

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ - UFPI**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO**  
**NÚCLEO DE REFERÊNCIA EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS DO TRÓPICO**  
**ECOTONAL DO NORDESTE (TROPEN)**  
**PROGRAMA REGIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E**  
**MEIO AMBIENTE (PRODEMA)**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO**  
**AMBIENTE (MDMA)**  
**SUBPROGRAMA PRODEMA/TROPEN/PRPPG/UFPI**  
**Curso de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente**

**ANELIO IBIAPINO DA ROCHA**

**Avaliação da qualidade da água no Rio Parnaíba na zona urbana de Teresina-PI**  
**usando os métodos IQA Clássico e Lógica *Fuzzy***

**TERESINA – PI**  
**2016**

ANELIO IBIAPINO DA ROCHA

Avaliação da qualidade da água no Rio Parnaíba na zona urbana de Teresina-PI usando os métodos IQA Clássico e Lógica *Fuzzy*

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente, linha de pesquisa: políticas de desenvolvimento e meio ambiente e área de concentração: desenvolvimento do trópico ecotonal do nordeste.

Orientador: Prof. Dr. Cleto Augusto Baratta Monteiro

Coorientador: Prof. Dr. Jefferson Cruz dos Santos Leite

TERESINA – PI  
2016

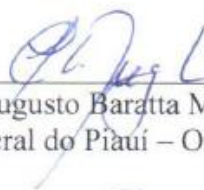
ANELIO IBIAPINO DA ROCHA

Avaliação da qualidade da água no Rio Parnaíba na zona urbana de Teresina-PI usando os métodos IQA Clássico e Lógica *Fuzzy*

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente, linha de pesquisa: políticas de desenvolvimento e meio ambiente e área de concentração: desenvolvimento do trópico ecotonal do nordeste.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM TERESINA, PIAUÍ, EM 28/01/2016.

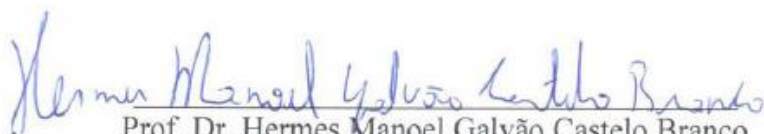
Banca Examinadora:



Prof. Dr. Cleto Augusto Baratta Monteiro  
Universidade Federal do Piauí – Orientador



Prof. Dr. Joao Batista Lopes  
Universidade Federal do Piauí – Membro Interno



Prof. Dr. Hermes Manoel Galvão Castelo Branco  
Universidade Estadual do Piauí – Externo à Instituição

“Tudo posso naquele que me fortalece.”

(Filipenses 4:13)

## Dedico

Ao Grande Arquiteto do Universo, que me deu a oportunidade de viver este momento. Aos meus queridos pais Maria e Simão (*in memoriam*), a minha esposa Maria de Jesus e a minha filha Mariana.

## Agradecimentos

Ao Prof. Orientador Cleto Augusto Baratta Monteiro pela paciência, apoio e ensinamentos que proporcionaram as ferramentas para a conclusão desta dissertação.

Aos Professores: da UFPI Carlos Ernando da Silva, Joao Batista Lopes e Jefferson Cruz dos Santos Leite, da UFC Raimundo Oliveira de Souza, do IFES Mariângela Dutra de Oliveira e da FAPAN Aécio Alves Pereira pelo fornecimento do valioso material de pesquisa utilizado na elaboração desta dissertação e pelos ensinamentos profissionais na área específica.

Ao chefe da CPRM-RETE Francisco Lages Correa Filho pelo apoio constante e incentivo ao desenvolvimento desta pesquisa.

Ao colega de trabalho na CPRM Luiz Carlos da Silva, chefe do CTC, pela ajuda no sentido de viabilizar a aprovação do meu pedido de dispensa em meio turno de expediente de trabalho, durante o cumprimento dos créditos das disciplinas, para que pudesse me dedicar melhor a este mestrado.

À colega de CPRM Cynthia Pedrosa Teixeira, chefe da Rede Hidrometeorológica Básica CPRM-ANA em Teresina, que desde o início me apoiou de forma incondicional contribuindo muito para tornar realidade este sonho.

Aos colegas da CPRM de Teresina Claudio Damasceno de Sousa e Roberto José Amorim Rufino Fernandes pela ajuda na formatação do trabalho.

À minha mãe Maria Vieira, mulher guerreira, que sempre apoiou e incentivou a minha formação contínua.

À minha esposa Maria de Jesus pela compreensão e ajuda oferecida em todos os momentos da realização deste trabalho.

À minha filha Mariana de quem furtei horas de carinho e atenção para que pudesse conquistar esta vitória.

Em fim, a todos aqueles que souberam compreender a importância deste trabalho e colaboraram de alguma forma para a sua realização.

Meu Muito Obrigado!

## RESUMO

A cidade de Teresina, capital do estado do Piauí, Brasil, possui o privilégio de estar localizada entre dois rios (Parnaíba e Poti) com abundante oferta de água. A qualidade destas águas está diretamente ligada ao uso e ocupação do solo e principalmente ao nível de infraestrutura de esgotamento sanitário existente na cidade. Neste sentido, a compreensão e alcance do desenvolvimento sustentável passam pela gestão de recursos hídricos e o controle da qualidade da água faz parte deste processo. O presente estudo tem como objetivo avaliar a qualidade da água no Rio Parnaíba, na zona urbana do município de Teresina-PI, baseado na análise comparativa entre os procedimentos que utilizam os métodos do IQA clássico e da lógica Fuzzy. Esta pesquisa foi desenvolvida com dados coletados em seis pontos no Rio Parnaíba no trecho compreendido dentro do perímetro urbano de Teresina, entre julho de 2011 e dezembro de 2014. Verificou-se que o índice de qualidade da água (IQA) clássico da NSF ao longo do período pesquisado vem alternando o seu nível de qualidade entre as categorias “bom” e “regular” a depender da época do ano. Esta mudança é ocasionada, principalmente, pela alteração dos valores das variáveis Coliformes Termotolerantes, Fósforo Total e Turbidez que se encontram respectivamente com 30,20%, 34,29% e 22,04% do total de amostras analisadas (245 amostras) fora dos limites máximos preconizados pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Também observou-se a influência da precipitação (chuva) e vazão do rio, em que no período de aumento desses dados o IQA clássico apresenta tendência em diminuir o seu valor, comprovados por meio da matriz de correlação de Spearman. Na comparação entre os métodos de IQA clássico da NSF e os obtidos pela lógica Fuzzy (IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub>) percebeu-se que os dados oriundos do Fuzzy são mais restritivos, ou seja, rigorosos, apontando para valor menor. Da aplicação da lógica Fuzzy, apenas o IQA<sub>GAUSS</sub> mostrou-se totalmente viável, seguro e sensível às mudanças dos valores que compõem o IQA clássico da NSF do Rio Parnaíba. A partir desse cenário, destaca-se a necessidade de que seja mantido o monitoramento da qualidade da água do Rio Parnaíba, como ferramenta de gestão, para verificar se os resultados e tendências encontrados nesta pesquisa se manterão no futuro, contribuindo para o desenvolvimento de políticas públicas de recursos hídricos direcionados à manutenção da qualidade de água por meio da indução e incentivo de ações de governo no referido manancial.

Palavras-chave: Índice de Qualidade de Água. Gestão de Recursos Hídricos. Lógica Fuzzy. Rio Parnaíba.

## ABSTRACT

The city of Teresina, state capital of Piauí, Brazil, has the privilege of being located between two rivers (Parnaíba and Poti) with abundant supply of water. The quality of this water is directly linked to land use and occupation and especially the existing sewage infrastructure level in the city. In this sense, understanding and achieving sustainable development pass through water resources management and control of water quality are part of this process. This study is intended to evaluate the water quality in the Parnaíba river, in the urban area of the city of Teresina, based on comparative analysis of the procedures using the methods of classic WQI and Fuzzy logic. This research was developed with data collected at six points in the Parnaíba river in the stretch within the city of Teresina, between July of 2011 and December 2014. It was found that the water quality index (WQI) classic NSF over the period studied is switching its level of quality between the categories "good" and "fair" depending on the time of year. This change is caused mainly by the change of the values of the variables Fecal Coliforms, Total Phosphorus and Turbidity which are respectively with 30.20%, 34.29% and 22.04% of the analyzed samples (245 samples) out of maximum limits recommended by CONAMA Resolution nº 357/2005. Also noted the influence of precipitation (rain) and flow of the river, where the increase of the classic period of such data WQI has tendency to decrease its value, proven by Spearman's correlation matrix. The comparing between the classic WQI methods of NSF and the obtained by Fuzzy logic (WQITRITRAP and WQIGAUSS) it was noted that the data from the Fuzzy are more restrictive, which means, strict, pointing to a lower value. From the application of Fuzzy logic, only the WQIGAUSS proved to be entirely feasible, safe and sensitive to changes of the values that compose the classic WQI of NSF Parnaíba river. From this scenario, stand out the need to main the monitor of the water quality of the Parnaíba river, as a management tool to verify that the results and trends found in this research will remain in the future, contributing to public policy development of the water resources directed to the maintenance of water quality by inducing and encouraging government actions in that quoted source.

**Keywords:** Water Quality Index. Water Resources Management. Fuzzy Logic. Parnaíba River.



## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	OBJETIVOS.....	17
2.1	Geral.....	17
2.2	Específicos.....	17
3	REVISÃO DE LITERATURA.....	18
3.1	IQA - Índice de qualidade da água clássico.....	18
3.2	Lógica <i>Fuzzy</i> .....	24
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	33
4.1	Caracterização da área de estudo.....	33
4.2	Metodologia.....	34
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	41
5.1	IQA clássico da NSF e sua relação com o uso e ocupação do solo.....	41
5.2	IQA <i>Fuzzy</i> .....	51
5.3	Avaliação estatística dos resultados dos IQA's.....	58
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	95
7	REFERÊNCIAS.....	98

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores do peso das variáveis do IQA .....	21
Tabela 2 - Relação entre o valor do IQA e qualidade da água .....	22
Tabela 3 - Padrões de qualidade adotados para análise de água doce classe II.....	23
Tabela 4 - Pontos de coleta no Rio Parnaíba .....	33
Tabela 5 - Valores mensais do índice de qualidade da água (IQA) clássico no Rio Parnaíba	42
Tabela 6 - Valores de vazão e chuva na área de Teresina .....	44
Tabela 7 - Matriz de correlação de Pearson dos parâmetros estudados .....	45
Tabela 8 - Valores máximos, mínimos, médios, variância e desvio padrão das variáveis.....	49
Tabela 9 - Valores mensais do IQA fuzzy com funções de pertinência triangulares / trapezoidais no Rio Parnaíba.....	52
Tabela 10 - Valores mensais do IQA fuzzy com funções de pertinência gaussianas .....	53
Tabela 11 - Percentuais de pertinência resultado dos IQA's às categorias da tabela da NSF.	55
Tabela 12 - Medidas estatísticas dos IQA's. ....	59
Tabela 13 - Intervalo de controle dos IQA's. ....	61
Tabela 14 - Cálculo da ANOVA no ponto P-0.....	76
Tabela 15 - Cálculo da ANOVA no ponto P-1.....	78
Tabela 16 - Cálculo da ANOVA no ponto P-2.....	79
Tabela 17 - Cálculo da ANOVA no ponto P-3.....	80
Tabela 18 - Cálculo da ANOVA no ponto P-4.....	81
Tabela 19 - Cálculo da ANOVA no ponto P-5.....	82
Tabela 20 - Teste-t: duas amostras presumindo variâncias diferentes no ponto P-0.....	83
Tabela 21 - Teste-t: duas amostras presumindo variâncias diferentes no ponto P-1.....	84
Tabela 22 - Teste-t: duas amostras presumindo variâncias diferentes no ponto P-2.....	85
Tabela 23 - Teste-t: duas amostras presumindo variâncias diferentes no ponto P-3.....	86
Tabela 24 - Teste-t: duas amostras presumindo variâncias diferentes no ponto P-4.....	87
Tabela 25 - Teste-t: duas amostras presumindo variâncias diferentes no ponto P-5.....	88
Tabela 26 - Teste-t: duas amostras em par para médias no ponto P-0. ....	89
Tabela 27 - Teste-t: duas amostras em par para médias no ponto P-1. ....	90
Tabela 28 - Teste-t: duas amostras em par para médias no ponto P-2. ....	91
Tabela 29 - Teste-t: duas amostras em par para médias no ponto P-3. ....	92
Tabela 30 - Teste-t: duas amostras em par para médias no ponto P-4. ....	93
Tabela 31 - Teste-t: duas amostras em par para médias no ponto P-5. ....	94

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Curvas médias de variação de qualidade das águas .....	21
Figura 2 – Função de pertinência triangular .....	26
Figura 3 – Função de pertinência trapezoidal.....	27
Figura 4 – Função de pertinência gaussiana.....	28
Figura 5 – Sistema lógico fuzzy .....	29
Figura 6 – Configuração básica utilizada no MATLAB® .....	31
Figura 7 – Tela inicial do software InFuzzy.....	31
Figura 8 – Distribuição dos pontos de coleta de água na zona urbana de Teresina – PI.....	34
Figura 9 – Abas da rotina elaborada por Pereira (2010) utilizando MATLAB® .....	36
Figura 10 – Desenho esquemático utilizado para obtenção do IQA fuzzy .....	37
Figura 11 – Representação dos termos linguísticos das funções de pertinências do IQAF1 ..	37
Figura 12 – Representação dos termos linguísticos das funções de pertinências do IQAF2 ..	38
Figura 13 – Representação dos termos linguísticos das funções de pertinências do IQAF3 ..	39
Figura 14 – Representação dos termos linguísticos das funções de pertinências do IQAFT ..	40
Figura 15 – Gráficos de box & whiskers para as medidas separatrizes. ....	60
Figura 16 – Gráficos de box & whiskers para a média $\pm 1$ desvio padrão ( $\mu \pm 1s$ ) .....	63
Figura 17 – Gráficos de box & whiskers para a média $\pm 2$ desvio padrão ( $\mu \pm 2s$ ) .....	64
Figura 18 – Gráficos de box & whiskers para a média $\pm 3$ desvio padrão ( $\mu \pm 3s$ ). ....	65
Figura 19 – Gráficos de controle do IQA NSF.....	67
Figura 20 – Gráficos de controle do IQA TRITRAP .....	68
Figura 21 – Gráficos de controle do IQA GAUSS.....	69
Figura 22 – Gráficos de histograma do IQA NSF.....	71
Figura 23 – Gráficos de histograma do IQA TRITRAP.....	72
Figura 24 – Gráficos de histograma do IQA GAUSS. ....	73
Figura 25 – Gráficos da correlação linear entre IQA's. ....	75

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Cálculo do IQA clássico .....	22
Equação 2 – Peso atribuído a todas as variáveis .....	22
Equação 3 – Definição de conjuntos fuzzy .....	25
Equação 4 – Definição da função de pertinência triangular .....	26
Equação 5 – Definição da função de pertinência trapezoidal.....	27
Equação 6 – Definição da função de pertinência gaussiana.....	27
Equação 7 – Representação do sistema base de regra no fuzzy .....	28

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Valores mensais da variável coliformes termotolerantes (E. Coli).....	46
Gráfico 2 – Valores mensais da variável Fósforo Total .....	47
Gráfico 3 – Valores mensais da variável Turbidez.....	48

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

AGESPISA - Águas e Esgotos do Piauí S.A

ANA - Agência Nacional de Águas

APHA - American Public Health Association

APP - Área de Preservação Permanente

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CODEVASF - Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IQA- Índice de Qualidade da Água

NSF - National Sanitation Foundation dos Estados Unidos

PLANAP - Plano de Ação para Desenvolvimento Integrado da Bacia do rio Parnaíba

PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos

SEMAR-PI - Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Piauí

SNGRH - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

## 1. INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica do Rio Parnaíba é hidrologicamente a segunda mais expressiva do Nordeste, a qual drena quase todo o estado do Piauí (99%), parte do Maranhão (19%) e do Ceará (10%). O Parnaíba, principal rio da bacia, possui 1.400km de extensão, recebendo contribuição do Rio Poti, na sua margem direita, já quase na saída do perímetro urbano de Teresina e a maioria dos outros afluentes, localizados à jusante de Teresina, é também perene e suprida por águas pluviais e subterrâneas (ANA, 2005).

As condições da Região Hidrográfica do Parnaíba, que tem como características principais a baixa densidade populacional aliada à grande disponibilidade hídrica, fazem com que não haja conflitos no que diz respeito à quantidade de água para atender às diferentes demandas. Ressalta-se que existem problemas quanto à qualidade da água devido ao lançamento de esgotos domésticos e também industriais sem tratamento prévio nos rios, principalmente nos centros urbanos, como a Capital Teresina (MMA, 2006; SPERLING, 2005).

Outro fator importante que contribui para a queda na qualidade da água de rios que cortam cidades é a drenagem pluvial que arrasta poluentes difusos espalhados nas ruas para o leito de rios, agravada no caso de Teresina, pela falta de infraestrutura de esgotamento sanitário adequado, uma vez que a cidade possui apenas 17% de cobertura (IBGE, 2014).

Em relação à legislação federal que é o alicerce da política e de todo o sistema de gestão e controle da qualidade da água destacam-se: o Decreto nº 24.643 de 1934, também conhecido como Código das Águas; o artigo nº 21, XIX, da Constituição Federal de 1988, que passou a competência da União, "instituir sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direito de seu uso". Para cumprir este dispositivo, além de dar outras providências, foi aprovada a Lei nº 9.433 em 08 de janeiro de 1997, também denominada Lei das Águas. A resolução do CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, que "dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes". A portaria do Ministério da Saúde nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, que "dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade".

No que diz respeito à legislação estadual merece destaque a Lei nº 5.165, de 17 de agosto de 2000, que estabelece a Política Estadual de Recursos Hídricos do Piauí.

Assim, a justificativa deste estudo se dá em virtude da necessidade de analisar os principais aspectos relacionados à administração dos recursos hídricos no que diz respeito à qualidade da água do Rio Parnaíba, inclusive quanto ao nível atual de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica e como as diferentes realidades regionais e/ou locais têm utilizado o aparato legal e institucional de gestão destinada à qualidade deste importante manancial.

No âmbito dessas investigações, é realizada a abordagem direta das diversas formas de apropriação das águas, sem instrumentos regulatórios e administrativos legais e institucionais implantados, que podem causar danos ao meio ambiente e a comunidade e quais as relações necessárias a serem feitas entre os métodos de cálculo do IQA clássico ou convencional com o da lógica Fuzzy como métodos experimentais.

Portanto, foram consideradas as seguintes hipóteses de investigação: o uso e ocupação do solo na zona urbana de Teresina estão afetando diretamente a qualidade da água do rio Parnaíba; os indicadores de qualidade da água baseados na lógica Fuzzy são mais eficazes do que os índices vigentes baseados na lógica binária (IQA clássico) e a utilização de índice de qualidade baseado na lógica Fuzzy melhora os padrões de avaliação e classificação da qualidade da água.

Esta pesquisa encontra-se estruturada da seguinte forma: inicialmente tem-se uma introdução do conteúdo do trabalho, seguida dos seus objetivos gerais e específicos, que antecedem à revisão da literatura, na qual é abordado de forma mais aprofundada os conceitos de índice de qualidade da água (IQA) clássico e da lógica Fuzzy, depois é apresentado o material e métodos utilizados na pesquisa com caracterização da área de estudo e explanação da metodologia empregada, na sequência têm-se resultados e discussões e por último, apresentam-se as conclusões e recomendações deste estudo.



## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Geral**

O presente estudo tem como objetivo geral avaliar a qualidade da água no Rio Parnaíba, na zona urbana do município de Teresina-PI, baseado na análise comparativa entre os procedimentos que utilizam os métodos do IQA clássico e da lógica Fuzzy.

### **2.2 Específicos**

1. Processar os resultados das análises físico-química e microbiológica das amostras de água coletadas no rio e relacioná-la ao uso e ocupação do solo.
2. Analisar a variação da qualidade da água nos períodos de estiagem e chuvoso.
3. Identificar e caracterizar as principais fontes de poluição no Rio Parnaíba dentro do perímetro urbano de Teresina.
4. Comparar os resultados obtidos do índice de qualidade da água – IQA clássico desenvolvido pela National Sanitation Foundation (NSF) dos Estados Unidos com o do método de lógica Fuzzy.

### 3. REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 IQA - Índice de qualidade da água clássico

O índice de qualidade da água (IQA) clássico foi idealizado inicialmente pela *National Sanitation Foundation* (NSF) dos Estados Unidos em 1970, por meio de pesquisa de opinião junto a vários especialistas da área ambiental, no qual foram selecionadas as variáveis mais relevantes para analisar a qualidade das águas. Com o tratamento dos dados desta pesquisa definiu-se um conjunto de nove variáveis consideradas mais representativas para a caracterização da qualidade das águas, que na ordem de sua significância dentro do processo de cálculo são: oxigênio dissolvido (OD), coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrato, fósforo total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais dissolvidos.

O oxigênio dissolvido (OD) indica o grau de aeração da água, podendo ser introduzido na mesma pela fotossíntese das plantas aquáticas submersas, pelo contato com o ar atmosférico ou pela presença de turbulência na massa líquida. OD é o critério mais importante na determinação da qualidade e das condições sanitárias das águas superficiais, em que baixos valores desta variável indicam a possível presença de concentrações elevadas de matéria orgânica oriunda de esgotos domésticos (MACÊDO, 2001).

Os coliformes termotolerantes são considerados os principais indicadores de contaminação por materiais fecais por serem restritos ao trato intestinal de animais de sangue quente. A sua simples existência isolada na água não traz risco à saúde humana, mas aponta para a possibilidade da presença de outros organismos patogênicos daí a importância da sua análise na garantia da qualidade biológica da água (DERISIO, 2007; SPERLING, 2005).

O potencial hidrogeniônico (pH) indica a concentração de íons hidrogênio  $H^+$  e neste contexto fornece a ideia sobre a condição de acidez ( $pH < 7$ ), neutralidade ( $pH = 7$ ) ou alcalinidade ( $pH > 7$ ), podendo influenciar nos ecossistemas aquáticos com efeitos na fisiologia das espécies e também no tratamento de água interferindo no processo de desinfecção e coagulação (MACÊDO, 2001; SPERLING, 2005).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) representa o montante de oxigênio necessário para a oxidação da matéria orgânica, mediante a ação de bactérias aeróbias. O seu aumento provoca diminuição dos valores do oxigênio dissolvido na água, e em consequência a morte dos peixes e a eliminação dos organismos aquáticos. A DBO é um

teste padrão realizado em laboratório com amostras líquidas de água ou esgoto a uma temperatura de 20°C e durante um período fixo de incubação de cinco dias (DERISIO, 2007).

O nitrato é um elemento de grande importância, assim como o fósforo, no desenvolvimento do fito e zooplâncton, porém em elevadas concentrações provoca o processo nocivo de eutrofização do meio aquático, sendo indicativo da presença de esgotos domésticos e/ou efluentes industriais. As principais formas de ocorrência de nitrogênio nos corpos hídricos são: nitrogênio molecular, nitrogênio orgânico (dissolvido ou em suspensão), nitrogênio amoniacal ou amônia (livre ou ionizada), nitrito e nitrato (MACÊDO, 2001).

Vale ressaltar que, o nitrogênio total representa o somatório das concentrações de nitrito, nitrato e nitrogênio total Kjeldahl. O nitrogênio total Kjeldahl, por sua vez, corresponde a soma do nitrogênio amoniacal com o nitrogênio orgânico presentes na amostra, portanto, nitrogênio total é diferente de nitrogênio total Kjeldahl. Muitos estudos que utilizam o modelo do IQA adaptado pela CETESB confundem estes termos e definições o que acaba embutindo erros nos seus cálculos e resultados (POSSELT, 2010).

O fósforo total é um nutriente primordial para o crescimento de micro-organismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, sendo elemento fundamental ao ecossistema aquático por ser fator limitante de diversos processos biológicos, que ocorrem no corpo d'água. Pode ser encontrado na água nas seguintes formas: ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, tendo como fontes naturais de inserção na massa aquática a dissolução de partículas de solo e a decomposição de matéria orgânica e como fontes antrópicas o derramamento de esgotos domésticos, industriais e fertilizantes provenientes da atividade agrícola. Vale ressaltar que a ação do homem é a principal responsável pela elevação nos níveis de fósforo nos corpos hídricos, o que provoca também o processo de eutrofização do meio aquático (SPERLING, 2005).

A temperatura da água representa a medição da intensidade de calor contida nela e desempenha papel importante no controle e conservação de espécies aquáticas. Sua elevação pode ser provocada por fontes naturais (energia solar) e/ou principalmente por fontes antrópicas como despejos de origem industrial o que afeta muitas propriedades aquáticas como: viscosidade, densidade, tensão superficial e oxigênio dissolvido (DERISIO, 2007).

A turbidez é a medida da capacidade de penetração da radiação solar na massa líquida devido à presença de partículas em suspensão como: siltes, argilas, detritos

orgânicos e fontes de poluição que lançam materiais finos. A elevação da turbidez diminui, consideravelmente, o processo de fotossíntese nas plantas submersas, afetando diretamente a vida aquática e aumentando o custo das etapas de tratamento da água para fins de abastecimento público (DERISIO, 2007; MACÊDO, 2001).

Os sólidos totais correspondem a toda matéria que fica como resíduo após o aquecimento de uma amostra de água do corpo hídrico em análise, podendo ser classificados de acordo com seu tamanho e características químicas em: dissolvidos, fixos, suspensão e voláteis. No meio aquático, os sólidos totais podem sofrer o processo de sedimentação, prejudicando a desova de peixes e reprodução de espécies, retendo bactérias e restos orgânicos no fundo dos rios e aumentando a decomposição anaeróbica (MACÊDO, 2001).

A variável condutividade elétrica, embora não pertença ao cálculo do IQA clássico da NSF, é de grande importância para traçar o perfil de qualidade da água pois, em geral, níveis superiores a 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  apontam para ambientes impactados. A condutividade elétrica é influenciada pela quantidade de sais existentes na massa d'água e representa uma medida de forma indireta da concentração de poluentes já que quanto mais elevado for o volume de íons dissolvidos, maior será o potencial de condutividade elétrica na água presente no corpo hídrico (CETESB/2014).

O IQA clássico é utilizado amplamente no Brasil, às vezes, com adaptações feitas principalmente pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), tendo como foco principal a utilização da água para abastecimento da população. O método utilizado pela CETESB substitui a variável nitrato pelo nitrogênio total e de sólidos totais dissolvidos por sólidos totais, além de pequenas alterações nos pesos de algumas variáveis conforme pode ser visto na Tabela 1.

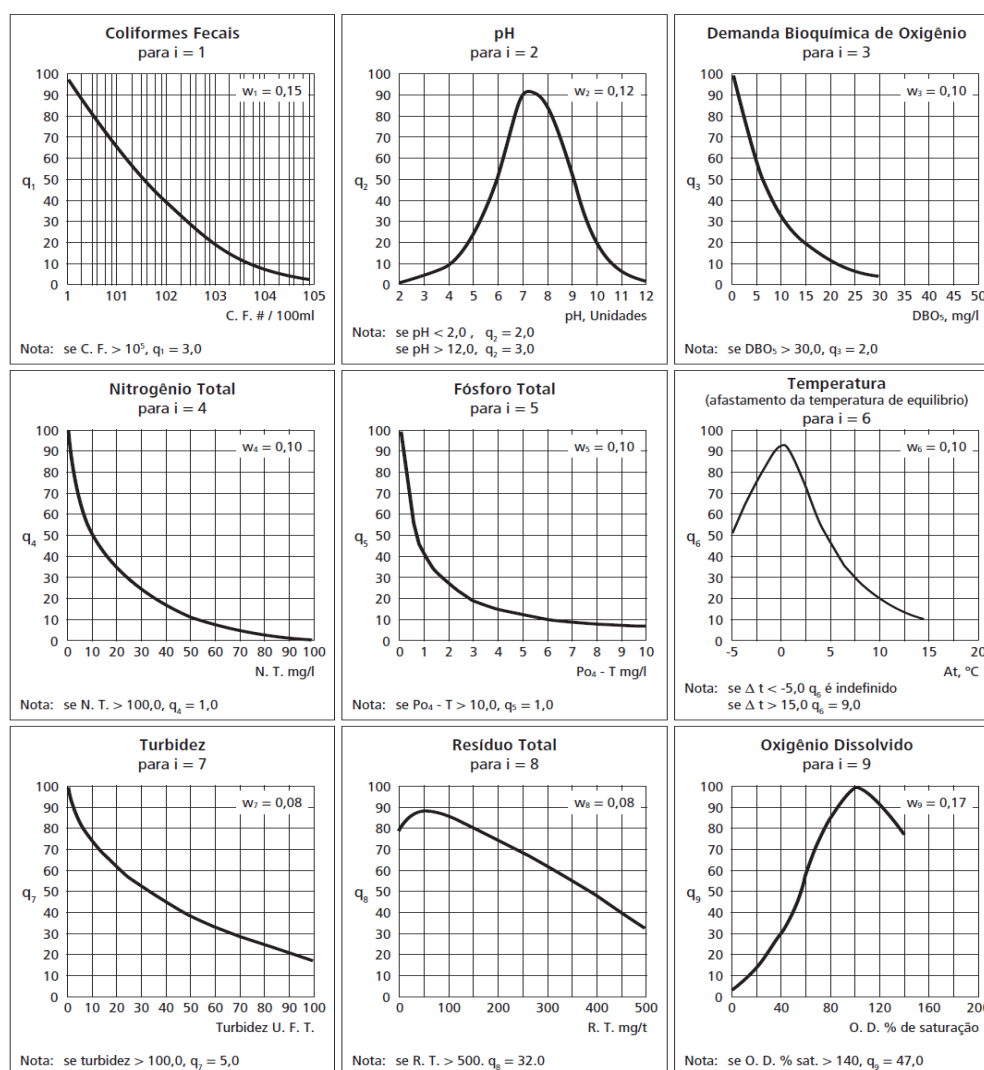
Na obtenção do IQA clássico para cada variável é atribuído um peso de acordo com a sua importância relativa no cálculo do IQA e elaboram-se curvas médias de variação da qualidade da água em relação à concentração de cada variável, conforme é mostrado na Tabela 1 e Figura 1 (CETESB, 2014).

Tabela 1 – Valores do peso das variáveis do IQA.

Variável – (Unidade de medida)	Peso - $w_i$ (NSF)	Peso - $w_i$ (CETESB)
Oxigênio dissolvido – OD (% Saturação)	0,17	0,17
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	0,16	0,15
pH (adimensional)	0,11	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio–DBO (mg/L)	0,11	0,10
Nitratos (mg/L NO <sub>3</sub> )	0,10	Não se aplica
Nitrogênio total (mg/L N)	Não se aplica	0,10
Fósforo Total (mg/L PO <sub>4</sub> )	0,10	0,10
Variação na Temperatura (°C)	0,10	0,10
Turbidez (UNT)	0,08	0,08
Sólidos totais (mg/L)	Não se aplica	0,08
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	0,07	Não se aplica

Fonte: (BRASIL, 2005; CETESB, 2014).

Figura 1 - Curvas médias de variação da qualidade das águas.



Fonte: CETESB, 2014.

Obtém-se de cada gráfico da Figura 1, correlação entre a concentração de determinada variável com sua nota de qualidade “q” em que o numeral 0 (zero) significa pior nota e 100 (cem) melhor nota. Assim, o IQA clássico é determinado como sendo o produtório ponderado da qualidade da água das nove variáveis selecionadas, elevadas ao seu respectivo peso, conforme pode ser calculado pela Equação 1 (CETESB, 2014):

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

em que:

$q_i$  = qualidade da variável “i”, obtida por meio da curva média específica de qualidade (variando de 0 a 100);

$n$  = números de variáveis utilizadas;

$w_i$  = peso atribuído a cada variável, em função de sua importância na qualidade da água (variando de 0 a 1) em que se observa por meio da Equação 2, que seu somatório é sempre igual ao numeral um (BRASIL, 2005; CETESB, 2014).

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad \text{(Equação 2)}$$

sendo que:

$n$ : número de variáveis presentes no cálculo do IQA.

Vale lembrar que, no caso de não se conseguir levantar o valor de alguma das nove variáveis, o cálculo do IQA clássico é inviabilizado, ou seja, não pode ser realizado. Os valores do IQA clássico, que variam entre 0 e 100, foram utilizados para definir o nível de qualidade da água, conforme especificado na Tabela 2.

Tabela 2- Relação valor IQA e qualidade da água.

<b>Faixas (NSF)</b>	<b>Faixas (CETESB)</b>	<b>Nível de Qualidade</b>
90 < IQA ≤ 100	79 < IQA ≤ 100	Ótimo
70 < IQA ≤ 90	51 < IQA ≤ 79	Bom
50 < IQA ≤ 70	36 < IQA ≤ 51	Regular
25 < IQA ≤ 50	19 < IQA ≤ 36	Ruim
0 ≤ IQA ≤ 25	0 ≤ IQA ≤ 19	Péssimo

Fonte: (BRASIL, 2005; CETESB, 2014).

Outra alteração feita pela CETESB no método de cálculo do IQA clássico da NSF diz respeito à mudança dos intervalos das categorias dos níveis de qualidade da água, adotando valores menores em todas as faixas como pode ser observado na Tabela 2. Este procedimento pode, dependendo dos dados das amostras analisadas, alterar o visual de uma série histórica, apresentando resultado para a qualidade da água diferente do que seria obtido com os valores estabelecidos pela *National Sanitation Foundation* (NSF) dos Estados Unidos.

Assim, vários estudos têm utilizado o IQA clássico elaborado a partir de uma relação matemática que transforma várias análises das variáveis físico-químicas e microbiológicas de amostras da água em um único número, favorecendo a análise da qualidade da água de determinado manancial por pessoas não especialistas. Esta é uma das principais vantagens da adoção do IQA, que é exatamente a facilidade de comunicação com o público leigo por permitir que um número elevado de informações técnicas seja convertido em um conceito de qualidade de fácil compreensão como, por exemplo, um número, um símbolo ou uma cor utilizada para descrever um nível de qualidade (CETESB, 2014; MAANE-MESSAI et al., 2010; POSSELT, 2010 e SPERLING, 2005).

De posse dos resultados das análises das variáveis de qualidade da água do corpo hídrico, aplicam-se os requisitos estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005, que estabelece no seu artigo 42 “enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2”. Este é o caso do Rio Parnaíba que não possui comitê de bacia e que não passou ainda por processo de enquadramento de suas águas em classe. Os padrões determinados para as variáveis do IQA clássico estão na Tabela 3.

Tabela 3 - Padrões de qualidade adotados para análise de água doce classe II.

<b>Variáveis</b>	<b>Padrões de Qualidade</b>
Coliformes termotolerantes	$\leq 1000$ NMP/100 mL
DBO <sub>5x20</sub> (5 dias a 20°C)	$\leq 5$ mg/L O <sub>2</sub>
Oxigênio Dissolvido	$\geq 5$ mg/L O <sub>2</sub>
Nitrato	$\leq 10$ mg/L
Fósforo total	$\leq 0,050$ mg/L
Temperatura	-
Turbidez	$\leq 100$ UNT
Sólidos totais dissolvidos	$\leq 500$ mg/L
pH	6,0 a 9,0

Fonte: Resolução CONAMA n° 357/2005.

### 3.2 Lógica Fuzzy

A lógica fuzzy, difusa ou nebulosa, é uma ferramenta na área de inteligência artificial que vem cada vez mais sendo utilizada no tratamento das incertezas e subjetividades inerentes aos problemas ambientais, por conta das limitações e imprecisões dos modelos determinísticos e das metodologias tradicionais. O índice de qualidade da água (IQA) clássico é um exemplo disto, em que há necessidade de que sejam testados novos métodos considerados mais avançados de indexação de informações, capazes de levarem em conta situações vagas e indefinidas nas tomadas de decisões que envolvem a qualidade da água na gestão dos corpos hídricos (LERMONTOV et al., 2008).

Na literatura especializada, encontram-se diversos estudos que utilizam a abordagem da lógica fuzzy no contexto da qualidade da água, sendo que no Brasil destaca-se: Lermontov et al. (2009) que aplicou a lógica fuzzy ao criar um novo índice para avaliar a qualidade da água no Rio Ribeira de Iguape, no sudoeste do Estado de São Paulo, mostrando boa correlação da lógica fuzzy com o IQA tradicionalmente calculado no Brasil. Pereira et al. (2012), ao analisarem amostra de água do Rio Pimenta Bueno no Estado de Rondônia, constataram que as comparações realizadas com o IQA fuzzy são mais sensíveis do que as do IQA da NSF, no tocante às variações dos valores das variáveis que os compõem. Roveda et al. (2010), analisando dados do monitoramento do Rio Sorocaba realizado pela CETESB, chegaram à conclusão de que o índice fuzzy de qualidade das águas brutas para fins de abastecimento público é mais rigoroso, quando comparado ao que comumente é feito. Oliveira et al. (2014), ao estudar dados de seis mananciais da Região Sudeste do Brasil, observaram que o índice de qualidade de água bruta fuzzy apresentou-se mais restritivo e consistente para quantificação das variáveis e maior flexibilidade para ajustes futuros no sentido do seu aperfeiçoamento.

Em nível mundial, cabe destaque os seguintes trabalhos sobre fuzzy na área de qualidade de água: Içaga (2007) estudou os parâmetros físico-químicos e inorgânicos da água do Eber Lake na Turquia, aplicando a inferência nebulosa no nível de qualidade da água dos rios para enquadrá-los em suas classes de uso, demonstrando a aplicação prática e viabilidade deste índice. Dahiya et al. (2007) aplicaram a teoria dos conjuntos fuzzy na avaliação dos parâmetros físico-químicos de águas subterrâneas de 15 aldeias na Índia para fins de determinação da sua potabilidade. Os autores concluíram que entre as fontes de água estudadas cerca de 64% pertenciam à categoria “aceitáveis” para fins de consumo humano. Ocampo-Duque et al. (2006), ao estudar dados coletados no Rio Ebro na Espanha



por duas agências diferentes de proteção ambiental, concluíram que a inferência nebulosa surge como uma ferramenta adequada e alternativa para ser usada no desenvolvimento de planos eficazes de gestão da água. Chang et al. (2001) apresentaram um estudo comparativo no Rio Tseng-Wen em Taiwan, usando três técnicas de avaliação fuzzy para analisar as condições de qualidade da água em comparação com os resultados gerados por procedimentos convencionais como o índice de qualidade da água (IQA) o que indicou claramente que as técnicas fuzzy podem harmonizar com sucesso discrepâncias inerentes ao processo e interpretar um complexo de condições ambientais.

Para compreender a lógica fuzzy é necessário que haja inicialmente a explanação de alguns conceitos. O primeiro conceito está ligado à definição de conjuntos fuzzy, em que: um subconjunto A de um conjunto U é definido como subconjunto *fuzzy* de U se for possível descrever na forma de uma função ou conjunto de pares ordenados conforme Equação 3 (AMENDOLA et al., 2005).

$$A = \{ (x, \mu_A(x)) \rightarrow x \in U \quad \mu_A(x) \in [0,1] \} \quad (\text{Equação 3})$$

em que:

$\mu_A(x)$  = é uma função de pertinência ou pertencimento que retrata com que amplitude “x” está em “A” resultando em uma das três formas abaixo:

$\mu_A(x) = 1$  indica que “x” pertence totalmente ao conjunto “A”

$0 < \mu_A(x) < 1$  indica que “x” pertence parcialmente ao conjunto “A”

$\mu_A(x) = 0$  indica que “x” não pertence ao conjunto “A”

Observa-se que a função de pertinência varia no universo dos números racionais compreendido entre 0 e 1. Logo, um conjunto fuzzy é definido por uma função de pertinência que admite valores dentro do intervalo [0,1] diferentemente da teoria dos conjuntos clássica, que não trabalha com a ideia do “pertencer parcialmente” a um conjunto.

As funções de pertinência usadas nos problemas ambientais são, principalmente, de três tipos diferentes: triangulares, trapezoidais e gaussianas.

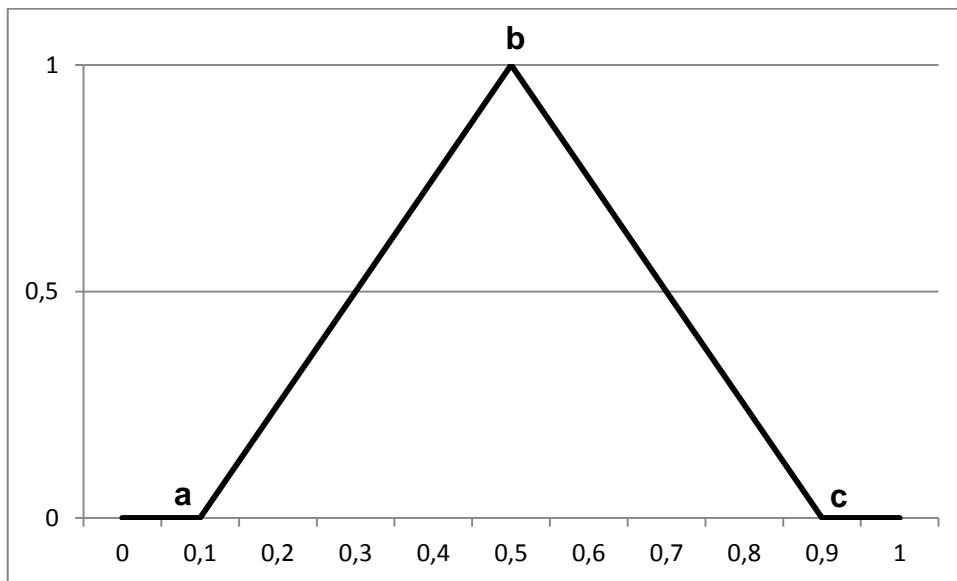
A função de pertinência do tipo triangular é caracterizada por possuir três parâmetros ( a, b, c), em que “a” e “c” representam o intervalo dentro do qual sua pertinência têm valores distintos de zero, e “b” é o valor em que a função é máxima, ou

seja, igual a um. A Equação 4 define a função de pertinência triangular (AMENDOLA et al., 2005).

$$\mu_A(x) = \begin{cases} 0 & \text{se } x \leq a \\ \frac{x-a}{b-a} & \text{se } a < x \leq b \\ \frac{c-x}{c-b} & \text{se } b < x \leq c \\ 0 & \text{se } x > c \end{cases} \quad (\text{Equação 4})$$

A Figura 2, na sequencia, exhibe graficamente uma função de pertinência do tipo triangular representando os parâmetros: “a”, “b” e “c”, em que no eixo das ordenadas, aparecem os dados relativos à função e no eixo das abscissas, as informações da variável que se pretende estudar.

Figura 2 – Função de pertinência triangular.



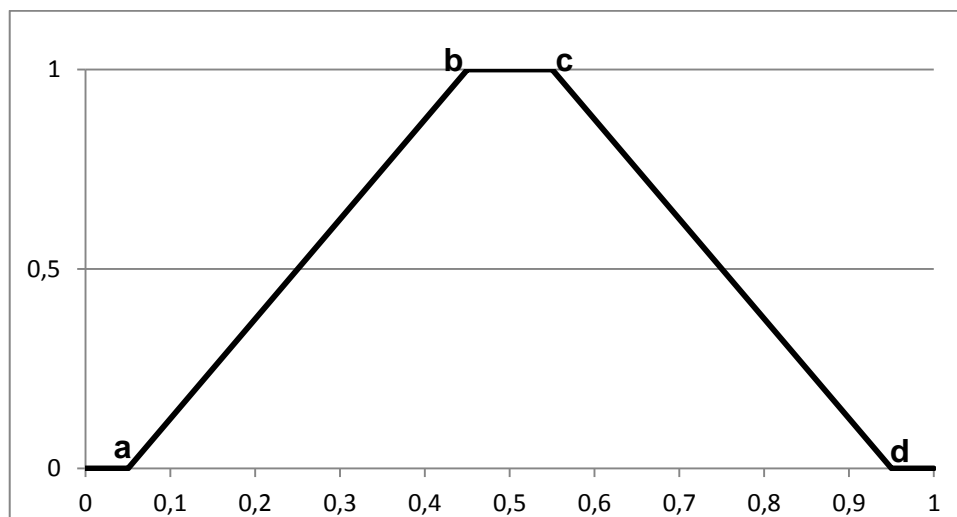
Fonte: (AMENDOLA et al., 2005).

Por outro lado, a função de pertinência trapezoidal é caracterizada por um conjunto de quatro parâmetros: “a”, “b”, “c” e “d”, em que “a” e “d” representam o intervalo dentro do qual a função de pertinência possui dados diferentes de zero e “b” e “c” representam o intervalo em que a função é máxima, ou seja, igual a 1. A Equação 5 apresenta as condições necessárias desta função (AMENDOLA et al., 2005).

$$\mu_A(x) = \begin{cases} 0 & \text{se } x \leq a \\ \frac{x-a}{b-a} & \text{se } a < x \leq b \\ 1 & \text{se } b < x \leq c \\ \frac{d-x}{d-c} & \text{se } c < x \leq d \\ 0 & \text{se } x > d \end{cases} \quad (\text{Equação 5})$$

Na Figura 3, em seguida, exibe-se graficamente uma função de pertinência do tipo trapezoidal, em que são representados os parâmetros: “a”, “b”, “c” e “d”, em que no eixo das ordenadas, aparecem os dados da função e no eixo abscissas, as informações da variável que se pretende estudar.

Figura 3 – Função de pertinência trapezoidal.



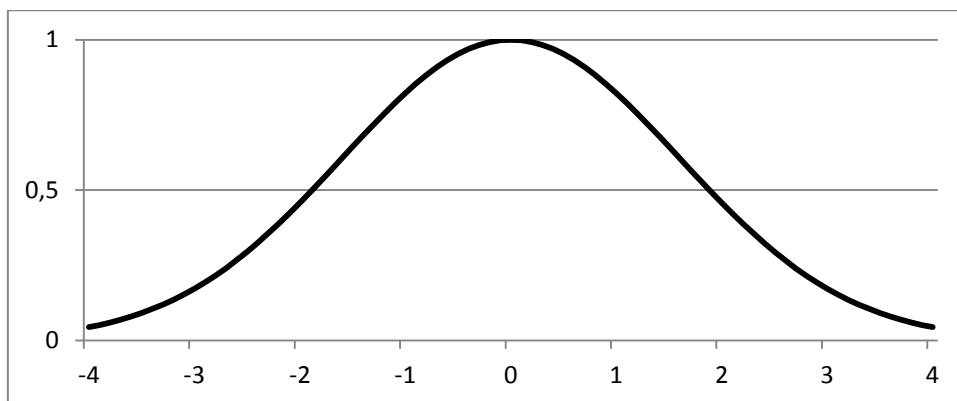
Fonte: (AMENDOLA et al., 2005).

É importante destacar que a função de pertinência gaussiana é caracterizada por um conjunto de dois parâmetros: média ( $\mu$ ) e desvio padrão ( $\sigma$ ). Este tipo de função possui decaimento suave e tem valores diferentes do numeral zero para todo domínio da variável que se pretende analisar. A Equação 6 define esta função (AMENDOLA et al, 2005).

$$\mu_A(x) = \begin{cases} 0 & \text{se } x \text{ está fora do domínio} \\ \exp\left[\frac{-(x-\nu)^2}{2\sigma^2}\right] & \text{caso contrário} \end{cases} \quad (\text{Equação 6})$$

A Figura 4 exibe graficamente uma função de pertinência do tipo gaussiana, em que no eixo das ordenadas, aparecem os valores da função e no eixo das abscissas, as informações da variável que se pretende estudar.

Figura 4 – Função de pertinência gaussiana.



Fonte: (AMENDOLA et al., 2005).

A escolha do tipo de função de pertinência a ser utilizada pelo especialista deve levar em conta o contexto em que esta será empregada na apresentação das variáveis linguísticas de forma a incorporar da melhor maneira possível a situação da incerteza e subjetividade presente nos eventos ambientais.

Outro conceito importante está ligado ao significado do termo *variável linguística* que pode ser entendido como sendo a representação, geralmente por palavras, dos dados iniciais do problema a ser estudado como, por exemplo: “ruim”, “péssimo”, “regular”, “bom” ou “ótimo”. Já *base de regras* é a sentença que representa o núcleo do sistema, em que se guardam as classificações das variáveis linguísticas formadas por expressões como pode ser vista na Equação 7, representando o sistema de base de regra no fuzzy (AMENDOLA et al, 2005).

“se E1 e/ou E2 e/ou E3..., então S1” (Equação 7)

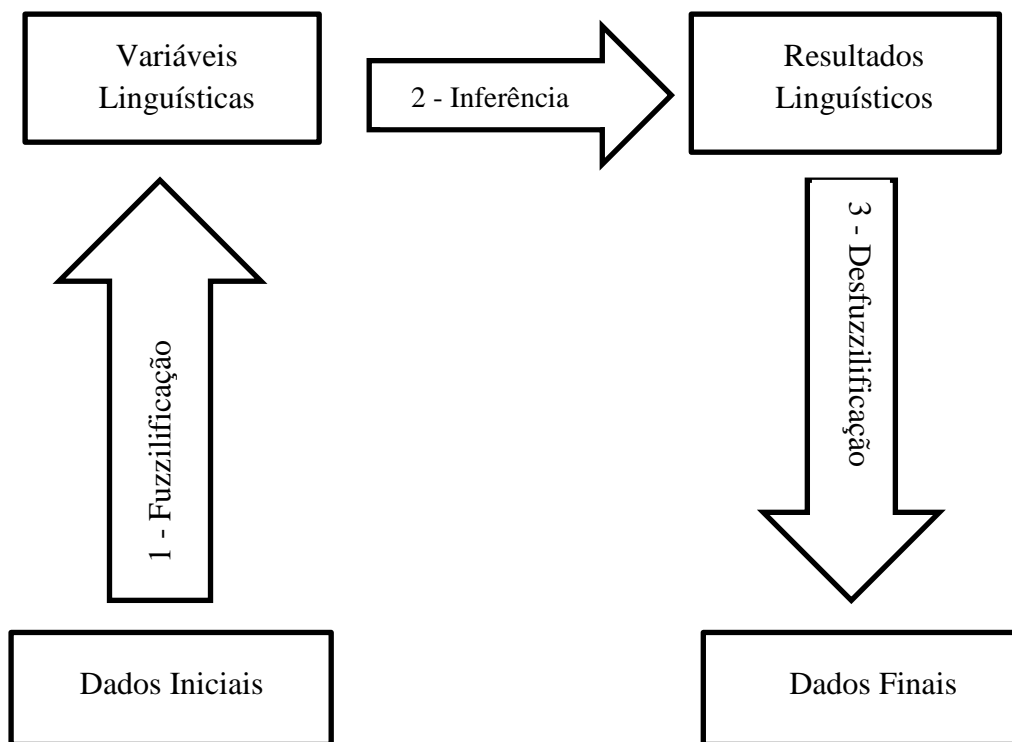
sendo que:

E1, E2, E3 = referem-se às classificações linguísticas dos antecedentes, ou seja, das variáveis de entrada;

S1 = referem-se às classificações linguísticas dos consequentes, ou seja, das variáveis de saída.

O sistema lógico fuzzy consiste de três operações básicas, conforme pode ser observado na Figura 5.

Figura 5 – Sistema lógico fuzzy.



Fonte: adaptado de Aguado e Cantanhede (2010).

A primeira operação do sistema lógico fuzzy é chamada de **fuzzificação**, que corresponde ao modelamento matemático dos dados de entrada (informações iniciais) que são transformados em variáveis linguísticas por meio de conjuntos fuzzy. Nesta etapa, é de extrema importância o conhecimento do especialista do problema a ser analisado para que todos os dados de imprecisão e incerteza sejam considerados e ainda que a cada variável de entrada possam ser atribuídos “termos linguísticos”, que traduzam os estados deste parâmetro e, por conseguinte a cada termo linguístico deverá ser atrelado um conjunto nebuloso por uma “função de pertinência” (AGUADO; CANTANHEDE, 2010; AMENDOLA et al., 2005).

A segunda operação denominada de **inferência** serve para determinar quais os conectivos lógicos (“e”, “ou”) que podem ser utilizados para criar a relação fuzzy, que configura a base de regras com sentenças de agregação “se” e composição “então”. O sucesso do sistema difuso depende deste módulo já que ele produzirá a saída fuzzy a ser

admitida pelo modelo a partir de cada entrada fornecida ao sistema (AMENDOLA et al., 2005).

A terceira e última operação do sistema lógico fuzzy é a **defuzzificação**, a qual transforma o estado do parâmetro de saída fuzzy para um dado numérico representado por números reais, obtendo assim um conjunto de saída matematicamente definido (AGUADO; CANTANHEDE, 2010; AMENDOLA et al., 2005).

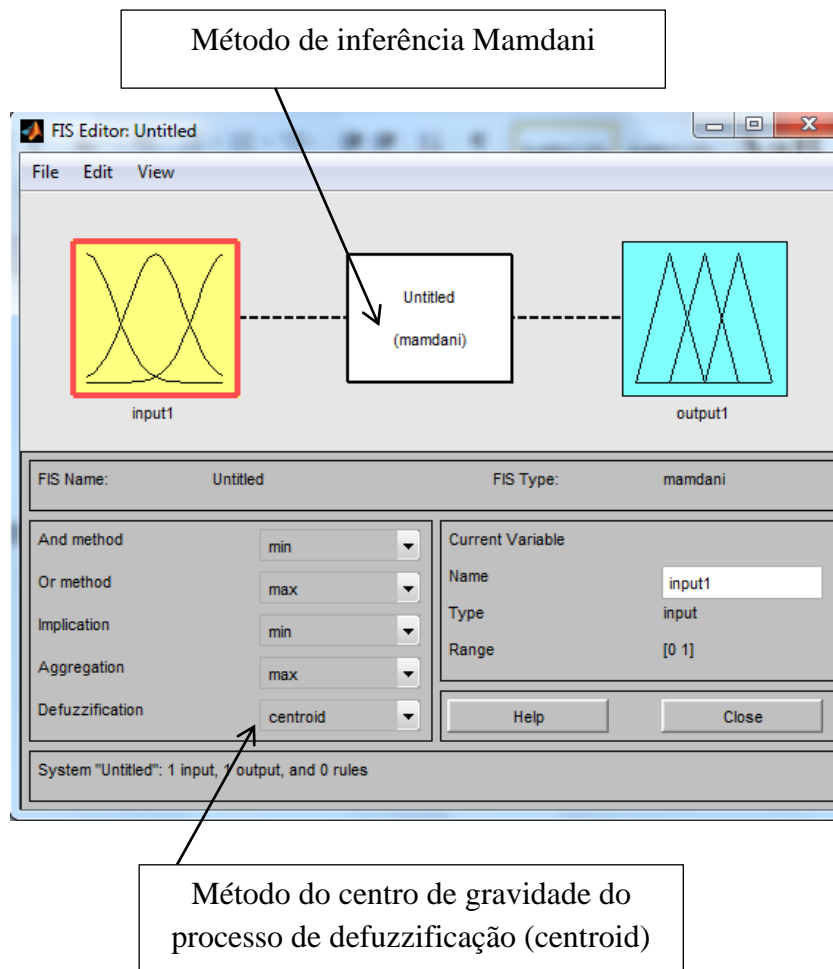
É importante dizer que existem diversos métodos da operação de inferência fuzzy e da etapa de defuzzificação com distintas propriedades, em que se destaca o método de Mamdani para a inferência e o modelo do centro de gravidade para o processo de defuzzificação.

O método de inferência Mamdani (1973) combina as relações difusas dos graus de pertinência relativos a cada uma das informações de entrada por meio do processo de fuzzificação convertendo, num primeiro momento, um valor discreto em um conjunto nebuloso, que em seguida na etapa de inferência são ativadas as regras e por último são gerados os conjuntos difusos de saída por meio do processo de defuzzificação, convertendo os resultados em números novamente (AMENDOLA et al., 2005; POSSELT, 2010).

O método do centro de gravidade do processo de defuzzificação (centroid) representa a saída precisa e exata a ser considerada no evento estudado, sendo o centro de massa do conjunto fuzzy de saída. O centro de gravidade da defuzzificação é idêntico à média aritmética para um conjunto de dados que indicam o grau de compatibilidade do conceito modelado pelo conjunto fuzzy, gerando um valor numérico (AMENDOLA et al., 2005; POSSELT, 2010).

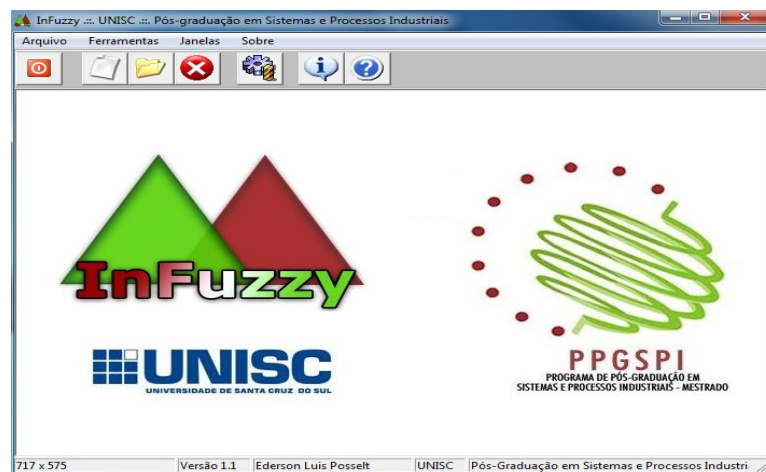
A Figura 6 mostra a tela inicial da ferramenta “toolbox” (anfis) do software MATLAB<sup>®</sup>, utilizada para modelagem da lógica fuzzy, desenvolvida pela empresa MathWorks, em que é possível visualizar de forma clara os campos referentes à escolha do método do processo de defuzzificação (no caso centroid) e do método da operação de inferência (Mamdani).

Figura 6 – Configuração básica utilizada no MATLAB®.



Além do software MATLAB® destaca-se em nível de Brasil, para o cálculo do IQA baseado na lógica fuzzy, a ferramenta InFuzzy desenvolvida por Ederson Luis Posselt no Programa de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais (PPGSPI) da UNISC (Universidade de Santa Cruz do Sul) em 2011 (Figura 7).

Figura 7 – Tela inicial do software InFuzzy.



A ideia de utilizar a lógica fuzzy como suporte para desenvolver um novo índice de qualidade da água (IQA) nasceu da busca por um modelo que, não fosse determinístico fundamentado na lógica clássica, não possuísse limites rígidos no método de avaliação das classes, apresentando dúvidas quanto ao enquadramento, fosse capaz de lidar com as incertezas próprias de problemas ambientais e incorporasse o comportamento das variáveis com menores perdas de informações individuais, facilitando a determinação de diagnósticos mais realísticos das condições hídricas (LERMONTOV et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2014; PEREIRA et al., 2012 e ROVEDA et al., 2010).

Um sistema de classificação da qualidade da água alicerçado na lógica *Fuzzy* garante flexibilidade ao permitir que um determinado valor do IQA possa pertencer a diversos níveis/categorias de qualidade da água diferentes por meio do seu grau de pertinência ou participação. Esta característica assegura a chamada pertinência relativa de um elemento a um conjunto, coisa impossível de ter viabilizada na lógica clássica ou tradicional que não permite a passagem de uma categoria para outra de forma suave e gradual (LERMONTOV et al., 2009; PEREIRA et al., 2012).

Assim, um mesmo valor de resultado do IQA fuzzy poderá ser analisado de acordo com sua distribuição pela amplitude ou percentual de sua pertinência. Portanto, a lógica fuzzy preenche uma lacuna existente na metodologia convencional de determinação do índice de qualidade da água desenvolvido inicialmente pela *National Sanitation Foundation* (NSF) e favorece uma melhor gestão dos recursos hídricos (LERMONTOV et al., 2009; PEREIRA et al., 2012).



## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Caracterização da Área de Estudo

A cidade de Teresina está localizada na porção centro-norte do Estado do Piauí com coordenadas, latitude e longitude, respectivamente, de 5°08' sul e 42°48' oeste, estando situada na margem direita do Rio Parnaíba (médio curso da Bacia Hidrográfica), com área ocupada de aproximadamente 1.392 km<sup>2</sup>, onde quase no final do seu perímetro urbano ocorre a foz do Rio Poti com o Parnaíba. A referida cidade possui apenas 17 % de seu território com infraestrutura de esgotamento sanitário adequado, ou seja, do total do esgoto produzido na cidade, apenas, este pequeno percentual é coletado e tratado, enquanto o restante é jogado diretamente nos dois rios que atravessam a capital (IBGE, 2014).

A capital piauiense apresenta densidade demográfica de 584,94 hab/km<sup>2</sup>, possuindo população aproximada de 814.230 habitantes, com 767.557 habitantes (94,27% do total) vivendo na zona urbana e 46.673 habitantes (5,73% do total) vivendo na área rural do município. Possui como principal base da sua economia o setor terciário, compreendendo as atividades de governo, comércio e de prestação de serviços, principalmente ligado ao setor de saúde. Apresenta um dos maiores níveis de desenvolvimento e urbanização do Estado do Piauí, em que seu crescimento urbano realizado de forma descontrolada nos últimos anos, aliado a uma precária administração dos seus recursos hídricos, tem contribuído para o aumento da poluição, com surgimento de processos de eutrofização das águas dos rios que cortam a cidade e impactos socioeconômicos e epidemiológicos para a população local, além de prejuízos para o meio ambiente refletindo, na fauna e flora da região (IBGE, 2014; OLIVEIRA; SILVA, 2014).

Para realização da pesquisa, foram selecionados seis pontos de coleta de água no Rio Parnaíba, conforme Tabela 4, com destaque para latitudes e longitudes.

Tabela 4 – Pontos de coleta no Rio Parnaíba.

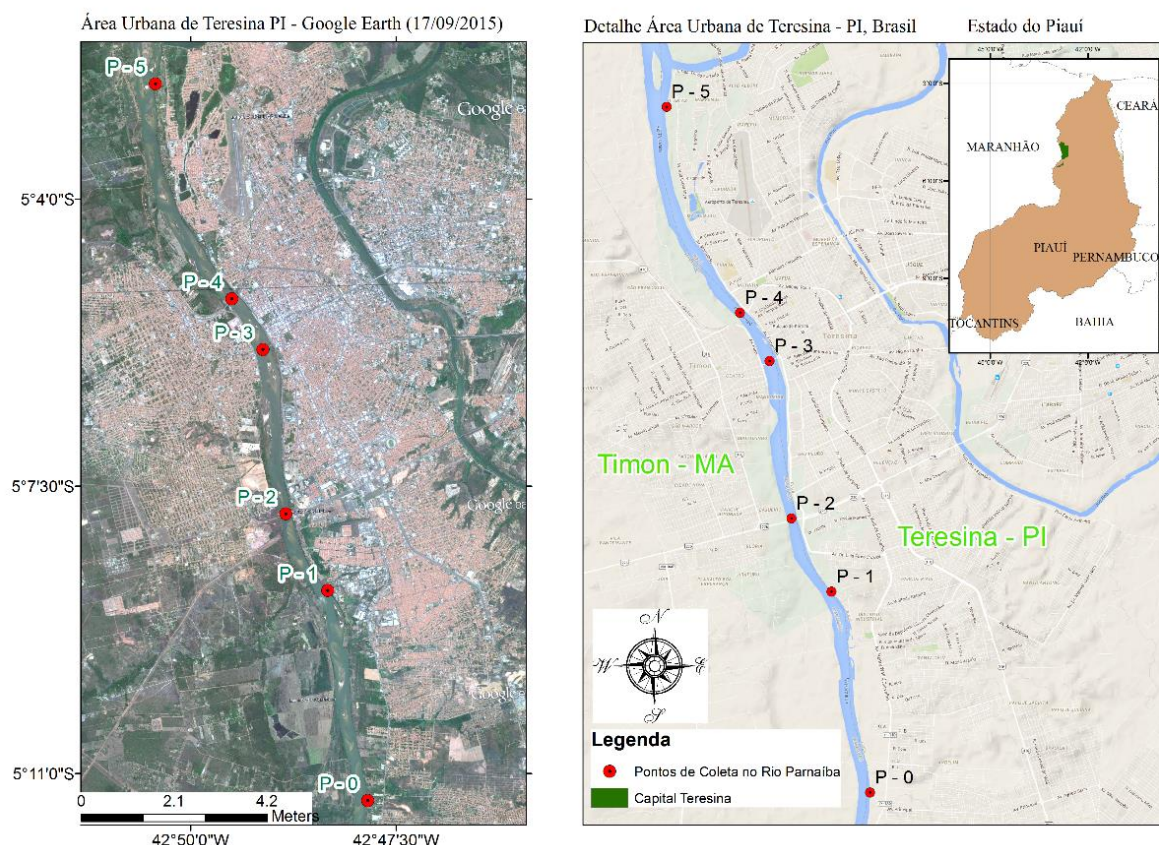
<b>Ponto</b>	<b>Nome/Local</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>
P-0	Atlantic City World Náutico	-5°11'20.00"	-42°47'50.60"
P-1	Estação de Tratamento de Águas de Teresina	-5°08'46.40"	-42°48'19.98"
P-2	Ponte Engenheiro Noronha	-5°07'50.35"	-42°48'50.57"
P-3	Ponte José Sarney	-5°05'50.14"	-42°49'07.20"
P-4	Ponte Engenheiro João Luis Ferreira	-5°05'13.19"	-42° 49'29.91"
P-5	Av. Boa Esperança próximo ao encontro dos rios	-5°02'35.80"	-42°50'25.82"

Fonte: adaptado de Rocha (2013).

Estes seis pontos foram determinados por georreferenciamento GPS WGS 84 com sistema de coordenadas latitude/longitude já monitorados pela Universidade Federal do Piauí no Rio Parnaíba, ao longo da área urbana da cidade de Teresina-PI, no período entre julho de 2011 e dezembro de 2014.

A Figura 8 mostra a distribuição destes pontos no perímetro urbano de Teresina ao longo das margens do Rio Parnaíba:

Figura 8 – Distribuição dos pontos de coleta de água na zona urbana de Teresina – PI.



Fonte: Google Earth, 2015.

## 4.2 Metodologia

O presente estudo faz uma reflexão crítica sobre o modo de avaliar a qualidade da água do Rio Parnaíba na zona urbana de Teresina-PI ao analisar o Índice de Qualidade da Água (IQA) clássico da NSF e correlacioná-lo com o uso e ocupação do solo, além de efetuar uma comparação entre os métodos Índice de Qualidade da Água (IQA) clássico da NSF e lógica fuzzy.

A fim de atender os objetivos propostos, no âmbito deste estudo, foram utilizados os mesmos dados obtidos nas amostras de água do Rio Parnaíba, tanto na elaboração do IQA clássico da NSF como também no IQA baseado na lógica Fuzzy para

facilitar as comparações e testes estatísticos, além de fazer inferências sobre os resultados alcançados com esta nova ferramenta fuzzy, que até então não havia sido empregada na análise da qualidade da água do Parnaíba.

Assim, a proposta é adotar a técnica fuzzy como uma ferramenta alternativa/auxiliar no tratamento e monitoramento de dados de qualidade de água do Rio Parnaíba para comparar com o IQA clássico da NSF, facilitando o planejamento de estratégias, tomadas de decisões e a gestão deste importante manancial.

Todas as determinações analíticas das amostras coletadas foram realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos no Standard Methods (APHA, 2005), executadas pelos técnicos do Laboratório de Saneamento do Centro de Tecnologia-CT da UFPI. Assim, estes dados secundários (físico-químicos e microbiológicos), utilizado a partir do estudo realizado no Laboratório de Saneamento foram fundamentais para a elaboração da presente pesquisa, em que pela primeira vez, se trabalha com a série histórica completa para avaliar a evolução da qualidade da água do Rio Parnaíba no período estudado.

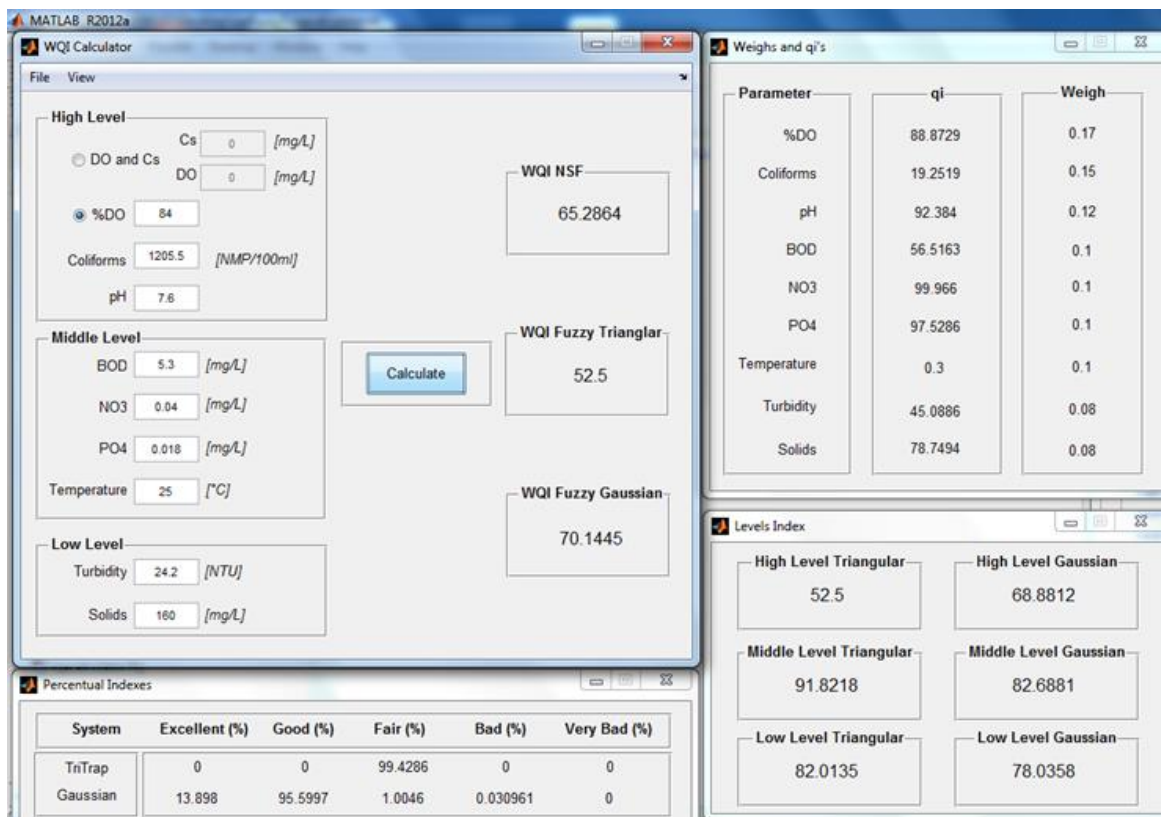
Além disso, as amostras coletadas também atenderam ao que está estabelecido na (ABNT/NBR 9898, 1987), que “dispõe sobre preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores”. Conforme preconiza esta norma, o programa de amostragem foi planejado em função do objetivo do estudo proposto, com a escolha dos pontos e do número mínimo de amostras que sejam representativas do corpo d’água em observação, no caso o Rio Parnaíba.

Tanto o IQA clássico da NSF quanto ao IQA alicerçado na lógica Fuzzy foram obtidos por meio do software MATLAB<sup>®</sup> com o auxílio de uma rotina elaborada por Pereira (2010), de tal forma que forneceu três avaliações simultâneas, a partir da entrada das mesmas informações das variáveis que compõem o cálculo do IQA, produzindo três resultados diferentes. O primeiro deles é o IQA clássico da NSF, o segundo resultado é o IQA fuzzy que utiliza funções de pertinência triangulares e trapezoidais, convenientemente combinadas, e o terceiro resultado é o IQA fuzzy obtido pela aplicação das funções de pertinência gaussianas.

Além disso, esta rotina fornece a contribuição individual de cada variável para o valor final do IQA, na aba “*weighs and qi's*”, que ao considerar o peso de cada variável estabelecido pela NSF, permite visualizar as contribuições, favoráveis ou desfavoráveis, para o cálculo específico. A aba “*levels index*” apresenta a contribuição de cada grupo de variáveis para obtenção do IQA fuzzy triangular/trapezoidal e gaussiana. E por último, a

aba “*percentual indexes*” oferece o percentual de pertencimento do resultado nas diferentes categorias de classificação de qualidade da água da NSF, que é a essência da lógica fuzzy. A Figura 9 mostra, exemplo de todas, as abas da rotina elaborada por Pereira (2010).

Figura 9 – Abas da rotina elaborada por Pereira (2010) utilizando MATLAB®.

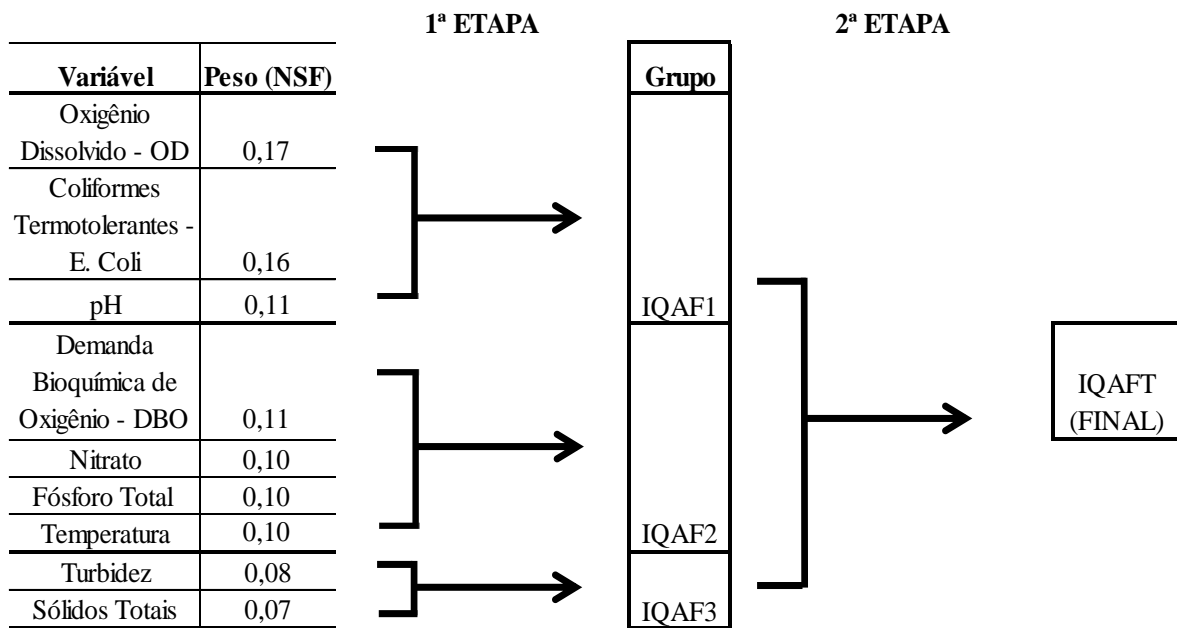


Como pode ser observado na Figura 9, as variáveis que compõem o cálculo dos IQA's foram reunidas em três grupos (*high level*, *middle level* e *low level*), tendo como critério o valor de seus respectivos pesos obtidos no processo de determinação do IQA clássico da NSF, que é o índice de referência que se pretende validar.

Este procedimento de agrupar variáveis foi necessário para eliminar a geração de grande quantidade de regras, que poderia inviabilizar o cálculo, na composição da base de inferência fuzzy ( $5^9 = 1.953.125$  regras no total, em que a base da potenciação representa o número de termos linguísticos e o expoente a quantidade de variáveis), que com a divisão do processo em duas etapas e a reunião das variáveis em três grupos o número de regras caiu para novecentas.

A distribuição destas regras ficou assim: na primeira etapa do processo ( $5^3 = 125$  regras) do grupo de alto peso (IQAF1), ( $5^4 = 625$  regras) do grupo de médio peso (IQAF2), ( $5^2 = 25$  regras) do grupo de baixo peso (IQAF3) e na segunda etapa do processo de inferência ( $5^3 = 125$  regras) do IQA fuzzy final (IQAF3). A Figura 10 mostra o esquema utilizado para obtenção do IQA fuzzy.

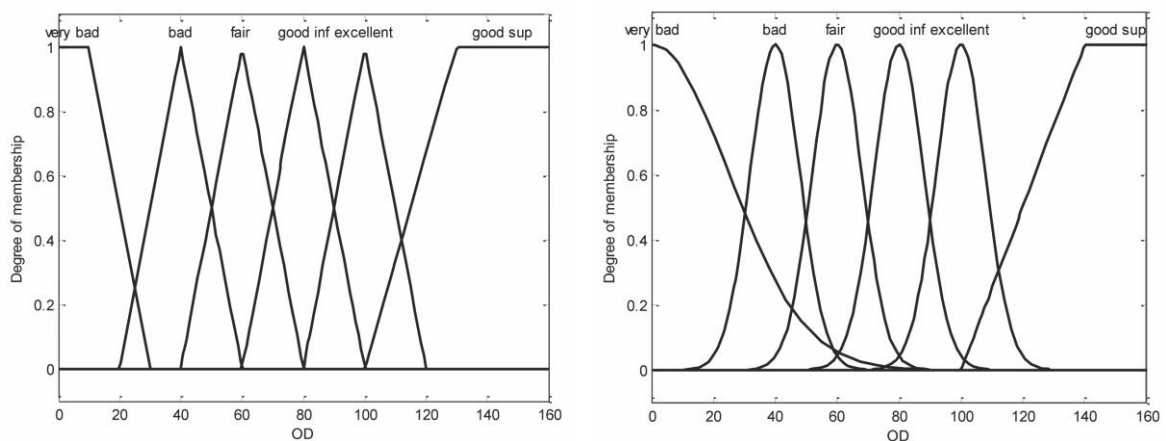
Figura 10 – Desenho esquemático utilizado para obtenção do IQA fuzzy



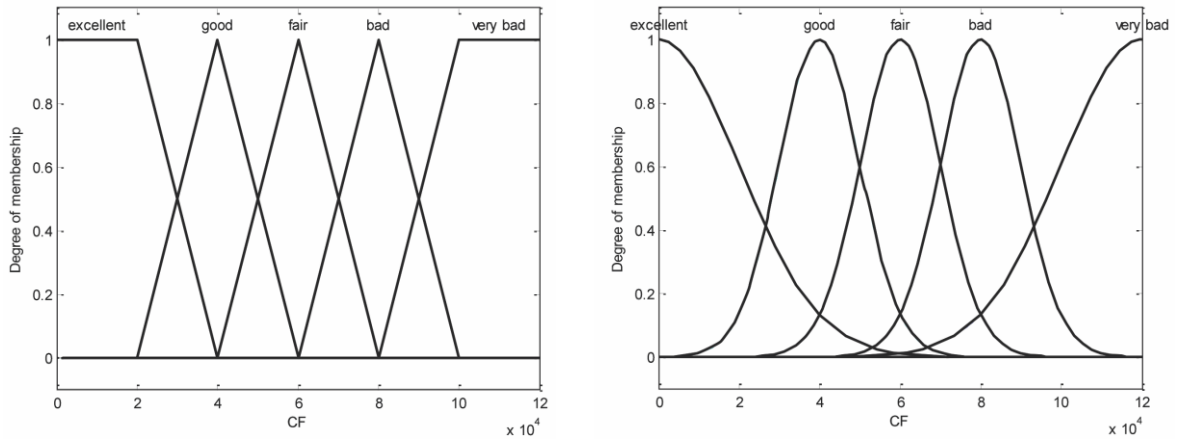
Fonte: autor, 2015.

Figura 11 – Representação dos termos linguísticos das funções de pertinências (triangulares/trapezoidais e gaussianas) do IQAF1 (alto peso). Fonte: Pereira (2010).

- a) Para a variável Oxigênio Dissolvido: foram mapeados seis termos linguísticos, mas foram considerados no cálculo apenas cinco (“*good inf*” e “*good sup*” foram agrupados em um único termo, devido às características da curva de qualidade em função da concentração da variável dada pela NSF).



b) Para a variável Coliformes Termotolerantes: o valor esperado desta variável é o mais próximo possível de zero, ou seja, quanto menor o valor melhor o resultado.



c) Para a variável Potencial Hidrogeniônico (pH): quanto mais próximo possível do numeral sete melhor o resultado.

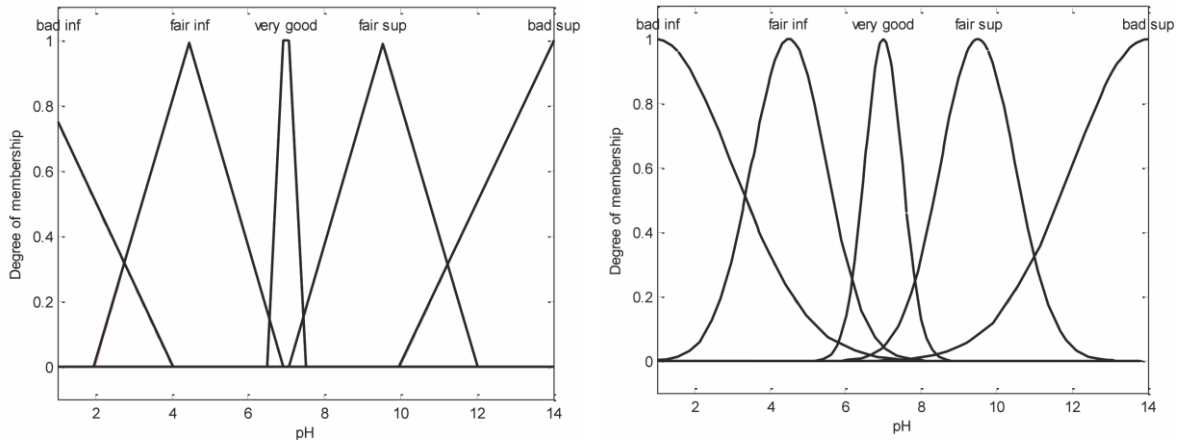
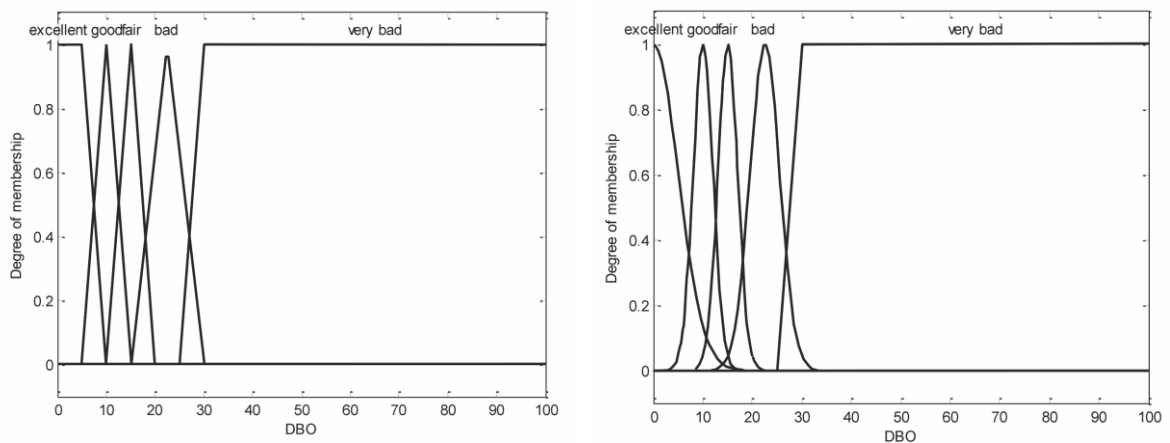
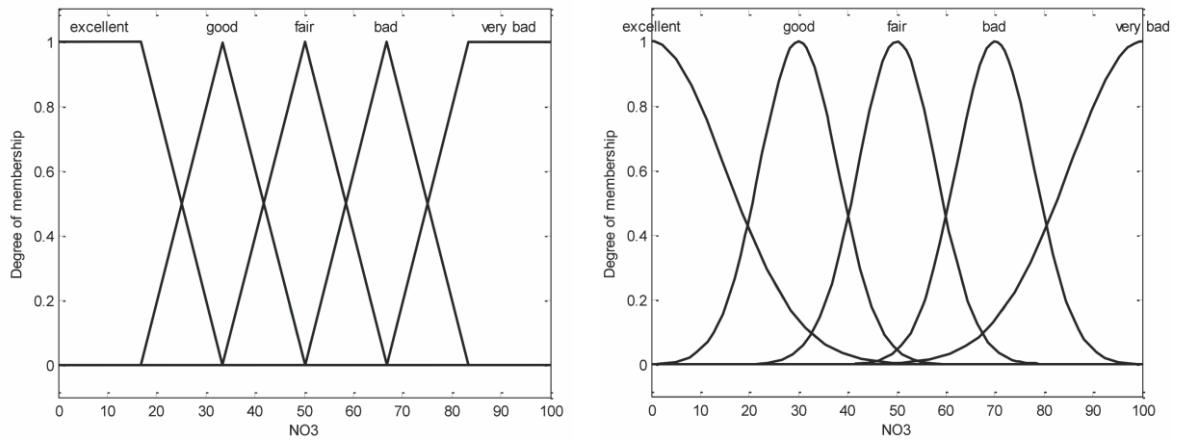


Figura 12 – Representação dos termos linguísticos das funções de pertinências (triangulares/trapezoidais e gaussianas) do IQAF2 (médio peso). Fonte: Pereira (2010).

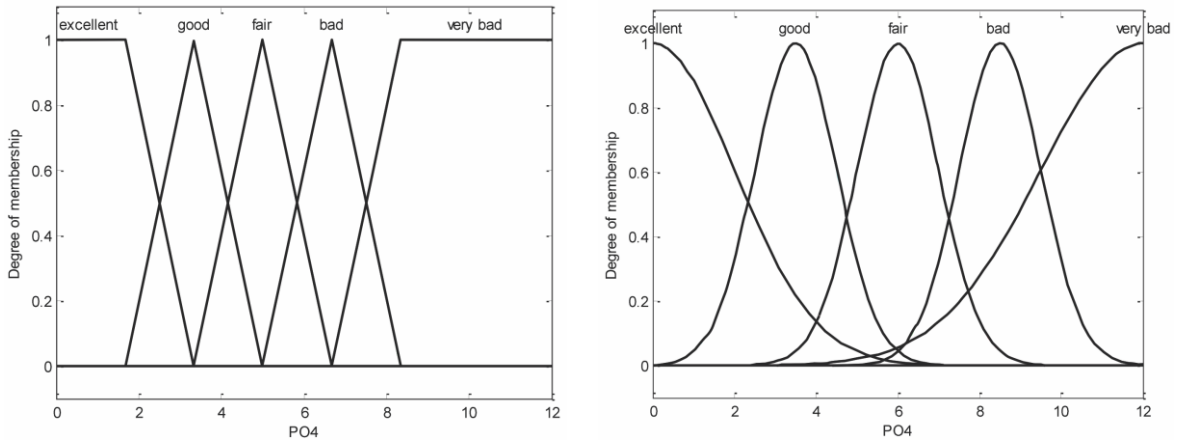
a) Para a variável Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): quanto menor o seu valor melhor o resultado.



b) Para a variável Nitrato ( $\text{NO}_3$ ): valores baixos geram melhores resultados.



c) Para a variável Fósforo Total ( $\text{PO}_4$ ): valores baixos geram melhores resultados.



d) Para a variável Temperatura: valores próximos de 25°C geram resultados melhores pelo fato do país ser de clima tropical e, em geral, não haver grandes variações de temperaturas ao longo do ano.

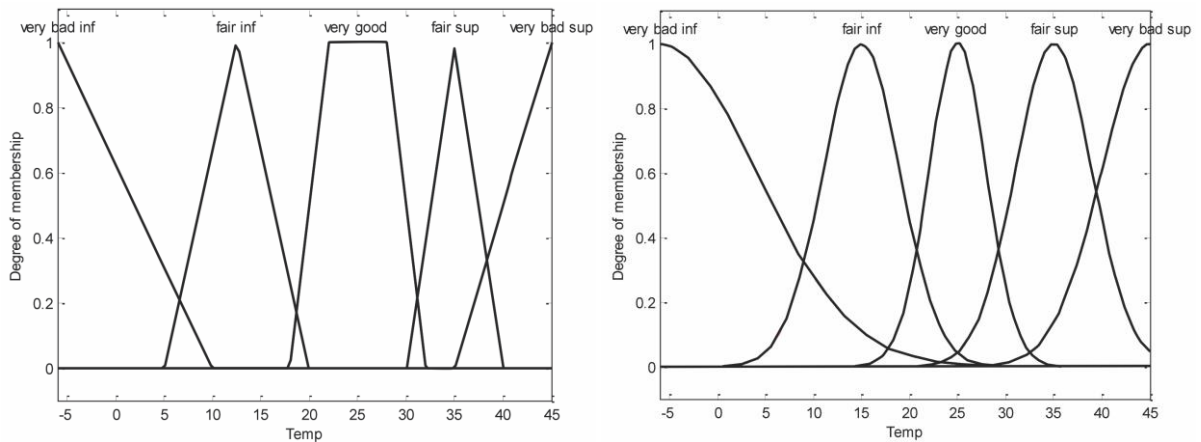
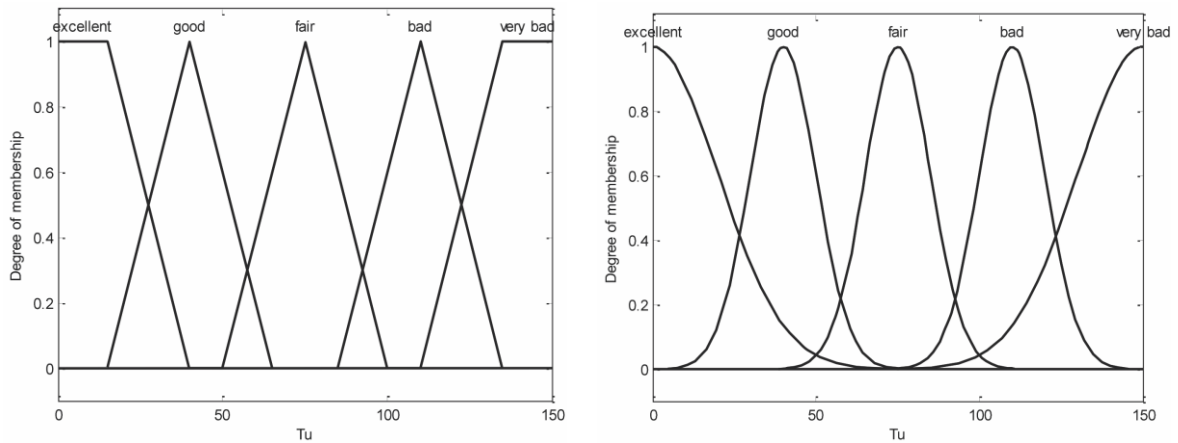


Figura 13 – Representação dos termos linguísticos das funções de pertinências (triangulares/trapezoidais e gaussianas) do IQAF3 (baixo peso). Fonte: Pereira (2010).

a) Para a variável Turbidez: valores baixos geram melhores resultados.



b) Para a variável Sólidos Totais Dissolvidos: valores baixos geram resultados melhores.

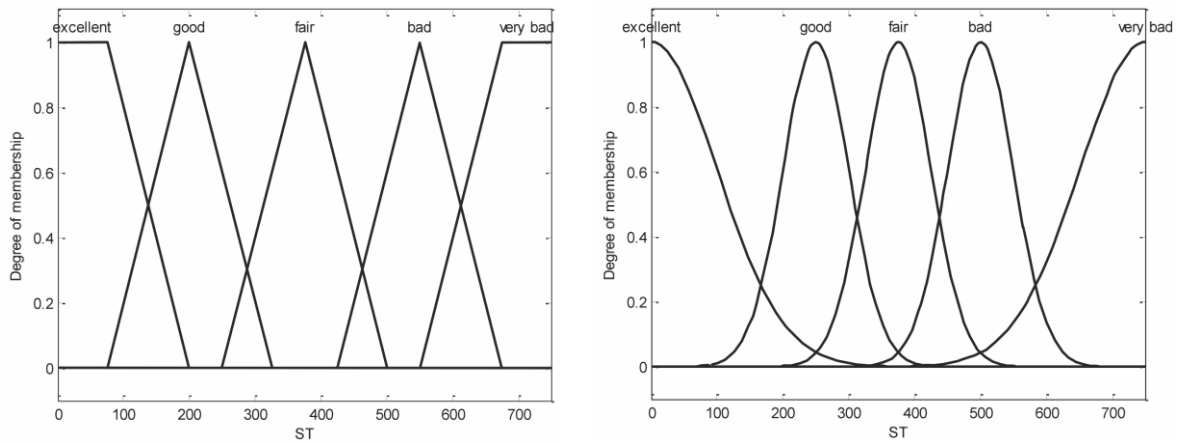
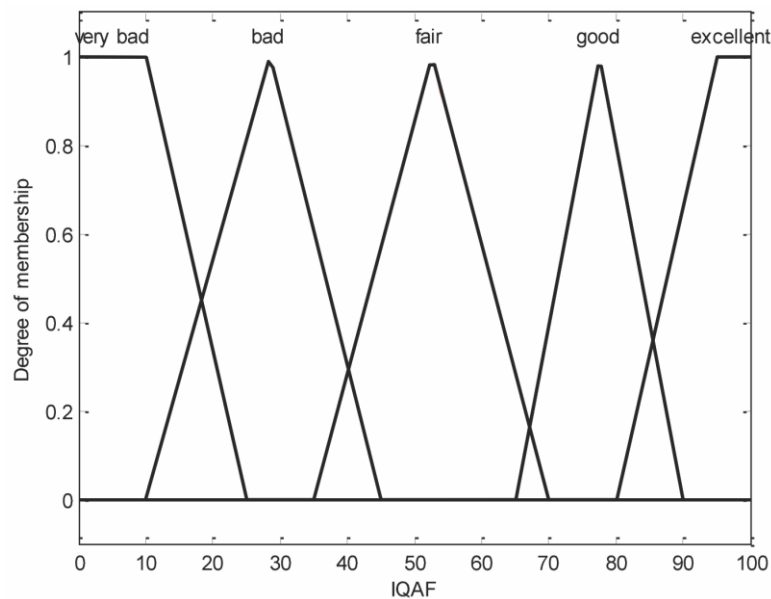


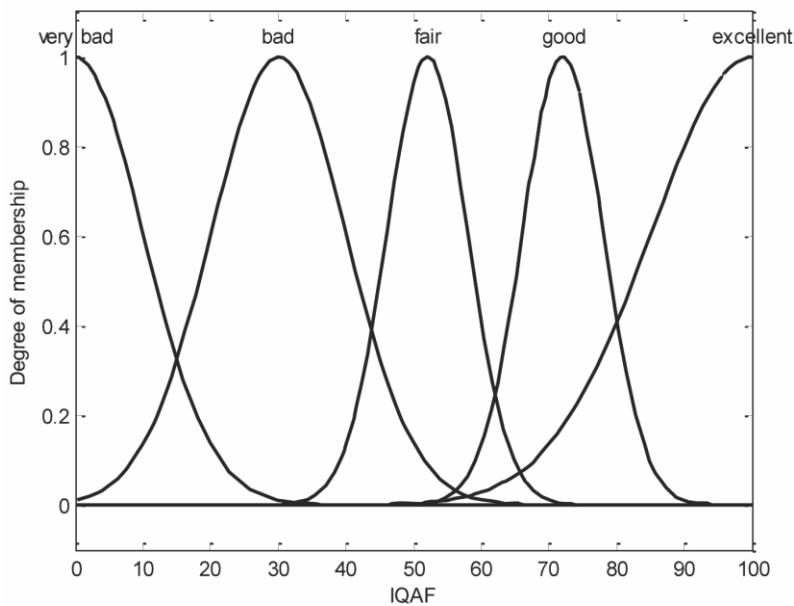
Figura 14 – Representação dos termos linguísticos das funções de pertinências (triangulares/trapezoidais e gaussianas) do IQA Fuzzy Final (IQAF).  
Fonte: Pereira (2010).

a) Para IQA fuzzy triangular/trapezoidal:





b) Para IQA fuzzy gaussiana:



As representações vistas nas Figuras 11, 12 e 13 foram estabelecidas com intervalos de valores de tal forma que abrangessem os resultados individuais de todas as análises das amostras coletadas no Rio Parnaíba no período da pesquisa, ou seja, entre julho de 2011 e dezembro de 2014. .

As representações da Figura 14 foram estabelecidas com intervalos de valores de tal forma que abrangessem todas as categorias dos níveis de qualidade da água idealizados pela *National Sanitation Foundation* (NSF) dos Estados Unidos.

O arranjo de configuração e os critérios estabelecidos das funções de pertinência adotadas na metodologia de cálculo para os grupos de entrada/saída da 1ª e 2ª etapas do sistema fuzzy facilitam a obtenção de um processo, em que a fronteira que separa dois termos linguísticos, por exemplo, “regular” e “bom” assuma determinado percentual de pertencimento seja no conjunto fuzzy “regular” quanto no “bom”, acabando com a ideia da fronteira rígida entre categorias de variáveis existente na teoria clássica do cálculo do IQA da NSF.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 IQA clássico da NSF e sua relação com o uso e ocupação do solo

Na Tabela 5, são apresentados os valores mensais do índice de qualidade da água nos pontos de coleta do Rio Parnaíba, no período entre julho de 2011 e dezembro de 2014.

Tabela 5 – Valores mensais do índice de qualidade da água (IQA) clássico no Rio Parnaíba

IQA CLÁSSICO DA NSF NO RIO PARNAÍBA							
MÊS/PONTO	P-0	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	MÉDIA MENSAL
jul/11	69,71	77,02	85,02	65,29	63,32	67,10	71,24
ago/11	79,65	68,28	80,55	75,00	72,46	71,31	74,54
set/11	67,06	61,02	61,90	68,58	62,41	68,64	64,94
out/11	76,03	72,91	80,48	68,45	66,71	64,55	71,52
nov/11	72,30	65,92	66,01	70,82	80,89	62,99	69,82
dez/11	75,51	66,47	70,37	64,96	62,37	63,51	67,20
jan/12	59,12	57,60	56,35	57,13	58,20	53,71	57,02
fev/12	62,66	55,01	44,40	57,42	61,37	45,08	54,32
mar/12	63,63	65,43	68,90	68,13	68,56	64,23	66,48
abr/12	72,33	61,34	68,02	66,45	69,07	54,33	65,26
mai/12	73,10	67,67	68,05	72,18	70,57	62,95	69,09
jun/12	77,04	67,99	74,38	73,85	70,99	63,35	71,27
jul/12	82,61	74,75	60,70	73,14	67,32	70,88	71,56
ago/12	80,82	72,56	85,22	74,94	80,57	62,41	76,09
set/12	83,64	77,45	85,67	82,46	84,21	69,14	80,43
out/12	83,86	73,85	81,97	79,08	77,80	70,99	77,93
nov/12	76,70	68,90	77,66	72,65	76,15	60,14	72,03
dez/12	64,10	57,52	59,84	56,82	50,86	46,68	55,97
jan/13	60,04	52,72	53,78	54,84	52,96	48,82	53,86
fev/13	NÃO HOUE COLETA						
mar/13	65,76	61,24	62,51	62,90	58,90	58,19	61,58
abr/13	NÃO HOUE COLETA	55,36	50,09	51,63	48,39	45,38	50,17
mai/13	81,46	72,90	78,61	69,16	67,33	67,62	72,85
jun/13	81,53	68,00	76,36	73,44	67,09	67,57	72,33
jul/13	90,99	83,66	91,29	71,56	70,15	68,26	79,32
ago/13	81,77	70,21	83,97	71,20	70,02	62,65	73,30
set/13	89,40	76,24	90,09	78,03	73,89	78,41	81,01
out/13	84,94	75,47	85,63	72,24	68,72	68,93	75,99
nov/13	77,24	70,37	80,03	71,76	67,23	67,04	72,28
dez/13	75,79	63,92	78,34	69,92	59,19	67,96	69,19
jan/14	51,95	52,32	58,45	55,67	53,59	57,41	54,90
fev/14	57,14	55,78	61,09	55,06	55,26	52,85	56,20
mar/14	68,18	68,31	69,79	69,50	62,52	67,15	67,58
abr/14	54,98	59,45	63,31	57,47	54,58	56,27	57,67
mai/14	78,02	72,59	79,00	70,38	73,02	71,10	74,02
jun/14	79,23	75,99	80,50	57,21	72,85	68,53	72,38
jul/14	81,77	61,34	84,88	77,22	79,47	76,12	76,80
ago/14	82,40	70,96	82,05	78,59	82,14	74,82	78,49
set/14	81,74	72,14	82,60	84,31	80,27	69,07	78,36
out/14	84,50	79,36	81,44	84,78	80,53	65,09	79,28
nov/14	74,43	67,46	75,60	65,36	77,01	70,34	71,70
dez/14	83,87	80,87	82,29	68,58	76,78	70,06	77,08

Fonte: adaptado de Rocha (2013).

Nível de Qualidade	Ótimo	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
--------------------	-------	-----	---------	------	---------

Os valores obtidos para o IQA clássico produtivo acima foram classificados utilizando os intervalos das categorias dos níveis de qualidade da água adotados pela *National Sanitation Foundation* (NSF) dos Estados Unidos.

Em relação aos valores mensais do índice de qualidade da água no Rio Parnaíba (Tabela 5) percebe-se que o IQA é influenciado e sofre redução com o período chuvoso que se intensifica de janeiro a abril, ocasionado pelo aumento do escoamento superficial que carrega poluentes das ruas da cidade para o leito do rio. Esta situação é agravada pelo baixo índice de esgotamento sanitário de Teresina (apenas 17% de cobertura) aliado a ligações clandestinas de esgoto na rede pluvial da cidade, fato já constatado pela Companhia de Água e Esgoto do Piauí (AGESPISA), que é responsável pelo atendimento em Teresina. Observa-se que de julho de 2011 a dezembro de 2014 a qualidade da água do Rio Parnaíba vem alternando o seu nível de qualidade entre as categorias “bom” e “regular” a depender da época do ano.

Ao se levar em conta a questão da sazonalidade do clima na região de Teresina e considerando os períodos chuvosos, geralmente, de janeiro a abril e os de estiagem de maio a dezembro, percebe-se que num mesmo intervalo (por exemplo, janeiro a abril) nos vários anos pesquisados tem-se uma clara visão que o nível de qualidade da água do Rio Parnaíba cai consideravelmente. Esta constatação pode ser verificada analisando as informações das Tabelas 5 e 6.

A Tabela 6 apresenta os valores da precipitação (chuva) dos últimos sete dias anteriores à data da coleta das amostras de água e da vazão no dia da coleta no Rio Parnaíba.

Tabela 6 – Valores de vazão e chuva na área de Teresina.

DIA DA COLETA	VAZÃO (m <sup>3</sup> /s)	CHUVA ÚLT. 7DIAS (mm)
26/07/2011	400,65	0,00
24/08/2011	343,21	4,00
27/09/2011	267,38	0,00
28/10/2011	332,22	0,00
09/11/2011	334,95	0,00
06/12/2011	394,72	0,00
<b>19/01/2012</b>	<b>511,17</b>	<b>18,40</b>
<b>24/02/2012</b>	<b>524,60</b>	<b>8,50</b>
<b>30/03/2012</b>	<b>569,38</b>	<b>43,30</b>
<b>26/04/2012</b>	<b>521,23</b>	<b>78,10</b>
<b>25/05/2012</b>	<b>345,98</b>	<b>28,40</b>
<b>15/06/2012</b>	<b>446,47</b>	<b>12,40</b>
18/07/2012	287,41	0,00
26/08/2012	279,82	0,00
23/09/2012	272,32	0,00
30/10/2012	272,32	0,00
20/11/2012	282,34	0,00
05/12/2012	343,21	0,00
<b>18/01/2013</b>	<b>1227,09</b>	<b>20,80</b>
<b>fev/13</b>	<b>NÃO HOUVE COLETA</b>	
<b>21/03/2013</b>	<b>455,91</b>	<b>17,90</b>
<b>29/04/2013</b>	<b>497,90</b>	<b>63,10</b>
22/05/2013	264,92	0,00
26/06/2013	400,65	0,00
31/07/2013	295,10	0,00
31/08/2013	243,30	0,00
19/09/2013	245,66	0,30
24/10/2013	310,75	0,00
22/11/2013	354,36	0,00
12/12/2013	555,42	0,00
<b>24/01/2014</b>	<b>597,80</b>	<b>37,90</b>
<b>21/02/2014</b>	<b>697,65</b>	<b>56,60</b>
<b>19/03/2014</b>	<b>697,65</b>	<b>86,80</b>
<b>28/04/2014</b>	<b>484,79</b>	<b>12,60</b>
<b>16/05/2014</b>	<b>272,32</b>	<b>14,70</b>
13/06/2014	264,92	0,00
14/07/2014	418,70	0,00
15/08/2014	343,21	0,00
12/09/2014	406,63	0,00
10/10/2014	250,41	0,00
19/11/2014	284,87	60,00
16/12/2014	245,66	0,00

Fonte: CPRM, 2015.

\* Período do ano em que se concentraram as chuvas.

Os dados da Tabela 6 foram obtidos na Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) sendo que as informações de precipitação (chuva) são da estação pluviométrica chamada “Teresina” (código de registro 00542012) localizada na sede da empresa, no Bairro Frei Serafim, em Teresina-PI e as informações de vazão do rio são da estação fluviométrica chamada “Teresina-CHESF” (código de registro 34690000) localizada na margem direita do Rio Parnaíba entre os pontos de coleta “P-2” e “P-3”. Ambas as estações pertencem à rede hidrometeorológica básica nacional da Agência Nacional de Águas (ANA) operada pela CPRM.

Trabalhando conjuntamente os dados das Tabelas 5 e 6 e utilizando-se o método do Coeficiente de Pearson também observou-se a influência da precipitação (chuva) e da vazão do rio nos resultados da qualidade da água do Parnaíba sendo que no período de aumento desses dados o IQA clássico apresenta tendência em diminuir o seu valor, ou seja, há uma correlação negativa entre esses dados comprovados por meio da Matriz de correlação de Spearman conforme pode ser visto na Tabela 7.

Tabela 7 – Matriz de correlação de Spearman dos parâmetros estudados.

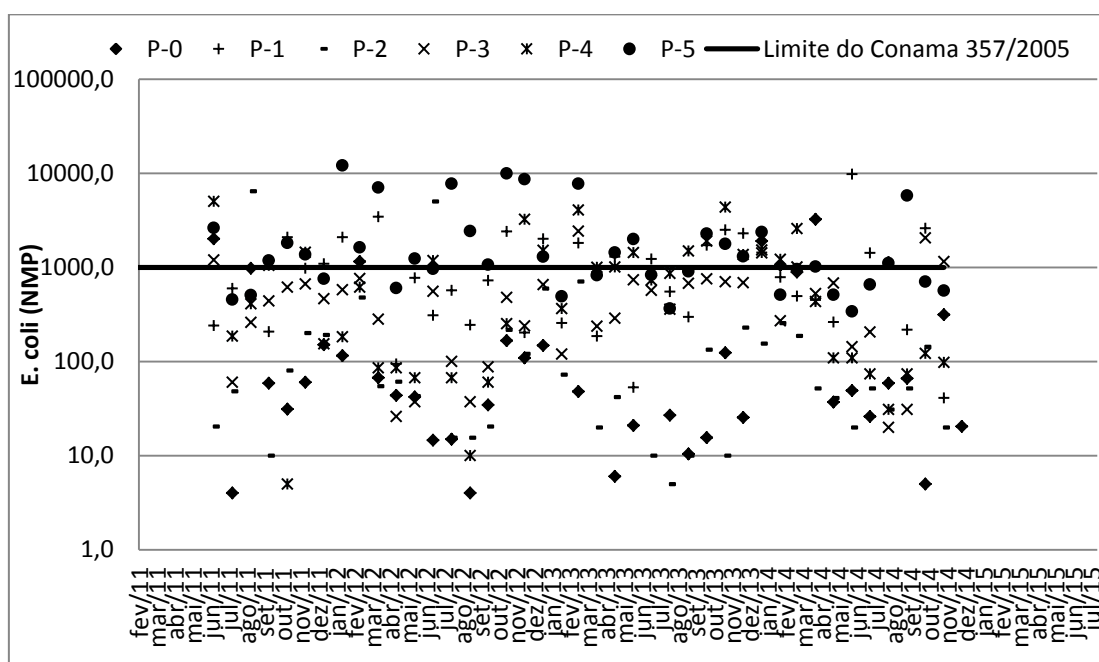
Parâmetro	IQA-P0	IQA-P1	IQA-P2	IQA-P3	IQA-P4	IQA-P5	Vazão	Chuva
<b>IQA-P0</b>	1,00							
<b>IQA-P1</b>	0,85	1,00						
<b>IQA-P2</b>	0,83	0,83	1,00					
<b>IQA-P3</b>	0,80	0,69	0,73	1,00				
<b>IQA-P4</b>	0,76	0,69	0,71	0,83	1,00			
<b>IQA-P5</b>	0,74	0,72	0,80	0,75	0,70	1,00		
<b>Vazão</b>	-0,65	-0,66	-0,57	-0,52	-0,58	-0,54	1,00	
<b>Chuva</b>	-0,48	-0,44	-0,44	-0,41	-0,35	-0,37	0,49	1,00

Fonte: autor, 2015.

Constatou-se correlação positiva entre a precipitação (chuva) e a vazão do Rio Parnaíba na região da cidade de Teresina apresentando o valor 0,49 ou 49%.

A redução do IQA ocorre principalmente devido aos valores elevados de coliformes termotolerantes (*E.coli*), fósforo total e turbidez que apresentaram divergências segundo os padrões determinados pela resolução CONAMA n° 357/2005 nas amostras examinadas conforme pode ser observados, respectivamente, nos Gráficos 1, 2 e 3.

Gráfico 1 – Valores mensais da variável coliformes termotolerantes (E. Coli).

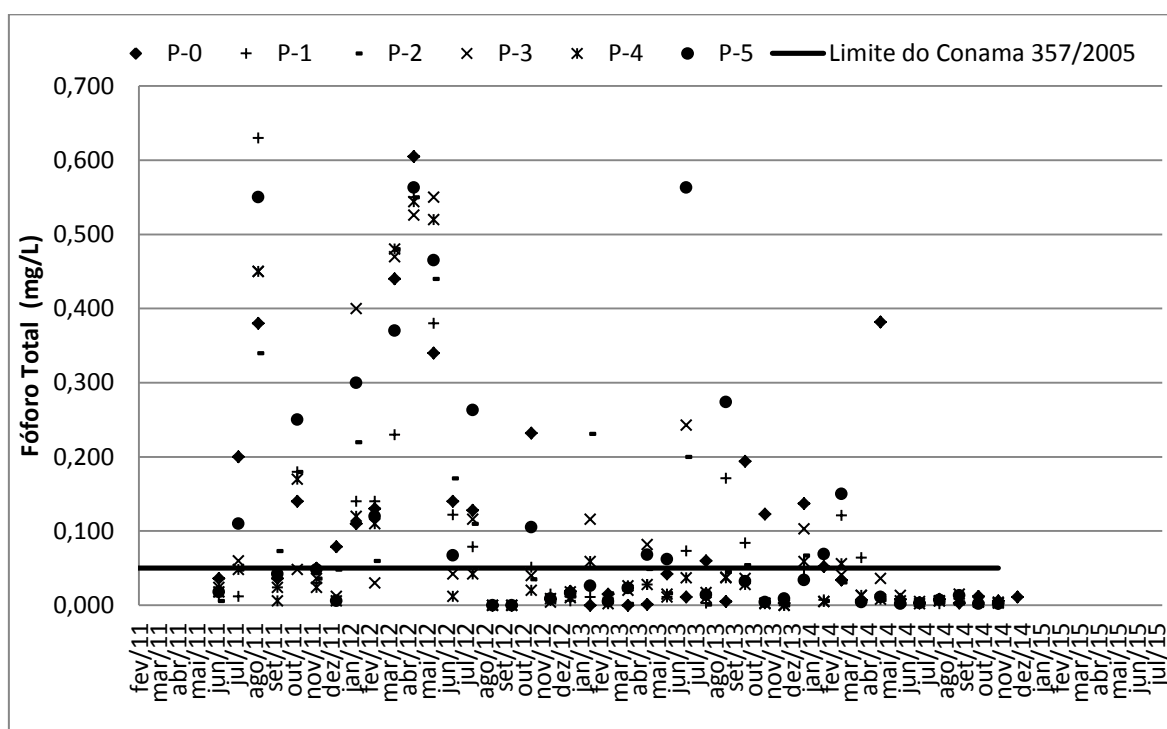


Fonte: adaptado de Rocha (2013).

O total de amostras de água analisadas nesta pesquisa foi de 245, para todas as variáveis do cálculo do IQA clássico, já descontadas as coletas que não foram feitas (em todos os pontos no mês de fevereiro de 2013 e no ponto “P-0” em abril do mesmo ano).

Em relação aos valores mensais da variável coliformes termotolerantes, observou-se que, do total de amostras analisadas, 74 amostras ou 30,20% do total divergiram do limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA n° 357/2005, que é de 1000 NMP/100 mL de amostra coletada. Analizando o Gráfico 1, percebe-se que em todos os pontos houve discordância com a norma e que os pontos “P-1”, “P-4” e “P-5” foram os que tiveram maior número de amostras rejeitadas. Observa-se ainda que, independente da época do ano sempre há valores elevados de coliforme termotolerantes, indicando que a contaminação por esgotos domésticos no Rio Parnaíba está acontecendo de forma constante e continuada.

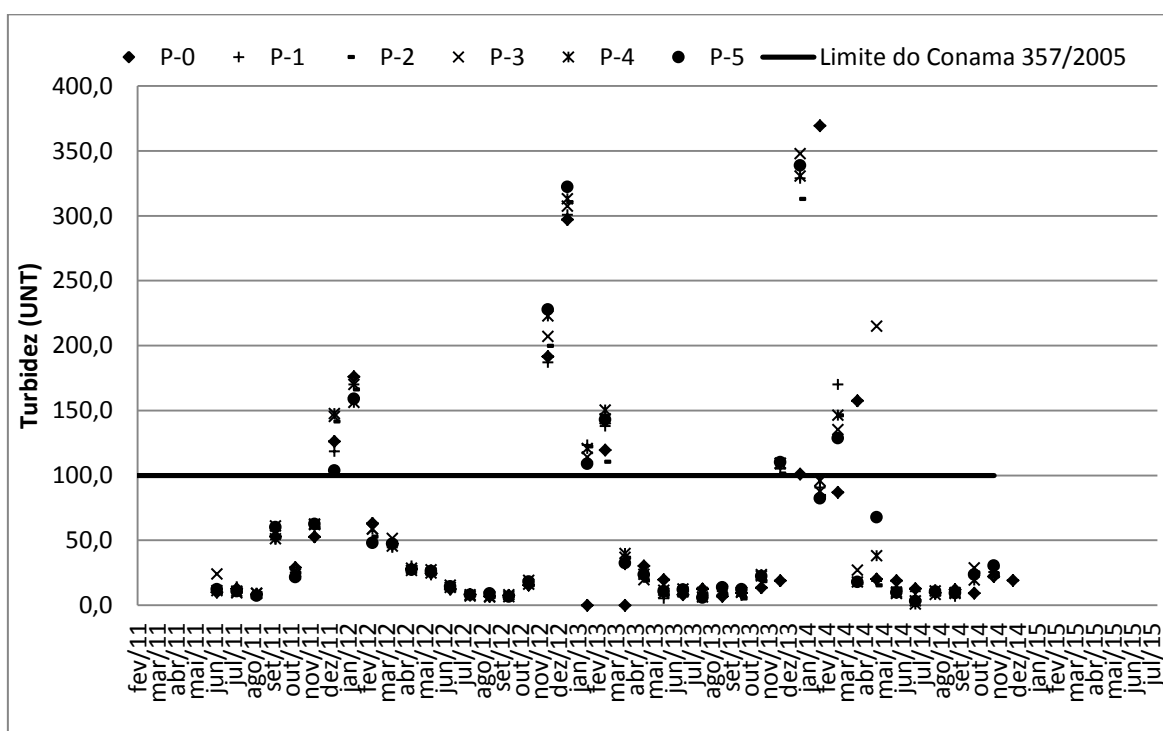
Gráfico 2 – Valores mensais da variável Fósforo Total



Fonte: adaptado de Rocha (2013).

Observando os dados dos valores mensais da variável fósforo total (Gráfico 2) constatou-se que 84 amostras ou 34,29% do total de amostras de água coletadas no Rio Parnaíba estão em desacordo com o que prenoniza a resolução CONAMA n° 357/2005 que estabelece o limite que 0,050 mg/L de água coletada. Percebe-se ainda que em todos os pontos, em algum momento da pesquisa, têm-se valores superiores a dez vezes o limite estipulado em norma, indicando claramente a ação antrópica por meio do lançamento de esgotos domésticos e industriais sem tratamento adequado, além de fertilizantes provenientes da atividade agrícola. Os problemas de valores elevados da variável fósforo total acontecem em todas as épocas do ano, o que indica contaminação constante do corpo hídrico.

Gráfico 3 – Valores mensais da variável Turbidez



Fonte: adaptado de Rocha (2013).

Em relação aos valores mensais da variável turbidez, observa-se que 54 amostras ou 22,04% do total de amostras de água coletadas no Rio Parnaíba estão em desacordo com o que determina a resolução CONAMA n° 357/2005, que estabelece o limite que 100 UNT na amostra analisada. Neste caso específico, os valores alterados desta variável coincidem com os períodos, em que ocorrem as maiores intensidades de chuvas o que é perfeitamente compreensível e justificável.

Na Tabela 8 estão apresentados os dados de todas as variáveis que compõe o índice de qualidade da água (IQA) no período de julho de 2011 a dezembro de 2014 de monitoramento do Rio Parnaíba.



Tabela 8 – Valores máximos, mínimos, médios, variância e desvio padrão das variáveis analisadas.

Pontos	Valor	OD (mg/L)	<i>E. Coli</i> (NMP/100mL)	pH (-)	DBO (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Sólidos Totais (mg/L)	Turbidez (UNT)	Temperatura (°C)	*Condutividade (µS/cm)
Limite Res. CONAMA n° 357/2005		≥ 5 mg/L O <sub>2</sub>	≤ 1000 NMP/100 mL	6,0 a 9,0	≤ 5 mg/L O <sub>2</sub>	≤ 10 mg/L	≤ 0,050 mg/L	≤ 500 mg/L	≤ 100 UNT	-	≤ 100 µS/cm
<b>P-0</b>	Máximo	9,3	<b>3244,0</b>	8,70	1,90	0,410	<b>0,605</b>	<b>2140,0</b>	<b>369,3</b>	30,5	<b>279,0</b>
	Mínimo	<b>4,8</b>	0,0	6,50	0,09	0,000	0,000	10,0	6,8	25,0	10,5
	Médio	6,9	329,4	7,63	0,44	0,060	<b>0,105</b>	238,3	56,2	28,5	48,3
	Variância	0,7	470689,6	0,27	0,15	0,005	0,020	134973,8	6613,5	1,4	2026,1
	Desvio	0,8	686,1	0,52	0,39	0,073	0,143	367,4	81,3	1,2	45,0
<b>P-1</b>	Máximo	8,1	<b>9804,0</b>	8,50	1,55	0,450	<b>0,630</b>	<b>720,0</b>	<b>328,9</b>	31,0	54,0
	Mínimo	5,1	41,0	6,60	0,00	0,000	0,000	10,0	5,4	26,0	9,1
	Médio	6,8	<b>1255,5</b>	7,47	0,60	0,080	<b>0,082</b>	173,7	57,1	28,9	33,8
	Variância	0,4	2677107,1	0,21	0,12	0,009	0,020	24013,8	6083,5	1,0	120,5
	Desvio	0,7	1636,2	0,46	0,35	0,096	0,141	155,0	78,0	1,0	11,0
<b>P-2</b>	Máximo	7,8	<b>6498,5</b>	8,50	<b>15,50</b>	0,390	<b>0,550</b>	<b>4240,0</b>	<b>313,2</b>	31,2	49,2
	Mínimo	5,1	0,0	6,70	0,08	0,000	0,000	10,0	3,6	26,0	7,7
	Médio	6,7	399,8	7,40	2,27	0,061	<b>0,087</b>	269,8	56,1	29,3	30,3
	Variância	0,4	1612513,3	0,18	7,17	0,004	0,019	427299,6	5955,3	1,2	93,5
	Desvio	0,7	1269,8	0,42	2,68	0,066	0,139	653,7	77,2	1,1	9,7
<b>P-3</b>	Máximo	8,2	<b>2442,0</b>	8,70	<b>6,90</b>	0,310	<b>0,550</b>	460,0	<b>348,0</b>	32,6	55,2
	Mínimo	5,5	20,0	6,70	0,15	0,010	0,000	10,0	3,3	26,0	7,6
	Médio	6,6	553,7	7,40	2,48	0,090	<b>0,089</b>	145,9	64,4	29,6	32,0
	Variância	0,4	272906,5	0,18	2,72	0,006	0,024	12749,9	6977,3	1,6	109,5
	Desvio	0,6	522,4	0,43	1,65	0,080	0,155	112,9	83,5	1,3	10,5
<b>P-4</b>	Máximo	9,1	<b>5056,0</b>	8,40	<b>13,30</b>	0,310	<b>0,544</b>	<b>740,0</b>	<b>330,8</b>	31,5	55,3
	Mínimo	5,3	5,0	6,70	0,35	0,001	0,000	10,0	0,9	26,0	11,7
	Médio	6,7	993,5	7,41	2,79	0,073	<b>0,074</b>	180,2	59,5	29,7	31,2
	Variância	0,7	1577615,8	0,15	5,96	0,005	0,021	21577,4	6484,1	1,3	98,3
	Desvio	0,8	1256,0	0,38	2,44	0,068	0,146	146,9	80,5	1,1	9,9
<b>P-5</b>	Máximo	7,5	<b>12098,0</b>	8,70	<b>11,07</b>	0,420	<b>0,563</b>	<b>550,0</b>	<b>338,8</b>	31,5	55,6
	Mínimo	5,2	341,0	6,60	0,44	0,001	0,000	20,0	3,0	27,0	12,3
	Médio	6,6	<b>2392,4</b>	7,36	2,98	0,093	<b>0,114</b>	148,0	58,8	29,4	32,6
	Variância	0,4	8698388,5	0,17	5,95	0,011	0,028	11986,1	6429,3	1,1	101,3
	Desvio	0,6	2949,3	0,41	2,44	0,103	0,169	109,5	80,2	1,1	10,1

\* Em geral níveis superiores a 100 µS/cm indicam ambientes impactados (CETESB/2014). Fonte: adaptado de Rocha (2013).

Observando a Tabela 8, percebe-se que em relação ao oxigênio dissolvido (OD) todos os valores estão dentro do limite da resolução CONAMA n° 357/2005 com exceção do valor de 4,8 mg/L O<sub>2</sub> detectado em março de 2012, indicando que o rio ainda oferece condições de manutenção da vida aquática. Já a variável coliforme termotolerantes (E. Coli), a situação é grave em todos os pontos analisados, em que amostra no ponto “P-5” (final da zona urbana) atingiu a marca de 12.098 NMP/100 mL, ou seja, nesta coleta em cada 100 ml de água havia quantidade superior a doze vezes o que preconiza a legislação para o Rio Parnaíba. Todos os valores da variável potencial hidrogeniônico (pH) estão em conformidade com a legislação. Já, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) apresenta comportamento em que à medida que o rio percorre a zona urbana de Teresina, os seus valores vão se elevando conforme pode ser observado nos pontos “P-2”, “P-3”, “P-4” e “P-5”, que apresentam valores bem superiores ao estabelecido em norma.

Todos os valores da variável nitrato apresentaram-se bem abaixo do que estabelece a legislação. Já, a variável fósforo total caracteriza um dos grandes problemas ambientais do Rio Parnaíba, pois, conforme se observa na Tabela 8, todos os pontos de coleta de amostra de água apresentam valores bastante elevados, quando comparado com o que diz a legislação sobre o assunto. A variável sólidos totais, também, apresenta problema por possuir, com exceção do ponto “P-3”, valores muito altos ao comparar com o que determina a norma. Em relação aos valores mensais da variável turbidez percebe-se que todos os pontos apresentam divergência quando comparado com resolução CONAMA n° 357/2005, mas vale resaltar que este problema acontece, principalmente, no período chuvoso.

A variável temperatura da água apresenta valores compreendidos entre 26 a 32,6 °C, indicando condições adequadas para a vida aquática. A variável condutividade elétrica, embora não faça parte do cálculo do IQA clássico da NSF, teve seus valores medidos ao longo do período da pesquisa apresentando apenas uma amostra no ponto “P-0” com valor distoante do que estabelece a CETESB para ambientes impactados.

Todas essas alterações apontadas acima nas variáveis de cálculo do índice de qualidade da água são decorrentes da forma como essa água é utilizada e de como o crescimento desordenado de Teresina influencia na preservação das condições naturais do rio. Ressalta-se que, hoje, a referida cidade se encontra em pleno desenvolvimento contando, de acordo com IBGE 2014, com uma população de 814.230 habitantes, necessitando de uma demanda de água proveniente do Rio Parnaíba, cada vez maior e, além disso, regiões próximas como as de áreas de preservação permanente (APP)

continuam sendo ocupadas indevidamente, causando impactos urbanos de grande revelância, os quais induzem a modificações na qualidade da água.

A Agência Nacional de Águas (ANA) classifica os usos da água de um rio como consultivos e não-consultivos. Os usos consultivos estão representados principalmente na utilização das águas para o abastecimento público que no caso de Teresina é totalmente dependente do Rio Parnaíba e em menor escala para irrigação (região do ponto “P-5”, onde possui hortas comunitárias). Em relação aos usos não-consultivos observa-se, no caso do Parnaíba, a navegação fluvial (passagem de pessoas para a vizinha cidade de Timon-MA), recreação (em alguns locais como Atlantic City World Náutico próximo ao ponto “P-0”), pesca (em alguns locais isolados), paisagismo, diluição, assimilação e transporte de esgotos e resíduos líquidos.

O déficit em saneamento básico na Cidade de Teresina, uma das capitais no Brasil com menor índice apenas 17% de infraestrutura de esgotamento sanitário existente, é um dos fatores que intensifica o processo de degradação das águas do Rio Parnaíba. Além disso, atividades econômicas como a lavagem de carros nas margens do Rio Parnaíba, entre os pontos “P-2” e “P-5”, impacta diretamente a qualidade deste manancial devido à captação de água por bombas e sua reintrodução como efluente contendo, principalmente, óleos utilizados na lubrificação dos motores dos automóveis e de produtos de limpeza utilizados na lavagem dos veículos.

Outro problema relativo à degradação das águas do Parnaíba diz respeito à instalação de dragas para extração de areia do leito do rio, trazendo também impactos à qualidade da água devido à utilização de óleo para manutenção dos motores das dragas e principalmente da devastação da mata ciliar para a instalação do empreendimento, situação observada, principalmente, na margem esquerda do rio na região entre os pontos “P-0” e “P-2”.

O assoreamento visível do Rio Parnaíba com a formação de bancos de areia no seu leito ao longo de todo o perímetro urbano de Teresina faz com que a água escoie formando canais afetando o processo de diluição de poluentes lançados no rio o que traz consequências no nível de qualidade de suas águas.

## **5.2 IQA Fuzzy**

Nas Tabelas 9 e 10 são apresentados os valores mensais, nos pontos de coleta do Rio Parnaíba, no período entre julho de 2011 e dezembro de 2014, do IQA fuzzy, respectivamente, com funções de pertinência triangulares/trapezoidais e gaussianas.

Tabela 9 – Valores mensais do IQA fuzzy com funções de pertinência triangulares/trapezoidais no Rio Parnaíba.

IQA TRITRAP FUZZY RIO PARNAÍBA							
MÊS/PONTO	P-0	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	MÉDIA MENSAL
jul/11	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50
ago/11	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50
set/11	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50
out/11	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50
nov/11	27,82	52,50	11,72	52,50	52,50	52,50	41,59
dez/11	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50
jan/12	27,72	27,77	22,82	27,82	27,82	27,82	26,96
fev/12	27,82	27,82	27,82	27,82	27,82	27,82	27,82
mar/12	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	77,50	56,67
abr/12	60,90	77,50	63,62	52,50	60,90	71,57	64,50
mai/12	52,50	52,50	52,50	77,50	52,50	52,50	56,67
jun/12	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50
jul/12	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	77,50	56,67
ago/12	52,50	52,50	77,50	52,50	77,50	77,50	65,00
set/12	52,50	52,50	52,50	63,62	52,50	77,50	58,52
out/12	77,50	77,50	77,50	77,50	52,50	77,50	73,33
nov/12	52,50	52,50	77,50	77,50	77,50	77,50	69,17
dez/12	27,82	27,81	27,78	27,76	26,86	9,78	24,63
jan/13	27,67	27,76	27,74	27,67	27,69	27,72	27,71
fev/13	NÃO HOUE COLETA						
mar/13	27,75	27,71	27,73	27,80	27,74	27,82	27,76
abr/13	NÃO HOUE COLETA	27,60	27,82	27,65	18,26	27,63	25,79
mai/13	52,50	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50	73,33
jun/13	77,50	77,50	77,50	77,50	52,50	77,50	73,33
jul/13	71,13	77,50	77,50	77,50	77,50	59,04	73,36
ago/13	52,50	77,50	77,50	77,50	62,99	52,50	66,75
set/13	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50
out/13	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50
nov/13	77,50	77,50	77,50	79,82	52,50	77,50	73,72
dez/13	27,82	47,03	27,82	52,50	27,82	52,50	39,25
jan/14	27,82	27,82	27,77	27,82	27,82	27,76	27,80
fev/14	27,76	27,82	27,80	27,62	27,82	27,73	27,76
mar/14	50,62	40,89	52,50	46,33	28,05	52,50	45,15
abr/14	27,82	27,69	27,73	27,62	27,82	27,68	27,73
mai/14	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50
jun/14	52,50	52,50	52,50	27,82	52,50	52,50	48,39
jul/14	52,50	52,50	77,50	77,50	77,50	77,50	69,17
ago/14	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50
set/14	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50	77,50
out/14	52,50	52,50	52,50	77,50	52,50	77,50	60,83
nov/14	77,50	77,50	77,50	77,50	81,70	77,50	78,20
dez/14	52,50	77,50	77,50	52,50	52,50	52,50	60,83

Fonte: adaptado de Rocha (2013).

Tabela 10 – Valores mensais do IQA fuzzy com funções de pertinência gaussianas no Rio Parnaíba.

IQA GAUSS FUZZY RIO PARNAÍBA							
MÊS/PONTO	P-0	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	MÉDIA MENSAL
jul/11	60,62	69,71	75,04	70,14	71,14	66,36	68,83
ago/11	45,06	43,49	50,56	51,28	49,74	46,76	47,81
set/11	50,55	44,81	54,70	60,62	54,39	66,89	55,33
out/11	60,50	67,19	67,19	53,10	71,81	54,83	62,44
nov/11	28,89	60,74	27,79	71,80	75,57	79,51	57,38
dez/11	45,96	50,77	48,31	50,59	51,43	50,78	49,64
jan/12	28,92	29,53	24,62	28,91	27,65	29,15	28,13
fev/12	28,91	29,10	28,71	29,62	28,53	28,07	28,82
mar/12	46,42	66,22	64,13	57,31	57,85	71,49	60,57
abr/12	69,30	69,32	68,18	66,22	69,96	69,09	68,68
mai/12	62,85	43,13	46,70	71,02	54,78	46,56	54,17
jun/12	76,26	73,58	73,86	74,13	73,38	73,50	74,12
jul/12	63,18	74,82	41,94	75,04	46,31	72,95	62,37
ago/12	46,55	54,77	72,87	46,98	74,35	74,64	61,69
set/12	44,78	67,25	71,47	68,41	59,74	74,47	64,35
out/12	71,79	71,48	76,96	76,88	65,13	78,44	73,45
nov/12	67,19	75,27	83,03	75,79	77,42	78,95	76,28
dez/12	28,89	29,53	29,54	29,83	28,03	27,74	28,93
jan/13	28,77	28,91	28,91	28,60	28,89	28,30	28,73
fev/13	NÃO HOUE COLETA						
mar/13	30,03	29,85	29,94	30,18	29,96	30,26	30,04
abr/13	NÃO HOUE COLETA	28,91	30,18	28,77	26,87	29,26	28,80
mai/13	70,50	69,97	70,97	71,74	71,75	70,75	70,95
jun/13	73,83	74,44	74,85	76,57	48,45	75,55	70,61
jul/13	68,52	74,57	71,70	72,43	70,53	68,17	70,99
ago/13	57,25	74,01	72,87	71,59	71,09	69,35	69,36
set/13	78,76	75,27	78,83	76,91	79,86	78,95	78,10
out/13	77,94	78,95	73,39	78,01	71,36	77,28	76,15
nov/13	75,66	81,08	76,77	82,60	45,02	75,35	72,75
dez/13	28,91	39,66	30,57	68,81	30,40	76,59	45,82
jan/14	29,84	30,05	30,17	30,21	30,03	30,27	30,09
fev/14	29,62	28,52	29,78	29,68	29,42	29,12	29,36
mar/14	41,14	34,43	43,30	38,44	30,91	44,05	38,71
abr/14	30,00	28,91	30,05	28,72	30,05	28,91	29,44
mai/14	78,33	78,40	70,18	70,91	71,76	79,62	74,87
jun/14	45,68	74,41	74,71	27,88	60,62	47,13	55,07
jul/14	45,65	64,98	78,22	70,38	79,33	78,98	69,59
ago/14	73,55	70,64	71,91	75,42	75,96	77,52	74,17
set/14	76,72	78,35	76,95	76,90	76,72	77,22	77,14
out/14	49,37	78,17	68,53	80,30	67,12	76,21	69,95
nov/14	78,88	78,72	79,32	79,14	82,10	81,68	79,97
dez/14	78,16	79,60	80,30	71,56	71,57	47,79	71,50

Fonte: adaptado de Rocha (2013).

As Tabelas 9 e 10 foram construídas, com o auxílio da rotina elaborada por Pereira (2010), utilizando o MATLAB<sup>®</sup>, a partir da inserção dos valores individuais, mês a mês, de todas as variáveis que compõem o cálculo do IQA clássico da NSF, na aba “WQI Calculator” e em seguida clicando-se na tecla “calculate”. Este procedimento foi repetido em todos os pontos estudados.

Foram utilizados, nestas tabelas, os mesmos padrões de cores do IQA clássico da NSF a fim de facilitar a comparação visual dos três tipos de IQA’s fornecidos pela referida rotina do MATLAB<sup>®</sup>, daí vem a importância de se trabalhar com cores para obtenção de uma resposta rápida do comportamento da qualidade da água com o emprego de metodologias diferentes.

Observando os dados dos valores mensais contidos nas Tabelas 9 e 10 e comparando com a Tabela 5 do IQA clássico pode-se perceber que tanto o IQA fuzzy com funções de pertinência triangulares/trapezoidais “IQA<sub>TRITRAP</sub>” como o com funções gaussianas “IQA<sub>GAUSS</sub>” sofrem influência na mudança do período de estiagem para o chuvoso, assim como o IQA clássico. E ainda, tendem, no geral, a terem valores mensais inferiores aos obtidos pelo IQA clássico, ou seja, são mais rigorosos.

O IQA clássico da NSF “IQA<sub>NSF</sub>”, por ser fruto de operações matemáticas baseadas em produtórios, pode mascarar positivamente um resultado nas situações, por exemplo, em que apenas uma variável apresenta valor fora do padrão desejado, influenciando muito pouco no produto final. Isto não acontece nos outros dois IQA’s baseados na lógica fuzzy que são mais sensíveis às mudanças nos valores individuais das variáveis que fazem parte do cálculo do índice de qualidade de água.

O IQA<sub>GAUSS</sub>, por incorporar na sua metodologia de cálculo as funções de pertinências gaussianas, tem, além de estabilidade e sensibilidade altas, ainda a vantagem de mudar de uma categoria para outra do NSF de maneira mais suave e gradual, representando uma característica de espalhar o resultado nas diversas categorias, ao mesmo tempo, por meio do seu grau de pertinência ou pertencimento.

A Tabela 11 apresenta os percentuais de pertinência ou pertencimento do resultado dos IQA’s às diferentes categorias da tabela da NSF, ao mesmo tempo, no período de julho de 2011 a dezembro de 2014.



Tabela 11 – Continuação.

Mês	Método	P-0					P-1					P-2					P-3					P-4					P-5					
		%Ótimo	%Bom	%Reg.	%Ruim	%Péss.	%Ótimo	%Bom	%Reg.	%Ruim	%Péss.	%Ótimo	%Bom	%Reg.	%Ruim	%Péss.	%Ótimo	%Bom	%Reg.	%Ruim	%Péss.	%Ótimo	%Bom	%Reg.	%Ruim	%Péss.	%Ótimo	%Bom	%Reg.	%Ruim	%Péss.	
jan/13	IQA NSF	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
	IQA TRITRAP	0	0	0	95	0	0	0	0	96	0	0	0	0	96	0	0	0	0	95	0	0	0	0	95	0	0	0	0	96	0	
	IQA GAUSS	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,06</b>	<b>99,28</b>	<b>1,58</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,06</b>	<b>99,50</b>	<b>1,49</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,06</b>	<b>99,50</b>	<b>1,49</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,05</b>	<b>99,02</b>	<b>1,67</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,06</b>	<b>99,28</b>	<b>1,58</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,04</b>	<b>98,39</b>	<b>1,88</b>	
fev/13	IQA NSF	NÃO HOUE COLETA																														
	IQA TRITRAP	NÃO HOUE COLETA																														
	IQA GAUSS	NÃO HOUE COLETA																														
mar/13	IQA NSF	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	
	IQA TRITRAP	0	0	0	96	0	0	0	0	96	0	0	0	0	96	0	0	0	0	96	0	0	0	0	96	0	0	0	0	96	0	
	IQA GAUSS	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,12</b>	<b>100,00</b>	<b>1,11</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,11</b>	<b>99,98</b>	<b>1,18</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,12</b>	<b>100,00</b>	<b>1,11</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,14</b>	<b>99,98</b>	<b>1,05</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,12</b>	<b>100,00</b>	<b>1,11</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,14</b>	<b>99,98</b>	<b>1,05</b>	
abr/13	IQA NSF	NÃO HOUE COLETA					0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	
	IQA TRITRAP	NÃO HOUE COLETA					0	0	0	95	0	0	0	0	96	0	0	0	0	95	0	0	0	0	44	45	0	0	0	95	0	
	IQA GAUSS	NÃO HOUE COLETA					0,00	0,00	0,06	99,50	1,49	0,00	0,00	0,14	99,98	1,05	0,00	0,00	0,06	99,28	1,58	0,00	0,00	0,01	95,01	2,76	0,00	0,00	0,07	99,68	1,41	
mai/13	IQA NSF	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0		
	IQA TRITRAP	0	0	99	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0		
	IQA GAUSS	<b>14,27</b>	<b>96,51</b>	<b>0,91</b>	<b>0,03</b>	<b>0,00</b>	<b>13,53</b>	<b>94,60</b>	<b>1,11</b>	<b>0,03</b>	<b>0,00</b>	<b>15,43</b>	<b>98,62</b>	<b>0,66</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>17,08</b>	<b>99,94</b>	<b>0,43</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>17,08</b>	<b>99,94</b>	<b>0,43</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>15,04</b>	<b>98,02</b>	<b>0,74</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	
jun/13	IQA NSF	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0		
	IQA TRITRAP	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	99	0	0	0		
	IQA GAUSS	<b>21,75</b>	<b>95,60</b>	<b>0,14</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>23,31</b>	<b>92,31</b>	<b>0,09</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>24,39</b>	<b>89,68</b>	<b>0,07</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>29,62</b>	<b>74,54</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,27</b>	<b>0,04</b>	<b>83,53</b>	<b>18,40</b>	<b>0,00</b>	<b>26,63</b>	<b>83,53</b>	<b>0,04</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	
jul/13	IQA NSF	100	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0		
	IQA TRITRAP	0	50	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	63	0	0		
	IQA GAUSS	<b>11,18</b>	<b>85,17</b>	<b>2,18</b>	<b>0,06</b>	<b>0,00</b>	<b>23,84</b>	<b>91,04</b>	<b>0,08</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>17,08</b>	<b>99,94</b>	<b>0,43</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>18,40</b>	<b>99,78</b>	<b>0,31</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>14,65</b>	<b>97,31</b>	<b>0,82</b>	<b>0,03</b>	<b>0,00</b>	<b>10,57</b>	<b>81,83</b>	<b>2,61</b>	<b>0,07</b>	<b>0,00</b>	
ago/13	IQA NSF	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0		
	IQA TRITRAP	0	0	99	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	40	0	0	0	0	99	0	0		
	IQA GAUSS	<b>1,71</b>	<b>4,77</b>	<b>68,69</b>	<b>2,47</b>	<b>0,00</b>	<b>22,26</b>	<b>94,60</b>	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>19,32</b>	<b>99,12</b>	<b>0,25</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>16,66</b>	<b>99,78</b>	<b>0,48</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>15,43</b>	<b>98,62</b>	<b>0,66</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>12,48</b>	<b>91,04</b>	<b>1,49</b>	<b>0,04</b>	<b>0,00</b>	
set/13	IQA NSF	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0		
	IQA TRITRAP	0	0	99	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0		
	IQA GAUSS	<b>36,83</b>	<b>52,61</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>25,49</b>	<b>86,74</b>	<b>0,06</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>36,83</b>	<b>52,61</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>30,86</b>	<b>70,66</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>40,38</b>	<b>42,96</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>37,53</b>	<b>50,63</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	
out/13	IQA NSF	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0		
	IQA TRITRAP	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0		
	IQA GAUSS	<b>34,11</b>	<b>60,65</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>37,53</b>	<b>50,63</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>20,76</b>	<b>97,31</b>	<b>0,17</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>34,11</b>	<b>60,65</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>16,24</b>	<b>99,50</b>	<b>0,54</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>31,50</b>	<b>68,69</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	
nov/13	IQA NSF	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0		
	IQA TRITRAP	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	99	0	0	0	0	82	0	0	0	0	99	0	0	0	99	0	0	0		
	IQA GAUSS	<b>26,63</b>	<b>83,53</b>	<b>0,04</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>44,83</b>	<b>32,47</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>30,24</b>	<b>72,61</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>51,03</b>	<b>21,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>	<b>50,63</b>	<b>32,47</b>	<b>0,00</b>	<b>26,06</b>	<b>85,17</b>	<b>0,05</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	
dez/13	IQA NSF	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0		
	IQA TRITRAP	0	0	0	96	0	0	0	69	0	0	0	0	0	96	0	0	0	99	0	0	0	0	96	0	0	0	99	0	0		
	IQA GAUSS	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,06</b>	<b>99,50</b>	<b>1,49</b>	<b>0,03</b>	<b>0,00</b>	<b>11,82</b>	<b>63,08</b>	<b>0,04</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,17</b>	<b>99,82</b>	<b>0,93</b>	<b>11,50</b>	<b>86,74</b>	<b>1,98</b>	<b>0,05</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,15</b>	<b>99,92</b>	<b>0,98</b>	<b>29,62</b>	<b>74,54</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	





A Tabela 11 foi obtida a partir da compilação das informações extraída da aba “percentual indexes” da rotina elaborada por Pereira (2010), em MATLAB®, após a entrada de todos os valores das variáveis do processo de cálculo do IQA clássico da NSF.

Observando a Tabela 11, percebe-se que em relação ao  $IQA_{NSF}$  o grau de pertinência ou grau de pertencimento do seu resultado é sempre exclusivo a uma única categoria. Isto se deve a própria característica do IQA clássico da NSF que não permite que um resultado pertença a mais de uma categoria ao mesmo tempo.

Em relação, ao  $IQA_{TRITRAP}$  observa-se que, em apenas cinco casos dos duzentos e quarenta e cinco analisados, o seu resultado pertenceu a mais de uma categoria, que foram nos pontos: P-1 (março de 2014), P-2 (novembro de 2011 e janeiro de 2012) e P-4 (abril de 2013 e novembro de 2014). Tal comportamento contrariou o esperado para este modelo e assemelhou-se muito ao padrão de julgamento convencional do IQA clássico da NSF. Vale ressaltar que, as funções de pertinências triangulares/trapezoidais foram convenientemente combinadas de tal forma que, o resultado do  $IQA_{TRITRAP}$  pudesse pertencer a várias categorias da NSF simultaneamente, entretanto, isto não aconteceu devido a pouca sensibilidade deste modelo às mudanças dos valores das variáveis que fazem parte do cálculo do índice de qualidade das águas.

Em relação ao  $IQA_{GAUSS}$ , na Tabela 11, constata-se que um mesmo resultado sempre possui percentual de pertinência ou grau de pertencimento a várias categorias de classificação de qualidade da água da NSF simultaneamente. Isto é a essência da lógica fuzzy que quebra a fronteira rígida entre categoria de qualidade da água contrariando a lógica clássica que impede tal fato.

O somatório dos percentuais de pertinência do  $IQA_{GAUSS}$  pode, às vezes, não atingir os 100% ou mesmo ultrapassar este valor o que é perfeitamente compreensível em função do arranjo adotado das funções de pertinências gaussianas que garante a superposição de curvas para que um resultado possa começar a sofrer influência da categoria vizinha à medida que o mesmo se aproxima deste.

### **5.3 Avaliação estatística dos resultados dos IQA's**

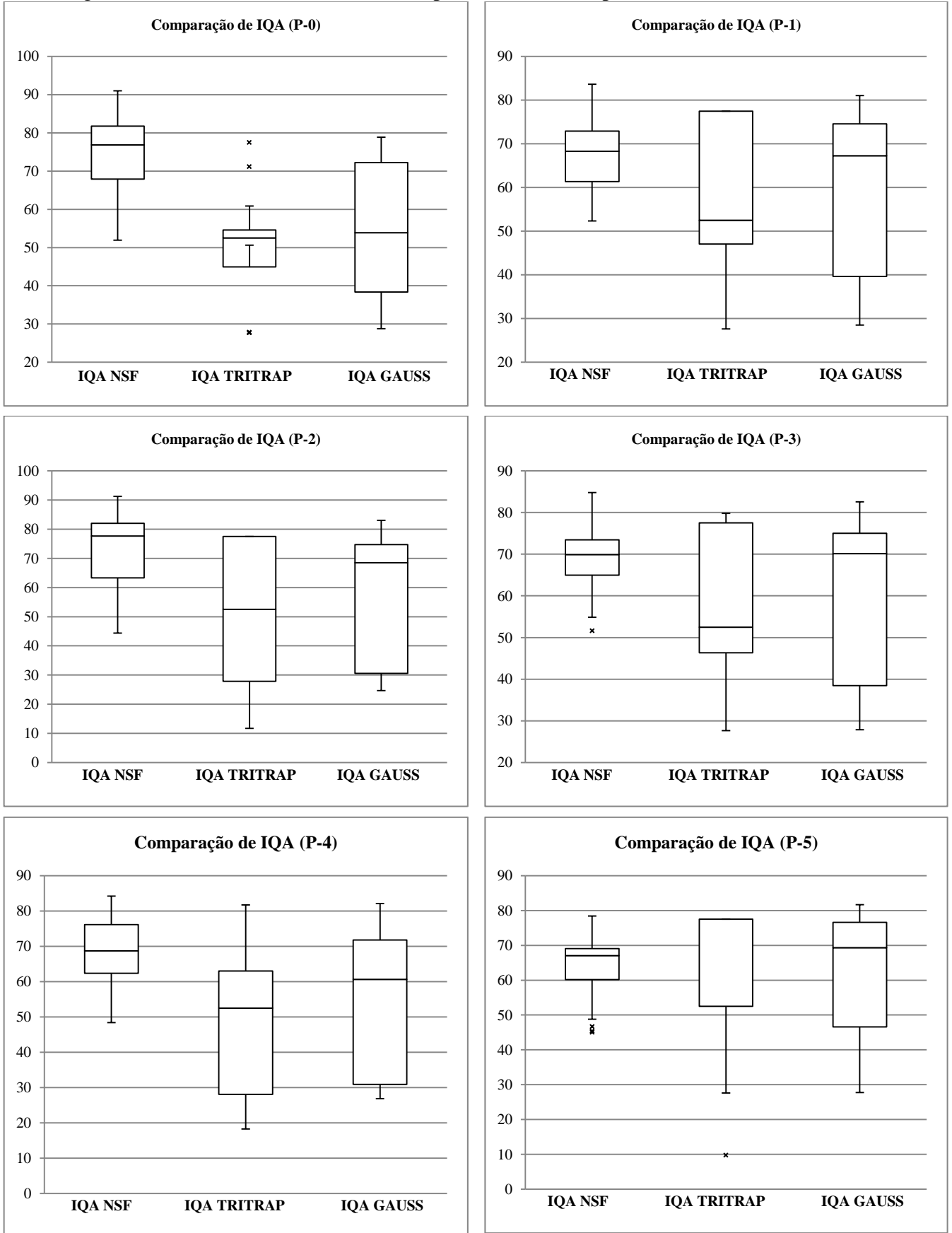
A Tabela 12 apresenta as principais medidas estatísticas utilizadas para efetuar análises, comparações e inferências dos três tipos diferentes de IQA's ( $IQA_{NSF}$ ,  $IQA_{TRITRAP}$  e  $IQA_{GAUSS}$ ) empregados neste estudo.

Tabela 12 – Medidas estatísticas dos IQA's.

ESTATÍSTICA DOS TRÊS MÉTODOS DO IQA							
Parâmetro	Método	P-0	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5
Mínimo não Outliers	IQA <sub>NSF</sub>	51,95	52,32	44,40	54,84	48,39	48,82
	IQA <sub>TRITRAP</sub>	50,62	27,60	11,72	27,62	18,26	27,63
	IQA <sub>GAUSS</sub>	28,77	28,52	24,62	27,88	26,87	27,74
1º Quartil	IQA <sub>NSF</sub>	67,90	61,34	63,31	64,96	62,37	60,14
	IQA <sub>TRITRAP</sub>	44,92	47,03	27,82	46,33	28,05	52,50
	IQA <sub>GAUSS</sub>	38,36	39,66	30,57	38,44	30,91	46,56
Mediana	IQA <sub>NSF</sub>	76,87	68,28	77,66	69,92	68,72	67,04
	IQA <sub>TRITRAP</sub>	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50	52,50
	IQA <sub>GAUSS</sub>	53,90	67,25	68,53	70,14	60,62	69,35
3º Quartil	IQA <sub>NSF</sub>	81,77	72,91	82,05	73,44	76,15	69,07
	IQA <sub>TRITRAP</sub>	54,60	77,50	77,50	77,50	62,99	77,50
	IQA <sub>GAUSS</sub>	72,23	74,57	74,71	75,04	71,76	76,59
Máximo não Outliers	IQA <sub>NSF</sub>	90,99	83,66	91,29	84,78	84,21	78,41
	IQA <sub>TRITRAP</sub>	60,90	77,50	77,50	79,82	81,70	77,50
	IQA <sub>GAUSS</sub>	78,88	81,08	83,03	82,60	82,10	81,68
Valor Máximo	IQA <sub>NSF</sub>	90,99	83,66	91,29	84,78	84,21	78,41
	IQA <sub>TRITRAP</sub>	78,88	81,08	83,03	82,60	82,10	81,68
	IQA <sub>GAUSS</sub>	77,50	77,50	77,50	79,82	81,70	77,50
Valor Mínimo	IQA <sub>NSF</sub>	51,95	52,32	44,40	51,63	48,39	45,08
	IQA <sub>TRITRAP</sub>	28,77	28,52	24,62	27,88	26,87	27,74
	IQA <sub>GAUSS</sub>	27,67	27,60	11,72	27,62	18,26	9,78
Média	IQA <sub>NSF</sub>	74,68	67,76	73,35	68,73	68,19	63,94
	IQA <sub>TRITRAP</sub>	54,34	58,57	58,00	59,11	56,51	60,21
	IQA <sub>GAUSS</sub>	51,95	54,58	54,77	55,78	52,28	57,01
Variância	IQA <sub>NSF</sub>	94,35	64,10	134,81	71,33	88,71	66,88
	IQA <sub>TRITRAP</sub>	346,00	383,14	411,53	382,10	367,57	390,08
	IQA <sub>GAUSS</sub>	295,38	340,59	433,29	383,69	349,22	407,52
Desvio Padrão	IQA <sub>NSF</sub>	9,71	8,01	11,61	8,45	9,42	8,18
	IQA <sub>TRITRAP</sub>	18,60	19,57	20,29	19,55	19,17	19,75
	IQA <sub>GAUSS</sub>	17,19	18,46	20,82	19,59	18,69	20,19
Coef. de assimetria	IQA <sub>NSF</sub>	-0,66	-0,22	-0,64	-0,24	-0,27	-0,82
	IQA <sub>TRITRAP</sub>	0,00	-0,08	-0,33	-0,22	-0,06	-0,53
	IQA <sub>GAUSS</sub>	-0,12	-0,54	-0,50	-0,65	-0,43	-0,65

A Figura 15 apresenta os gráficos de box & whiskers (caixas e bigodes) para as medidas separatrizes de uma distribuição de valores que são: mediana (correspondendo a linha central da caixa), 1º quartil e 3º quartil (representados, na ordem, pelos limites inferiores e superiores da caixa) e os valores mínimos e máximos (correspondendo as linhas ou bigodes, respectivamente, inferiores e superiores ligados à caixa).

Figura 15 – Gráficos de box & whiskers para as medidas separatrizes.



Observando a Figura 15, percebe-se que em relação ao  $IQA_{NSF}$  em dois pontos (P-3 e P-5) existem valores, chamados de outliers, que estão fora de controle, ou seja, fogem ao padrão da tendência de comportamento desta distribuição: 51,63 (abril/2013, P-3) e 45,08, 45,38 e 45,68 respectivamente em, (fevereiro/2012, abril/2013 e dezembro/2012, P-5). Como pode ser vistos, nos gráficos correspondentes, todos estes valores são outliers inferiores.

Em relação ao  $IQA_{TRITRAP}$  em dois pontos (P-0 e P-5) existem valores classificados como fora de controle: 27,67, 27,72, 27,75, 27,76 e 27,82, todos outliers inferiores e correspondentes, respectivamente, a (janeiro/2013, janeiro/2012, março/2013, fevereiro/2014 e dezembro/2013, P-0), 71,13 e 77,50, todos outliers superiores e correspondentes, respectivamente, a (julho/2013 e vários meses durante o período da pesquisa, P-0). Já no P-5 apenas um valor, outlier inferior, de 9,78 correspondente a dezembro/2012.

Para o caso do  $IQA_{GAUSS}$  todos os resultados estão inteiramente dentro dos limites de controle estabelecidos.

A Tabela 13 apresenta os intervalos de controle para uma distribuição normal envolvendo a média e o desvio padrão das medidas estatísticas dos três  $IQA$ 's.

Tabela 13 – Intervalo de controle dos  $IQA$ 's.

Parâmetro	Método	P-0	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5
$\mu - 1s$	$IQA_{NSF}$	64,96	59,76	61,74	60,29	58,77	55,76
	$IQA_{TRITRAP}$	35,74	39,00	37,71	39,56	37,34	40,46
	$IQA_{GAUSS}$	34,76	36,12	33,96	36,20	33,60	36,82
$\mu + 1s$	$IQA_{NSF}$	84,39	75,77	84,96	77,18	77,61	72,12
	$IQA_{TRITRAP}$	72,94	78,15	78,29	78,66	75,68	79,96
	$IQA_{GAUSS}$	69,14	73,03	75,59	75,37	70,97	77,20
$\mu - 2s$	$IQA_{NSF}$	55,25	51,75	50,12	51,84	49,35	47,59
	$IQA_{TRITRAP}$	17,14	19,42	17,43	20,01	18,17	20,71
	$IQA_{GAUSS}$	17,58	17,67	13,14	16,61	14,91	16,63
$\mu + 2s$	$IQA_{NSF}$	94,10	83,78	96,57	85,63	87,03	80,30
	$IQA_{TRITRAP}$	91,55	97,72	98,57	98,20	94,85	99,71
	$IQA_{GAUSS}$	86,32	91,49	96,40	94,96	89,66	97,38
$\mu - 3s$	$IQA_{NSF}$	45,54	43,75	38,51	43,40	39,93	39,41
	$IQA_{TRITRAP}$	-1,46	-0,15	-2,86	0,47	-1,01	0,96
	$IQA_{GAUSS}$	0,39	-0,79	-7,67	-2,98	-3,78	-3,55
$\mu + 3s$	$IQA_{NSF}$	103,81	91,78	108,18	94,07	96,44	88,48
	$IQA_{TRITRAP}$	110,15	117,30	118,86	117,75	114,03	119,46
	$IQA_{GAUSS}$	103,51	109,94	117,22	114,55	108,34	117,57

Para Lapponi (2005), 68,27% das medidas (observações) estão situadas no intervalo de até um desvio padrão da média, ou seja, a média mais ou menos um desvio padrão ( $\mu \pm 1s$ ). A seguir, temos a disposição destes valores para os três IQA's:

Para P-0 $\rightarrow (\mu \pm 1s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [64,96; 84,39]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [35,74; 72,94]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [34,76; 69,14]
Para P-1 $\rightarrow (\mu \pm 1s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [59,76; 75,77]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [39,00; 78,15]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [36,12; 73,03]
Para P-2 $\rightarrow (\mu \pm 1s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [61,74; 84,96]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [37,71; 78,29]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [33,96; 75,59]
Para P-3 $\rightarrow (\mu \pm 1s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [60,29; 77,18]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [39,56; 78,66]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [36,20; 75,37]
Para P-4 $\rightarrow (\mu \pm 1s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [58,77; 77,61]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [37,34; 75,68]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [33,60; 70,97]
Para P-5 $\rightarrow (\mu \pm 1s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [55,76; 72,12]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [40,46; 79,96]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [36,82; 77,20]

Para Lapponi (2005), 95,45% das medidas (observações) estão situadas no intervalo de até duas unidades de desvio padrão da média, ou seja, a média mais ou menos duas unidades de desvio padrão ( $\mu \pm 2s$ ). A seguir, temos a disposição destes valores para os três IQA's:

Para P-0 $\rightarrow (\mu \pm 2s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [55,25; 94,10]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [17,14; 91,55]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [17,58; 86,32]
Para P-1 $\rightarrow (\mu \pm 2s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [51,75; 83,78]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [19,42; 97,72]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [17,67; 91,49]
Para P-2 $\rightarrow (\mu \pm 2s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [50,12; 96,57]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [17,43; 98,57]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [13,14; 96,40]
Para P-3 $\rightarrow (\mu \pm 2s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [51,84; 85,63]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [20,01; 98,20]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [16,61; 94,96]
Para P-4 $\rightarrow (\mu \pm 2s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [49,35; 87,03]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [18,17; 94,85]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [14,91; 89,66]
Para P-5 $\rightarrow (\mu \pm 2s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [47,59; 80,30]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [20,71; 99,71]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [16,63; 97,38]

Para Lapponi (2005), 99,73% das medidas (observações) estão situadas no intervalo de até três unidades de desvio padrão da média, ou seja, a média mais ou menos três unidades de desvio padrão ( $\mu \pm 3s$ ). A seguir, temos a disposição destes valores para os três IQA's:

Para P-0 $\rightarrow (\mu \pm 3s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [45,54; 103,81]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [-1,46; 110,15]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [0,39; 103,51]
Para P-1 $\rightarrow (\mu \pm 3s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [43,75; 91,78]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [-0,15; 117,30]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [-0,79; 109,94]
Para P-2 $\rightarrow (\mu \pm 3s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [38,51; 108,18]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [-2,86; 118,86]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [-7,67; 117,22]
Para P-3 $\rightarrow (\mu \pm 3s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [43,40; 94,07]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [0,47; 117,75]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [-2,98; 114,55]
Para P-4 $\rightarrow (\mu \pm 3s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [39,93; 96,44]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [-1,01; 114,03]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [-3,78; 108,34]
Para P-5 $\rightarrow (\mu \pm 3s)$	IQA <sub>NSF</sub> = [39,41; 88,48]	IQA <sub>TRITRAP</sub> = [0,96; 119,46]	IQA <sub>GAUSS</sub> = [-3,55; 117,57]

As Figuras 16, 17 e 18 apresentam os gráficos de box & whiskers (caixas e bigodes) para a média e o desvio padrão de uma distribuição normal em que o limite superior da caixa corresponde a média e as linhas (bigodes) representam a soma e a diferença da média com uma, duas ou três unidades de desvio padrão, para cada um dos casos em estudo.

Figura 16 – Gráficos de box & whiskers para a média  $\pm 1$  desvio padrão ( $\mu \pm 1s$ ).

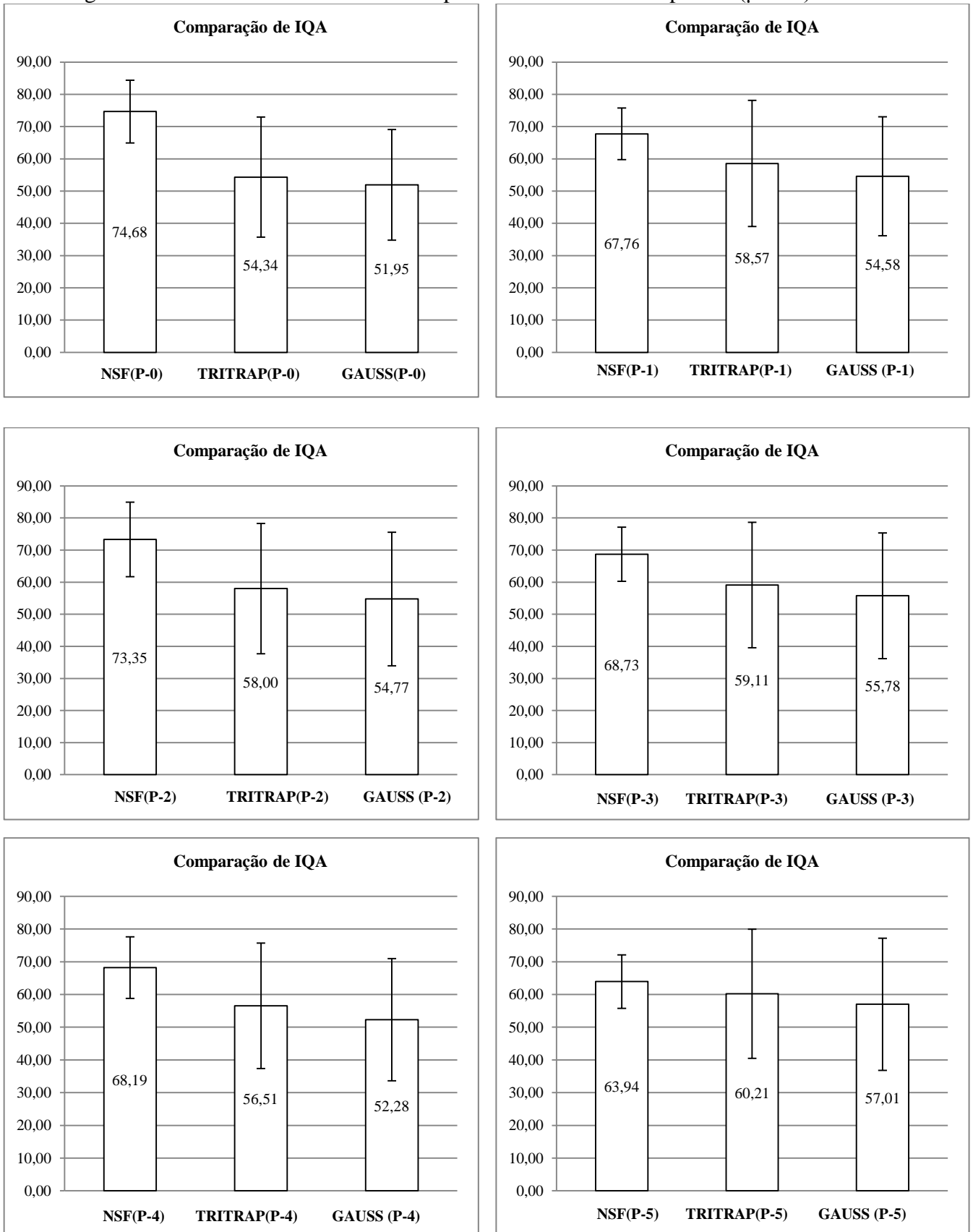


Figura 17 – Gráficos de box & whiskers para a média  $\pm 2$  desvio padrão ( $\mu \pm 2s$ ).

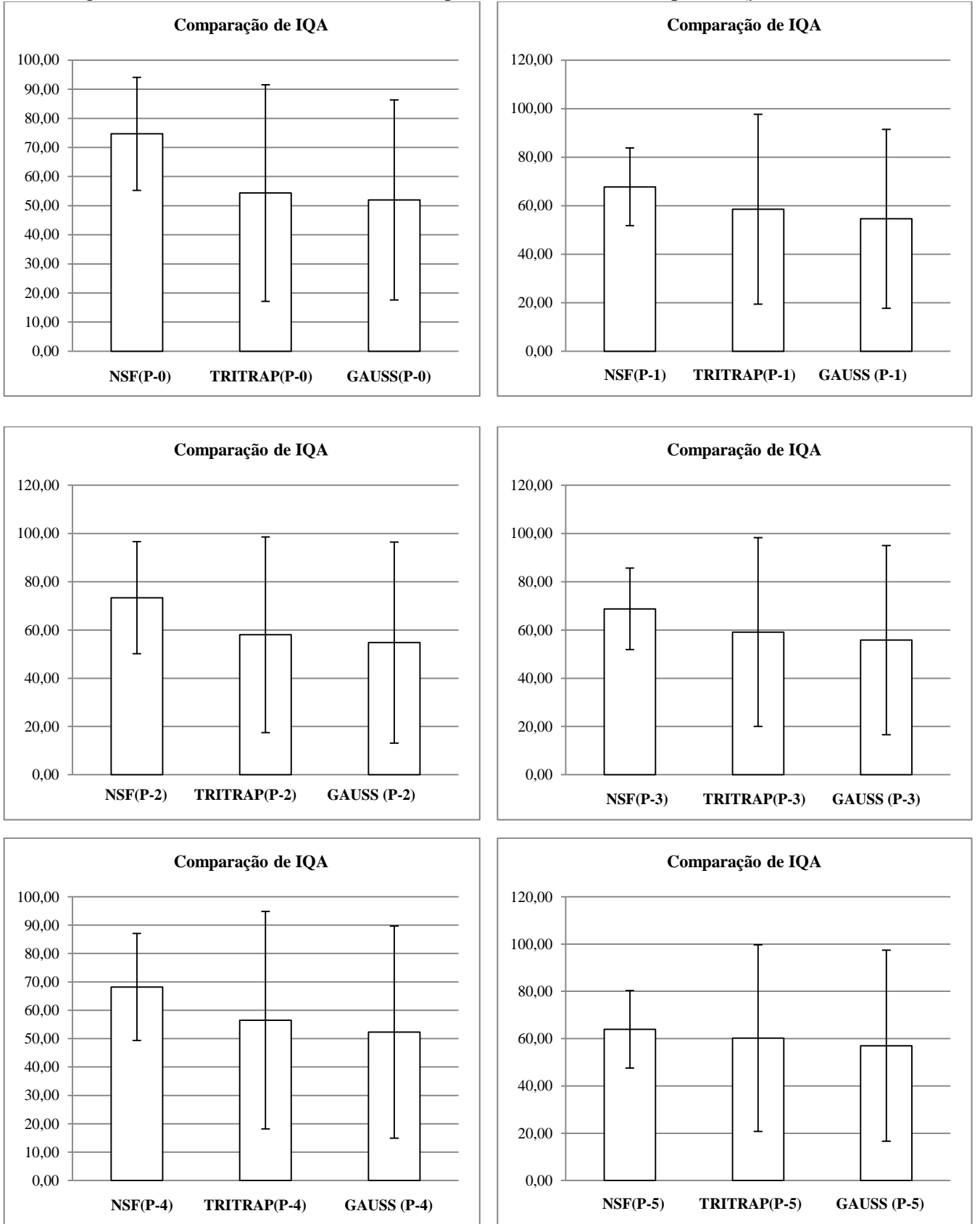
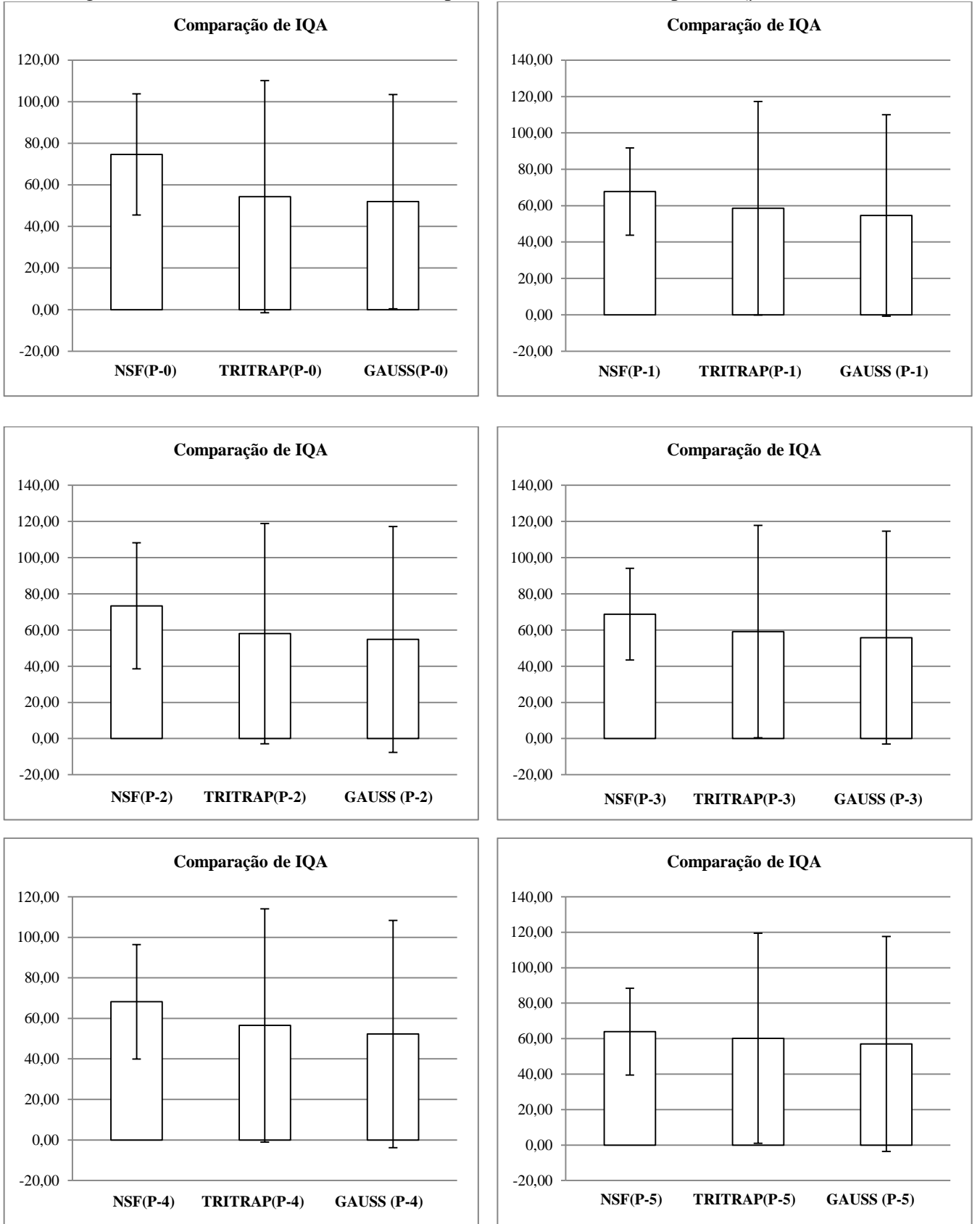




Figura 18 – Gráficos de box & whiskers para a média  $\pm 3$  desvio padrão ( $\mu \pm 3s$ ).



Observando as Figuras 16, 17 e 18 percebe-se que o IQA<sub>NSF</sub> sempre apresenta a menor dispersão, independentemente do ponto analisado, quando comparado com os outros dois IQA's.

Já o IQA<sub>TRITRAP</sub>, de acordo com os valores levantados, apresenta a maior dispersão, entre todos os IQA's, nos pontos P-0, P-1 e P-4. Perde para o IQA<sub>GAUSS</sub> nos pontos P-2, P-3 e P-5.

O IQA<sub>GAUSS</sub> é o único, entre os três modelos de IQA's estudados, que já ao considerar a média mais ou menos duas unidades de desvio padrão ( $\mu \pm 2s$ ), possui todos os seus resultados dentro deste intervalo de observações de valores.

Nenhum dos três IQA's ultrapassou a fronteira da média mais ou menos três unidades de desvio padrão ( $\mu \pm 3s$ ), confirmando o que Lapponi (2005) afirma ao dizer que 99,73% das medidas (observações), de uma distribuição normal, estão situadas no intervalo de até três unidades de desvio padrão da média.

Para Larson e Farber (2010), o monitoramento da qualidade de um processo ao longo do tempo pode ser feito por meio de medidas estatísticas lançadas em gráficos de controle que apontam se um resultado está ou não fora do padrão desejado, ou seja, fora de controle estatístico. Para os autores existem três sinais de advertência que devem ser considerados para decidir se um processo está fora de controle que são: 1) um ponto está além de três unidades de desvio padrão da média; 2) há nove pontos consecutivos que estão de um mesmo lado da média e 3) pelo menos dois entre três pontos consecutivos estão a mais do que duas unidades de desvio padrão da média.

As Figuras 19, 20 e 21 apresentam, respectivamente, os gráficos de controle do IQA<sub>NSF</sub>, IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub>, com os seus correspondentes valores mensais, no período da pesquisa entre julho de 2011 e dezembro de 2014, considerando a média com uma, duas ou três unidades de desvio padrão, para cada um dos pontos de coleta em estudo.

Figura 19 – Gráficos de controle do IQA NSF.

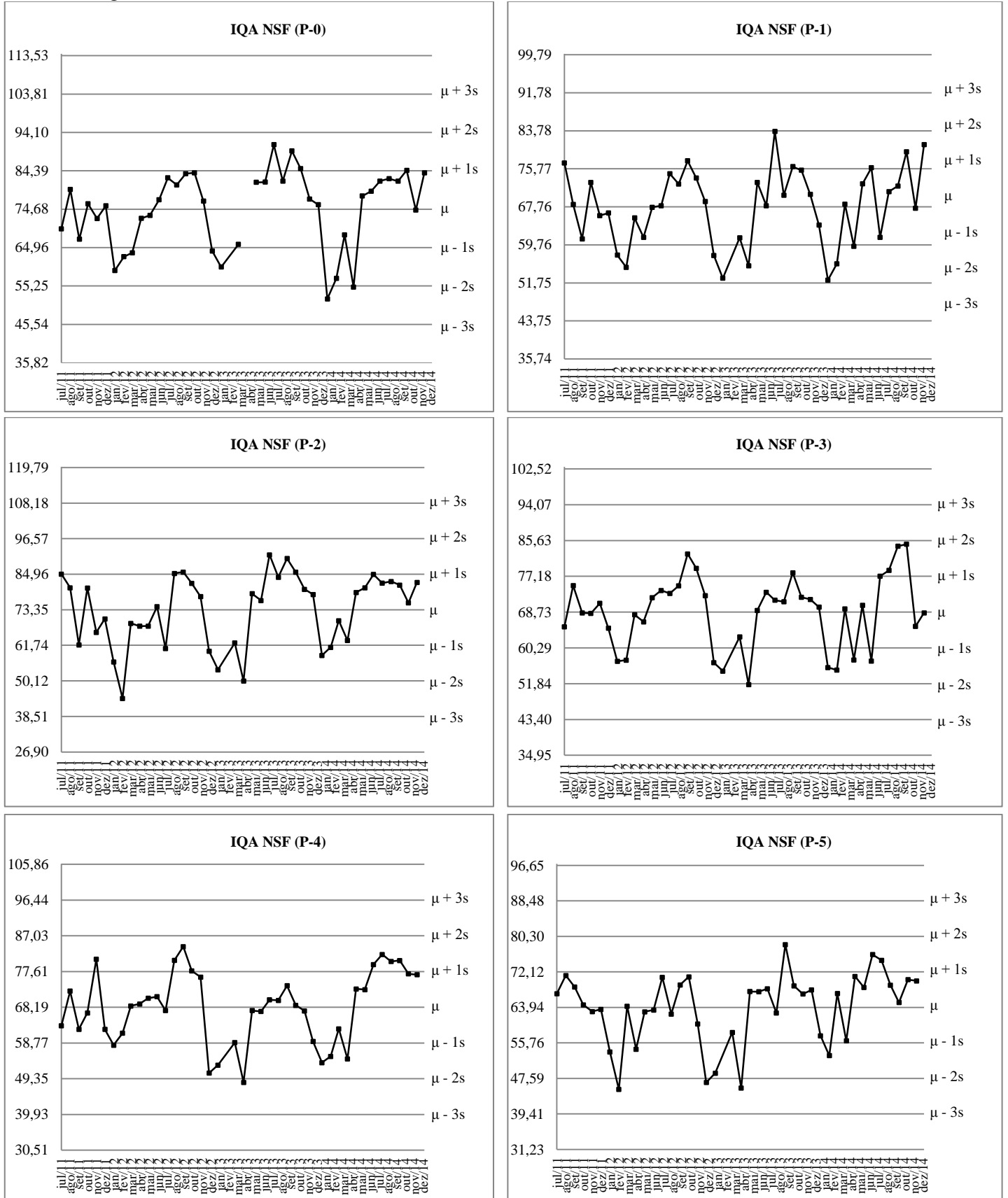


Figura 20 – Gráficos de controle do IQA TRITRAP.

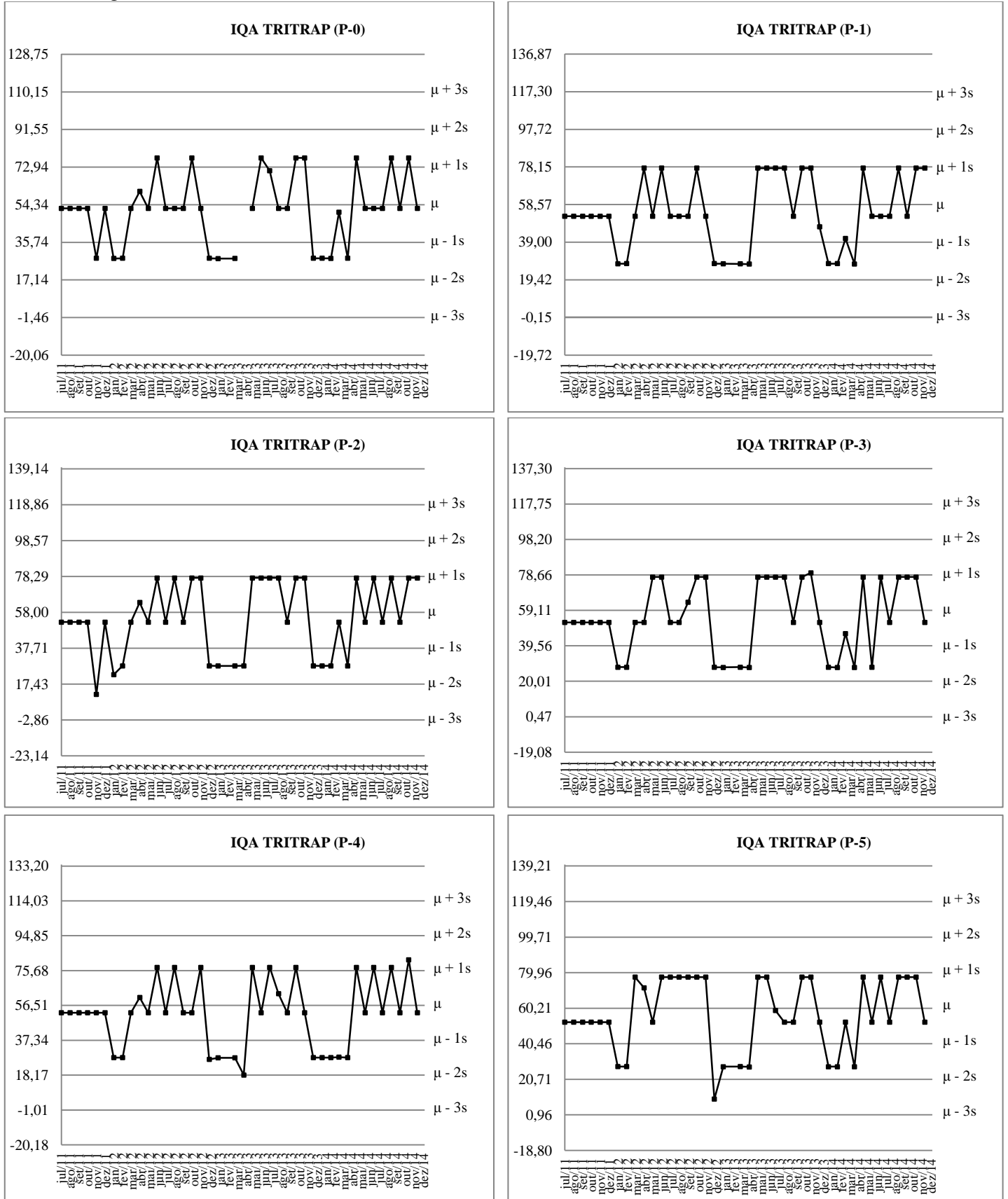
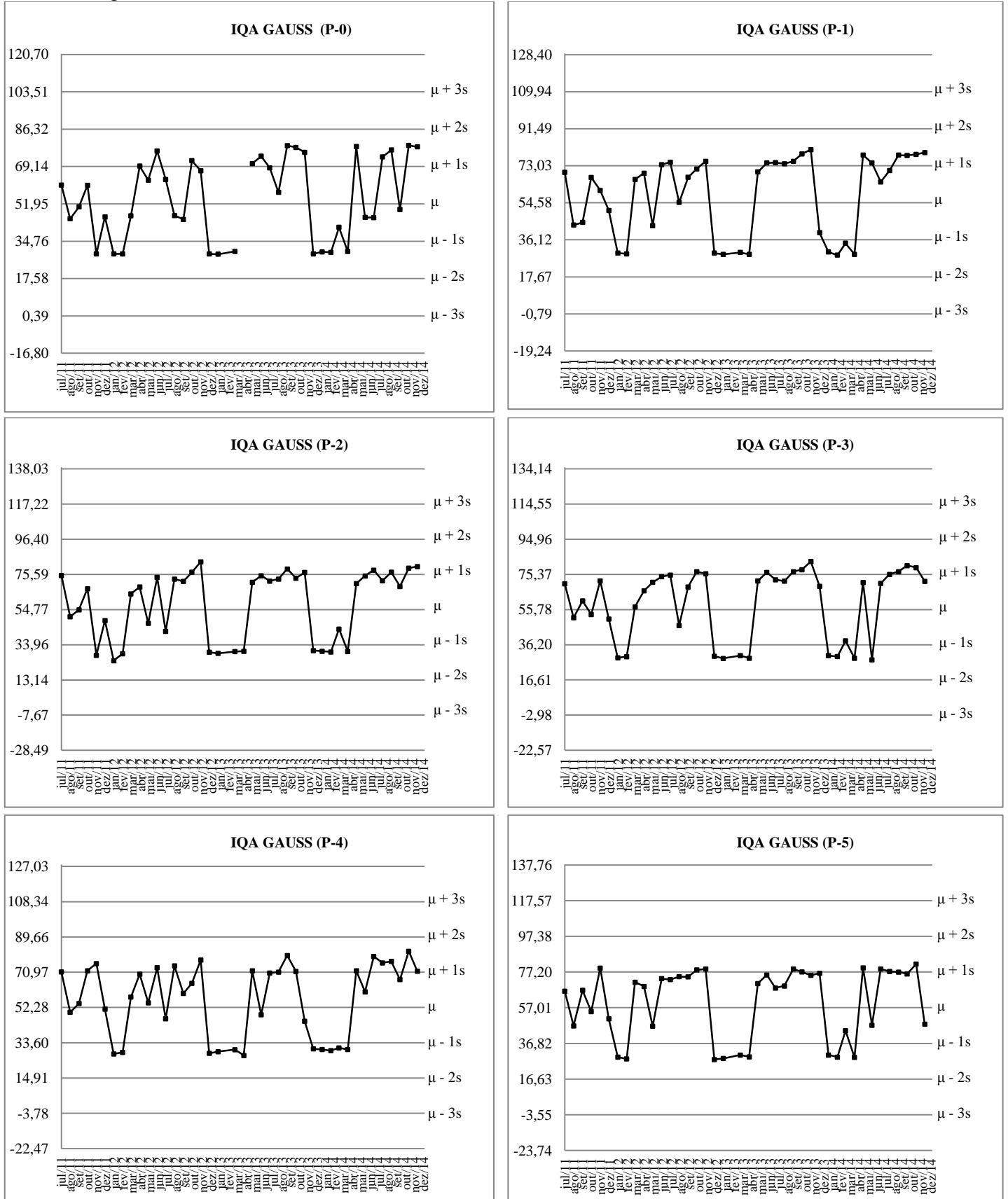


Figura 21 – Gráficos de controle do IQA GAUSS.



Observando as Figuras 19, 20 e 21 e levando em consideração o primeiro sinal de advertência apontado por Larson e Farber (2010) percebe-se que não foram observadas falhas em nenhum dos gráficos de controle dos três IQA's (IQA<sub>NSF</sub>, IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub>).

Novamente, analisando as Figuras 19, 20 e 21 e, agora, levando em consideração o segundo sinal de advertência apontado por Larson e Farber (2010) constata-se que apenas o IQA<sub>TRITRAP</sub> falhou no teste, o que aconteceu nos pontos P-0, P-1, P-2 P-3 e P-4, tendo pelo menos nove pontos consecutivos do mesmo lado da média, no caso lado inferior, de julho/2011 a março/2012, indicando que o processo está fora do controle estatístico nestes casos.

Mais uma vez, observando as Figuras 19, 20 e 21 e, agora levando em consideração o terceiro sinal de advertência apontado por Larson e Farber (2010) percebe-se que não foram observadas falhas em nenhum dos gráficos de controle dos três IQA's (IQA<sub>NSF</sub>, IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub>).

Diante disso, pode-se dizer que apenas o IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub>, atendem as medidas de controle estatístico estabelecidas em todas as situações.

As Figuras 22, 23 e 24 apresentam, respectivamente, os gráficos de histogramas dos valores do IQA<sub>NSF</sub>, IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub>, com as suas frequências de ocorrência durante todo o período da pesquisa entre julho de 2011 e dezembro de 2014.

Figura 22 – Gráficos de histograma do IQA NSF.

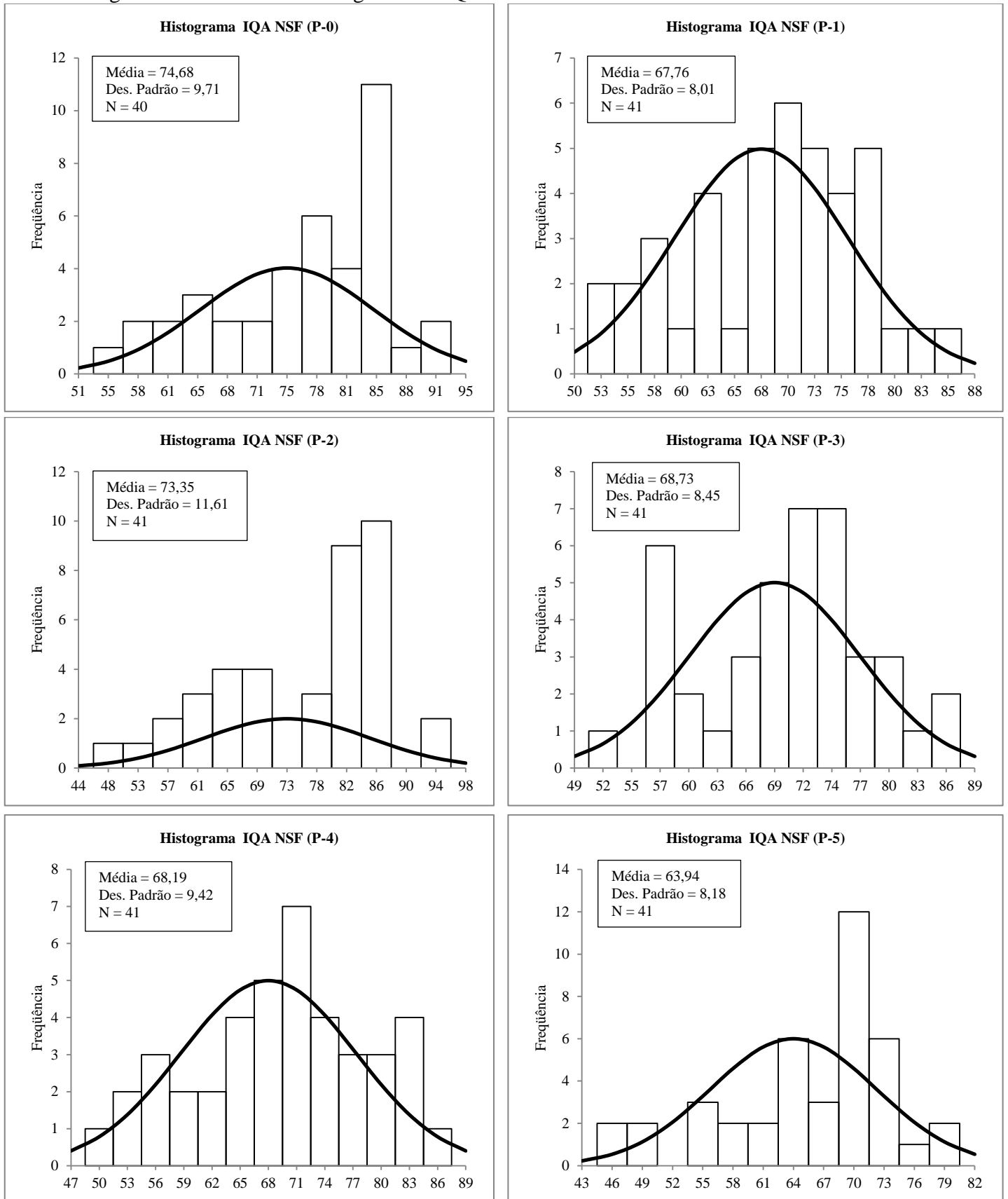


Figura 23 – Gráficos de histograma do IQA TRITRAP.

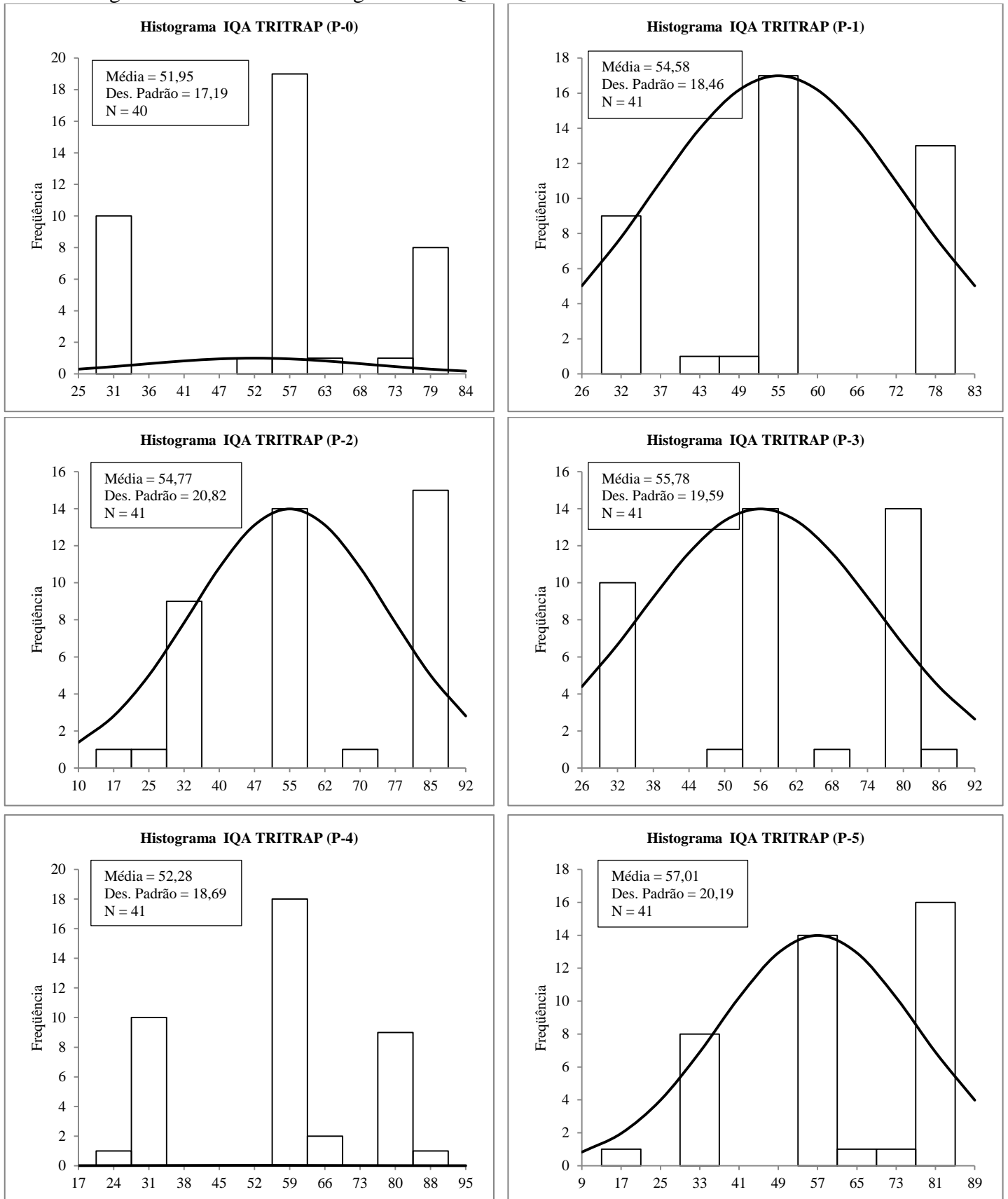
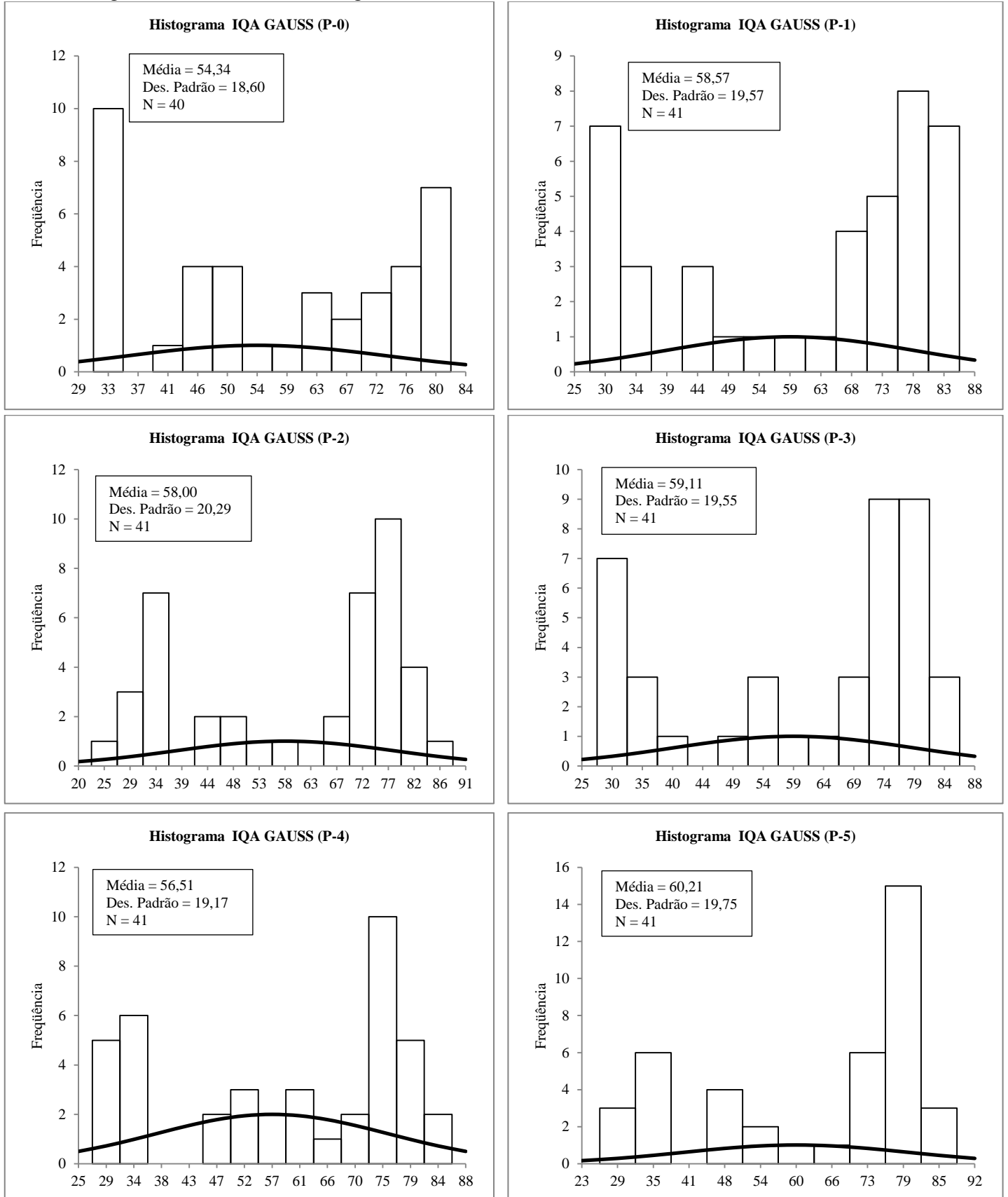




Figura 24 – Gráficos de histograma do IQA GAUSS.



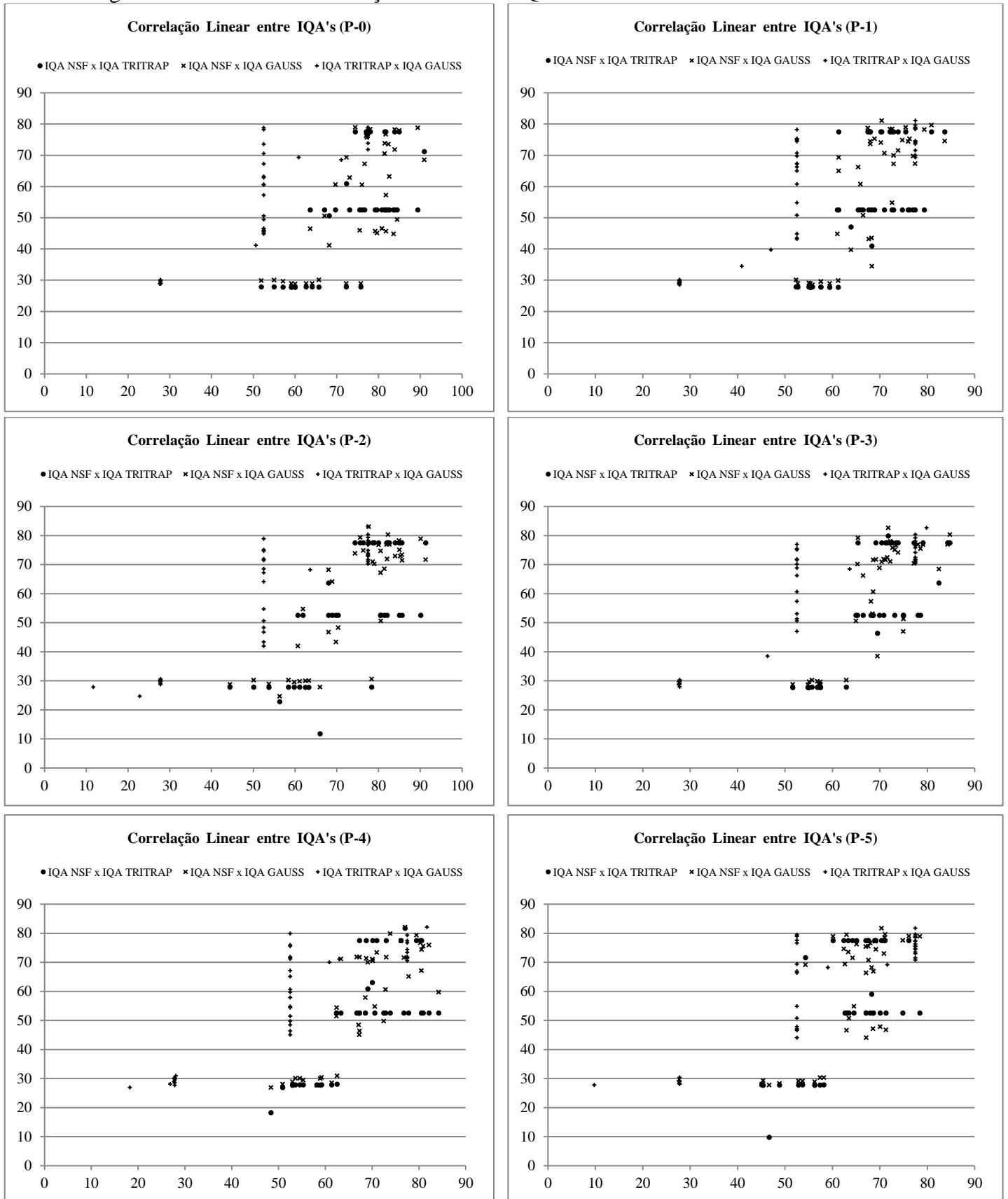
Percebe-se que em relação aos histogramas do  $IQA_{NSF}$  é possível confirmar a ocorrência da assimetria negativa anteriormente calculada, em todos os pontos estudados, ou seja, pode-se entender que há uma maior concentração do número de observações acima da média da distribuição. Verificam-se também as seguintes medidas de frequências no valor da média:  $P-0 = 4$ ,  $P-1 = 5$ ,  $P-2 = 2$ ,  $P-3 = 5$ ,  $P-4 = 5$  e  $P-5 = 6$ , o que caracteriza e confirma água como de qualidade entre regular e boa na grande maioria dos casos.

Para o caso do  $IQA_{TRITRAP}$  constata-se que seus histogramas confirmam a ocorrência da assimetria negativa anteriormente calculada, em todos os pontos estudados com exceção do  $P-0$  que possui coeficiente de assimetria nulo, ou seja, pode-se inferir que há uma maior concentração do número de observações acima da média da distribuição. Verificam-se também elevadas medidas de frequências no valor da média, com exceção:  $P-0 = 1$  e  $P-4 = 0$ , o que caracteriza uma oscilação da qualidade da água por meio deste modelo.

Em relação aos histogramas do  $IQA_{GAUSS}$  é possível confirmar, também, a ocorrência da assimetria negativa anteriormente calculada, em todos os pontos estudados, conforme pode ser visto na Tabela 12, ou seja, pode-se entender que há uma maior concentração do número de observações acima da média da distribuição. Verificam-se que, neste caso, as medidas de frequências no valor da média são sempre baixas, o que caracteriza um maior rigor nos resultados das categorias de qualidade da água.

A Figura 25 apresenta os gráficos da correlação linear, de cada ponto, entre os valores dos  $IQA$ 's da seguinte forma:  $IQA_{NSF} \times IQA_{TRITRAP}$ ,  $IQA_{NSF} \times IQA_{GAUSS}$  e  $IQA_{TRITRAP} \times IQA_{GAUSS}$ , durante todo o período da pesquisa entre julho de 2011 e dezembro de 2014.

Figura 25 – Gráficos da correlação linear entre IQA's.



Em relação à correlação linear entre os três IQA's tem-se que, independentemente do ponto estudado e do tipo de combinação adotada, o valor encontrado para a correlação linear ou de Pearson foi sempre positivo variando entre 0,67 a 0,90, ou seja, 67 a 90%, significando que quando o resultado de um tipo de IQA aumenta o outro que está combinado a ele também necessariamente aumenta o seu valor.

Por outro lado, a fim de verificar se existe diferença significativa entre as médias dos valores dos IQA's foram realizados três testes estatísticos para ajudar a decidir pela aceitação ou rejeição das hipóteses estabelecidas. O nível de significância utilizado, para os testes, é de 5%, ou seja,  $\alpha = 0,05$ . Isto representa uma certeza de 95%. As hipóteses a serem testadas são:

$H_0: \mu \text{ IQA}_{\text{NSF}} = \mu \text{ IQA}_{\text{TRITRAP}} = \mu \text{ IQA}_{\text{GAUSS}}$ , ou seja, não existe diferença significativa entre as médias dos três IQA's.

$H_1: \mu \text{ IQA}_{\text{NSF}} \neq \mu \text{ IQA}_{\text{TRITRAP}} \neq \mu \text{ IQA}_{\text{GAUSS}}$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias dos três IQA's.

O primeiro destes testes estatísticos realizados consiste na análise de variância que permite afirmar se existe ou não diferença significativa entre as médias das amostras de uma mesma população. Para isso, é preciso calcular um fator denominado Anova-fator único e realizar os testes de verificação para definir quanto à aceitação ou rejeição das hipóteses ( $H_0$  e  $H_1$ ).

Este procedimento foi feito, em cada ponto estudado, separadamente, e em três situações possíveis:  $\text{IQA}_{\text{NSF}} \times \text{IQA}_{\text{TRITRAP}}$ ,  $\text{IQA}_{\text{NSF}} \times \text{IQA}_{\text{GAUSS}}$  e  $\text{IQA}_{\text{TRITRAP}} \times \text{IQA}_{\text{GAUSS}}$ .

As Tabelas 14, 15, 16, 17, 18 e 19 trazem a análise de variância através do cálculo da Anova: fator único.

Tabela 14 – Cálculo da ANOVA no ponto P-0.

RESUMO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
IQA NSF (P-0)	40	2987,00	74,68	94,35		
IQA TRITRAP (P-0)	40	2077,94	51,95	295,38		
ANOVA: fator único IQA NSF x IQA TRITRAP (P-0)						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	10330	1	10330	53,0114	2,29E-10	3,9635
Dentro dos grupos	15199	78	195			
Total	25529	79				

Como o  $F_{\text{observado}}$  (53,0114) é maior que o  $F_{\text{crítico}}$  (3,9635) correspondendo ao nível de significância  $\alpha = 0,05$ , conclui-se que  $H_0$  deve ser rejeitada. Outra forma de

análise, desta mesma situação, é que como o *valor-P* ( $2,29 \times 10^{-10}$ ) do  $F_{observado}$  é menor que o nível de significância  $\alpha = 0,05$  adotado,  $H_0$  deve ser rejeitada. Ao rejeitar  $H_0$ , aceita-se  $H_1$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> no ponto P-0.

RESUMO				
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
IQA TRITRAP (P-0)	40	2077,94	51,95	295,38
IQA GAUSS (P-0)	40	2173,72	54,34	346,00

ANOVA: fator único IQA TRITRAP x IQA GAUSS (P-0)

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	115	1	115	0,3576	0,5516	3,9635
Dentro dos grupos	25014	78	321			
Total	25129	79				

Como o  $F_{observado}$  (0,3576) é menor que o  $F_{crítico}$  (3,9635) com  $\alpha = 0,05$ , conclui-se que  $H_0$  deve ser aceita, e da mesma forma, como o *valor-P* (0,5516) do  $F_{observado}$  é maior que  $\alpha = 0,05$  adotado,  $H_0$  deve ser aceita, ou seja, não existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-0.

RESUMO				
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
IQA NSF (P-0)	40	2987,00	74,68	94,35
IQA GAUSS (P-0)	40	2173,72	54,34	346,00

ANOVA: fator único IQA NSF x IQA GAUSS (P-0)

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	8268	1	8268	37,5513	3,40E-08	3,9635
Dentro dos grupos	17174	78	220			
Total	25441	79				

Como o  $F_{observado}$  (37,5513) é maior que o  $F_{crítico}$  (3,9635) com  $\alpha = 0,05$ , conclui-se que  $H_0$  deve ser rejeitada, ou ainda, como o *valor-P* ( $3,40 \times 10^{-8}$ ) do  $F_{observado}$  é menor que  $\alpha = 0,05$  adotado,  $H_0$  deve ser rejeitada, ou seja, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-0.

Tabela 15 – Cálculo da ANOVA no ponto P-1.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA NSF (P-1)	41	2778,34	67,76	64,10		
IQA TRITRAP (P-1)	41	2237,71	54,58	340,59		
ANOVA: fator único IQA NSF x IQA TRITRAP (P-1)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	3564	1	3564	17,6155	0,0001	3,9604
Dentro dos grupos	16188	80	202			
Total	19752	81				

Como o  $F_{observado}$  (17,6155) >  $F_{crítico}$  (3,9604) com  $\alpha = 0,05$ , rejeita-se  $H_0$ , ou ainda, como o  $valor-P$  (0,0001) <  $\alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser rejeitada. Então, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> no ponto P-1.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA TRITRAP (P-1)	41	2237,71	54,58	340,59		
IQA GAUSS (P-1)	41	2401,49	58,57	383,14		
ANOVA: fator único IQA TRITRAP x IQA GAUSS (P-1)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	327	1	327	0,9040	0,3446	3,9604
Dentro dos grupos	28949	80	362			
Total	29277	81				

Como o  $F_{observado}$  (0,9040) <  $F_{crítico}$  (3,9604) com  $\alpha = 0,05$ , aceita-se  $H_0$ , e também, como o  $valor-P$  (0,3446) >  $\alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser aceita. Então, não existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-1.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA NSF (P-1)	41	2778,34	67,76	64,10		
IQA GAUSS (P-1)	41	2401,49	58,57	383,14		
ANOVA: fator único IQA NSF x IQA GAUSS (P-1)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	1732	1	1732	7,7448	0,0067	3,9604
Dentro dos grupos	17890	80	224			
Total	19622	81				

Como o  $F_{observado}$  (7,7448) >  $F_{crítico}$  (3,9604) com  $\alpha = 0,05$ , rejeita-se  $H_0$ , ou ainda, como o  $valor-P$  (0,0067) <  $\alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser rejeitada. Então, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-1.

Tabela 16 – Cálculo da ANOVA no ponto P-2.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA NSF (P-2)	41	3007,19	73,35	134,81		
IQA TRITRAP (P-2)	41	2245,66	54,77	433,29		
ANOVA: fator único IQA NSF x IQA TRITRAP (P-2)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	7072	1	7072	24,8980	3,46E-06	3,9604
Dentro dos grupos	22724	80	284			
Total	29796	81				

Como o  $F_{observado}$  (24,8980)  $>$   $F_{crítico}$  (3,9604) com  $\alpha = 0,05$ , rejeita-se  $H_0$ , ou ainda, como o  $valor-P$  ( $3,46 \times 10^{-6}$ )  $<$   $\alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser rejeitada. Então, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> no ponto P-2.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA TRITRAP (P-2)	41	2245,66	54,77	433,29		
IQA GAUSS (P-2)	41	2378,00	58,00	411,53		
ANOVA: fator único IQA TRITRAP x IQA GAUSS (P-2)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	214	1	214	0,5056	0,4791	3,9604
Dentro dos grupos	33793	80	422			
Total	34006	81				

Como o  $F_{observado}$  (0,5056)  $<$   $F_{crítico}$  (3,9604) com  $\alpha = 0,05$ , aceita-se  $H_0$ , e também, como o  $valor-P$  (0,4791)  $>$   $\alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser aceita. Então, não existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-2.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA NSF (P-2)	41	3007,19	73,35	134,81		
IQA GAUSS (P-2)	41	2378,00	58,00	411,53		
ANOVA: fator único IQA NSF x IQA GAUSS (P-2)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	4828	1	4828	17,6735	0,0001	3,9604
Dentro dos grupos	21853	80	273			
Total	26681	81				

Como o  $F_{observado}$  (17,6735)  $>$   $F_{crítico}$  (3,9604) com  $\alpha = 0,05$ , rejeita-se  $H_0$ , ou ainda, como o  $valor-P$  (0,0001)  $<$   $\alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser rejeitada. Então, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-2.

Tabela 17 – Cálculo da ANOVA no ponto P-3.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA NSF (P-3)	41	2818,13	68,73	71,33		
IQA TRITRAP (P-3)	41	2287,16	55,78	383,69		
ANOVA: fator único IQA NSF x IQA TRITRAP (P-3)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	3438	1	3438	15,1121	0,0002	3,9604
Dentro dos grupos	18201	80	228			
Total	21639	81				

Como o  $F_{observado}$  (15,1121) >  $F_{crítico}$  (3,9604) com  $\alpha = 0,05$ , rejeita-se  $H_0$ , ou ainda, como o  $valor-P$  (0,002) <  $\alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser rejeitada. Então, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> no ponto P-3.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA TRITRAP (P-3)	41	2287,16	55,78	383,69		
IQA GAUSS (P-3)	41	2423,42	59,11	382,10		
ANOVA: fator único IQA TRITRAP x IQA GAUSS (P-3)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	226	1	226	0,5914	0,4442	3,9604
Dentro dos grupos	30632	80	383			
Total	30858	81				

Como o  $F_{observado}$  (0,5914) <  $F_{crítico}$  (3,9604) com  $\alpha = 0,05$ , aceita-se  $H_0$ , e também, como o  $valor-P$  (0,4442) >  $\alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser aceita. Então, não existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-3.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA NSF (P-3)	41	2818,13	68,73	71,33		
IQA GAUSS (P-3)	41	2423,42	59,11	382,10		
ANOVA: fator único IQA NSF x IQA GAUSS (P-3)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	1900	1	1900	8,3802	0,0049	3,9604
Dentro dos grupos	18138	80	227			
Total	20037	81				

Como o  $F_{observado}$  (8,3802) >  $F_{crítico}$  (3,9604) com  $\alpha = 0,05$ , rejeita-se  $H_0$ , ou ainda, como o  $valor-P$  (0,0049) <  $\alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser rejeitada. Então, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-3.



Tabela 18 – Cálculo da ANOVA no ponto P-4.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA NSF (P-4)	41	2795,73	68,19	88,71		
IQA TRITRAP (P-4)	41	2143,58	52,28	349,22		
ANOVA: fator único IQA NSF x IQA TRITRAP (P-4)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	5187	1	5187	23,6865	5,60E-06	3,9604
Dentro dos grupos	17517	80	219			
Total	22704	81				

Como o  $F_{observado}$  (23,6865)  $>$   $F_{crítico}$  (3,9604) com  $\alpha = 0,05$ , rejeita-se  $H_0$ , ou ainda, como o  $valor-P$  ( $5,60 \times 10^{-6}$ )  $<$   $\alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser rejeitada. Então, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> no ponto P-4.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA TRITRAP (P-4)	41	2143,58	52,28	349,22		
IQA GAUSS (P-4)	41	2316,93	56,51	367,57		
ANOVA: fator único IQA TRITRAP x IQA GAUSS (P-4)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	366	1	366	1,0224	0,3150	3,9604
Dentro dos grupos	28671	80	358			
Total	29038	81				

Como o  $F_{observado}$  (1,0224)  $<$   $F_{crítico}$  (3,9604) com  $\alpha = 0,05$ , aceita-se  $H_0$ , e também, como o  $valor-P$  (0,3150)  $>$   $\alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser aceita. Então, não existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-4.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA NSF (P-4)	41	2795,73	68,19	88,71		
IQA GAUSS (P-4)	41	2316,93	56,51	367,57		
ANOVA: fator único IQA NSF x IQA GAUSS (P-4)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	2796	1	2796	12,2547	0,0008	3,9604
Dentro dos grupos	18251	80	228			
Total	21047	81				

Como o  $F_{observado}$  (12,2547)  $>$   $F_{crítico}$  (3,9604) com  $\alpha = 0,05$ , rejeita-se  $H_0$ , ou ainda, como o  $valor-P$  (0,0008)  $<$   $\alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser rejeitada. Então, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-4.

Tabela 19 – Cálculo da ANOVA no ponto P-5.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA NSF (P-5)	41	2621,63	63,94	66,88		
IQA TRITRAP (P-5)	41	2337,35	57,01	407,52		
ANOVA: fator único IQA NSF x IQA TRITRAP (P-5)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	986	1	986	4,1549	0,0448	3,9604
Dentro dos grupos	18976	80	237			
Total	19961	81				

Como o  $F_{observado} (4,1549) > F_{crítico} (3,9604)$  com  $\alpha = 0,05$ , rejeita-se  $H_0$ , ou ainda, como o  $valor-P (0,0448) < \alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser rejeitada. Então, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> no ponto P-5.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA TRITRAP (P-5)	41	2337,35	57,01	407,52		
IQA GAUSS (P-5)	41	2468,47	60,21	390,08		
ANOVA: fator único IQA TRITRAP x IQA GAUSS (P-5)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	210	1	210	0,5257	0,4705	3,9604
Dentro dos grupos	31904	80	399			
Total	32114	81				

Como o  $F_{observado} (0,5257) < F_{crítico} (3,9604)$  com  $\alpha = 0,05$ , aceita-se  $H_0$ , e também, como o  $valor-P (0,4705) > \alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser aceita. Então, não existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-5.

RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
IQA NSF (P-5)	41	2621,63	63,94	66,88		
IQA GAUSS (P-5)	41	2468,47	60,21	390,08		
ANOVA: fator único IQA NSF x IQA GAUSS (P-5)						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	286	1	286	1,2520	0,2665	3,9604
Dentro dos grupos	18278	80	228			
Total	18564	81				

Como o  $F_{observado} (1,2520) < F_{crítico} (3,9604)$  com  $\alpha = 0,05$ , aceita-se  $H_0$ , ou ainda, como o  $valor-P (0,2665) > \alpha = 0,05$ ,  $H_0$  deve ser aceita. Então, não existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-5.

O segundo teste de hipótese estatístico realizado, neste estudo, consiste no Teste-t: para duas amostras, presumindo variâncias diferentes, em que, segundo Lapponi (2005), para se tirar conclusões, é necessário comparar o “p-value” com o nível de significância “ $\alpha$ ” adotado (0,05). Se este for maior que o valor de “ $\alpha$ ” então, aceita-se  $H_0$ .

Novamente, este procedimento foi feito, em cada ponto estudado, separadamente, e em três situações possíveis:  $IQA_{NSF}$  x  $IQA_{TRITRAP}$ ,  $IQA_{NSF}$  x  $IQA_{GAUSS}$  e  $IQA_{TRITRAP}$  x  $IQA_{GAUSS}$ . As Tabelas 20, 21, 22, 23, 24 e 25 trazem os resultados em que “p-value” aparece com a notação “P(T<=t) bi-caudal”.

Tabela 20 – Teste-t: duas amostras presumindo variâncias diferentes no ponto P-0.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-0)</i>	<i>IQA TRITRAP (P-0)</i>
Variância	94,35	295,38
Observações	40	40
Hipótese da diferença de média	0	
gl	62	
Stat t	7,2809	
P(T<=t) bi-caudal	7,01E-10	
t crítico bi-caudal	1,9990	

Como p-value ( $7,01 \times 10^{-10}$ ) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{NSF}$  e  $IQA_{TRITRAP}$  no ponto P-0.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-0)</i>	<i>IQA GAUSS (P-0)</i>
Variância	94,35	346,00
Observações	40	40
Hipótese da diferença de média	0	
gl	59	
Stat t	6,1279	
P(T<=t) bi-caudal	7,92E-08	
t crítico bi-caudal	2,0010	

Como p-value ( $7,92 \times 10^{-8}$ ) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{NSF}$  e  $IQA_{GAUSS}$  no ponto P-0.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA TRITRAP (P-0)</i>	<i>IQA GAUSS (P-0)</i>
Variância	295,38	346,00
Observações	40	40
Hipótese da diferença de média	0	
gl	78	
Stat t	-0,5980	
P(T<=t) bi-caudal	0,5516	
t crítico bi-caudal	1,9908	

Como p-value (0,5516) é maior que  $\alpha = 0,05$ , então aceita-se  $H_0$ , ou seja, não existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{TRITRAP}$  e  $IQA_{GAUSS}$  no ponto P-0.

Tabela 21 – Teste-t: duas amostras presumindo variâncias diferentes no ponto P-1.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-1)</i>	<i>IQA TRITRAP (P-1)</i>
Variância	64,10	340,59
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	55	
Stat t	4,1971	
P(T<=t) bi-caudal	0,0001	
t crítico bi-caudal	2,0040	

Como p-value (0,0001) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{NSF}$  e  $IQA_{TRITRAP}$  no ponto P-1.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-1)</i>	<i>IQA GAUSS (P-1)</i>
Variância	64,10	383,14
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	53	
Stat t	2,7829	
P(T<=t) bi-caudal	0,0074	
t crítico bi-caudal	2,0057	

Como p-value (0,0074) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{NSF}$  e  $IQA_{GAUSS}$  no ponto P-1.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA TRITRAP (P-1)</i>	<i>IQA GAUSS (P-1)</i>
Variância	340,59	383,14
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	80	
Stat t	-0,9508	
P(T<=t) bi-caudal	0,3446	
t crítico bi-caudal	1,9901	

Como p-value (0,3446) é maior que  $\alpha = 0,05$ , então aceita-se  $H_0$ , ou seja, não existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{TRITRAP}$  e  $IQA_{GAUSS}$  no ponto P-1.

Tabela 22 – Teste-t: duas amostras presumindo variâncias diferentes no ponto P-2.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-2)</i>	<i>IQA TRITRAP (P-2)</i>
Variância	134,81	433,29
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	63	
Stat t	4,9898	
P(T<=t) bi-caudal	5,04E-06	
t crítico bi-caudal	1,9983	

Como p-value ( $5,04 \times 10^{-6}$ ) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{NSF}$  e  $IQA_{TRITRAP}$  no ponto P-2.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-2)</i>	<i>IQA GAUSS (P-2)</i>
Variância	134,81	411,53
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	64	
Stat t	4,2040	
P(T<=t) bi-caudal	0,0001	
t crítico bi-caudal	1,9977	

Como p-value (0,0001) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{NSF}$  e  $IQA_{GAUSS}$  no ponto P-2.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA TRITRAP (P-2)</i>	<i>IQA GAUSS (P-2)</i>
Variância	433,29	411,53
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	80	
Stat t	-0,7110	
P(T<=t) bi-caudal	0,4791	
t crítico bi-caudal	1,9901	

Como p-value (0,4791) é maior que  $\alpha = 0,05$ , então aceita-se  $H_0$ , ou seja, não existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{TRITRAP}$  e  $IQA_{GAUSS}$  no ponto P-2.

Tabela 23 – Teste-t: duas amostras presumindo variâncias diferentes no ponto P-3.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-3)</i>	<i>IQA TRITRAP (P-3)</i>
Variância	71,33	383,69
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	54	
Stat t	3,8874	
P(T<=t) bi-caudal	0,0003	
t crítico bi-caudal	2,0049	

Como p-value (0,0003) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> no ponto P-3.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-3)</i>	<i>IQA GAUSS (P-3)</i>
Variância	71,33	382,10
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	54	
Stat t	2,8949	
P(T<=t) bi-caudal	0,0055	
t crítico bi-caudal	2,0049	

Como p-value (0,0055) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-3.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA TRITRAP (P-3)</i>	<i>IQA GAUSS (P-3)</i>
Variância	383,69	382,10
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	80	
Stat t	-0,7690	
P(T<=t) bi-caudal	0,4442	
t crítico bi-caudal	1,9901	

Como p-value (0,4442) é maior que  $\alpha = 0,05$ , então aceita-se  $H_0$ , ou seja, não existe diferença significativa entre as médias do IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-3.

Tabela 24 – Teste-t: duas amostras presumindo variâncias diferentes no ponto P-4.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-4)</i>	<i>IQA TRITRAP (P-4)</i>
Variância	88,71	349,22
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	59	
Stat t	4,8669	
P(T<=t) bi-caudal	8,82E-06	
t crítico bi-caudal	2,0010	

Como p-value ( $8,82 \times 10^{-6}$ ) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{NSF}$  e  $IQA_{TRITRAP}$  no ponto P-4.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-4)</i>	<i>IQA GAUSS (P-4)</i>
Variância	88,71	367,57
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	58	
Stat t	3,5007	
P(T<=t) bi-caudal	0,0009	
t crítico bi-caudal	2,0017	

Como p-value (0,0009) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{NSF}$  e  $IQA_{GAUSS}$  no ponto P-4.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA TRITRAP (P-4)</i>	<i>IQA GAUSS (P-4)</i>
Variância	349,22	367,57
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	80	
Stat t	-1,0111	
P(T<=t) bi-caudal	0,3150	
t crítico bi-caudal	1,9901	

Como p-value (0,3150) é maior que  $\alpha = 0,05$ , então aceita-se  $H_0$ , ou seja, não existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{TRITRAP}$  e  $IQA_{GAUSS}$  no ponto P-4.

Tabela 25 – Teste-t: duas amostras presumindo variâncias diferentes no ponto P-5.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-5)</i>	<i>IQA TRITRAP (P-5)</i>
Variância	66,88	407,52
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	53	
Stat t	2,0384	
P(T<=t) bi-caudal	0,0465	
t crítico bi-caudal	2,0057	

Como p-value (0,0465) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{NSF}$  e  $IQA_{TRITRAP}$  no ponto P-5.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-5)</i>	<i>IQA GAUSS (P-5)</i>
Variância	66,88	390,08
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	53	
Stat t	1,1189	
P(T<=t) bi-caudal	0,2682	
t crítico bi-caudal	2,0057	

Como p-value (0,2682) é maior que  $\alpha = 0,05$ , então aceita-se  $H_0$ , ou seja, não existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{NSF}$  e  $IQA_{GAUSS}$  no ponto P-5.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA TRITRAP (P-5)</i>	<i>IQA GAUSS (P-5)</i>
Variância	407,52	390,08
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	80	
Stat t	-0,7251	
P(T<=t) bi-caudal	0,4705	
t crítico bi-caudal	1,9901	

Como p-value (0,4705) é maior que  $\alpha = 0,05$ , então aceita-se  $H_0$ , ou seja, não existe diferença significativa entre as médias do  $IQA_{TRITRAP}$  e  $IQA_{GAUSS}$  no ponto P-5.



O terceiro, e último, teste de hipótese estatístico realizado, neste estudo, consiste no Teste-t: para duas amostras em par para médias, em que, segundo Lapponi (2005), para se tirar conclusões, é necessário comparar o “p-value” com o nível de significância “ $\alpha$ ” adotado (0,05). Se este for maior que o valor de “ $\alpha$ ” então, aceita-se  $H_0$ .

Novamente, este procedimento foi feito, em cada ponto estudado, separadamente, e em três situações possíveis:  $IQA_{NSF}$  x  $IQA_{TRITRAP}$ ,  $IQA_{NSF}$  x  $IQA_{GAUSS}$  e  $IQA_{TRITRAP}$  x  $IQA_{GAUSS}$ . As Tabelas 26, 27, 28, 29, 30 e 31 trazem os resultados em que “p-value” aparece com a notação “P(T<=t) bi-caudal”.

Tabela 26 – Teste-t: duas amostras em par para médias no ponto P-0.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-0)</i>	<i>IQA TRITRAP (P-0)</i>
Média	74,68	51,95
Observações	40	40
Hipótese da diferença de média	0	
gl	39	
Stat t	11,1703	
P(T<=t) bi-caudal	1,02E-13	
t crítico bi-caudal	2,0227	

Como p-value ( $1,02 \times 10^{-13}$ ) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias do  $IQA_{NSF}$  e  $IQA_{TRITRAP}$  no ponto P-0.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-0)</i>	<i>IQA GAUSS (P-0)</i>
Média	74,68	54,34
Observações	40	40
Hipótese da diferença de média	0	
gl	39	
Stat t	9,3739	
P(T<=t) bi-caudal	1,55E-11	
t crítico bi-caudal	2,0227	

Como p-value ( $1,55 \times 10^{-11}$ ) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias do  $IQA_{NSF}$  e  $IQA_{GAUSS}$  no ponto P-0.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA TRITRAP (P-0)</i>	<i>IQA GAUSS (P-0)</i>
Média	51,95	54,34
Observações	40	40
Hipótese da diferença de média	0	
gl	39	
Stat t	-1,7100	
P(T<=t) bi-caudal	0,0952	
t crítico bi-caudal	2,0227	

Como p-value (0,0952) é maior que  $\alpha = 0,05$ , então aceita-se  $H_0$ , ou seja, não existe diferença significativa entre pares de médias  $IQA_{TRITRAP}$  e  $IQA_{GAUSS}$  no ponto P-0.

Tabela 27 – Teste-t: duas amostras em par para médias no ponto P-1.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-1)</i>	<i>IQA TRITRAP (P-1)</i>
Média	67,76	54,58
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	5,8709	
P(T<=t) bi-caudal	7,18E-07	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value ( $7,18 \times 10^{-7}$ ) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> no ponto P-1.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-1)</i>	<i>IQA GAUSS (P-1)</i>
Média	67,76	58,57
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	4,2053	
P(T<=t) bi-caudal	0,0001	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value (0,0001) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-1.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA TRITRAP (P-1)</i>	<i>IQA GAUSS (P-1)</i>
Média	54,58	58,57
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	-2,5349	
P(T<=t) bi-caudal	0,0153	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value (0,0153) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-1.

Tabela 28 – Teste-t: duas amostras em par para médias no ponto P-2.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-2)</i>	<i>IQA TRITRAP (P-2)</i>
Média	73,35	54,77
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	7,9615	
P(T<=t) bi-caudal	8,91E-10	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value ( $8,91 \times 10^{-10}$ ) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> no ponto P-2.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-2)</i>	<i>IQA GAUSS (P-2)</i>
Média	73,35	58,00
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	7,8897	
P(T<=t) bi-caudal	1,12E-09	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value ( $1,12 \times 10^{-9}$ ) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-2.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA TRITRAP (P-2)</i>	<i>IQA GAUSS (P-2)</i>
Média	54,77	58,00
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	-2,2281	
P(T<=t) bi-caudal	0,0316	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value (0,0316) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-2.

Tabela 29 – Teste-t: duas amostras em par para médias no ponto P-3.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-3)</i>	<i>IQA TRITRAP (P-3)</i>
Média	68,73	55,78
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	5,8711	
P(T<=t) bi-caudal	7,18E-07	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value ( $7,18 \times 10^{-7}$ ) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> no ponto P-3.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-3)</i>	<i>IQA GAUSS (P-3)</i>
Média	68,73	59,11
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	4,5220	
P(T<=t) bi-caudal	0,0001	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value (0,0001) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-3.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA TRITRAP (P-3)</i>	<i>IQA GAUSS (P-3)</i>
Média	55,78	59,11
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	-2,3864	
P(T<=t) bi-caudal	0,0218	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value (0,0218) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-3.

Tabela 30 – Teste-t: duas amostras em par para médias no ponto P-4.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-4)</i>	<i>IQA TRITRAP (P-4)</i>
Média	68,19	52,28
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	7,5611	
P(T<=t) bi-caudal	3,14E-09	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value ( $3,14 \times 10^{-9}$ ) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> no ponto P-4.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-4)</i>	<i>IQA GAUSS (P-4)</i>
Média	68,19	56,51
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	5,9861	
P(T<=t) bi-caudal	4,94E-07	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value ( $4,94 \times 10^{-7}$ ) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-4.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA TRITRAP (P-4)</i>	<i>IQA GAUSS (P-4)</i>
Média	52,28	56,51
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	-2,9935	
P(T<=t) bi-caudal	0,0047	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value (0,0047) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-4.

Tabela 31 – Teste-t: duas amostras em par para médias no ponto P-5.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-5)</i>	<i>IQA TRITRAP (P-5)</i>
Média	63,94	57,01
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	2,7918	
P(T<=t) bi-caudal	0,0080	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value (0,0080) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> no ponto P-5.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA NSF (P-5)</i>	<i>IQA GAUSS (P-5)</i>
Média	63,94	60,21
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	1,6140	
P(T<=t) bi-caudal	0,1144	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value (0,1144) é maior que  $\alpha = 0,05$ , então aceita-se  $H_0$ , ou seja, não existe diferença significativa entre pares de médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-5.

<i>Teste-t: duas amostras</i>	<i>IQA TRITRAP (P-5)</i>	<i>IQA GAUSS (P-5)</i>
Média	57,01	60,21
Observações	41	41
Hipótese da diferença de média	0	
gl	40	
Stat t	-2,1280	
P(T<=t) bi-caudal	0,0396	
t crítico bi-caudal	2,0211	

Como p-value (0,0396) é menor que  $\alpha = 0,05$ , então rejeita-se  $H_0$ , ou seja, existe diferença significativa entre pares de médias IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> no ponto P-5.

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Esta pesquisa evidenciou o problema do intenso uso da água do Rio Parnaíba pela população sem que após a referida utilização haja o necessário processo de tratamento para o efluente lançado no corpo receptor. Esta pressão antrópica provoca a alteração, principalmente, dos valores de três variáveis: Coliformes Termotolerantes, Fósforo Total e Turbidez que pertencem ao cálculo do IQA clássico da NSF e se encontram respectivamente com 30,20%, 34,29% e 22,04% do total de amostras analisadas (245 amostras) fora dos limites máximos preconizados pela Resolução CONAMA n° 357/2005. Também observou-se a influência da precipitação (chuva) e vazão do rio, em que no período de aumento desses dados o IQA clássico da NSF apresenta tendência em diminuir o seu valor, ou seja, há uma correlação negativa entre esses dados comprovados por meio da Matriz de correlação de Spearman.

Para atender aos objetivos deste trabalho, com emprego da lógica fuzzy, utilizou-se a rotina elaborada por Pereira (2010) para MATLAB<sup>®</sup>, o que gerou três IQA's diferentes, a partir da inserção das variáveis que compõem o cálculo do índice de qualidade de água. As comparações destes resultados permitem afirmar que:

- O IQA fuzzy com funções de pertinência triangulares/trapezoidais “ $IQA_{TRITRAP}$ ” bem como o com funções gaussianas “ $IQA_{GAUSS}$ ” sofrem influência na mudança do período de estiagem para o chuvoso, assim como o IQA clássico da NSF. E ainda, tendem, no geral, a terem valores mensais inferiores aos obtidos pelo IQA clássico, ou seja, são mais rigorosos;
- No  $IQA_{NSF}$  o percentual de pertinência ou grau de pertencimento do seu resultado é sempre exclusivo a uma única categoria. Em relação, ao  $IQA_{TRITRAP}$  observa-se que, em apenas cinco casos dos duzentos e quarenta e cinco analisados, o seu resultado pertenceu a mais de uma categoria. Tal comportamento contrariou o esperado para este modelo e assemelhou-se muito ao padrão de julgamento convencional do IQA clássico da NSF;
- Já para o  $IQA_{GAUSS}$ , constata-se que um mesmo resultado sempre possui percentual de pertinência a várias categorias de classificação de qualidade da água da NSF simultaneamente. Isto é a essência da lógica fuzzy que quebra a fronteira rígida entre categoria de qualidade da água contrariando a lógica clássica que impede tal fato;

- Com o emprego dos gráficos de “*box & whiskers*” (caixas e bigodes) para as medidas separatrizes percebe-se que, tanto o IQA<sub>NSF</sub> quanto IQA<sub>TRITRAP</sub> possuem valores, chamados de *outliers*, em dois pontos, que estão fora de controle, ou seja, fogem ao padrão da tendência de comportamento da distribuição. Para o caso do IQA<sub>GAUSS</sub> todos os resultados estão inteiramente dentro dos limites de controle estabelecidos;
- O IQA<sub>NSF</sub> sempre apresenta a menor dispersão, independentemente do ponto analisado, quando comparado com os outros dois IQA’s. Já o IQA<sub>TRITRAP</sub>, de acordo com os valores levantados, apresenta a maior dispersão, entre todos os IQA’s, nos pontos P-0, P-1 e P-4. Perde para o IQA<sub>GAUSS</sub> nos pontos P-2, P-3 e P-5;
- O IQA<sub>GAUSS</sub> é o único, entre os três modelos de IQA’s estudados, que já ao considerar a média mais ou menos duas unidades de desvio padrão ( $\mu \pm 2s$ ), possui todos os seus resultados dentro deste intervalo de observações de valores;
- Nenhum dos três IQA’s ultrapassou a fronteira da média mais ou menos três unidades de desvio padrão ( $\mu \pm 3s$ );
- O IQA<sub>TRITRAP</sub> falhou no teste dos gráficos de controle estatístico, nos pontos P-0, P-1, P-2 P-3 e P-4, por possuir pelo menos nove pontos consecutivos do mesmo lado da média, indicando que o processo está fora do controle estatístico nestes casos. Diante disso, pode-se dizer que apenas o IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub>, atendem as medidas de controle estatístico estabelecidas em todas as situações;
- Os histogramas dos três IQA’s confirmaram a ocorrência da assimetria negativa, anteriormente calculada, em todos os pontos estudados, com exceção do ponto P-0 no IQA<sub>TRITRAP</sub> que possui coeficiente de assimetria nulo;
- A correlação linear entre os três IQA’s, independentemente do ponto estudado e do tipo de combinação adotada, foi sempre positiva variando entre 0,67 a 0,90, ou seja, 67 a 90%, significando que quando o resultado de um tipo de IQA aumenta o outro que está combinado a ele também necessariamente aumenta o seu valor;
- Os três testes de hipóteses realizados indicam que existem diferenças significativas entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>TRITRAP</sub> (em todos os pontos estudados), bem como entre as médias do IQA<sub>NSF</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> (em todos os pontos, com exceção do P-5);
- Os mesmos testes de hipóteses realizados indicam que não existem diferenças significativas entre as médias do IQA<sub>TRITRAP</sub> e IQA<sub>GAUSS</sub> (em todos os pontos



estudados), com exceção do Teste-t: duas amostras em par para médias, que nos pontos P-1, P-2, P-3 P-4 e P-5 indicaram o contrário.

Portanto, conclui-se que existem inúmeras vantagens na utilização da lógica fuzzy para o levantamento do índice de qualidade da água quando se compara com o método clássico da NSF, dentre as quais destacam-se: a possibilidade de se ter uma ideia da qualidade da água sem necessariamente analisar as nove variáveis de qualidade, pois é possível escolher as mais relevantes para o curso d'água em questão e assim elaborar um índice específico, situação inviável no método clássico; oportunidade de poder eliminar variáveis que, muitas vezes, apresentam redundância de informações como turbidez e sólidos totais dissolvidos ou oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO); sua simplicidade de implantação computacional; redução de perdas de informações das variáveis envolvidas no processo devido a sua capacidade de distribuição do valor pelos diversos graus de pertinência entre os níveis de qualidade; estabelecimento de uma relação entre as variáveis de acordo com o conhecimento do especialista e; maior rigor nos resultados o que proporciona uma melhor análise do manancial.

Por outro lado, para o método do IQA clássico da NSF tanto faz se o resultado encontrado está perto ou longe da fronteira de mudança de categoria entre as classes de qualidade da água o enquadramento será sempre o mesmo, situação que na lógica fuzzy é levado em consideração devido possuir em sua metodologia de cálculo o sistema dos graus de pertinência o que distribui o valor nas diversas classes ou níveis de qualidade.

O IQA<sub>TRITRAP</sub>, por ter apresentado comportamento inesperado na distribuição do seu resultado nas diversas categorias da NSF, por apresentar valores fora do padrão de tendência da distribuição estatística, em dois pontos, nos gráficos de “*box & whiskers*”, além de falhas no teste dos gráficos de controle estatístico, faz com que este modelo, utilizando a lógica fuzzy, não seja recomendado para avaliação do índice de qualidade da água do manancial em questão. Entretanto, o IQA<sub>GAUSS</sub> mostrou-se totalmente viável, seguro e sensível às mudanças dos valores que compõem o índice de qualidade da água do Rio Parnaíba.

Finalmente, constata-se a necessidade de trabalhos futuros, para que esta iniciativa de monitoramento da qualidade da água no Rio Parnaíba utilizando duas técnicas distintas (IQA clássico NSF e lógica fuzzy) seja mantida e continuada ou até mesmo aprimorada para verificar se novos resultados e tendências contribuirão decisivamente para o processo de gestão e planejamento deste importante corpo hídrico na região de Teresina-PI.

## 7. REFERÊNCIAS

ABNT/NBR. Associação Brasileira de Normas e Técnicas. **Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. NBR 9898.** 22 p. Rio de Janeiro; 1987.

AGUADO, A. G.; CANTANHEDE, M. A. **Lógica Fuzzy.** UNICAMP. São Paulo, 2010.

AMENDOLA, M.; SOUZA, A. L.; BARROS, L. C. **Manual do uso da teoria dos conjuntos fuzzy no Matlab 6.5.** Campinas: UNICAMP/IMECC. Coleção IMECC - Versão II, maio de 2005.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination Water and Wastewater.** 21. ed. Washington: American Public Health Association, 2005, 1083p.

ANA. Agência Nacional das Águas. **A evolução da gestão das águas no Brasil.** Brasília, 2005.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil.** 2.ed. Brasília, DF: Senado, 1988.

\_\_\_\_\_. Decreto nº 24.643. **Código de Águas de 10 de julho de 1934.** Brasília, 1934.

\_\_\_\_\_. **Política e Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.** Lei Federal nº 9.433, de 08 de Janeiro de 1997. Brasília, 1997.

\_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** DOU. Nº 53. Brasília, 18/03/2005.

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. **Portaria de potabilidade nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011.** Brasília-DF.

\_\_\_\_\_. Presidência da República. **Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000.** Cria a Agência Nacional de Águas. Brasília, 2000.

\_\_\_\_\_. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais. **Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA): Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA).** Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br>. Belo Horizonte, 2005.

CHANG, N.B., CHEN, H.W., NING, S.K., 2001. **Identification of river water quality using the fuzzy synthetic evaluation approach.** J. Environ. Manage. nº63, p.293–305, 2001.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo.** São Paulo, 2014.

DAHIYA S., SINGH B., GAUR S., GARG V.K., KUSHWAHA H.S. **Analysis of groundwater quality using fuzzy synthetic evaluation**. Journal of Hazardous Materials n°147, p. 938–946, 2007.

DERISIO, José Carlos. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 3. ed. São Paulo: Signus, 2007.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo 2010: Piauí. 2011**. Disponível em: <[http://www.censo2010.ibge.gov.br/dados\\_divulgados/index.php](http://www.censo2010.ibge.gov.br/dados_divulgados/index.php)>. Acesso em: 29 de dez. de 2014.

ICAGA, Y. **Fuzzy evaluation of water classification**. Ecological Indicators 7, p.710-718, 2007.

LAPPONI, J.C. **Estatística usando Excel**. 7ª tiragem. Rio de Janeiro: Elsevier, 2005.

LARSON, R.; FARBER, B. **Estatística Aplicada**. 4ª ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2010.

LERMONTOV, A.; YOKOYAMA, L.; LERMONTOV, M.; MACHADO, M. A. S. **Aplicação da lógica nebulosa na parametrização de um novo índice de qualidade das águas**. Engevista, 2008. v.10, n.2, p. 106-125.

LERMONTOV, A.; YOKOYAMA, L.; LERMONTOV, M.; MACHADO, M. A. S. **River quality analysis using fuzzy water quality index: Ribeira do Iguape river watershed, Brazil**. Ecological Indicators, n.9 2009, p. 1188–1197.

MACÊDO, J.A.B. **Água & águas: métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. Juiz de Fora, MG: Macêdo, 2001.

MAMDANI, E. H. **Applications of fuzzy algorithms for control of simple dynamic plant**. Proc. IEEE 121, vol. 12, p. 1585-1588, 1973.

MATLAB (2012) The MathWorks, Inc., version 2012a.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Águas. **Caderno da região Hidrográfica do Parnaíba**. Brasília, 2006.

NSF - National Sanitation Foundation. **Consumer Information: Water Quality Index (WQI)**, 2007.

OCAMPO-DUQUE W.; FERRÉ-HUGUET N.; DOMINGO J. L.; SCHUHMACHER M. **Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case study**. Environment International n°32, p. 733–742, 2006.

OLIVEIRA, L. N.; SILVA, C. E. **Qualidade da água do Rio Poti e suas implicações para atividade de lazer em Teresina-PI**. Revista Equador (UFPI), Vol.3, n°1, p. 128 - 147 (jan./jun., 2014).

OLIVEIRA, M. D.; REZENDE, O. L. T.; OLIVEIRA, S. M. A. C.; LIBÂNIO, M. **Nova abordagem do índice de qualidade de água bruta utilizando a lógica fuzzy**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Vol.19, nº4, p. 361 - 372 (out./dez., 2014).

PEREIRA, A. A. **Avaliação da qualidade da água: proposta de novo índice Alicerçado na lógica fuzzy**. Tese do Doutorado em Ciências da Saúde. Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

PEREIRA, A. A.; OCAZONEZ, S. A. C.; TOMAZ, C. **Avaliação da qualidade da água: proposta de novo índice Alicerçado na lógica fuzzy**. Biosci. J, Uberlândia v. 28, n.4 2012, p. 667-677.

PIAUI. **Lei 5.165, 17 de agosto de 2000**. Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Piauí. Teresina: 2000.

POSSELT, E. L.; Frozza, R.; MOLZ, R. F. **Software Infuzzy 2011**. Programa de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais PPGSPI, UNISC, 2011. Disponível em: <http://www.unisc.br/ppgspl>.

POSSELT, E. L., COSTA, A. B. **Software IQADData 2010**. Registro no INPI nº 10670-2, Programa de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais PPGSPI, UNISC, 2010. Disponível em: <http://www.unisc.br/ppgspl>.

ROCHA, J. R. **Impactos das atividades antrópicas na qualidade das águas do Rio Parnaíba no meio urbano das cidades de Teresina-PI e Timon-MA**. Dissertação do Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2013.

ROVEDA, J. A. F.; MOTA, M. T.; ROVEDA, S. R. M. M.; LOURENCO, R.W. ; MARTINS, A.C.G. **Fuzzy Environmental Quality Index**. In: IEEE International Conference on Fuzzy-Systems, 2010, Barcelona.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte-MG: UFMG, 2005. (Série Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).