interferir neste caso.

5.2.4. Cloro residual livre

Conforme a Portaria 518/2004, é obrigatória a manutenção de, no mínimo, 0,2 mg/l em qualquer ponto da rede de distribuição.

De todas as possibilidades a serem consideradas, há que se destacar a corrosão das tubulações de ferro fundido. O oxigênio dissolvido presente em quantidades variáveis em função principalmente da temperatura, a adição do cloro gás, nas faixas de pH encontradas, permitem a suposição da corrosão generalizada da tubulação como principal fornecedor das partículas que alteram turbidez e cor.

Deste modo podemos estabelecer prováveis causas de alteração dos parâmetros em foco. A adição de cloro na água considerada neste trabalho é sempre de cloro gás. O cloro é adicionado no final do processo de tratamento realizado na ETA, e adicionado na saída dos poços, como determina a Portaria do Ministério da Saúde 518/2004. O cloro em forma de gás é borbulhado na água clarificada, ao *break-point*, formando, portanto, o ácido hipocloroso nas concentrações relatadas.

A redução da concentração de cloro residual livre, ocorre ao longo da linha de distribuição e o ácido hipocloroso pode reagir com o Ferro presente na água subterrânea ou com o Ferro da tubulação, resultando no decaimento da concentração do cloro residual livre.

O ácido hipocloroso também é sensível ao tempo, portanto, sua concentração não permanece constante ao longo do tempo. É também sensível à variação de temperatura, o que contribui para sua diminuição ao longo da linha de distribuição.

Ocorre aumento da concentração de cloro residual livre quando a água colhida dos poços é injetada na malha de distribuição em pontos distintos, após o recebimento de cloro gás. Certamente a concentração resultante desta adição será diferente da concentração do cloro residual livre na água do sistema no ponto de inserção. Assim sendo, é possível que haja aumento da concentração quando comparada à concentração oriunda da ETA.

5.2.5. Componentes que influenciam na variação dos parâmetros estudados

a) Cloretos

A concentração de cloretos é representada em mg/ℓ de Cl^- . Trata-se de um íon de grande mobilidade, diretamente ligado a diversos processos de corrosão, de fácil determinação, presente em toda água bruta. Em concentrações elevadas ($> 500 \text{ mg}/\ell \text{ Cl}^-$), associado a dureza total também alta ($> 500 \text{ mg}/\ell \text{ CaCO}_3$), compromete a palatabilidade a ponto de não dessedentar (água salobra ou salina).

b) Nitrogênio amoniacal

A concentração de nitrogênio amoniacal é representada em $\text{mg}/\ell \text{ NO}_3$ ou $\text{mg}/\ell \text{ N}$. A sua presença indica decomposição orgânica, portanto, suspeita de comprometimento da sanidade biológica.

c) Nitrito

A concentração de nitrito é representada em $\text{mg}/\ell \text{ NO}_2$ ou $\text{mg}/\ell \text{ N}$. A sua presença indica comprometimento da sanidade biológica;

Na Portaria 518/2004, o limite máximo é especificado em $1 \text{ mg}/\ell \text{ N}$.

d) Nitrato

A concentração de nitrato é representada em mg/ℓ NO_3 ou mg/ℓ N. Concentrações acima de $10 \text{ mg}/\ell$ expresso em N, pode provocar metemoglobinemia em crianças lactentes. Este é o limite estabelecido na Portaria 518/2004.

e) Ferro

A concentração de ferro é representada em mg/ℓ Fé. Em concentração superior a $0,3 \text{ g}/\ell$ de Fe danos de ordem estética podem ocorrer, como manchas em louças sanitárias, rejunte de azulejos, em roupas, além de contribuir em processos incrustantes. Decanta em reservatórios formando um colchão de lama que permite o desenvolvimento de bactérias (ferro-bactérias) que podem colorir a água e provocar cheiro desagradável. Não prejudica a saúde em concentrações palatáveis. A Portaria 518/2004 limita a concentração máxima em $0,3 \text{ mg}/\ell$ Fe.

f) Manganês

A concentração de manganês é representada em mg/ℓ Mn. A ocorrência de manganês é freqüente em águas contendo ferro, embora em concentração mais baixa. O comportamento de ambos se assemelha, com a diferença da cor do precipitado, que é mais escuro, quase preto, enquanto o ferro forma manchas do amarelado ao marrom. É uma ocorrência rara, e só deve ser pesquisado quando houver indícios de sua presença. Na Portaria 518/2004, o limite permitido é de $0,1 \text{ mg}/\ell$ Mn.

5.2.6. Condicionamento químico da água potável

Em uma ETA a água é tratada para ser adequada quanto às propriedades organolépticas e condicionada pelo cloro para ser biologicamente segura. Pouco se faz quanto à composição química. Remoção de ferro e manganês por oxidação, e redução de dureza total, são feitas em raros casos. No caso geral, a composição química da água que entra para ser tratada é muito pouco alterada. Em um sistema de abastecimento de água, podem ocorrer corrosão de tubulações de aço que acrescente ferro à água distribuída, ou numa rede de água quente domiciliar de água ácida, pode haver acréscimo de cobre como produto de corrosão.

5.2.7. Comportamento do cloro

Quando se fala em cloro como substância de desinfecção em água, refere-se à aplicação de cloro gasoso (Cl_2), de cloro líquido sob a forma de hipoclorito de sódio ($NaOCl$), em solução aquosa, tamponada com $NaOH$.

Independentemente da forma adotada para a adição de cloro na água, serão formados, no mínimo dois compostos: ácido hipocloroso ($HOCl$) e o íon hipoclorito (OCl^-), cujas presenças são função direta do pH. Desde o pH 4,5 até o pH 7,5 haverá predomínio do primeiro, que reduz abruptamente sua presença, até que no pH 8,5, o predomínio absoluto é do segundo.

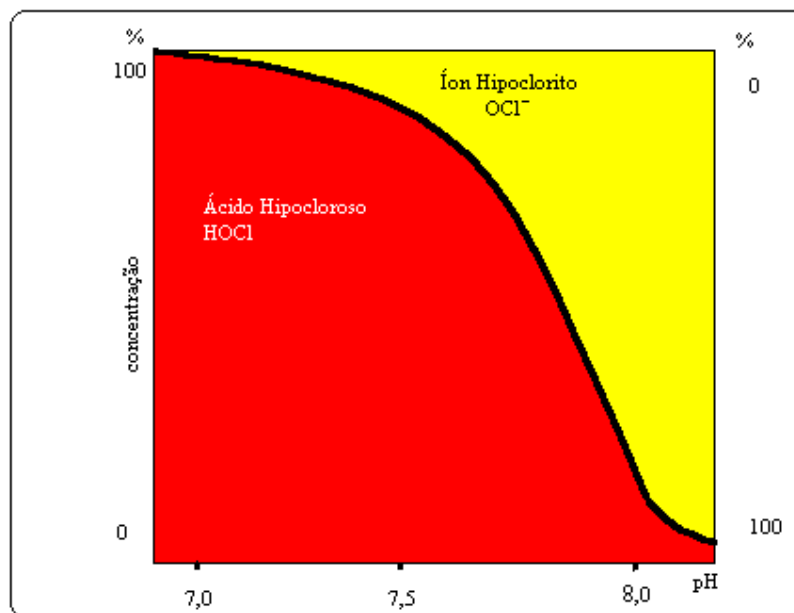


FIGURA 5.10. Comportamento do cloro na água.

O grande agente de desinfecção da água é o ácido hipocloroso, enquanto que o íon hipoclorito, ainda que produza efeito de desinfecção, esta se dá com menor eficiência.

Uma pequena dose de cloro, sob qualquer forma, que seja aplicada em água contendo redutores será imediatamente consumida, e não se obtém reação de cloro. A partir de então, pequenas adições podem ser detectadas, de forma proporcional, até que a partir de certo ponto

a quantidade detectada passe a ser menor, ainda que seja adicionada maior quantidade. A curva descendente continua até atingir o *break point*, a partir do qual volta a subir.

Isto acontece porque a primeira fase corresponde aos redutores presentes na amostra, que consomem o oxidante imediatamente. Na segunda fase, o crescimento da curva se dá pela reação do cloro com o nitrogênio (de qualquer origem) que havia na amostra, formando Cloraminas (que são o Cloro Residual Combinado – CRL), que reagem de forma muito similar, ainda que não tenham o mesmo poder desinfetante, até que não haja mais nitrogênio disponível.

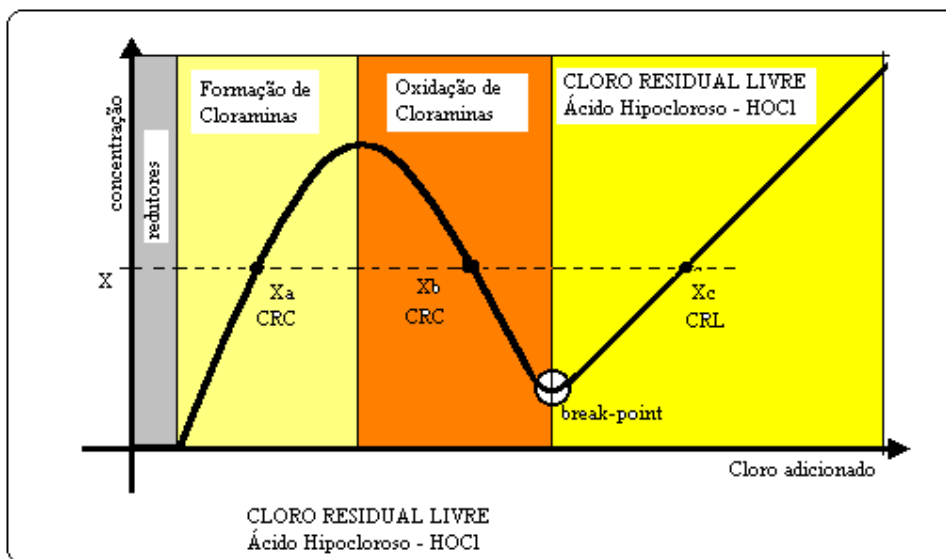


FIGURA 5.11. Perfil de concentração de cloro residual livre.

A inflexão seguinte, a curva descendente, se dará devido à oxidação das cloraminas, que vão sendo destruídas, até a próxima inflexão – o *break point*. A partir de então a cada quantidade adicionada corresponderá o proporcional crescimento da curva, agora indicando o ácido hipocloroso. Esta é a chamada cloração ao *break point*, o Cloro Residual Livre (CRL). Portanto, não se pode considerar a simples informação de que uma determinada amostra continha x mg/ℓ de cloro. É necessário que se saiba qual o pH desta água e a que fase da curva x se refere, se de cloraminas (ascendente), se da fase de Oxidação das Cloraminas, ou se refere ao *break point*.

6. CONCLUSÕES

Com a eminência da escassez da água doce potável, fazem-se necessários monitoramentos, análises de tendências e projeções em relação à disponibilidade da mesma.

Neste trabalho, constatou-se a importância da aplicação estatística nos dados da qualidade da água para o gerenciamento de um sistema de distribuição possibilitando a detecção das variações dos principais parâmetros físico-químicos e dos problemas no sistema tais como vazamentos, corrosão e outros, com a finalidade de identificar a necessidade de controle e manutenção preventiva.

Na análise realizada, foram utilizados dados de qualidade da água da rede de distribuição da cidade de Campo Grande-MS, do ano de 2004. Os dados coletados abrangem os pontos da saída da estação de tratamento de água e da distribuição final em 50 bairros abastecidos por esta estação. Os parâmetros físico-químicos avaliados foram o pH, a cor, a turbidez e o cloro residual livre.

Por meio da aplicação estatística, observou-se e comprovou-se neste trabalho, a predominância da ocorrência de dados não paramétricos, em torno de 90%. Portanto, adotou-se o teste não paramétrico e não pareado de Mann-Whitney. Os resultados obtidos nas análises de tendências sugerem a aplicação da metodologia adotada no monitoramento da qualidade da água em sistemas de distribuição, possibilitando um planejamento a médio e longo prazo.

A análise de extremos locais identificou as variações da qualidade da água fornecida nos bairros em relação à qualidade na saída da estação de tratamento. Essas variações foram positivas e negativas, porém estes registros são apenas variações dos parâmetros, não significando que os extremos locais estejam fora dos padrões regulamentares.

Na análise de extremos locais para os parâmetros estudados, menos de 12% em média dos resultados obtidos nos testes apresentaram significância estatística ao nível de 5%. Este resultado pode ser compreendido fazendo uma análise físico-química do comportamento dos parâmetros levando em consideração as condições de contorno do sistema.

Através de uma análise de regressão polinomial verificou-se uma tendência sazonal dos parâmetros estudados. Estudos futuros podem ser realizados para identificar as variáveis que influenciam o comportamento da variabilidade sazonal observada dos parâmetros analisados.

Através do estado da arte, verificou-se que as recentes legislações ambientais brasileiras têm acompanhado o desenvolvimento global no tocante à exigibilidade e sistematização de análises da qualidade de água. Neste trabalho, em relação a análise de adequabilidade dos padrões, constatou-se a excelente qualidade na água de abastecimento público da cidade de Campo Grande, onde mais de 99% das amostras físico-químicas e biológicas atenderam aos padrões de potabilidade da água conforme limites especificados pela Portaria 518 de 2004 do Ministério da Saúde.

Finalmente, este trabalho contribui no sentido de despertar a atenção das agências reguladoras e dos demais segmentos pertinentes para a importância do monitoramento estatístico dos dados da qualidade da água em sistemas de distribuição.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BILGE, F.; YAZICI, B.; DOGEROGLU, T.; AYDAY, C. Statistical evaluation of remotely sensed data for water quality monitoring. **International Journal of Remote Sensing**. v.24, n.24, p.5317-326, dec. 2003.

BRASIL. Portaria n. 518 de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 26 mar. 2004. Seção I, p.

COTTER, A. J. R. Water quality surveys: a statistical method based on determinism, quantiles and the binomial distribution. **Water Research**, v.19, n.9, p.1179-189, set. 1985.

EUROPEAN ECONOMIC COMMUNITY. (1998). Council Directive 98/83/EC. **Official Journal of the European Communities**. http://www.emwis.org/IFP/Eurlex/l_33019981205en00320054.pdf. (25Jan.).

FORAN, J.; BROSNAN, T.; CONNOR, M.; et al. A framework for comprehensive, integrated, watershed monitoring in New York City. **Environmental Monitoring and Assessment** n.62, p.147-67, fev. 1999.

GIBBONS, R. D. A statistical approach for performing water quality impairment assessments. **Journal of the American Water Resources Association**. v.39, n.4, p.841-49, ago. 2003.

HELSEL, D. R.; GILLIOM, R. J. Estimation of distributional parameters for censored trace level water quality data. **Water Resources Research**, v.22, n.2, p.147-55, fev. 1986.

HELSEL, D. R. Advantages of nonparametric procedures for analysis of water quality data. **Hydrological Sciences Journal**. v.32, n.2, p.179-90, jun. 1987.

JURDI, M.; et al. Evaluation of water quality of the Qaraaoun reservoir, Lebanon: suitability for multipurpose usage. **Environmental Monitoring and Assessment**. n.77, p.11-30, jul. 2001.

LANDWEHR, J. M. A statistical view of a class of water quality indices. **Water Resources Research**, v.15, n.2, p.460-68, abr. 1979.

LOFTIS, J. C.; WARD, R. C.; SMILLIE, G. M. Statistical models for water quality regulation. **Journal Water Pollution Control Federation**, v.55, n.8, p.1098-104, ago. 1983.

MORETTIN, L. G. **Estatística Básica**. 6. ed. São Paulo: McGraw-Hill, 1995.

RAVICHANDRAN, S. Hydrological influences on the water quality trends in Tamiraparani Basin, south India. **Environmental Monitoring and Assessment**. n.87, p.293-309, out. 2002.

RECKHOW, K. H.; CLEMENTS, J. T.; DODD, R. C. Statistical evaluation of mechanistic water-quality models. **Journal of Environmental Engineering**, v.116, n.2, p.250-68, abr. 1990.

SAITO, L.; GRIGG, N. S.; WARD, R. C. Water-quality data management: survey of current trends. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v.120, n.5, p.587-612, out. 1994.

SHABMAN, L.; SMITH, E. implication of statistically based procedures for water quality assessment. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 129, n.4, p.330-36, jul. 2003.

SMITH, E. P.; YE, K.; HUGHES, C.; SHABMAN, L. Statistical assessment of violations of water quality standards under section 303(d) of the clean water act. **Environmental Science & Technology**, v.35, n.3, p.606-12, mar. 2001.

SPIEGEL, M. R. **Probabilidade e Estatística**. Trad. Alfredo Alves de Faria. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1978. (Coleção Schaum).

THAS, O.; VANROLLEGHEM, P.; KOPS, B.; et al. Extreme value statistics: potential benefits in water quality management. **Water Science and Technology**, v.36, n.5, p.144-140, mai. 1997.

TOLEDO, G. L.; OVALLE, I. I. **Estatística Básica**. 2. ed. São Paulo: Atlas, 1995.

US EPA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2004). Annual water quality report. **The Birmingham Water Works Board**. [Www.birminghamwaterworks.com](http://www.birminghamwaterworks.com). (13Jan.).

US EPA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2005). List of drinking water contaminants & maximum contaminant level. <http://www.epa.gov/safewater/mcl.html>. (15Jan).

US EPA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2000). Guidance for data quality assessment. <http://www.epa.gov/quality/qs-docs/g9-final.pdf>. (18Jan.)

WARD, R. C.; LOFTIS, J. C. Establishing statistical design criteria for water quality monitoring systems: review and synthesis. **Water Resources Bulletin**, v.22, n.5, p.759-67, out. 1986.

WHO WORLD HEALTH ORGANIZATION. (2004). Guidelines for drinking-water quality - third edition. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/gdwq3.pdf. (19Jan.).

ZETTERQVIST, L. Statistical estimation and interpretation of trends in water quality time series. **Water Resources Research**, v.30, n.7, p.1637-48, jul. 1991.