



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Ciência e Tecnologia

Faculdade de Engenharia

Marco Antonio Ribeiro Pessoa

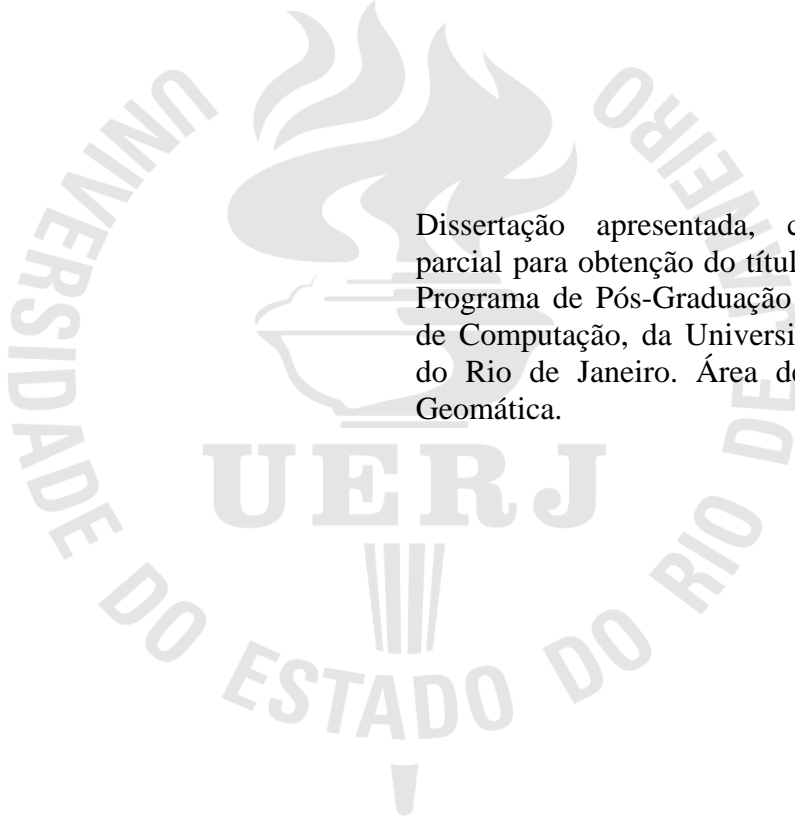
IQA_{FAL} - Índice Fuzzy de Qualidade de Água para Ambiente Lótico

Rio de Janeiro

2010

Marco Antonio Ribeiro Pessoa

IQA_{FAL} - Índice Fuzzy de Qualidade de Água para Ambiente Lótico



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Computação, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Geomática.

Orientadores: Prof. Dr. Flavio Joaquim de Souza

Prof.^a Dr.^a Patrícia Domingos

Rio de Janeiro

2010

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

P475 Pessoa, Marco Antônio Ribeiro.
IQA_{FAL} Índice Fuzzy de Qualidade de Água para Ambiente
Lótico. - 2010.
98 f.

Orientador: Flavio Joaquim de Souza; Patrícia Domingos.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de
Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Índice de qualidade de água – Teses. 2. Lógica Fuzzy –
Teses. 3. Gestão de águas – Teses. 4. Engenharia da computação.
I. Souza, Flavio Joaquim de. II. Domingos, Patrícia. III.
Universidade do Estado do Rio de Janeiro. IV. Título.

CDU 628.54

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Marco Antonio Ribeiro Pessoa

IQA_{FAL} - Índice Fuzzy de Qualidade de Água para Ambiente Lótico

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Computação, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Geomática.

Aprovado em: 26 de outubro de 2010.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Flavio Joaquim de Souza (Orientador)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof.^a Dr.^a Maria Luiza Fernandes Velloso
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof.^a Dr.^a Patrícia Domingos (Coorientadora)
Instituto Estadual do Ambiente - INEA

Prof.^a Dr.^a Ana Cláudia Pimentel de Oliveira
Instituto Estadual do Ambiente - INEA

Rio de Janeiro

2010

DEDICATÓRIA

À minha esposa Adriana e meus filhos Antonio, Pedro e Maria Cecília, fontes de imensa
inspiração e alegria.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Leyla Maria Martins Teixeira Ribeiro e Antonio Carlos Saboia Pessoa por terem me mostrado a importância de estudar sempre.

Ao meu orientador, professor Flavio Joaquim de Souza, por ter me estimulado e apoiado com tanto empenho.

Aos companheiros de trabalho: Fátima de Freitas Lopes Soares, Anselmo Federico Neto, Maurício Francisco Soares, Patrícia Domingos, Leonardo Fidalgo, Leonardo Daemon, Luciana Berrondo, Jurema Barbosa de Oliveira que acreditaram e participaram diretamente do desenvolvimento desse trabalho.

A Ana Cristina Amorim pelo apoio e incentivo.

Em especial ao meu Pai de coração, Ivan de Campos Albuquerque que despertou meus olhos ainda infantis para o maravilhoso e inesgotável universo do conhecimento.

RESUMO

PESSOA, Marco Antonio Ribeiro. *IQA_{FAL} - Índice Fuzzy de Qualidade de Água para Ambiente Lótico*. 2010. 98f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Computação) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

A divulgação de informação sobre qualidade das águas para um público não especialista é fundamental para subsidiar ações políticas e institucionais de gestão dos ambientes aquáticos. Para tanto, índices de qualidade de água têm sido propostos por serem capazes de sintetizar em um único valor ou categoria a informação normalmente descrita a partir de um conjunto extenso de variáveis químicas, físicas e biológicas de qualidade de água. A maioria das metodologias propostas para o desenvolvimento de índices de qualidade de água é baseada no conhecimento de especialistas quanto à escolha das variáveis a serem utilizadas, a ponderação da importância relativa de cada variável e métodos utilizados para agregar os dados das variáveis em um único valor. Este trabalho propõe um novo índice de qualidade de água, baseado em lógica nebulosa e direcionado para o ambiente lótico. Esse índice, o IQA_{FAL}, foi desenvolvido com a colaboração de especialistas com ampla e comprovada experiência na área de qualidade de água. A essência do desenvolvimento de um índice, usando-se lógica nebulosa, está na capacidade dessa metodologia representar, de forma mais eficiente e clara, os limites dos intervalos de variação dos parâmetros de qualidade de água para um conjunto de categorias subjetivas, quando esses limites não são bem definidos ou são imprecisos. O índice proposto neste trabalho foi desenvolvido com base no conhecimento dos especialistas em qualidade de água do Instituto Estadual do Ambiente - INEA e aplicado aos dados de qualidade de água do Rio Paraíba do Sul, obtidos pelo INEA, nos anos de 2002 a 2009. Os resultados do IQA_{FAL} mostraram que esse índice foi capaz de sintetizar a qualidade da água deste trecho do Rio Paraíba do Sul correspondendo satisfatoriamente às avaliações de qualidade de água descritas nos relatórios disponíveis. Verificou-se também que com essa metodologia foi possível evitar que a influência de uma variável em condições críticas fosse atenuada pela influência das outras variáveis em condições favoráveis produzindo um resultado indesejável no índice final.

Palavras-chave: Índice de Qualidade de Água. Lógica fuzzy. Ambiente lótico. Rio Paraíba do Sul. Ferramenta para gestão de águas

ABSTRACT

The dissemination of information on water quality for a non-specialist audience is essential to support programs and institutional policies for the management of aquatic environments. Therefore, water quality indices have been proposed since they are able to synthesize into a single value or category information usually described from an extensive set of chemical, physical and biological water quality variables. Most of the proposed methodologies for the development of water quality indices are based on expert knowledge regarding the choice of variables used, weighting the relative importance of each variable, and methods used to aggregate data variables in a single value. This research proposes a new index of water quality, based on fuzzy logic and aimed at the lotic environment. This index, the IQA_{FAL} , was developed through the collaboration of experts with broad and proven experience in the area of water quality. The essence of developing an index, using fuzzy logic is the ability of that methodology to represent, more efficiently and clearly, the limits of the ranges of the variables of water quality for a set of subjective categories, where these limits are not well defined or are inaccurate. The index proposed in this paper was developed based on knowledge of experts in water quality of the Rio de Janeiro Environmental Agency - INEA and applied to data of water quality of the Paraíba do Sul river, obtained by INEA, in the years 2002 to 2009. The results of IQA_{FAL} showed that the index was able to synthesize the water quality of this stretch of the Paraíba do Sul, corresponding satisfactorily to the assessments of water quality described in the reports available. It was also noted that with this methodology it was possible to avoid the attenuation of the influence of a variable in critical condition by the influence of other variables in good conditions producing an undesirable result in the final index.

Keywords: Water Quality Index. Fuzzy logic. Lotic environments. Rio Paraíba do Sul. Tool for water management.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Função de pertinência do conjunto “Pessoas Altas” na teoria clássica dos conjuntos.	27
Figura 2 – Função de pertinência do conjunto nebuloso “Pessoas Altas” na teoria dos conjuntos nebulosos.	27
Figura 3 – Funções de pertinência para a variável temperatura da água.	27
Figura 4 – Representação gráfica dos conceitos de variável linguística, universo de discurso, termos linguísticos e função de pertinência.	29
Figura 5 – Curva de normalização do parâmetro Coliformes Fecais utilizado no IQA _{CETESB}	34
Figura 6 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Diversidade de Shannon Weaver.	45
Figura 7 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Densidade de Cianobactérias.	45
Figura 8 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Fósforo Total.	46
Figura 9 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Nitrogênio Amoniacal.	46
Figura 10 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Oxigênio Dissolvido.	47
Figura 11 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Demanda Bioquímica de Oxigênio.	47
Figura 12 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Coliforme Termotolerantes.	48
Figura 13 - Fluxograma dos Sub-Índices que formam o IQA Fuzzy.	50
Figura 14 - Conjuntos nebulosos criados para o Sub-Índice Biológico.	51
Figura 15 - Conjuntos nebulosos criados para o Sub-Índice Nutrientes.	52
Figura 16 - Conjuntos nebulosos criados para o Sub-Índice Oxigênio.	52
Figura 17 - Conjuntos nebulosos criados para o Sub-Índice Trófico.	53
Figura 18 - Conjuntos nebulosos criados para o Sub-Índice Despejo Doméstico.	54
Figura 19 - Conjuntos nebulosos criados para o IQA Fuzzy.	54
Figura 20 - Mapa com a localização das estações de amostragem utilizadas neste trabalho.	61
Figura 21 - Mapa com os percentuais de resultados do IQA _{FAL} , em cada categoria, nas estações de amostragem.	63
Figura 22 - Mapa com os percentuais de resultados do IQA _{CETESB} , em cada categoria, nas estações de amostragem.	65
Figura 23 - Mapa com os percentuais dos resultados do Sub-Índice Trófico, em cada categoria, nas estações de amostragem.	67

Figura 24 - Mapa com os percentuais de resultados do Sub-Índice Despejos Domésticos, em cada categoria, nas estações de amostragem.	69
Figura 25 - Mapa com os percentuais de resultados do Sub-Índice Oxigênio, em cada categoria, nas estações de amostragem.	71
Figura 26 - Percentuais de resultados de Coliformes Termotolerantes nas quatro categorias.	73
Figura 27 - Percentuais de resultados de Coliformes Termotolerantes em seis faixas de variação.	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros do IQACETESB e respectivos pesos.	34
Tabela 2 – Classificação dos valores do IQA em categorias adotada nos estados brasileiros .	35
Tabela 3 - Variáveis de qualidade de água utilizadas no IQAFAL.	40
Tabela 4 - Categorias do IQA desenvolvido pelo IGAM (IGAM, 2005).....	51
Tabela 5 – Base de regras para o Sub-Índice Biológico.....	55
Tabela 6 – Base de regras para o Sub-Índice Nutrientes.....	55
Tabela 7 – Base de regras para o Sub-Índice Oxigênio.....	56
Tabela 8 – Base de regras para o Sub-Índice Trófico.....	56
Tabela 9 – Base de regras para o Sub-Índice Despejos Domésticos.	56
Tabela 10 – Base de regras para o IQA Fuzzy.	57
Tabela 11 – Estações de Amostragem monitoradas pelo INEA no Rio Paraíba do Sul.	59
Tabela 12 - Estações de amostragem do INEA situadas na calha principal do Rio Guandu. ..	60

LISTA DE ABREVEATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
FWQ	Fuzzy Water Quality
GEAG	Gerência de Qualidade de Água
IAP	Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
INQA	Índice Nebuloso de Qualidade das Águas
INQA _{COMP}	Índice Nebuloso de Qualidade das Águas Complementar
IQA _{CETESB}	Índice de Qualidade de Água da CETESB
IQA _{FAL}	Índice Fuzzy de Qualidade de Água para Ambiente Lótico
IQAPVA	Índice de Qualidade das Águas para proteção da vida aquática
IQA _{subjetivo}	Índice Subjetivo de Qualidade de Água
ISTO	Índice de substâncias tóxicas e organolépticas
IT	Índice de Toxicidade
IVA	Índice de Proteção da Vida Aquática
MATLAB	MATrix LABoratory
NINQA	Novo Índice Nebuloso de Qualidade das Águas
NSF	National Sanitation Foundation
OD	Oxigênio dissolvido
OWQI	Oregon Water Quality Index
pH	Potencial Hidrogeniônico
WQI	Water Quality Index

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	14
1	QUALIDADE DA ÁGUA	22
1.1	Variáveis de Qualidade de água	22
1.2	Legislação, Padrões e Usos	22
1.3	Amostragem, Coleta	23
1.4	Análises Laboratoriais, Métodos, Limites de Detecção	24
1.5	Avaliação de Dados de Qualidade de água	24
2	MODELAGEM FUZZY	26
3	ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA	33
3.1	Índice de Qualidade de Água Tradicionais	33
3.2	Índices de Qualidade de Água e Lógica Fuzzy	37
4	METODOLOGIA FUZZY PROPOSTA PARA O NOVO ÍNDICE	39
4.1	As Variáveis Linguísticas de Qualidade de Água Utilizadas no IQA_{FAL}	39
4.1.1	<u>As Variáveis Biológicas</u>	40
4.1.2	<u>Nutrientes</u>	42
4.1.3	<u>Oxigênio</u>	43
4.1.4	<u>Bacteriológica</u>	44
4.2	Os Conjuntos Nebulosos e as Funções de Pertinência	45
4.3	Determinação dos Sub-Índices	49
4.4	Construção da Base de Regras	55
5	ESTUDO DE CASO / RESULTADOS	58
5.1	Área de Estudo	58
5.2	Resultados do IQA_{FAL}	62
6	CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS	77
	REFERÊNCIAS	82
	APÊNDICE A – Arquivos MATLAB	87

INTRODUÇÃO

Apresentação

A água é um recurso natural imprescindível para a humanidade, entre outras razões, por ser um elemento cujo consumo diário é vital para a sobrevivência de todos os indivíduos. Além do consumo direto, a água é usada em quase todas as atividades desenvolvidas pelo homem. Seus usos múltiplos estão garantidos na legislação nacional, Lei nº 9.433, de 08/01/1997, Brasil (1997), que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, entre os quais podemos destacar a irrigação, produção de alimentos, processos químicos industriais, geração de energia, navegação, harmonia paisagística e ainda o transporte de dejetos e resíduos em geral. Todas as formas de vida dependem da água para a sobrevivência ou para o desenvolvimento, Tundisi (2003). Por todos esses motivos podemos dizer que a água é um elemento vital não só para a natureza, mas também para uma enorme parcela das atividades humanas.

Apesar de termos a sensação de que dispomos de água em abundância, nas últimas décadas a humanidade tem assistido a uma crescente aceleração na degradação dos recursos hídricos disponíveis no planeta. Usos indiscriminados desses recursos como o lançamento de resíduos líquidos e sólidos, a destruição de áreas alagadas e matas ciliares e a crescente redução da cobertura vegetal tem comprometido a disponibilidade de águas superficiais e subterrâneas, Tundisi (2003). Atualmente, são raras as regiões no mundo que não estão sujeitas ao risco de degradação na qualidade da água, causado pela poluição de suas reservas naturais. O comprometimento da qualidade da água de rios e lagos vêm se ampliando em decorrência do lançamento de esgotos domésticos não tratados ou tratados de forma inadequada, da falta de controles ou de um controle ineficiente dos efluentes industriais, da degradação das bacias de captação, do desmatamento, e de práticas agrícolas deficientes. A contínua alteração dos ecossistemas aquáticos devido a ações antropogênicas, vem provocando o assoreamento de rios e reservatórios, além da contaminação de mananciais causando perdas irrecuperáveis de riquezas naturais.

A gestão dos recursos hídricos tem se tornado, portanto, cada vez mais uma questão preponderante para a humanidade, devido à crescente escassez de reservas naturais de água, Tundisi (2003). Essa gestão tem, entre outras finalidades, acompanhar as condições dos recursos hídricos disponíveis, definir seus usos e propor melhorias (BRASIL, 1997).

Entretanto, para uma eficiente gestão e controle dos recursos hídricos é indispensável um contínuo monitoramento da qualidade das águas, capaz de fornecer as informações necessárias a um adequado manejo dos ambientes aquáticos. O conhecimento e acompanhamento das condições dos ecossistemas aquáticos vão traduzir-se em propostas de ações concretas que visam mitigar os efeitos de sua utilização indiscriminada, buscar um equilíbrio entre o desenvolvimento econômico, social e a preservação desse recurso vital para sobrevivência do ser humano. Uma contínua avaliação da qualidade das águas é necessária para garantir um controle e um planejamento eficientes, capazes de preservar a continuidade dos recursos hídricos disponíveis ao longo do tempo.

A avaliação da qualidade da água tem como referência básica as características que a aproximam o máximo possível de seu estado natural, ou seja, antes de ser modificada em consequência de intervenções causadas pelo homem. Do ponto de vista de gestão dos recursos hídricos, entretanto, o grau de pureza desejado para a água é relativo aos usos que se deseja fazer dela como, por exemplo, o consumo humano, preservação de fauna e flora, pesca, uso industrial, geração de energia elétrica, entre outros. Conseqüentemente as características qualitativas esperadas para a água dependem do uso que se deseja para a mesma, ou seja, é variável. Um recurso hídrico destinado ao abastecimento humano deverá atender a critérios de qualidade que reflitam as exigências de uma água destinada ao tratamento para posterior distribuição numa rede de abastecimento como, por exemplo, um nível máximo aceitável de contaminação por esgotos. Por outro lado uma água destinada exclusivamente à navegação e à geração de energia terá que atender a critérios de qualidade de água diferentes e possivelmente menos restritivos quanto ao grau de contaminação por esgotos. Um corpo d'água onde se deseja manter o equilíbrio ecológico necessário à preservação da fauna e da flora deverá, por exemplo, atender aos critérios de qualidade quanto às substâncias capazes de causar eutrofização¹ e o conseqüente crescimento descontrolado de microalgas.

A gestão dos recursos hídricos é uma atividade cíclica e contínua que envolve o controle e avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos, propostas de usos, incentivos para atividades que utilizam recursos hídricos de forma adequada e penalidades para as que utilizam de forma inadequada. A instrumentação dos atores sociais responsáveis pela implementação das políticas para manutenção e recuperação dos recursos hídricos é suportada

¹ Fenômeno causado pelo excesso de nutrientes (compostos químicos ricos em fósforo ou nitrogênio) numa massa de água, provocando um aumento excessivo de algas.

por uma constante investigação das condições das águas, efetuadas pelos técnicos e especialistas em qualidade de água.

A qualidade da água é descrita pelo comportamento de seus aspectos físicos, químicos e biológicos e o gerenciamento dos recursos hídricos depende de informações precisas e continuamente atualizadas no espaço e no tempo.

A mensuração de variáveis descritoras dos aspectos físicos, químicos e biológicos dos corpos d'água é feita a partir da coleta regular de amostras de água e sua posterior análise em laboratórios especializados. Os valores obtidos com a análise das amostras coletadas são tratados com técnicas estatísticas, modelos matemáticos, entre outros, para se obter informação e conhecimento sobre a condição das águas.

A informação obtida com avaliação e interpretação dos dados de qualidade de água é, em geral, consolidada em extensos e detalhados relatórios técnicos, baseados geralmente, na análise individual de parâmetros físicos, químicos e biológicos. A compreensão desses relatórios é, muitas vezes, quase que exclusiva de especialistas. Esses relatórios necessitam, cada vez mais, apresentar análises que incorporem uma visão sistêmica, capaz de integrar a informação contida nas diversas variáveis investigadas. Uma visão mais holística da situação em que se encontram os recursos hídricos se faz necessária para nortear as tomadas de decisões sobre as políticas de uso desses recursos.

Existe uma dificuldade intrínseca de comunicação entre aqueles que produzem e detêm o conhecimento sobre a qualidade das águas e aqueles que não são especialistas em qualidade de água, mas necessitam desse conhecimento para subsidiar suas ações gerenciais. Buscar ferramentas que ajudem a traduzir as informações produzidas pelos especialistas em qualidade de água, em uma linguagem acessível a um público não técnico, tem sido uma preocupação constante. Entre as propostas para reduzir esse lapso de comunicação, o desenvolvimento de índices ou indicadores de qualidade de água são bastante comuns. Índices de qualidade de água são tentativas de integrar, num único valor, a informação descrita originalmente por um conjunto extenso de variáveis. O desafio está em como traduzir uma enorme massa de dados brutos em um valor ou categoria que expresse de forma simplificada e sintetizada a qualidade da água em um determinado local.

Um grande número de metodologias para cálculo de índices de qualidade de água tem sido propostas. Horton (1965) foi o primeiro a desenvolver índices a partir da ponderação de variáveis de qualidade de água. Em 1970 a “National Sanitation Foundation” dos Estados Unidos, NSF (2007) criou o “Water Quality Index” – WQI, a partir de uma pesquisa que selecionou variáveis de qualidade de água com base na opinião de especialistas. As variáveis

selecionadas foram normalizadas em uma escala de 0 a 100 e receberam pesos relativos conforme a equação 1.

$$WQI = \frac{\sum_i C_i \times P_i}{\sum_i P_i} \quad (1)$$

Onde:

WQI é a media ponderada dos parâmetros pré-estabelecidos, normalizados numa escala de 0 a 100.

C_i é o valor de cada parâmetro após a normalização.

P_i é o valor do peso relativo de cada parâmetro.

O WQI utiliza as seguintes variáveis de qualidade de água: Resíduo total, Temperatura, Turbidez, Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Fósforo, Oxigênio dissolvido (OD), Potencial Hidrogeniônico (pH), Nitrogênio e Coliformes termotolerantes / fecais.

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB adaptou o WQI da NSF (2007) transformando-o num produtório ponderado de nove variáveis analíticas de monitoramento de qualidade de água, tendo como objetivo preponderante avaliar a água para o abastecimento público, CETESB (2010). O índice da CETESB tem sido amplamente utilizado por diversas instituições governamentais de gestão e controle ambiental no Brasil.

A maioria dos índices de qualidade de água foi desenvolvida por especialistas em qualidade de água aplicando metodologias estatísticas, a partir da escolha de variáveis de qualidade de água e da ponderação de suas importâncias com a atribuição de pesos.

Até o presente momento, inúmeras metodologias têm sido propostas para índices de qualidade de água. As metodologias tradicionais, entretanto, não têm se mostrado eficientes para representar o conhecimento de natureza mais subjetiva sobre as variáveis usadas para avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos (LERMONTOV et al, 2008).

A lógica nebulosa pode ser uma alternativa para modelagem de índices de qualidade de água, pois fornece outra abordagem para lidar com questões em que os objetivos não estão bem definidos e as informações não são precisas (CHAU, 2006).

As técnicas para representação do conhecimento, que surgiram a partir do advento dos trabalhos na área de inteligência artificial como a lógica nebulosa, por exemplo, vêm se apresentando como uma alternativa concreta para capturar esse conhecimento, expresso frequentemente na forma de conceitos lingüísticos, como categorias do tipo bom, ruim,

crítico, inerentes a experiência, acumulada pelos técnicos em qualidade de água ao longo de suas vidas profissionais (LERMONTOV, 2009).

A essência do desenvolvimento de índices de qualidade de água, usando-se lógica nebulosa, está na capacidade dessa metodologia representar, de forma mais eficiente e clara, os limites dos intervalos de variação das variáveis de qualidade de água para um conjunto de categorias subjetivas, quando esses limites não são bem definidos ou são imprecisos Lermontov (2009). Uma posterior avaliação dos efeitos da conjunção dos resultados dessas variáveis, feita a partir de uma base de regras que mapeia a combinação de valores ou categorias de entrada, em valores ou categorias de saída, complementa o processo de modelagem baseado em lógica nebulosa.

Objetivo Geral

O objetivo desse trabalho é propor um novo índice de qualidade de água para o ambiente lótico, baseado em lógica nebulosa, o IQA_{FAL}, desenvolvido a partir da incorporação do conhecimento de especialistas com ampla e comprovada experiência na área de qualidade de água.

Objetivos Específicos

- Experimentar a formulação de um índice de qualidade de água aderente a uma bacia hidrográfica ou a um conjunto de ambientes aquáticos com características em comum, sem a preocupação de criar um índice que seja aplicável a qualquer ambiente aquático.
- Desenvolver um índice que tenha como propósito uma avaliação da qualidade do ambiente aquático como um todo, levando em consideração os diversos aspectos do meio entre eles a qualidade da biota. De acordo com Brasil (1997) (2006) os critérios relevantes para avaliação dos corpos d'água são em geral relativos às demandas de uso da água pela sociedade. Poucas vezes se leva em consideração a manutenção da vida aquática, por exemplo.
- Com base no conhecimento e experiência de especialistas na qualidade da água de um ambiente aquático específico, selecionar um conjunto de variáveis de qualidade de água que descreva, de forma satisfatória, os principais aspectos qualitativos para determinados propósitos (usos) específicos.

- Incorporar variáveis biológicas na formulação do índice de qualidade de água.
- Eliminar ou minimizar o efeito da atenuação da influência de valores muito ruins de um determinado parâmetro, frente ao comportamento equilibrado dos outros, o que é denominado de efeito eclipse (SILVA; JARDIM, 2006).
- Calcular o índice desenvolvido para uma série histórica de resultados de variáveis de qualidade de água no ambiente aquático escolhido.
- Apresentar os resultados em mapas temáticos mostrando a variação espacial do índice na área de estudo.
- Comparar os resultados do índice desenvolvido com resultados do índice de qualidade de água utilizado pela CETESB aplicado aos dados do mesmo corpo d'água.

Justificativa / Motivação

Os índices de qualidade de água disponíveis não têm se mostrado adequados a todos os ambientes aquáticos seja por questões metodológicas, a maior parte ainda é baseada em métodos matemáticos tradicionais, ou por especificidades inerentes a cada ambiente que necessitam ser contempladas pela modelagem utilizada na sua formulação. De acordo com Silva; Jardim (2006) "um índice de qualidade das águas pode ser projetado para uma situação específica, inserido no contexto de uma bacia hidrográfica, trazendo consigo a diversidade urbano-industrial presente, a prática de uso e ocupação do solo e o padrão de desenvolvimento tecnológico." A necessidade de um índice que consiga refletir satisfatoriamente as condições do corpo d'água, ou bacia hidrográfica para os objetivos a que se propõe, leva a uma busca por propostas regionais, mais aderentes às condições hidrográficas, climáticas e mesmo políticas de cada região, ao tipo de ambiente aquático e aos usos que se pretende para a água. A motivação desse trabalho está no desenvolvimento de um índice focado em uma região e para um tipo de ambiente aquático, desenvolvido com a contribuição de especialistas em qualidade de água com longa experiência no acompanhamento das condições dos corpos d'água da área. Além disso, a aplicação de uma metodologia de modelagem que consiga capturar com mais precisão o conhecimento dos especialistas e sua percepção subjetiva adquirida a partir da experiência profissional.

Estrutura da Dissertação

Essa dissertação é composta de uma introdução e seis capítulos. Na introdução foi apresentada uma contextualização do problema, o objetivo geral e os objetivos específicos propostos, a justificativa e a motivação para a escolha do tema proposto.

O primeiro capítulo está dividido em cinco seções onde são definidos os conceitos considerados mais relevantes sobre qualidade de água. Na primeira seção são descritas as principais variáveis de qualidade de água e seus significados para a análise das características dos ambientes aquáticos. A segunda seção apresenta os principais aspectos legais ligados a qualidade de água como a política de usos desse recurso definida pelo enquadramento dos corpos d'água em classes de uso e os padrões de qualidade. Na terceira seção são apresentados alguns conceitos relativos à coleta de amostras de água para a avaliação dos corpos d'água como planejamento das coletas, a definição das estações de amostragem e os tipos de amostragem como a coleta pontual das amostras ou as estações automáticas. A quarta seção faz uma abordagem sucinta de alguns aspectos importantes referentes aos métodos de análise laboratorial dos parâmetros utilizados em qualidade de água, dos limites de detecção desses métodos e suas implicações na avaliação da qualidade de água. A quinta e última seção apresenta alguns aspectos relevantes da avaliação dos dados de qualidade de água como organização dos dados, métodos estatísticos de tratamento e interpretação de resultados e modelos matemáticos.

O segundo capítulo traz a fundamentação teórica referente à lógica nebulosa (lógica fuzzy) onde é feita uma breve comparação entre a teoria clássica dos conjuntos e a teoria dos conjuntos nebulosos e são apresentados os conceitos de variáveis linguísticas, conjuntos nebulosos e funções de pertinência.

O terceiro capítulo traz uma revisão de algumas metodologias propostas para índices de qualidade de água e é dividido em duas seções. A primeira seção traz um levantamento dos principais índices de qualidade de água desenvolvidos com métodos matemáticos tradicionais. Na segunda seção algumas propostas de índices de qualidade de água baseados em lógica nebulosa são discutidos.

No quarto capítulo, dividido em quatro seções, são descritas as etapas e detalhada a metodologia utilizada no desenvolvimento do índice de qualidade de água baseado em lógica nebulosa proposto nessa dissertação, o IQA_{FAL} . Na primeira seção são apresentadas as variáveis linguísticas de qualidade de água utilizadas no índice. Na segunda seção são

apresentados os conjuntos nebulosos e respectivas funções de pertinência criadas para o IQA_{FAL} . A terceira seção mostra como as variáveis de qualidade de água utilizadas no IQA_{FAL} foram divididas em grupos formando sub-índices que foram utilizados como variáveis de entrada no índice final. Na quarta seção as bases de regras criadas, "fuzzy associative memory", são apresentadas.

O quinto capítulo apresenta o estudo de caso onde foi aplicado a metodologia proposta e os resultados obtidos. Esse capítulo está dividido em duas seções. Na primeira é detalhada a área de estudo e a série de dados utilizada. Na segunda os resultados obtidos são apresentados sob a forma de mapas temáticos.

No sexto e último capítulo são apresentadas as conclusões do trabalho e algumas propostas de trabalhos futuros.

1 QUALIDADE DA ÁGUA

1.1 Variáveis de Qualidade de Água

A qualidade da água é descrita normalmente por um conjunto de variáveis físicas, químicas e biológicas.

Essas variáveis descrevem a qualidade da água segundo suas características físicas, ex. temperatura, turbidez; características químicas, ex. concentração de oxigênio dissolvido, fósforo e nitrogênio nas suas diferentes formas químicas, metais pesados (zinco, mercúrio, alumínio, etc.); a contaminação por organismos patogênicos, ex. coliformes termotolerantes; a condição do ecossistema aquático descrita pela dinâmica das comunidades de organismos fitoplactônicos, zooplactônicos e bentônicos.

Segundo Chapman (1996), “a qualidade do ambiente aquático se caracteriza por um conjunto de concentrações, especiações e partições físicas de substâncias inorgânicas ou orgânicas. Pela composição e estado da biota no corpo d'água e pela descrição das variações temporais e espaciais devido a fatores internos e externos ao corpo d'água”.

O estudo das variáveis de qualidade de água tem como objetivo conhecer as condições dos ambientes aquáticos e apoiar o processo decisório das ações governamentais para regulamentação dos usos e restrições dos recursos hídricos, identificando a situação atual do corpo d'água e tendências de mudanças na qualidade ao longo do tempo.

1.2 Legislação, Padrões e Usos

A lei brasileira nº 9.433, de 08/01/1997, Brasil (1997) que institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos tem como um dos seus instrumentos o enquadramento dos corpos d'águas em classes segundo os usos preponderantes da águas. O enquadramento visa assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes. Entre os objetivos definidos na Política Nacional de Recursos Hídricos está o de assegurar à atual e às futuras gerações a disponibilidade necessária de água em padrões adequados aos respectivos usos.

As classes previstas para o enquadramento dos corpos de água são estabelecidas por meio da resolução CONAMA 357/2005, Brasil (2005). Ela dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelece as condições e

padrões de lançamento de efluentes assim como a qualidade de água de acordo com os seus usos preponderantes.

1.3 Amostragem, Coleta

A gestão ambiental depende do monitoramento da qualidade das águas realizado de maneira adequada, pois este propicia uma visão sistemática e integrada das condições do ambiente aquático. Um monitoramento adequado e bem realizado é uma das condições para o sucesso da atividade de controle da qualidade das águas e é ele que fornece as informações necessárias para a implementação das políticas de uso dos recursos hídricos. A atividade de monitoramento inclui além da escolha dos parâmetros a serem analisados, a decisão sobre em que locais e com que periodicidade as amostras de água vão ser coletadas. Decidir aonde, quando e como coletar as amostras é tão importante quanto decidir que características da água devem ser analisadas (TOGORO, 2006).

O processo de acompanhamento da qualidade da água nos corpos d'água se dá a partir da coleta de amostras de águas e sedimento em locais e datas pré-determinadas segundo um plano de amostragem predeterminado.

Existe também a coleta feita em estações automáticas que medem diretamente o valor das variáveis de qualidade de água e podem enviar automaticamente os resultados para um computador remoto.

A maioria dos ambientes aquáticos está sendo continuamente alterada por ações antropogênicas como o desmatamento, ocupações urbanas ou rurais e o lançamento direto ou indireto de esgotos e despejos industriais.

O monitoramento da água visa acompanhar as condições destes ambientes, identificar fontes de poluição e o tipo de agente responsável por sua degradação. Para atingir esses objetivos o monitoramento da água deve ser programado de forma que os corpos d'água tenham um plano de amostragem determinando onde, quando e o que monitorar com base nas características do corpo d'água e das interferências que vem alterando suas condições.

Uma vez definido o plano de amostragem as amostras de água são coletadas nos locais e datas previamente determinados pelos estudos que visam direcioná-las para a aquisição das informações desejadas. Assim também, as características da água que se deseja observar vão indicar quais substâncias ou organismos serão analisados na amostra coletada. Todo esse planejamento deve estar de acordo com as fontes potenciais de poluição que precisam ser

identificadas e o acompanhamento do atendimento da qualidade da água aos usos propostos na legislação.

1.4 Análises Laboratoriais, Métodos, Limites de Detecção

As amostras de água coletadas são encaminhadas a um laboratório especializado onde são analisadas para determinação das concentrações dos parâmetros físico-químicos, químicos e a identificação e contagem de organismos fitoplanctônicos, zooplactônicos e bentônicos presentes. Algumas medidas como temperatura da amostra, condutividade e oxigênio dissolvido, por exemplo, podem ser obtidas em campo, no momento da coleta da amostra e não necessitam ser encaminhadas a um laboratório.

Os métodos analíticos usados no laboratório possuem diferentes níveis de precisão o que restringe os resultados a valores mínimos detectáveis dos parâmetros de qualidade de água (limites de detecção). Em alguns casos isso cria algumas restrições, pois os limites de detecção de alguns métodos laboratoriais disponíveis são superiores ao limite previsto na legislação (padrão de qualidade de água). Consequentemente quando só se dispões de equipamentos laboratoriais capazes de detectar valores acima dos padrões estabelecidos por lei não é possível identificar resultados onde ocorre a violação desse padrão.

1.5 Avaliação de Dados de Qualidade de Água

Os resultados obtidos a partir da análise laboratorial das amostras de água coletadas são avaliados e interpretados utilizando-se ferramentas estatísticas, modelos matemáticos, entre outros, para se obter informação sobre a condição do corpo d'água que está sendo monitorado.

A avaliação dos dados de qualidade de água passa por uma análise qualitativa e quantitativa dos dados físico-químicos, químicos e biológicos e por uma verificação da variabilidade espacial e temporal dos resultados. Os dados são analisados para se obter informações sobre tendências ao longo do tempo, identificação de possíveis lançamentos de poluentes em locais específicos, assim como traçar um perfil da qualidade da água em um determinado corpo d'água ou bacia hidrográfica para efeito de enquadramento em uma determinada classe de uso.

O significado das implicações conseqüentes da presença de determinados níveis de substâncias na água assim como das características da biota são a base de conhecimento do

especialista para avaliar e interpretar os dados de qualidade de água. Os métodos estatísticos, os modelos matemáticos, os sistemas de informação geográfica e suas ferramentas de análise espacial, são parte do ferramental utilizado na avaliação e interpretação dos dados de qualidade de água.

2 MODELAGEM FUZZY

A Lógica Nebulosa (Lógica Fuzzy) surgiu na década de 60 quando Lotfi Zadeh, professor de engenharia elétrica e ciência da computação da Universidade da Califórnia, estendeu a teoria dos conjuntos e lógica booleana, que trata o mundo real como tendo apenas duas classes (verdadeiro ou falso), inserindo o conceito de verdade parcial.

Zadeh (1965) introduziu o conceito de pertinência onde um elemento pertence ao conjunto com um grau de pertinência associado.

O conceito de pertinência de um elemento a um conjunto, na teoria clássica dos conjuntos, é exclusivo, de forma que para um conjunto A em um universo X, os elementos deste universo simplesmente pertencem ou não pertencem àquele conjunto conforme a equação 2.

$$f_A(x) = \begin{cases} 1 & \text{se e somente se } x \in A \\ 0 & \text{se e somente se } x \notin A \end{cases} \quad (2)$$

Ao contrário da teoria dos conjuntos tradicional, o conceito de pertinência na lógica fuzzy permite que um elemento pertença parcialmente a mais de um conjunto ao mesmo tempo e não obrigatoriamente a um único conjunto. Na lógica fuzzy a função f_A pode assumir qualquer valor no intervalo [0,1] de tal maneira que um conjunto A em um universo X é definido pela função de pertinência $\mu_A(x): X \rightarrow [0,1]$ representado por um conjunto de pares ordenados conforme a equação 3.

$$A = \{ \mu_A(x)/x \mid x \in X \} \quad (3)$$

Onde $\mu_A(x)$ determina o grau de pertinência de x no conjunto A.

As figuras 1 e 2 ilustram a noção de “conjunto de pessoas altas” na teoria clássica dos conjuntos e na teoria dos conjuntos nebulosos.

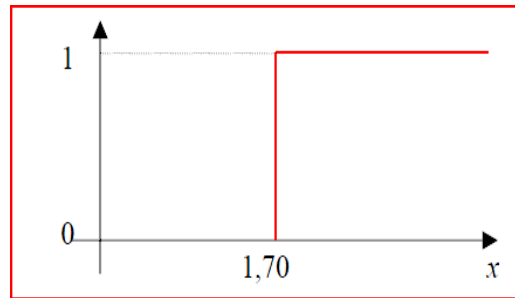


Figura 1 – Função de pertinência do conjunto “Pessoas Altas” na teoria clássica dos conjuntos.

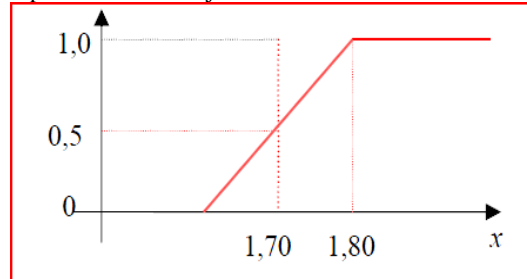


Figura 2 – Função de pertinência do conjunto nebuloso “Pessoas Altas” na teoria dos conjuntos nebulosos.

A lógica fuzzy trouxe também o conceito de variável lingüística, cujos valores são termos lingüísticos do tipo alto, baixo, mediano, muito alto, etc., representados por conjuntos nebulosos. A figura 3 ilustra as funções de pertinência (baixa, média e alta) para a variável lingüística temperatura da água.

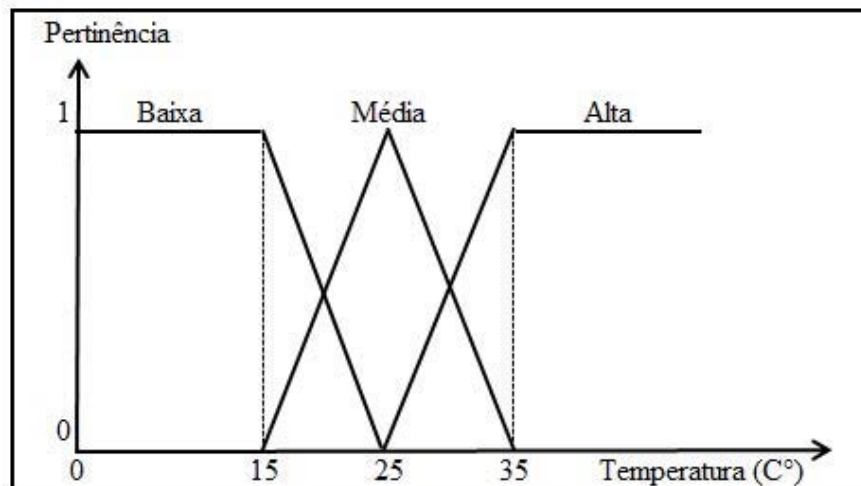


Figura 3 – Funções de pertinência para a variável temperatura da água.

As variáveis lingüísticas, assumindo valores como muito, pouco, frio, quente, por exemplo, possibilitam caracterizar de forma sistemática fenômenos complexos ou mal definidos. Assim a lógica fuzzy permite processar "as informações subjetivas, de natureza vaga ou incerta, da linguagem natural" (ZADEH, 1973).

Segundo Zadeh (2009), “a lógica fuzzy acrescenta a lógica bivalente uma importante capacidade, a capacidade de raciocinar precisamente com informação imperfeita”. Zadeh (2009) define informação imperfeita como sendo a informação que em um ou mais aspectos, é imprecisa, incerta, incompleta, vaga ou parcialmente verdadeira.

Uma das grandes vantagens desse modelo reside na possibilidade de capturar, com formalismo matemático, conceitos derivados de termos linguísticos como, por exemplo, conforto, satisfação, etc. (OLIVEIRA, 1999).

Na construção do sistema nebuloso as variáveis utilizadas são chamadas variáveis linguísticas. Os termos linguísticos, são valores que as variáveis linguísticas podem assumir e representam conjuntos nebulosos que traduzem conceitos específicos no universo de discurso.

Assim, uma variável de qualidade de água como o oxigênio dissolvido - que significa a quantidade de oxigênio dissolvido disponível na água para ser usada pelos diferentes metabolismos do ambiente aquático – pode assumir dependendo da faixa de variação, valores representados por termos linguísticos como “ANOXIA” para concentrações de oxigênio dissolvido entre 0 (mg/L) e 2 (mg/L) e “SUPERSSATURACÃO” para concentrações de oxigênio dissolvido superiores a 10 (mg/L). Os termos linguísticos e as fronteiras dos conjuntos nebulosos correspondentes são definidos pelo especialista em qualidade de água responsável pela modelagem.

Para cada termo linguístico que a variável linguística, oxigênio dissolvido assumir é criado um conjunto nebuloso descrito por uma função de pertinência. A função de pertinência mapeia cada valor do conjunto nebuloso (todos os valores entre 0 (mg/L) e 2 (mg/L) de oxigênio dissolvido no conjunto nebuloso nomeado pelo termo linguístico “ANOXIA” por exemplo) em um valor entre 0 e 1 que representa o grau de pertinência do elemento no conjunto nebuloso (LERMONTOV, 2009).

A variável linguística é, portanto, definida por funções de pertinência que representam os valores ou categorias (termos linguísticos) que a variável linguística pode assumir. As funções de pertinência são descritas por uma curva e definem as fronteiras dos conjuntos nebulosos.

O conjunto nebuloso pode ser entendido como uma espécie de predicado lógico cujos valores percorrem o intervalo $[0,1]$ (OLIVEIRA, 1999).

Seja X um conjunto arbitrário (universo de discurso) e $A \subseteq X$ um subconjunto de X . Um conjunto nebuloso é o par $(A, \mu_A(x))$, sendo $\mu_A(x): X \rightarrow [0,1]$ uma função de pertinência que retrata o grau em que os elementos do conjunto A pertencem ao conjunto nebuloso

$(A, \mu_A(x))$). Concluindo, a função de pertinência é quem descreve as fronteiras do conjunto nebuloso.

Existem várias formas geométricas para a função de pertinência que descreve os graus de pertinência dos elementos de um conjunto nebuloso. As funções mais utilizadas são as triangulares, trapezoidais, gaussianas e sigmoidais (OLIVEIRA, 1999).

As propriedades semânticas do conceito (termo lingüístico) são descritas pelo contorno do respectivo conjunto nebuloso, portanto, quanto mais próxima a curva da função de pertinência estiver do comportamento do fenômeno em estudo melhor e mais preciso é o desempenho do modelo fuzzy na representação do mundo real. Consequentemente o reconhecimento dos conceitos que vão dar origem aos termos lingüísticos e seus conjuntos nebulosos, assim como, a capacidade de sintetizar as respectivas funções de pertinência exigem técnica e experiência (OLIVEIRA, 1999).

A figura 4 ilustra graficamente os conceitos de variável lingüística, universo de discurso, termos lingüísticos e função de pertinência.

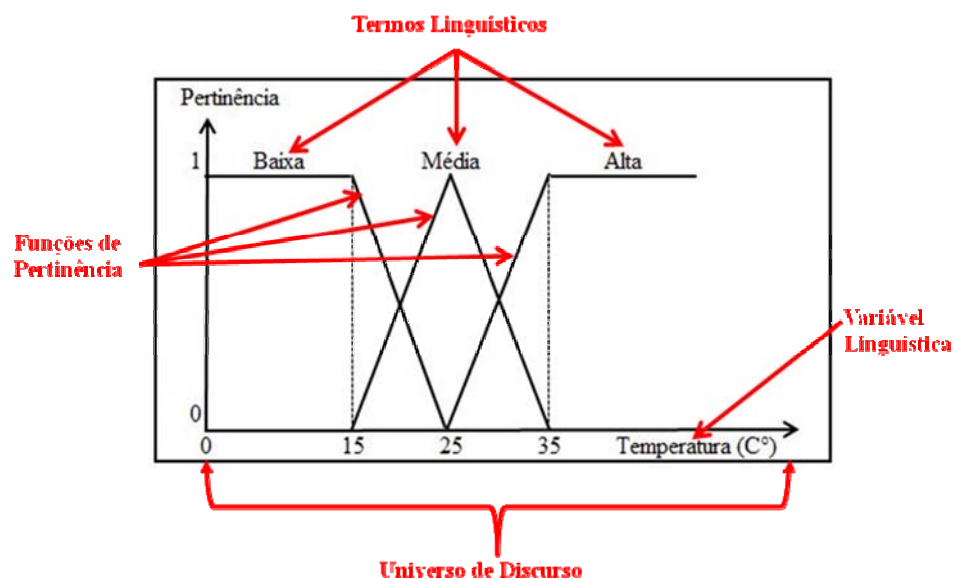


Figura 4 – Representação gráfica dos conceitos de variável lingüística, universo de discurso, termos lingüísticos e função de pertinência.

Os sistemas baseados na teoria dos conjuntos nebulosos, assim como nos conjuntos clássicos, utilizam operações como interseção, união, negação ou complemento, entre outras.

Zadeh, (1965) usa as funções de máximo e mínimo para definir as operações de união e interseção respectivamente. O mínimo e o máximo de dois elementos a e b é definido pelas equações 4 e 5.

$$a \wedge b = \min(a, b) = a \text{ se } a \leq b \quad (4)$$

$$= b \text{ se } a > b$$

$$a \vee b = \max(a, b) = a \text{ se } a \geq b \quad (5)$$

$$= b \text{ se } a < b$$

Sejam A e B subconjuntos nebulosos de X. A união dos subconjuntos A e B é um subconjunto nebuloso $A \cup B$, definido pela equação 6 (OLIVEIRA, 1999) onde \vee representa uma disjunção lógica.

$$(A \cup B)(x) = \max(\mu_A(x), \mu_B(x)) = \mu_A(x) \vee \mu_B(x), \forall x \in A \quad (6)$$

Sejam A e B subconjuntos nebulosos de X. A interseção dos subconjuntos A e B é um subconjunto nebuloso $A \cap B$, definido pela equação 7 (OLIVEIRA, 1999) onde \wedge representa uma conjunção lógica.

$$(A \cap B)(x) = \min(\mu_A(x), \mu_B(x)) = \mu_A(x) \wedge \mu_B(x), \forall x \in A \quad (7)$$

Sejam A um subconjunto nebuloso de X. A negação ou complemento de A denotado por $\text{neg}(A)$ é o conjunto nebuloso definido pela equação 8 (OLIVEIRA, 1999).

$$\text{neg}(A) = X - A \text{ ou } (\text{neg}(A))(x) = 1 - \mu_A(x), \forall x \in X \quad (8)$$

Os conceitos de união e interseção são generalizados utilizando-se as t-normas e t-conormas respectivamente (SOUZA, 2001).

O conceito da operação de interseção é generalizado pelas t-normas (T) e precisam satisfazer os axiomas:

$$\text{Condições de contorno: } x T 0 = 0, \forall x \in [0,1] \quad x T 1 = x, \forall x \in [0,1]$$

$$\text{Propriedade comutativa: } x T y = y T x$$

$$\text{Propriedade associativa: } x T (y T z) = (x T y) T z$$

$$\text{Condições monotônicas: } \text{para } z T w \leq x T y \text{ se } z \leq x \text{ e } w \leq y$$

O operador mínimo é um exemplo de t-norma.

O conceito de união é generalizado pelas t-conormas (\perp) e devem satisfazer os axiomas:

Condições de contorno: $x \perp 0 = x, \forall x \in [0,1]$ $x \perp 1 = 1, \forall x \in [0,1]$

Propriedade comutativa: $x \perp y = y \perp x$

Propriedade associativa: $x \perp (y \perp z) = (x \perp y) \perp z$

Condições monotônicas: *para* $x \perp w \leq x \perp y$ *se* $x \leq x$ *e* $w \leq y$

O operador máximo é um exemplo de t-conorma.

Algumas propriedades algébricas dos conjuntos clássicos se aplicam aos conjuntos nebulosos como se pode verificar pelas definições de união, interseção e complemento ou negação (TANSCHKEIT, 1999).

Involução: $(A')' = A$

Idempotência: $A \cap A = A$ *e* $A \cup A = A$

Comutatividade: $A \cap B = B \cap A$ *e* $A \cup B = B \cup A$

Associatividade: $(A \cap B) \cap C = A \cap (B \cap C)$ *e* $(A \cup B) \cup C = A \cup (B \cup C)$

Distributividade: $(A \cap B) \cup C = (A \cap B) \cup (A \cap C)$ *e* $A \cup (B \cap C) = (A \cup B) \cap (A \cup C)$

Absorção: $A \cap (A \cup B) = A$ *e* $A \cup (A \cap B) = A$

Lei Transitiva: *se* $A \subset B$ *e* $B \subset C \Rightarrow A \subset C$

Leis de Morgan: $(A \cap B)' = A' \cup B'$ *e* $(A \cup B)' = A' \cap B'$

A maneira de raciocinar da lógica nebulosa é uma metodologia de inferência que utiliza ferramentas e conceitos da lógica nebulosa para chegar a suas conclusões. Um conjunto de regras formadas por implicações nebulosas na forma de proposições SE... ENTÃO..., combinadas por operadores nebulosos levam a inferir conjuntos nebulosos (OLIVEIRA, 1999).

A declaração de implicação nebulosa descreve uma relação entre variáveis linguísticas (TANSCHKEIT, 1999).

Uma regra nebulosa é, portanto, uma expressão condicional na forma SE < proposição nebulosa > ENTÃO < proposição nebulosa > onde a proposição nebulosa é a composição de um termo lingüístico associado a uma variável lingüística, caracterizado por uma função de pertinência, Lermontov (2009). Os operadores “E” e “OU” são usados para combinar proposições nebulosas.

Considerando-se os conjuntos nebulosos A e B representando termos lingüísticos nos universos X e Y respectivamente, uma proposição SE A ENTÃO B é definida matematicamente como:

$$R: SE A ENTÃO B = A \rightarrow B = A \times B$$

Neste caso a implicação $A \rightarrow B$ no produto cartesiano dos dois universos $X \times Y = \{(x, y) \mid x \in X, y \in Y\}$ é denotada pela relação nebulosa $A \times B$.

3 ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA

3.1 Índices de Qualidade de Água Tradicionais

Frequentemente, no âmbito de suas atividades, os especialistas em qualidade de água se defrontam com a necessidade de comunicar, para um público não técnico, as condições da qualidade da água de um determinado corpo hídrico ou ambiente aquático. Nessas circunstâncias os índices de qualidade de água são ferramentas bastante adequadas na medida em que são capazes de sintetizar, num único valor ou categoria, a informação de inúmeras variáveis físicas, químicas e biológicas. Entretanto, não se pode deixar de mencionar a inevitável perda de informação das variáveis individuais no processo de interação entre elas.

A maioria dos índices de qualidade de água é expressa por valores adimensionais, numa faixa de variação pré-estabelecida, e buscam descrever a qualidade da água para um ou mais propósitos específicos. Sua formulação tem como variáveis de entrada medidas de aspectos físicos, químicos e biológicos do ambiente aquático.

Existe, atualmente, um grande número de metodologias para o cálculo de índices de qualidade de água descrito na literatura.

Um dos primeiros índices de qualidade de água foi o Water Quality Index – WQI, desenvolvido pela “National Sanitation Foundation”, NSF (2007) em 1970, a partir de uma pesquisa que selecionou variáveis de qualidade de água com base na opinião de especialistas.

Em 1976, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB modificou o WQI da NSF (2007), criando um índice a partir do produtório ponderado de 9 variáveis analíticas de qualidade de água, CETESB (2010) conforme a equação 9. O índice desenvolvido pela CETESB tem como propósito a avaliação da qualidade de água para fins de abastecimento público e reflete principalmente a contaminação do ambiente aquático pelo lançamento de esgotos domésticos.

$$IQA_{\text{CETESB}} = \prod_{i=1}^n q_i w_i \quad (9)$$

Onde:

IQA: índice de qualidade de água um número de 0 a 100.

q_i : qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida.

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade.

A soma dos pesos w_i é igual a 1.

O cálculo do IQA_{CETESB} fica inviabilizado quando não se dispõe de resultados para os nove parâmetros que entram na sua formulação.

O IQA_{CETESB} foi desenvolvido com base em uma pesquisa junto a especialistas em qualidade de água que indicaram quais parâmetros deveriam entrar no cálculo do índice e seus respectivos pesos (Tabela 1). Cada parâmetro escolhido foi normalizado a partir de curvas de variação estabelecidas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro num intervalo de 0 a 100. A Figura 5 mostra a curva estabelecida para o parâmetro “Coliformes Fecais”.

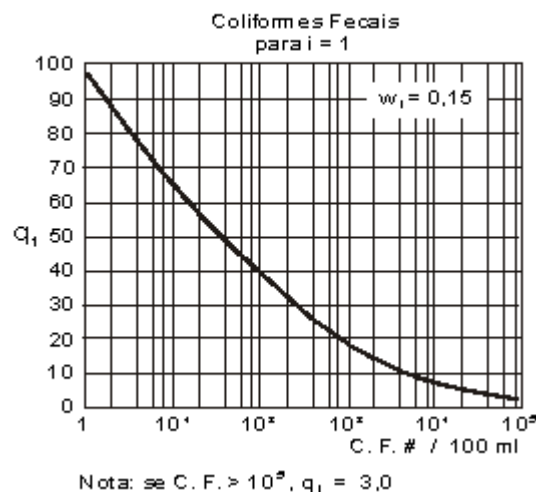


Figura 5 – Curva de normalização do parâmetro Coliformes Fecais utilizado no IQA_{CETESB} .


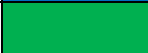



Tabela 1 - Parâmetros do IQA_{CETESB} e respectivos pesos.

PARÂMETROS	PESOS RELATIVOS
1 – Oxigênio Dissolvido (OD)	0,17
2 – Coliformes Fecais (Termotolerantes)	0,15
3 - pH	0,12
4 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,10
5 – Temperatura	0,10
6 – Nitrogênio Total	0,10

7 – Fósforo Total	0,10
8 – Turbidez	0,08
9 – Resíduo Total	0,08

Assim como a CETESB que criou o IQA_{CETESB} , outras instituições de gestão ambiental no Brasil adaptaram o WQI da NSF (2007) as suas necessidades com algumas diferenças nos parâmetros utilizados, na curva de normalização dos parâmetros, nos pesos atribuídos aos parâmetros e na classificação dos valores do IQA em categorias. Na Tabela 2 está relacionada às diferentes classificações dos valores do IQA em categorias adotadas nos estados brasileiros de acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2005).

Tabela 2 – Classificação dos valores do IQA em categorias adotada nos estados brasileiros

Valor do IQA (Estados: AP, MG, MT, PR, RS)	Valor do IQA (Estados: BA, GO, ES, MS, SP)	Categoria	Cor
91 - 100	80 - 100	Ótima	
71 - 90	52 - 79	Boa	
51 - 70	37 - 51	Aceitável	
26 - 50	20 - 36	Ruim	
0 - 25	0 - 19	Péssima	

O Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM, utilizando os mesmos parâmetros do índice da National Sanitation Foundation, NSF (2007) determinou através de regressões polinomiais, as equações a serem utilizadas para o cálculo do seu índice de qualidade de água, IGAM (2005). O índice utilizado pelo IGAM é semelhante ao da CETESB com ajustes nas equações que normalizam os valores de entrada de cada parâmetro e com a categorização dos resultados finais em diferentes faixas de valores.

A metodologia original do índice da National Sanitation Foundation, NSF (2007) foi modificada também por Conesa Fernandes-Vitora resultando no Índice Subjetivo de Qualidade de Água, Conesa (1997) apud Lermontov (2009) que estabelece outras curvas de normalização e pesos relativos para os parâmetros utilizados. Neste índice o resultado da média ponderada dos valores normalizados dos parâmetros de qualidade de água é no final multiplicado por uma constante k cujos valores variam entre 0,25 e 1 em intervalos de 0,25. Essa constante é obtida a partir da observação visual da amostra de água coletada onde 0,25

corresponde a uma amostra com aspecto de muito poluída e 1 a uma amostra de água aparentemente limpa segundo equação 10.

$$IQA_{\text{subjetivo}} = k \frac{\sum C_i \times P_i}{\sum P_i} \quad (10)$$

Onde:

k é a constante subjetiva.

C_i é o valor do parâmetro após a normalização pelas curvas de (CONESA, 1997 apud LERMONTOV, 2009).

P_i é o peso do parâmetro conforme estabelecido por (CONESA, 1997 apud LERMONTOV, 2009).

Fernández (2004) faz uma revisão comparativa entre diferentes índices de qualidade de água e mostra que um fator comum entre esses índices está na sua estrutura de cálculo baseada em três etapas:

- i. Seleção das variáveis de qualidade de água por especialistas de instituições ambientais;
- ii. Determinação das curvas de qualidade que normalizam as variáveis de qualidade de água para uma mesma escala;
- iii. Agregação das variáveis normalizadas através de uma expressão matemática que na maioria das vezes é baseada em uma média aritmética ou geométrica.

Na análise dos diversos índices, entre as variáveis de qualidade de água mais comuns, aparecem o Oxigênio Dissolvido – OD, a Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO, o Fósforo Total, os Nitratos e o Coliformes Fecais.

De acordo com Fernández et al (2004) é difícil estabelecer um único índice de qualidade de água como uma solução definitiva. Cada instituição, entretanto, deve buscar uma metodologia própria que atenda as circunstâncias em que deseja aplicar o seu índice.

Silva; Jardim (2006) propõem um índice voltado para a proteção das comunidades aquáticas que, além de explicitar a necessidade da manutenção da vida aquática, alerta para que a manutenção dessa vida seja norteadora do controle de fontes emissoras de poluentes. Neste índice são utilizadas apenas duas variáveis de qualidade de água, amônia total e oxigênio dissolvido conforme a equação 11.

$$IQA_{PVA} = \text{Min}(\text{Amônia Total}_n, \text{OD}_n) \quad (11)$$

Onde:

IQA_{PVA} é o índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática

Amônia Total_n é a concentração normalizada da amônia total

OD_n é a concentração normalizada do oxigênio dissolvido

O resultado do IQA_{PVA} é o menor valor normalizado das variáveis ambientais amônia total e oxigênio dissolvido consideradas no cálculo. A normalização das variáveis consiste em relacionar os valores numéricos de suas concentrações em uma escala de 0 a 100, com o valor 100 representando a melhor qualidade ambiental.

Essa metodologia aplica o princípio do operador mínimo. Utilizando a variável com o menor valor, operador mínimo, o IQA_{PVA} é similar ao conceito de nutriente-limitante utilizado no estudo da eutrofização, onde um componente pode definir o estado das águas.

A maioria dos índices propostos na literatura não incorpora variáveis de qualidade de água relacionadas a substâncias tóxicas. Para preencher essa lacuna, Brown *et al.* (1970) recomendam a utilização do Índice de Toxicidade - IT, baseado na concentração de poluentes tóxicos. O valor desse índice é 0 ou 1 dependendo da presença ou a ausência desses poluentes acima do seu limite máximo admissível.

Cude (2001) utilizou o Oregon Water Quality Index – OWQI para representar os usos recreativos dos recursos hídricos no estado norte-americano de Oregon. O OWQI é calculado a partir de resultados de 8 variáveis de qualidade de água e utiliza a mesma metodologia do Water Quality Index – WQI (NSF, 2007).

3.2 Índices de Qualidade de Água e Lógica Fuzzy

Atualmente existem algumas propostas de índices de qualidade de água desenvolvidos com base na lógica nebulosa.

Icaga (2007) propõe uma modelagem baseada em lógica nebulosa para o enquadramento de rios em classes de uso. Uma aplicação dessa metodologia para parâmetros físico-químicos realizada no “Eber Lake”, na Turquia, demonstra a aplicabilidade desse índice.

Ocampo-Duque *et al.* (2006) desenvolveram o Fuzzy Water Quality - FWQ, utilizando 27 parâmetros de qualidade de água divididos em 5 grupos. Os resultados desse índice,

aplicados aos dados de 2002 a 2004 no Ebro River no trecho dentro da Catulinia na Espanha, foram comparados com os do Water Quality Index – WQI (NSF, 2007).

Lermontov (2009) propõe um novo índice de qualidade das águas, o Índice Nebuloso de Qualidade das Águas (INQA), baseado em lógica nebulosa e compara os resultados obtidos com índices calculados através das diversas metodologias já propostas. No INQA foram utilizados os nove parâmetros que compõem o IQA_{CETESB} , temperatura, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez e os respectivos conjuntos nebulosos foram criados com base nos intervalos, curvas e equações utilizados no IQA_{CETESB} . Lermontov (2009) comparou os resultados do INQA com os resultados dos outros índices utilizando os dados de 4 pontos da rede de monitoramento da CETESB no rio Pardo, no Estado de São Paulo, referentes aos anos de 2004 a 2006. De acordo com Lermontov (2009) o INQA mostrou-se confiável e compatível com as outras metodologias tradicionais.

4 METODOLOGIA FUZZY PROPOSTA PARA O NOVO ÍNDICE

O desenvolvimento do Índice de Qualidade de Água, para ambiente lótico, usando lógica fuzzy, o IQA_{FAL} , foi realizado nas cinco etapas a seguir não necessariamente de forma seqüencial.

1. Escolha das variáveis de qualidade de água (variáveis linguísticas).

Nessa etapa foram selecionadas as variáveis de qualidade de água consideradas determinantes para a implementação do IQA_{FAL} .

2. Definição dos universos de discursos.

Etapa onde foram definidos os universos de discursos e os conjuntos nebulosos para cada variável de qualidade de água.

3. Definição das funções de pertinência.

Etapa em que foram estabelecidas as funções de pertinência para cada conjunto nebuloso.

4. Determinação dos sub-índices.

Nesta etapa foram determinados os sub-índices usados como entradas para o índice de qualidade de água final e as variáveis de qualidade de água que compõe os sub-índices.

5. Construção das bases de regras.

Etapa onde foram estabelecidas as regras, antecedente, consequente para cada sub-índice e para o índice final o IQA_{FAL} .

Todas as etapas foram desenvolvidas a partir de um amplo debate com a equipe de especialistas em qualidade de água do Instituto Estadual do Ambiente – INEA². Diversas versões do IQA_{FAL} foram implementadas durante o desenvolvimento, onde diferentes combinações de variáveis de qualidade de água, domínios, funções de pertinência, sub-índices e base de regras foram propostas, testadas, criticadas e posteriormente modificadas num processo iterativo e iterativo até a versão final.

4.1 As Variáveis Lingísticas de Qualidade de Água Utilizadas no IQA_{FAL}

A versão final do IQA_{FAL} utiliza sete variáveis de qualidade de água (Tabela 3) na sua formulação. Duas variáveis biológicas que buscam descrever o equilíbrio do ecossistema

² Instituição de planejamento e controle ambiental do Estado do Rio de Janeiro criada em 2007 com a fusão da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente - FEEMA, o Instituto Estadual de Florestas - IEF e a Superintendência de Rios e Lagoas - SERLA.

aquático. Duas variáveis químicas que representam o potencial de eutrofização do ambiente, assim como o grau de contaminação por esgotos. Duas variáveis representativas da dinâmica de oxigênio (disponibilidade e consumo). Uma variável indicadora do grau de contaminação da água por fezes, que representa indiretamente o nível de risco de contaminação por doenças de veiculação hídrica.

Tabela 3 - Variáveis de qualidade de água utilizadas no IQAFAL.

Tipo	Nome	Método
Biológicas	Índice de Diversidade de Shannon-Weaver	(SHANNON, 1948)
	Densidade de Cianobactérias	Câmara de Utermohl e quantificação por campos aleatórios
Nutrientes	Fósforo Total	Colorimetria
	Nitrogênio Amoniacal	Colorimetria
Oxigênio	Oxigênio Dissolvido	Oxímetro
	Demanda Bioquímica de Oxigênio	Winkler modificado
Bacteriológica	Coliformes Fecais (Termotolerantes)	Colillert bancado

4.1.1 As Variáveis Biológicas

Os organismos fitoplanctônicos foram escolhidos como descritores biológicos das condições da água no cálculo do IQA_{FAL} . Duas variáveis relativas ao fitoplâncton (número de taxa³ identificadas e o número de indivíduos de cada táxon) são aplicadas no cálculo do Índice de Diversidade de Shannon-Weaver o qual é usado diretamente como a primeira variável biológica de qualidade de água na formulação do IQA_{FAL} .

O número de células de Cianobactérias, um grupo específico de organismos planctônicos, é a segunda variável biológica de qualidade de água utilizada na formulação do IQA_{FAL} .

³ Táxon (plural Taxa) – indivíduo identificado e quantificado como uma unidade de classificação. Na biologia pode ser um gênero, classe, família ou mesmo uma espécie.

Vários argumentos foram propostos pelos especialistas do INEA para justificar a escolha dos organismos fitoplanctônicos como representativos das condições biológicas da água no IQA_{FAL}. Entre eles podemos destacar:

- As rápidas respostas que essa comunidade pode expressar às alterações ambientais (REYNOLDS, 1997; PADISÁK et al, 2006).
- O estudo da dinâmica das comunidades fitoplanctônicas, juntamente com outros parâmetros físico-químicos, pode ajudar a compreender importantes aspectos da qualidade da água, e mesmo fornecer indicações de tendências de mudanças estruturais no ecossistema aquático (REYNOLDS, 2006).
- Alguns padrões de resposta do fitoplâncton a modificações das condições de um ecossistema permitem a predição de acidentes e avaliação da qualidade ambiental (FEEMA, 2005).
- Florações de organismos fitoplanctônicos tóxicos representam um risco a mais para o ambiente, podendo afetar a biota local e a saúde pública (AZEVEDO, 1998).
- Por ser o produtor primário da cadeia alimentar, isto é, o primeiro nível da produtividade aquática, da qual dependem os demais seres da biota para se alimentarem, o fitoplâncton permite descrever as condições de equilíbrio do ecossistema (SHUBERT, 1984).

Concluindo, as variáveis biológicas de qualidade de água utilizadas na formulação final do IQA_{FAL} são:

Índice de Diversidade de Shannon-Weaver, aplicado à comunidade fitoplanctônica presente na amostra de água. A Diversidade de Shannon- Weaver, baseada na Teoria Matemática da Comunicação, Shannon (1948), é calculada com base no número de taxa identificado no fitoplâncton e no número de indivíduos de cada táxon, conforme a equação 12.

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (12)$$

Onde p_i é a abundância relativa do táxon i , calculada pela proporção dos indivíduos do táxon i em relação ao número total dos indivíduos presentes na amostra e, S é o número de taxa presentes na amostra. Esse índice é bastante utilizado em estudos ecológicos e depende da riqueza de espécies (número de espécies ou taxa) assim como da equitabilidade (uniformidade com que o número de indivíduos é distribuído em relação às espécies ou taxa).

A diversidade se refere ao estudo das relações quantitativas entre a riqueza de diferentes categorias biológicas e a abundância relativa de espécies dentro das comunidades, Santos (2009). O índice de diversidade busca quantificar a complexidade estrutural, a riqueza específica como respostas às interações bióticas e abióticas de uma comunidade ecológica.

A Diversidade de Shannon-Weaver é uma variável contínua. O universo de discurso considerado foi de 0 (bits/indivíduo) até 5 (bits/indivíduo).

Densidade de Cianobactérias

A Densidade de Cianobactérias foi expressa pelo número de células presentes em um litro de amostra. A presença desses microorganismos representa um risco real para a saúde pública em função das potentes toxinas, de efeito hepatotóxico e neurotóxico para o homem, que são capazes de produzir, Chorus; Bartram (1999). De acordo com o proposto pela Portaria 518 do Ministério da Saúde, Brasil (2004), é recomendado o monitoramento desses organismos em águas destinadas ao abastecimento público, no sentido de acompanhar a evolução qualitativa e quantitativa dessa comunidade e, portanto, orientar condutas apropriadas.

A Densidade de Cianobactérias é uma variável discreta que teoricamente pode assumir qualquer valor entre 0 (células/litro) e um valor indeterminado, em função de diversas variáveis, destacando-se o grau de trofia da água, nível de insolação, temperatura e a hidrodinâmica. O universo de discurso considerado no índice desenvolvido foi de 0 (células/litro) até 10^4 (células/litro) pois, para o IQA_{FAL}, qualquer resultado acima de 10^4 (células/litro) está dentro do conjunto nebuloso da categoria “PÉSSIMO”.

4.1.2 Nutrientes

Fósforo Total

O Fósforo Total é um importante indicador de despejo de esgotos sanitários. Os detergentes de uso doméstico são a principal fonte dessa substância. Além disso, a indústria química em geral, principalmente a de fertilizantes e pesticidas podem apresentar um aporte significativo de fósforo para os corpos d'água. O fósforo e o nitrogênio são macronutrientes associados a importantes processos do metabolismo primário dos organismos vivos e concentrações altas destas substâncias propiciam a eutrofização do corpo d'água que se caracteriza por uma excessiva proliferação de algas (ESTEVEZ, 1998).

O fósforo total é uma variável contínua que teoricamente pode assumir qualquer valor entre 0 (mg/L) e um valor indeterminado que está diretamente relacionado a intensidade de lançamentos de esgoto no corpo d'água. O universo de discurso considerado no índice desenvolvido foi de 0 (mg/L) até 0,2 (mg/L) pois, para o IQA_{FAL} , qualquer resultado acima de 0,2 (mg/L) está dentro do conjunto nebuloso da categoria “PÉSSIMO”.

Nitrogênio Amoniacal

Assim como o fósforo, a principal fonte de nitrogênio é o despejo de esgotos sanitários. Algumas atividades industriais como a química, petroquímica, farmacêutica também podem contribuir para o aumento da presença de nitrogênio nas águas. Além disso, os processos biológicos de fixação do nitrogênio da atmosfera nas células de procariontes fotossintetizantes, como algumas cianobactérias, ajudam a manter a presença dessa substância na água. O nitrogênio amoniacal é uma das formas reduzidas do nitrogênio e níveis elevados dessa substância podem indicar a proximidade de fontes de lançamento de esgoto sanitário. Assim como o fósforo, níveis elevados dessa substância provocam o enriquecimento do meio, tornando-o mais fértil e possibilitando a eutrofização do corpo d'água (ESTEVES, 1998).

O nitrogênio amoniacal é uma variável contínua que teoricamente pode assumir qualquer valor entre 0 (mg/L) e um valor indeterminado relacionado aos lançamentos de esgoto. O universo de discurso considerado foi de 0 (mg/L) até 1 (mg/L) pois, para o IQA_{FAL} , qualquer resultado acima de 1 (mg/L) está dentro do conjunto nebuloso da categoria “PÉSSIMO”.

4.1.3 Oxigênio

Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido na água é proveniente principalmente das atividades metabólicas dos organismos fotossintetizantes. A troca de gases com a atmosfera representa uma fonte adicional. A diferença de pressão, a temperatura e a salinidade alteram sua solubilidade. As características hidráulicas do meio determinam a taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido através da superfície. Cursos d'água encachoeirados apresentam uma maior taxa de aeração do que represas. O oxigênio dissolvido é um dos mais importantes indicadores de qualidade de água, uma vez que sua concentração é determinante para a vida aquática aeróbica.

O oxigênio dissolvido é uma variável contínua que teoricamente pode assumir qualquer valor entre 0 (mg/L) e um valor indeterminado dependendo da temperatura da água e da pressão atmosférica e hidrodinâmica do corpo d'água. O universo de discurso considerado foi de 0 (mg/L) até 15 (mg/L) pois, para o IQA_{FAL} , qualquer resultado acima de 15 (mg/L) está dentro do conjunto nebuloso da categoria “SUPERSSATURACÃO”.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Essa variável indica indiretamente a quantidade de matéria orgânica na água. Ela é definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A origem mais comum da DBO é o lançamento de esgotos sanitários no corpo d'água. Níveis muito altos de DBO podem acarretar um consumo excessivo do oxigênio dissolvido, o que pode levar a água a condições anóxicas.

O demanda bioquímica de oxigênio é uma variável contínua que teoricamente pode assumir qualquer valor entre 0 (mg/L) e um valor indeterminado dependendo da quantidade de matéria orgânica em processo de decomposição aeróbica. O universo de discurso considerado foi de 0 (mg/L) até 10 (mg/L) pois, para o IQA_{FAL} , qualquer resultado acima de 10 (mg/L) está dentro do conjunto nebuloso da categoria “PÉSSIMO”.

4.1.4 Bacteriológica

Coliformes Fecais (Termotolerantes)

Os coliformes fecais ou termotolerantes são um importante indicador de contaminação por fezes de animais de sangue quente. A presença desses organismos é um forte indício de lançamento de esgoto sanitário não tratado no corpo d'água. A importância da presença de coliformes termotolerantes na água está diretamente ligada à possibilidade de contaminação por doenças de veiculação hídrica. Este é um importante indicador de risco para saúde pública.

O coliforme fecal é uma variável discreta que teoricamente pode assumir qualquer valor entre 0 (NMP/100ml) e um valor indeterminado diretamente relacionada a carga de esgotos sem tratamento que chega ao corpo d'água. O universo de discurso considerado foi de 0 (NMP/100ml) até 4000 (NMP/100ml) pois, para o IQA_{FAL} , qualquer resultado acima de 4000 (NMP/100ml) está dentro do conjunto nebuloso da categoria “CRÍTICO”.

4.2 Os Conjuntos Nebulosos e as Funções de Pertinência

Nesta etapa foram estabelecidos, para cada termo lingüístico, os limites do conjunto nebuloso e as funções de pertinência correspondentes. Os limites de cada conjunto nebuloso foram determinados a partir de uma ampla discussão entre os especialistas em qualidade de água do INEA tendo como referência seu conhecimento e experiência profissional associados aos valores indicados pela legislação CONAMA 357/05, Brasil (2005) como padrões para a classe II.

As variáveis biológicas (Diversidade Shannon Weaver e Densidade de Cianobactérias) foram particionadas em cinco conjuntos nebulosos para os quais foram atribuídos os termos lingüísticos: PÉSSIMO, RUIM, REGULAR, BOM e EXCELENTE (Figura 6 e Figura 7).

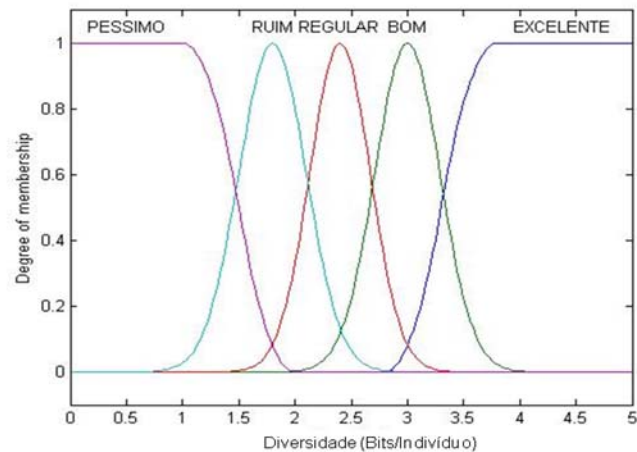


Figura 6 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Diversidade de Shannon Weaver.

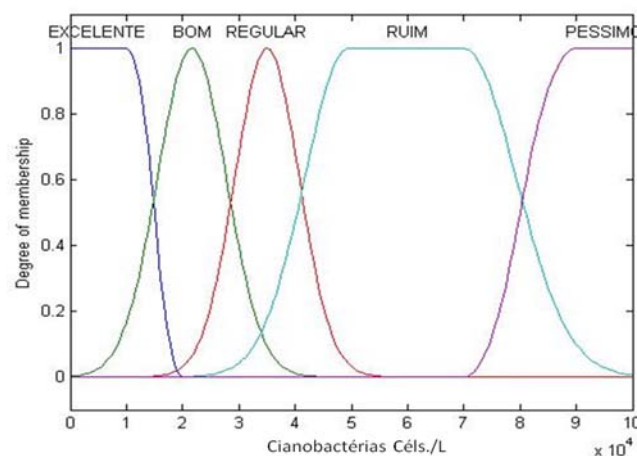


Figura 7 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Densidade de Cianobactérias.

As variáveis, Fósforo Total e Nitrogênio Amoniacal, que formam o grupo chamado de nutrientes, foram particionadas em cinco conjuntos nebulosos para os quais foram atribuídos

os termos linguísticos: PÉSSIMO, RUIM, REGULAR, BOM e EXCELENTE (Figura 8 e Figura 9).

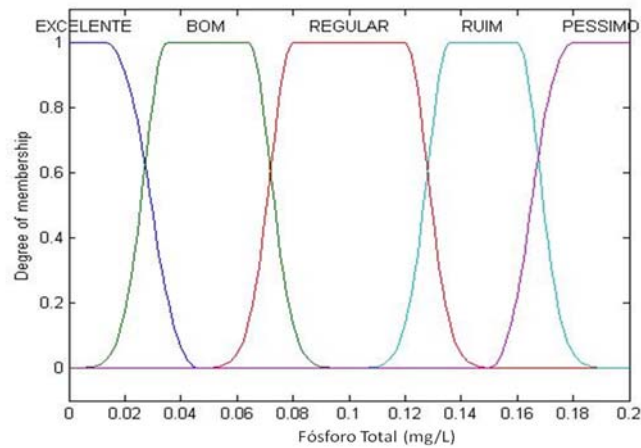


Figura 8 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Fósforo Total.

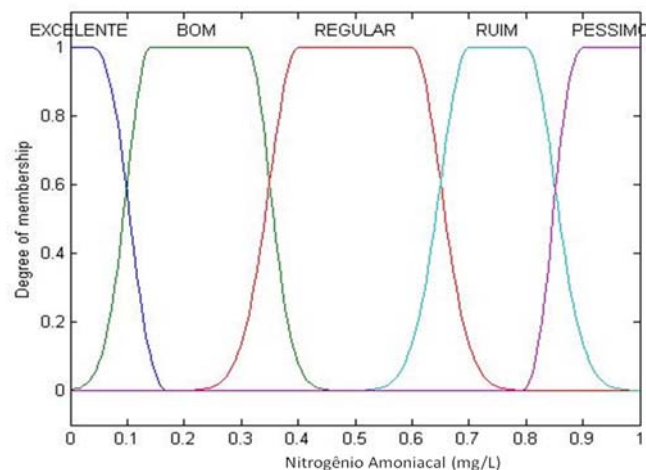


Figura 9 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Nitrogênio Amoniacal.

A variável, Oxigênio Dissolvido (OD), que representa a dinâmica do Oxigênio no corpo d'água, foi particionada em cinco conjuntos nebulosos para os quais foram atribuídos os termos linguísticos: ANOXIA, RUIM, REGULAR, BOM e SUPERSSATURAÇÃO.

Para essa variável foi criada uma categoria denominada "ANOXIA" cujo conjunto nebuloso correspondente contém os valores que variam entre 0 mg/L e 3 mg/L aproximadamente, considerada como a faixa de concentrações de oxigênio onde o ambiente aquático não dispõe de uma concentração mínima suficiente para garantir a sobrevivência da maioria das espécies ou para oxidar a matéria orgânica presente no meio.

Foi criada outra categoria denominada "SUPERSSATURAÇÃO" cujo conjunto nebuloso correspondente contém os valores superiores a 10 mg/L aproximadamente, considerada como a faixa de concentrações de oxigênio onde o ambiente aquático está com

um nível de oxigênio alto, normalmente em consequência de uma grande quantidade de macronutrientes presentes na água, causando um aumento no número de organismos fotossintetizantes o que caracteriza um estado de eutrofização do corpo d'água. A Figura 10 ilustra os conjuntos nebulosos criados para a variável Oxigênio Dissolvido.

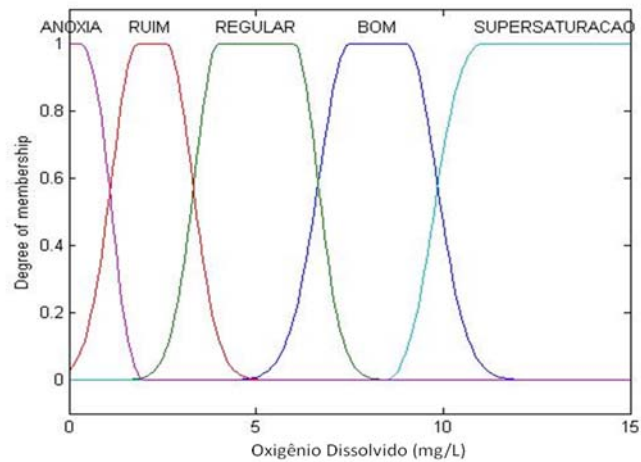


Figura 10 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Oxigênio Dissolvido.

A variável, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que também representa a dinâmica do Oxigênio no corpo d'água, foi particionada em cinco conjuntos nebulosos para os quais foram atribuídos os termos linguísticos: PÉSSIMO, RUIM, REGULAR, BOM e EXCELENTE (Figura 11).

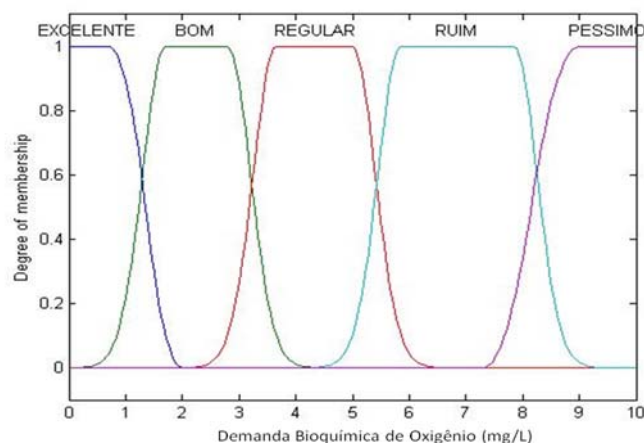


Figura 11 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Demanda Bioquímica de Oxigênio.

A variável bacteriológica, Coliformes Fecais ou Termotolerantes, que indica o risco de contaminação do corpo d'água por doenças de veiculação hídrica, foi particionada em cinco

conjuntos nebulosos para os quais foram atribuídos os termos linguísticos: CRÍTICO, RUIM, REGULAR e BOM (Figura 12).

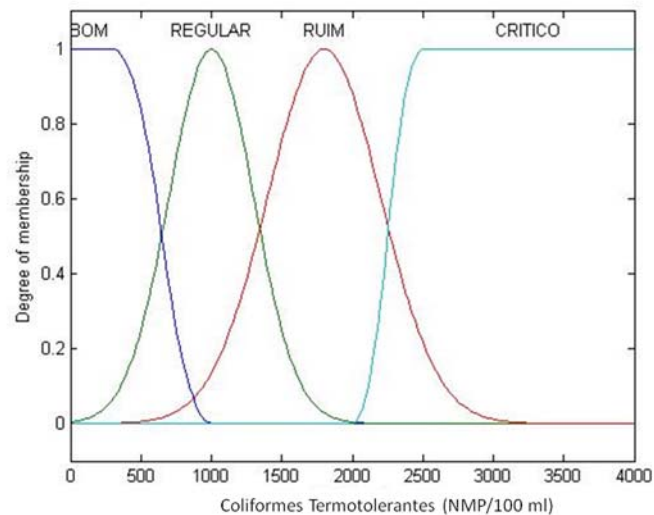


Figura 12 - Conjuntos nebulosos criados para a variável Coliforme Termotolerantes.

Algumas considerações são importantes para explicar as faixas de variação adotadas para as funções de pertinência do parâmetro Coliformes Termotolerantes no cálculo do IQA fuzzy.

Segundo a Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) a classificação na Classe 2 dos corpos hídricos de água doce se destinam:

- Ao abastecimento humano, após tratamento convencional;
- À proteção das comunidades aquáticas;
- À aquicultura e à atividade de pesca;
- À irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e de lazer nos quais o público possa vir a ter contato direto; e
- À recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme a Resolução CONAMA 274/00 (BRASIL, 2001).

A Resolução CONAMA 274/00, Brasil (2001) especifica que as águas doces são consideradas impróprias para contato primário em relação ao padrão de Coliformes Termotolerantes, quando no trecho avaliado for verificada uma das seguintes ocorrências:

- Não atendimento aos critérios estabelecidos para as águas próprias - sendo o critério de Satisfatória quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver no máximo 1.000

Coliformes Fecais (termotolerantes) ou 800 *Escherichia coli* ou 100 Enterococos por 100 mililitros; ou

- Quando o valor obtido na última amostragem for superior a 2500 coliformes termotolerantes ou 2000 *Escherichia coli* ou 400 enterococos por 100 mililitros.

Como o cálculo do IQA_{FAL} é feito com os resultados de cada amostra individualmente, (não são utilizados os resultados de um conjunto de amostras) o valor estabelecido como o início da função de pertinência para domínio “Crítico” foi de 2500 coliformes termotolerantes. O critério estabelecido para o Coliforme foi equivalente, na legislação, ao valor obtido na última amostragem uma vez que apenas um resultado é utilizado no cálculo do IQA_{FAL} .

4.3 Determinação dos Sub-Índices

A modelagem usando-se lógica fuzzy não costuma ser prática com mais de quatro variáveis de entrada devido ao crescimento exponencial das regras o que torna difícil a criação e gerenciamento das mesmas. Para contornar essa limitação costuma-se dividir as variáveis de entrada em sistemas fuzzy intermediários e usar a saída desses sistemas como entrada para o sistema final. Neste trabalho optou-se por usar apenas subsistemas com duas variáveis de entrada. Na modelagem do IQA_{FAL} as sete variáveis de qualidade de água escolhidas, foram divididas em grupos de duas que deram origem a sub-índices que por sua vez foram usados como entrada para o índice final (Figura 13).

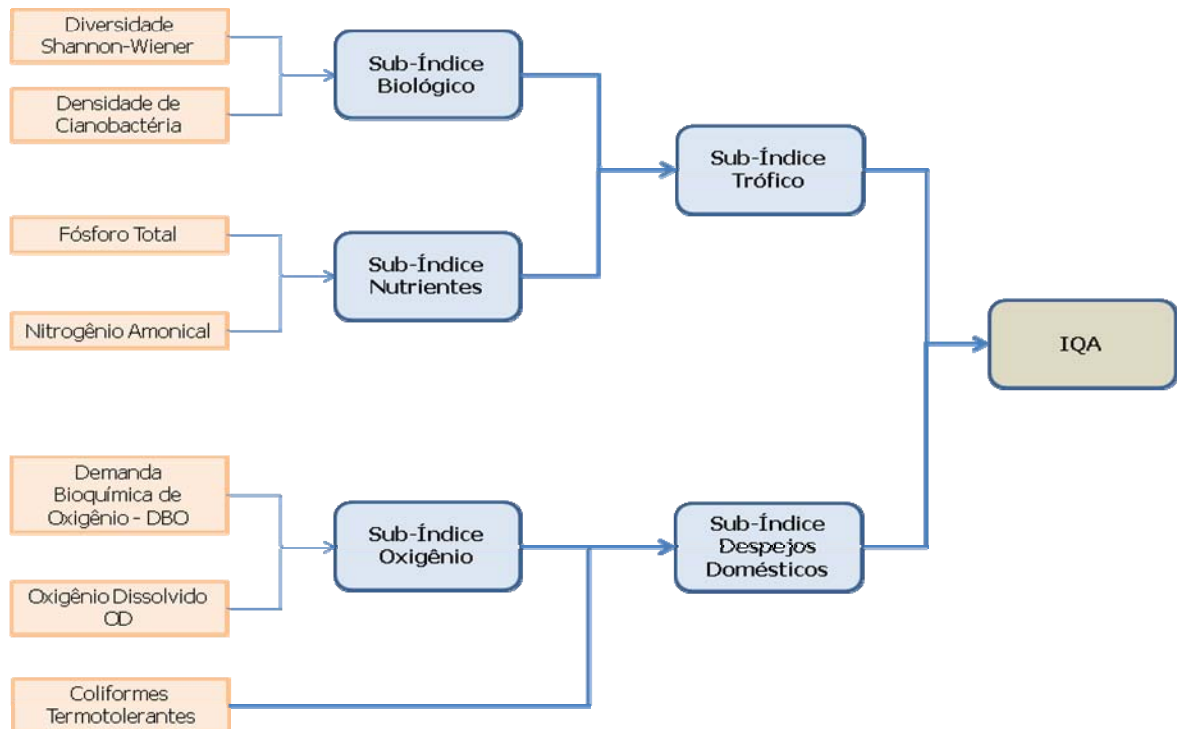


Figura 13 - Fluxograma dos Sub-Índices que formam o IQA_{FAL}

Em seguida foram estipulados os conjuntos nebulosos e determinadas as respectivas funções de pertinência para cada sub-índice e para o índice final, o IQA_{FAL} .

O universo de discurso do índice final, o IQA_{FAL} , assim como todos os sub-índices, vai de 0 até 100 onde 0 representa a pior qualidade e 100 a melhor qualidade. Dentro desse intervalo foram estabelecidos cinco conjuntos nebulosos para os quais foram atribuídos os termos lingüísticos PÉSSIMO, RUIM, REGULAR, BOM e EXCELENTE, onde os piores resultados são os valores contidos no conjunto nebuloso PÉSSIMO e os melhores no conjunto nebuloso EXCELENTE.

As os termos lingüísticos utilizados no IQA_{FAL} e nos seus sub-índices foram determinados com base nas categorias utilizadas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM, que adaptou o IQA CETESB e dividiu extensão de variação desse índice em cinco categorias (IGAM, 2005) (Tabela 4). O IQA_{FAL} e todos os seus sub-índices foram divididos em cinco conjuntos nebulosos com limites semelhantes ao do índice do IGAM exceto nos nomes das categorias “MUITO RUIM” do IGAM que foi nominada no IQA_{FAL} como PÉSSIMO e na categoria “MÉDIO” do IGAM que foi nominada no IQA_{FAL} como REGULAR.

Tabela 4 - Categorias do IQA desenvolvido pelo IGAM (IGAM, 2005).

Nível de Qualidade	Faixa
Excelente	$90 < IQA \leq 100$
Bom	$70 < IQA \leq 90$
Médio	$50 < IQA \leq 70$
Ruim	$25 < IQA \leq 50$
Muito Ruim	$0 \leq IQA \leq 25$

O Sub-Índice Biológico foi modelado com duas variáveis biológicas de qualidade de água (Diversidade Shannon Weaver e Densidade de Cianobactérias) e foi particionado em cinco conjuntos nebulosos para os quais foram atribuídos os termos linguísticos: PÉSSIMO, RUIM, REGULAR, BOM e EXCELENTE (Figura 14). Quanto maior o valor do Sub-Índice Biológico melhor é a qualidade da água do ponto de vista das variáveis biológicas.

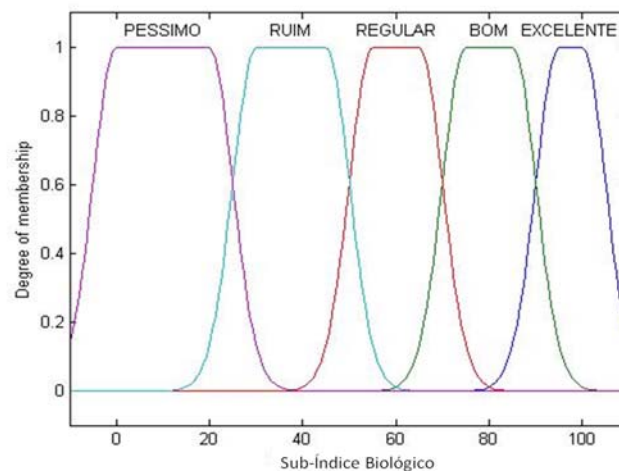


Figura 14 - Conjuntos nebulosos criados para o Sub-Índice Biológico.

O Sub-Índice Nutrientes foi modelado com duas variáveis de qualidade de água (Fósforo Total e Nitrogênio Amoniacal) e foi particionado em cinco conjuntos nebulosos para os quais foram atribuídos os termos linguísticos: PÉSSIMO, RUIM, REGULAR, BOM e EXCELENTE (Figura 15). Quanto maior o valor do Sub-Índice Nutriente melhor é a qualidade da água do ponto de vista dos macronutrientes que indicam o risco de eutrofização do corpo d'água.

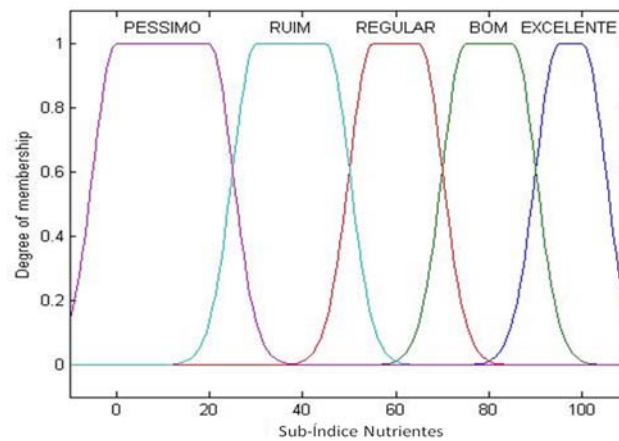


Figura 15 - Conjuntos nebulosos criados para o Sub-Índice Nutrientes.

O Sub-Índice Oxigênio foi modelado com as variáveis (Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e foi particionado em cinco conjuntos nebulosos para os quais foram atribuídos os termos linguísticos: PÉSSIMO, RUIM, REGULAR, BOM e EXCELENTE (Figura 16). Quanto maior o valor do Sub-Índice Oxigênio melhor é a qualidade da água do ponto de vista dos metabolismos de oxigênio relativos às atividades metabólicas dos organismos fotossintetizantes, da troca de gases com a atmosfera, assim como indiretamente da quantidade de matéria orgânica na água.

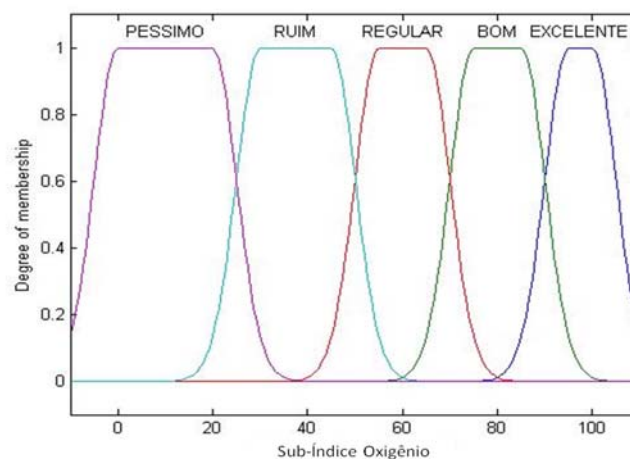


Figura 16 - Conjuntos nebulosos criados para o Sub-Índice Oxigênio.

Em uma segunda etapa o Sub-Índice Biológico e o Sub-Índice Nutrientes foram usados como variáveis de entrada para o Sub-Índice Trófico que foi particionado em cinco conjuntos nebulosos para os quais foram atribuídos os termos linguísticos: PÉSSIMO, RUIM,

REGULAR, BOM e EXCELENTE (Figura 17). Quanto maior o valor do Sub-Índice Trófico, melhor é a qualidade da água do ponto de vista da dinâmica das comunidades fitoplanctônicas presentes no meio, do risco de eutrofização do corpo d'água e do lançamento de esgotos ricos em matéria orgânica.

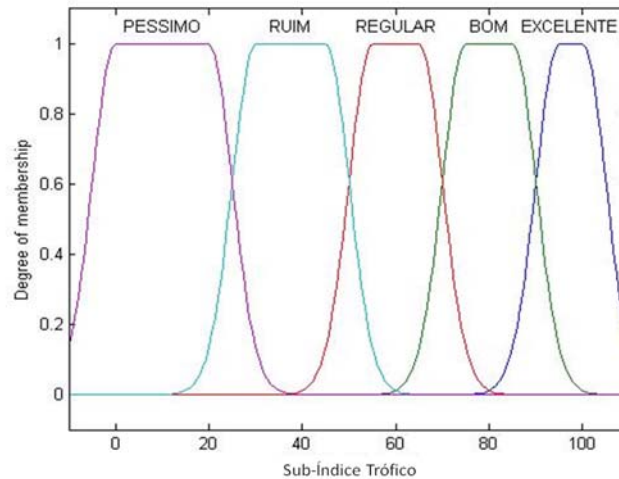


Figura 17 - Conjuntos nebulosos criados para o Sub-Índice Trófico.

Nessa segunda etapa também o Sub-Índice Oxigênio e a variável Coliformes Termotolerantes foram usados como variáveis de entrada para o Sub-Índice Despejos Domésticos que foi particionado em cinco conjuntos nebulosos para os quais foram atribuídos os termos linguísticos: PÉSSIMO, RUIM, REGULAR, BOM e EXCELENTE (Figura 18). Quanto maior o valor do Sub-Índice Despejos, melhor é a qualidade da água do ponto de vista do lançamento de esgotos ricos em matéria orgânica e do risco de contaminação por doenças de veiculação hídrica.

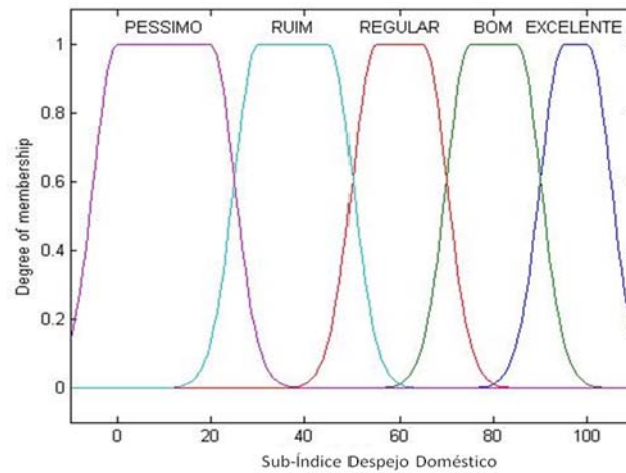


Figura 18 - Conjuntos nebulosos criados para o Sub-Índice Despejo Doméstico.

Finalmente, o Sub-Índice Tráfico, juntamente com o Sub-Índice Despejos Domésticos, foram utilizados como variáveis de entrada para o IQA_{FAL} o qual foi particionado em cinco conjuntos nebulosos para os quais foram atribuídos os termos linguísticos: PÉSSIMO, RUIM, REGULAR, BOM e EXCELENTE (Figura 19).

Os termos linguísticos escolhidos para o IQA_{FAL} são semelhantes às categorias utilizadas no IQA_{CETESB} , CETESB (2010) com o propósito de comparar os resultados desses dois índices aplicados a uma mesma série histórica de dados de qualidade de água.

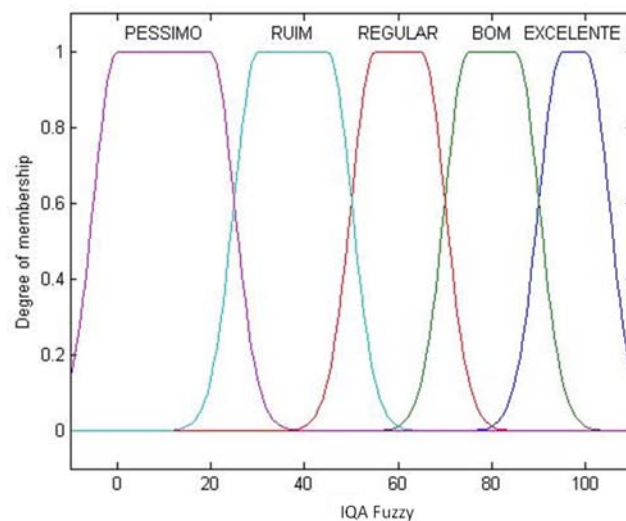


Figura 19 - Conjuntos nebulosos criados para o IQA Fuzzy.

4.4 Construção da Base de Regras

Nesta etapa foi criada a base de regras para cada sub-índice e para o índice final o IQA_{FAL}. As Tabelas: 5, 6, 7, 8, 9, 10 mostram a base de regras criada para cada sub-índice e para o índice final o IQA_{FAL}.

Tabela 5 – Base de regras para o Sub-Índice Biológico.

		Cianobactérias				
		Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
Diversidade	Excelente	Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
	Bom	Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
	Regular	Bom	Regular	Regular	Ruim	Péssimo
	Ruim	Regular	Regular	Ruim	Ruim	Péssimo
	Péssimo	Regular	Ruim	Ruim	Péssimo	

Tabela 6 – Base de regras para o Sub-Índice Nutrientes.

		Fósforo Total				
		Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
Amônia	Excelente	Excelente	Excelente	Bom	Regular	Regular
	Bom	Excelente	Bom	Regular	Ruim	Ruim
	Regular	Bom	Bom	Regular	Ruim	Ruim
	Ruim	Regular	Regular	Ruim	Péssimo	Péssimo
	Péssimo	Ruim	Ruim	Péssimo	Péssimo	Péssimo

Tabela 7 – Base de regras para o Sub-Índice Oxigênio.

		DBO				
		Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
OD	Bom	Excelente	Bom	Bom	Regular	Regular
	Regular	Bom	Regular	Regular	Ruim	Ruim
	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Péssimo
	Supersaturação	Péssimo	Péssimo	Péssimo	Péssimo	Péssimo
	Anoxia	Péssimo	Péssimo	Péssimo	Péssimo	Péssimo

Tabela 8 – Base de regras para o Sub-Índice Trófico.

		Sub-Índice Nutrientes				
		Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
Sub-Índice Biológico	Excelente	Excelente	Excelente	Bom	Regular	Ruim
	Bom	Excelente	Bom	Regular	Regular	Ruim
	Regular	Bom	Regular	Regular	Ruim	Ruim
	Ruim	Regular	Regular	Ruim	Ruim	Péssimo
	Péssimo	Regular	Ruim	Ruim	Péssimo	Péssimo

Tabela 9 – Base de regras para o Sub-Índice Despejos Domésticos.

		Coliformes Termotolerantes			
		Bom	Regular	Ruim	Crítico
Sub-Índice Oxigênio	Excelente	Excelente	Bom	Regular	Ruim
	Bom	Bom	Bom	Regular	Ruim
	Regular	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
	Ruim	Regular	Regular	Ruim	Péssimo
	Péssimo	Regular	Ruim	Péssimo	Péssimo

Tabela 10 – Base de regras para o IQA Fuzzy.

		Sub-Índice Despejos Domésticos				
		Excelente	Bom	Regular	Ruim	Péssimo
Sub-Índice Trófico	Excelente	Excelente	Bom	Regular	Ruim	Ruim
	Bom	Excelente	Bom	Regular	Ruim	Ruim
	Regular	Bom	Regular	Regular	Ruim	Pessimo
	Ruim	Regular	Ruim	Ruim	Ruim	Pessimo
	Péssimo	Regular	Ruim	Ruim	Pessimo	Pessimo

Para a implementação dos conjuntos nebulosos, a base de regras e o cálculo do IQA_{FAL} a partir dos Sub-Índices foi utilizado o Fuzzy Logic Toolbox e o Simulink do software MATLAB – Licença da UERJ.

5 ESTUDO DE CASO / RESULTADOS

5.1 Área de Estudo

O rio Paraíba do Sul atravessa 37 municípios do Estado do Rio de Janeiro, numa extensão de 500 km que representa quase a metade do território do estado. A importância desse curso d'água para a população fluminense pode ser descrita principalmente por ele ser essencial para o abastecimento de água de 85% da população da Região Metropolitana.

A bacia do rio Paraíba do Sul engloba uma área de aproximadamente 55.400 Km², distribuída nos Estados de Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro.

Em seu curso, que atravessa importantes pólos industriais do eixo Rio-São Paulo, o Rio Paraíba do Sul sofre com a poluição resultante da falta de cuidados necessários com a qualidade ambiental, o que contribuiu, significativamente, para a degradação da qualidade de suas águas.

No Estado do Rio de Janeiro, a maior concentração industrial encontra-se localizada entre os municípios de Resende, Barra Mansa e Volta Redonda.

Problemas decorrentes da ausência de tratamento dos esgotos domésticos, na maioria das cidades, representam um importante fator de degradação da qualidade das águas dos rios da bacia do rio Paraíba do Sul, bem como um risco à saúde da população.

A falta de saneamento básico no Rio Paraíba do Sul afeta além de grande parte da população dos municípios de sua bacia que dependem de suas águas para o abastecimento público, a região metropolitana do Rio de Janeiro, abastecida pelas águas do Rio Guandu que recebe o desvio das águas do rio Paraíba na altura de Barra do Piraí, através do sistema LIGHT de aproveitamento hidrelétrico.

Além dos impactos causados pela poluição por esgotos sanitários sem o tratamento adequado e pelo despejo de efluentes industriais, o Rio Paraíba do Sul está vulnerável aos riscos eventuais da poluição causada por acidentes nas rodovias e ferrovias que margeiam seu leito e através das quais são transportadas matérias primas e produtos manufaturados muitas vezes de alta periculosidade.

Outra fonte de degradação do Rio Paraíba do Sul decorre dos desmatamentos na sua bacia hidrográfica que causam assoreamento, na medida em que os solos expostos estão sujeitos à ação de agentes exógenos, numa região caracterizada por relevo acidentado e fortemente propenso à erosão.

O Instituto Estadual do Ambiente – INEA, órgão do governo responsável por proteger, conservar e recuperar o meio ambiente do Estado do Rio de Janeiro, monitora através da sua Gerência de Qualidade de Água – GEAG, 39 estações de amostragem no Rio Paraíba do Sul, sendo 17 delas referentes à calha principal (Tabela. 11).

Tabela 11 – Estações de Amostragem monitoradas pelo INEA no Rio Paraíba do Sul.

Estações	Latitude	Longitude	Localização
FN-130	22° 31' 30.97"	44° 43' 30.37"	Reservatório Funil - Queluz
PS-410	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Reservatório Funil- Canal de fuga, saída das turbinas.
PS-413	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Resende
PS-415	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Florianiano - ponte a jusante da Cyanamid
PS-418	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Barra Mansa - ponte a jusante da linha férrea
PS-419	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Barra Mansa - ponte de pedestre/Cimento Tupi
PS-421	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	BR-116 – 1ª. ponte depois de Volta Redonda
PS-423	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Vargem Alegre - sob a ponte na BR-116
PS-425	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Barra do Pirai - entrada para Vassouras
PS-430	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Rio Paraíba - Três Rios
PS-432	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Rio Paraíba - Sapucaia
PS-434	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Rio Paraíba - Itaocara
PS-436	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Rio Paraíba - Portela
PS-439	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Rio Paraíba - São Fidelis
PS-441	22° 31' 44.52"	44° 34' 06.58"	Rio Paraíba - Campos

Neste trabalho foram utilizados os dados das estações de amostragem FN130, PS410, PS413, PS418, PS425, PS430 e PS432.

As informações sobre a parte da área de estudo situada na Bacia do Rio Paraíba do Sul constam dos RELATÓRIOS DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA - Bacia do Rio Paraíba do Sul – Anos 2002 e 2008, FEEMA (2002); INEA (2008).

O rio Guandu localiza-se na Serra do Mar e percorre uma área de 1100 km² que inclui parte dos municípios de Itaguaí, Nova Iguaçu, Queimados, Paracambi, Paulo de Frontin, Vassouras e Miguel Pereira. Ele recebe as águas do rio Paraíba do Sul através de transposição

em Barra do Pirai pela estação elevatória de Santa Cecília. Na usina hidrelétrica da Light, a jusante de Santa Cecília, cerca de 60% da água do Paraíba do Sul é transposta para o rio Guandu, através das canalizações forçadas da usina. O rio Guandu recebe também as águas poluídas dos rios Queimados, Poços, Ipiranga e Cabuçu, e os córregos de Seropédica.

O principal uso das águas do rio Guandu é o tratamento para consumo humano. A água tratada na ETA (Estação de Tratamento de Água) do Guandu é distribuída através de adutoras e consumida por 80% da população da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. A Tabela 12 lista as estações de amostragem do INEA situadas na calha principal do Rio Guandu.

Tabela 12 - Estações de amostragem do INEA situadas na calha principal do Rio Guandu.

Estações	Latitude	Longitude	Localização
GN 200	22° 48' 33.73"	43° 37' 38.23"	Rio Guandu - rua Jerônimo Ramos, perto da barragem antes da tomada d'água, acesso por uma variante logo após a estação de tratamento do Guandu.
GN 201	22° 39' 25.92"	43° 39' 51.19"	Rio Guandu - estrada de Japeri, antes de chegar à cidade de Japeri.

Neste trabalho foram utilizados os dados da estação de amostragem GN200.

As informações sobre a parte da área de estudo situada na Sub-bacia do Rio Guandu constam do RELATÓRIO DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA - Sub-bacia do Rio Guandu - Ano 2008 (INEA, 2008).

A Figura 20 mostra a localização das estações de amostragem onde foram coletados os dados utilizados neste trabalho.

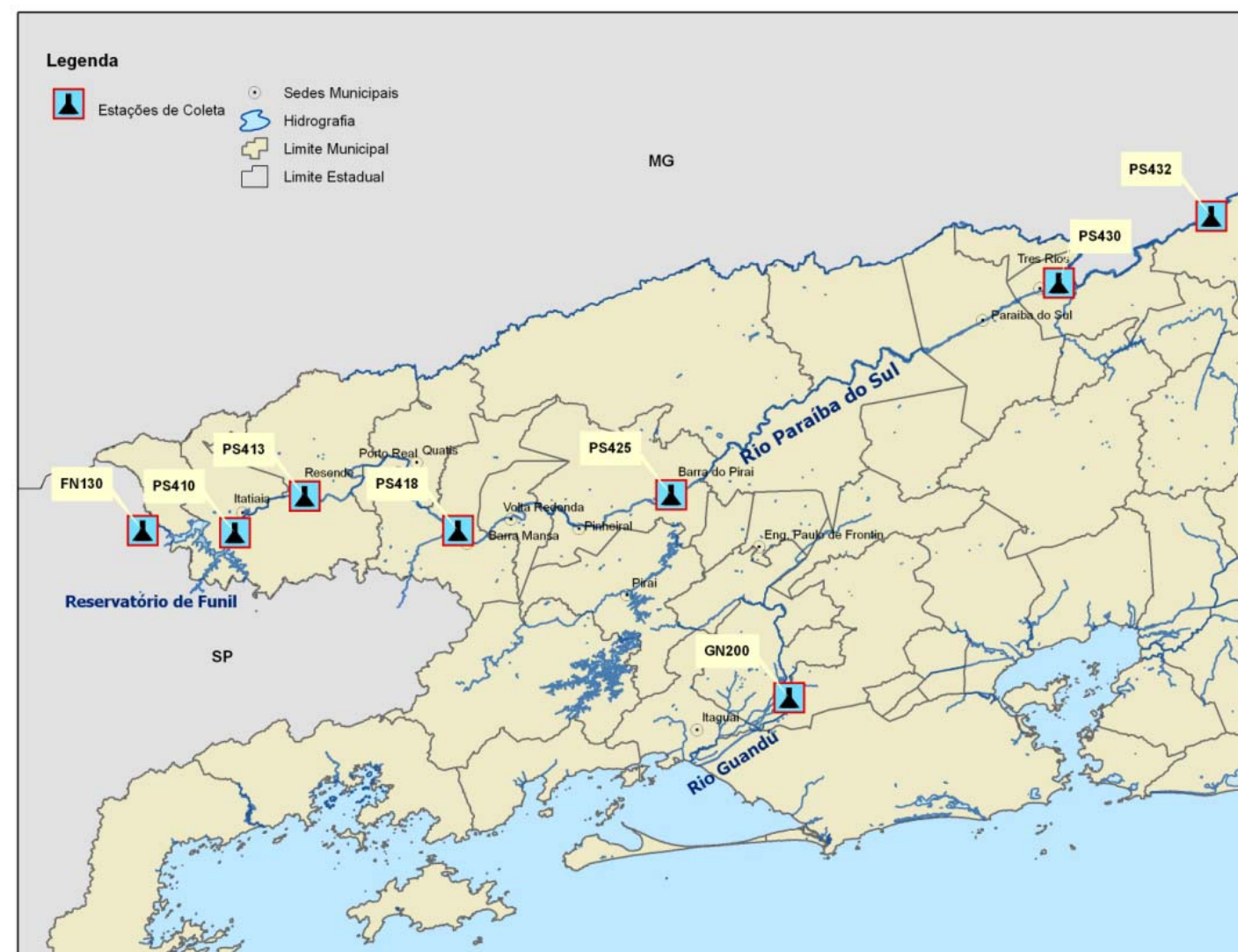


Figura 20 - Mapa com a localização das estações de amostragem utilizadas neste trabalho.

5.2 Resultados do IQA_{FAL}

O IQA_{FAL} foi calculado para todas as amostras, obtidas entre 2002 e 2009, consideradas completas, ou seja, que tinham os resultados de todas as variáveis de qualidade de água utilizadas no cálculo do IQA_{FAL}. O número de amostras completas disponíveis nesta série de dados para o cálculo do IQA_{FAL} não é o mesmo em todas as estações de amostragem. Nas estações localizadas no Rio Paraíba do Sul varia entre 25 e 29 amostras completas e na estação localizada no Rio Guandú é de 62 amostras.

Apesar de o INEA dispor de dados de qualidade de água no Rio Paraíba do Sul e no Rio Guandu anteriores ao ano de 2002, as análises de fitoplâncton nesses corpos d'água só começaram a ser realizadas em 2002. Como o cálculo do IQA_{FAL} não pode prescindir dos dados biológicos só foi possível utilizar nesse trabalho os dados das amostras coletadas a partir do ano de 2002.

O IQA_{FAL} é calculado para cada amostra individualmente. Entretanto, a qualidade da água é descrita nos relatórios disponíveis com base em séries de amostras coletadas em períodos de tempo. A metodologia adotada para avaliar a aderência do IQA_{FAL} a qualidade da água descrita nesses relatórios, foi utilizar uma visão agregada de todos os resultados do índice calculados no período estudado. Dessa forma, depois de calculado o IQA_{FAL} para todas as amostras completas, em cada estação de amostragem foram contabilizados os percentuais dos resultados do índice que ocorreram dentro de cada uma das categorias (conjuntos nebulosos), PÉSSIMO, RUIM, REGULAR, BOM e EXCELENTE.

A composição dos percentuais de resultados do IQA_{FAL} nas respectivas categorias, PÉSSIMO, RUIM, REGULAR, BOM e EXCELENTE, em cada estação, foi plotada em gráficos de pizza. Esses gráficos são apresentados em um mapa temático junto com a hidrografia, a divisão política e as sedes municipais. Assim é possível ter uma visão da variação espacial ao observar as proporções percentuais dos resultados do IQA_{FAL} nas diferentes categorias ao longo das estações de amostragem no Rio Paraíba do Sul.

Os maiores percentuais de resultados do IQA_{FAL}, nas estações de amostragem localizadas no Rio Paraíba do Sul e no Rio Guandu, ocorre na faixa de valores da categoria “Ruim”. A estação de amostragem PS-410, localizada na saída do Reservatório de Funil, é uma exceção e o maior percentual dos resultados do IQA_{FAL}, nesta estação, está na faixa de valores da categoria “Bom” (Figura 21).

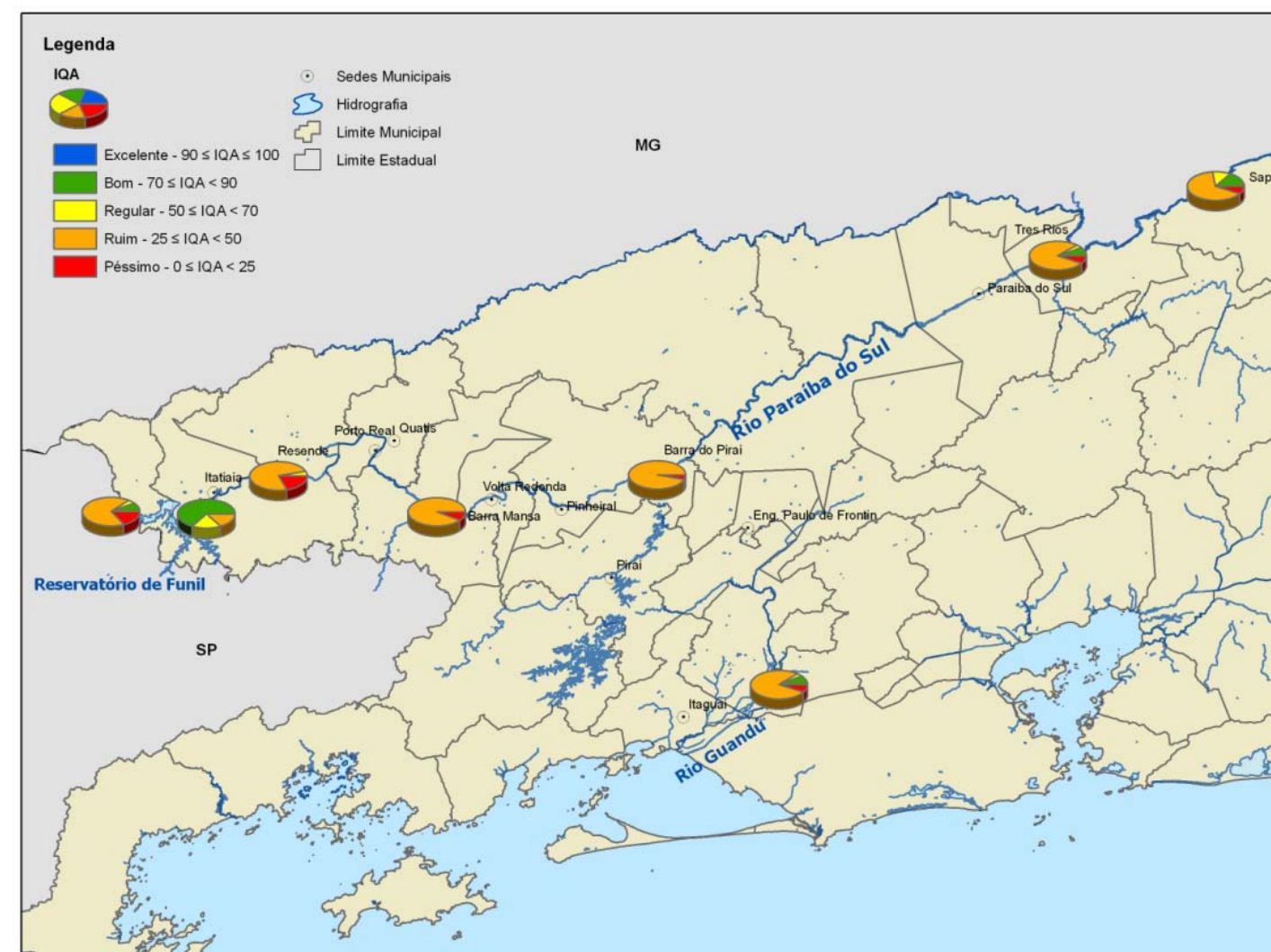


Figura 21 - Mapa com os percentuais de resultados do IQA_{FAL} , em cada categoria, nas estações de amostragem.

Utilizando-se as mesmas séries de dados de qualidade de água, nas mesmas estações de amostragem, foi calculado o IQA_{CETESB} , CETESB (2010) e contabilizados os percentuais dos resultados desse índice dentro de cada uma das 5 categorias em cada estação.

Assim como foi feito para o IQA_{FAL} , os percentuais de resultados do IQA_{CETESB} são apresentados em um mapa temático, com gráficos de pizza em cada estação de amostragem.

Os maiores percentuais de resultados do IQA_{CETESB} , nas estações de amostragem localizadas no Rio Paraíba do Sul e no Rio Guandu, ocorrem na faixa de valores da categoria “Regular” (Figura 22).

Comparando-se os resultados desses dois índices percebe-se que o IQA_{CETESB} mostrou-se menos restritivo que o IQA_{FAL} para o conjunto de dados utilizados.

Entretanto, na estação de amostragem PS-410, o maior percentual dos resultados do IQA_{CETESB} acompanha o comportamento das demais estações e também ocorre na faixa de valores da categoria “REGULAR” enquanto o maior percentual de resultados do IQA_{FAL} , nesta estação, ocorre na faixa de valores da categoria “BOM”.

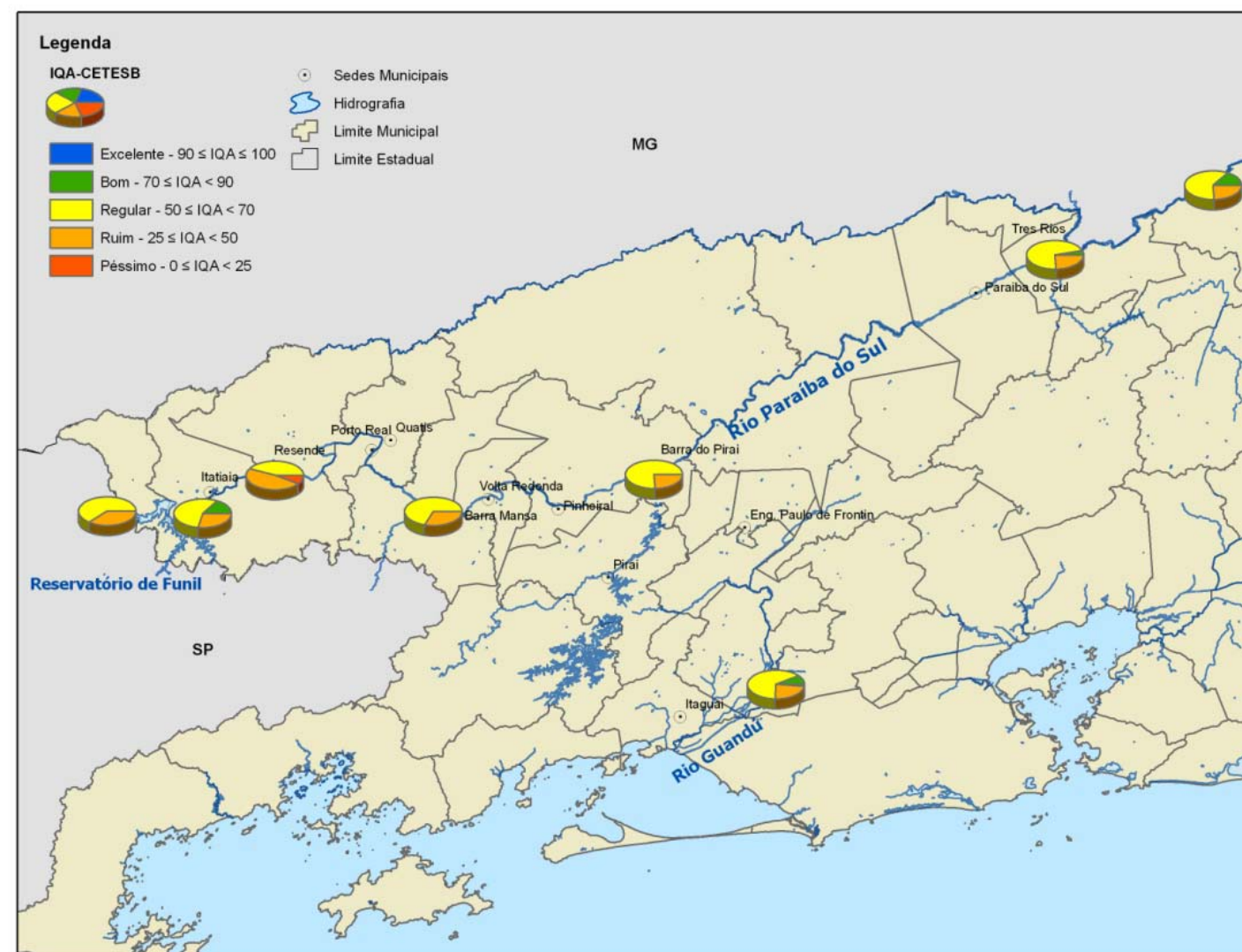


Figura 22 - Mapa com os percentuais de resultados do $\text{IQA}_{\text{CETESB}}$, em cada categoria, nas estações de amostragem.

Com o objetivo de detectar quais as variáveis de qualidade de água, empregadas nesse estudo, influenciaram mais fortemente os resultados do IQA_{FAL} , procedeu-se uma avaliação em separado de cada um dos sub-índices que compõe o modelo final do IQA_{FAL} .

De posse dos resultados de cada sub-índice separadamente foram calculados os percentuais dos resultados do Sub-Índice Trófico e Sub-Índice Despejos Domésticos, que ocorreram dentro de cada uma das 5 categorias e criados mapas temáticos mostrando esses resultados em gráficos de pizza.

Os maiores percentuais de resultados do Sub-Índice Trófico, nas estações de amostragem localizadas no Rio Paraíba do Sul e no Rio Guandu, ocorre nas faixas de valores das categorias “Bom” e “Excelente” (Figura 23).

Esses resultados podem estar revelando que as variáveis biológicas (Índice de Diversidade e Cianobactérias) e os nutrientes (Fósforo Total e Nitrogênio Amoniacal), não estão determinando a resposta final do índice.

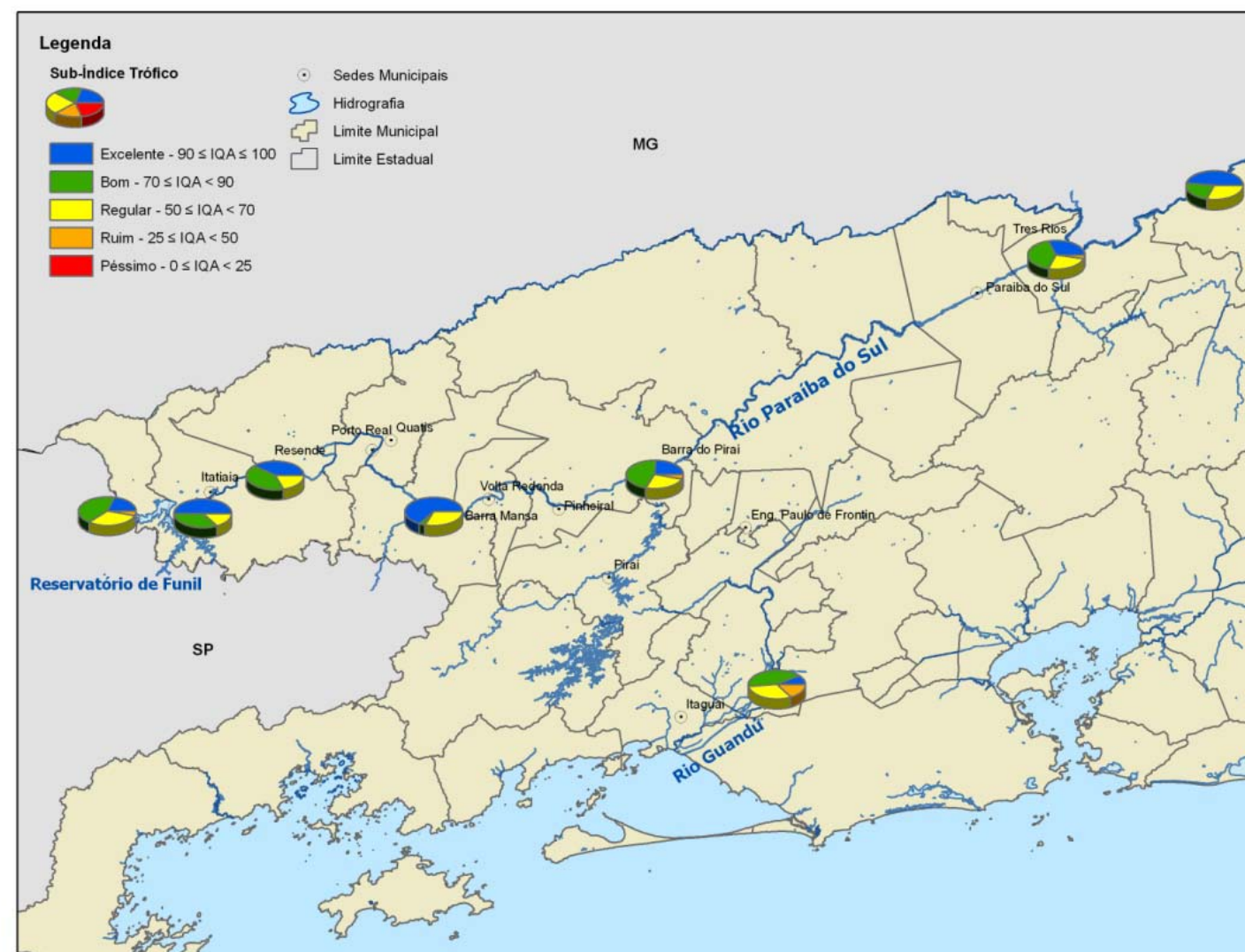


Figura 23 - Mapa com os percentuais dos resultados do Sub-Índice Trófico, em cada categoria, nas estações de amostragem.

Por outro lado, os maiores percentuais de resultados do Sub-Índice Despejos Domésticos ocorrem nas faixas de valores das categorias “Ruim” e “Péssimo” (Figura 24). A estação de amostragem PS-410, localizada na saída do Reservatório de Funil, continua sendo uma exceção e o maior percentual dos resultados do Sub-Índice Despejos Domésticos, nesta estação, ocorre na faixa de valores da categoria “Bom”.

Os resultados do Sub-Índice Despejos Domésticos revelam que as variáveis ligadas ao metabolismo de oxigênio (Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio) e a variável bacteriológica (Coliformes Termotolerantes), são as que provavelmente estão determinando a resposta final do IQA_{FAL} para esses dados.

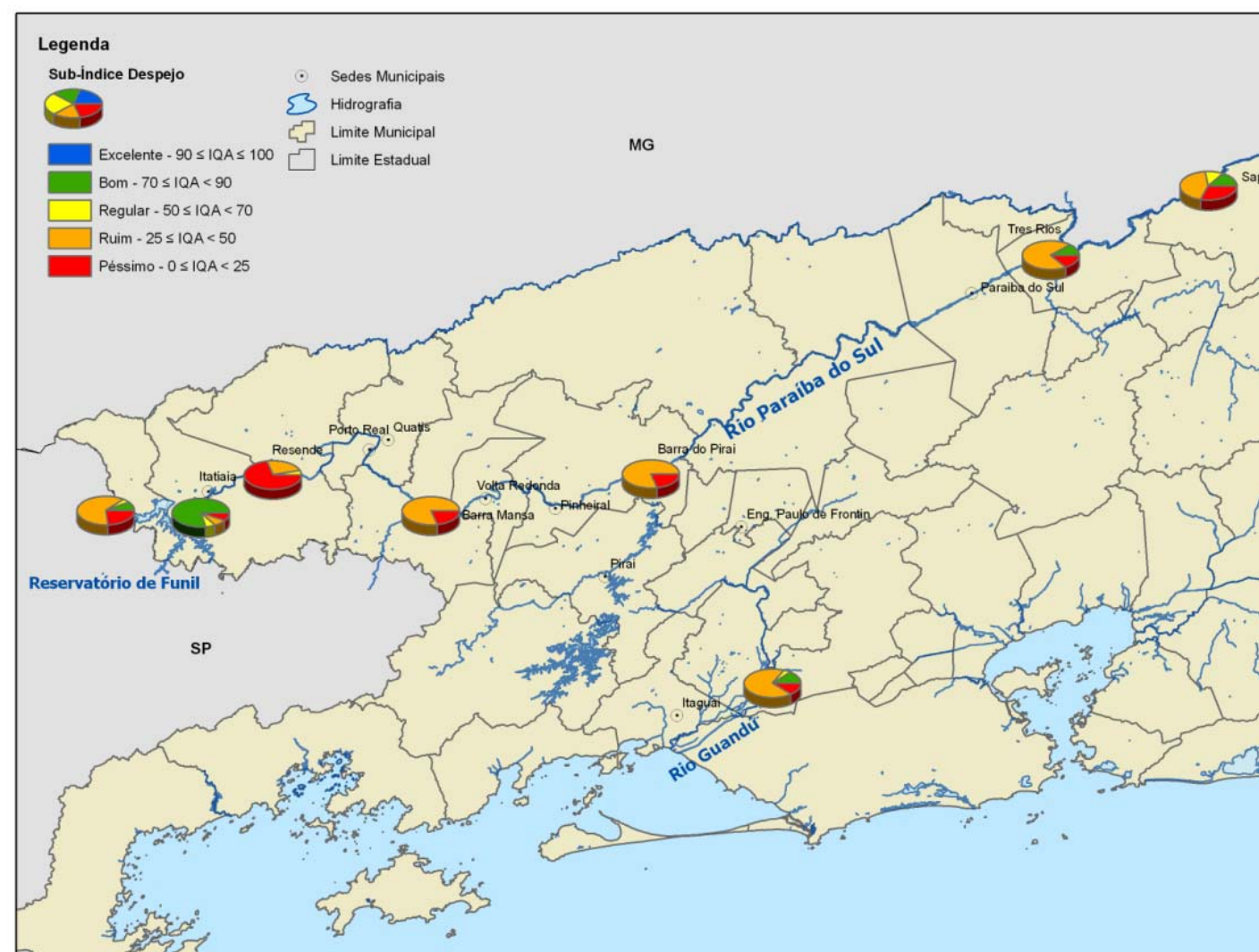


Figura 24 - Mapa com os percentuais de resultados do Sub-Índice Despejos Domésticos, em cada categoria, nas estações de amostragem.

O Sub-Índice Despejo Doméstico tem como variáveis de entrada o Sub-Índice de Oxigênio e o parâmetro bacteriológico Coliformes Fecais. Com o objetivo de verificar quais das variáveis que compõe o Sub-Índice Despejo Doméstico estão tendo maior influência no resultado final do IQA_{FAL} , foram então investigadas em quais das 5 categorias, os maiores percentuais de resultados do Sub-Índice de Oxigênio estão ocorrendo e criados mapas temáticos mostrando esses resultados em gráficos de pizza.

Os resultados do Sub-Índice de Oxigênio revelam que as variáveis ligadas ao metabolismo de oxigênio (Oxigênio Dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio) não estão determinando os resultados do IQA_{FAL} , pois os maiores percentuais de resultados desse sub-índice se encontram na categoria “BOM” e “REGULAR” (Figura 25), enquanto os maiores percentuais de resultados do IQA_{FAL} ocorre na faixa de variação da categoria “Ruim”.

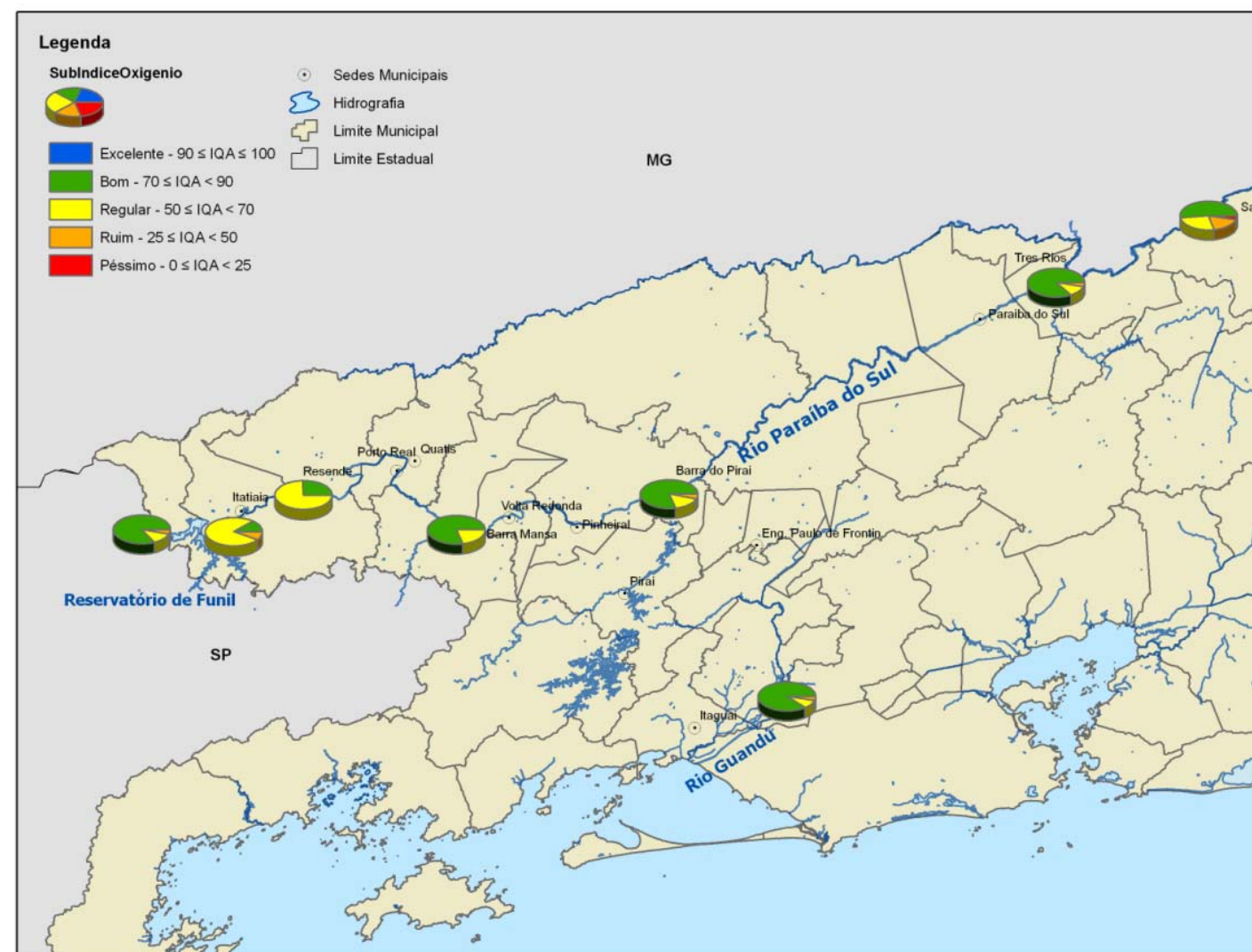


Figura 25 - Mapa com os percentuais de resultados do Sub-Índice Oxigênio, em cada categoria, nas estações de amostragem.

A terceira variável de qualidade de água que compõe o Sub-Índice Despejo Doméstico é o Coliformes Termotolerantes. Para avaliar a influência desse parâmetro nos resultados finais do IQA_{FAL} foram contabilizados os percentuais dos resultados de concentração de Coliformes Termotolerantes que ocorrem nas categorias “BOM”, “REGULAR”, “RUIM”, “CRÍTICO”.

Para apresentar os resultados foi criado um mapa temático, com gráficos de pizza em cada estação de amostragem, mostrando os percentuais dos resultados de concentração de Coliformes Termotolerantes que ocorrem em cada uma das quatro categorias, em todas as estações de amostragem (Figura 26).

Os resultados mostram que em quase todas as estações de amostragem o maior percentual de resultados ocorre na categoria “CRÍTICO” que inclui as concentrações de Coliformes Termotolerantes maiores que 2500 NMP/100ml.

A estação de amostragem PS-410 (cujos maiores percentuais de resultados do IQA_{FAL} , diferente das outras estações, ocorreram nas categorias “BOM” e “REGULAR”) mostra-se também como uma exceção quanto as concentrações de Coliformes Termotolerantes. Nesta estação de amostragem os maiores percentuais de resultados de Coliformes ocorre na categoria “BOM” que inclui as concentrações de Coliformes Termotolerantes menor ou iguais a 300 NMP/100ml (Figura 26).

Pode-se verificar, portanto, que para o conjunto de dados utilizados nesse trabalho, a variável de qualidade de água que está tendo maior influência nos resultados do IQA_{FAL} é o Coliformes Termotolerantes, pois apesar das outras variáveis que compõe o índice estarem ocorrendo em categorias consideradas boas, o maior percentual de resultados do IQA_{FAL} , em quase todas as estações de amostragem, ocorre na categoria “RUIM”.

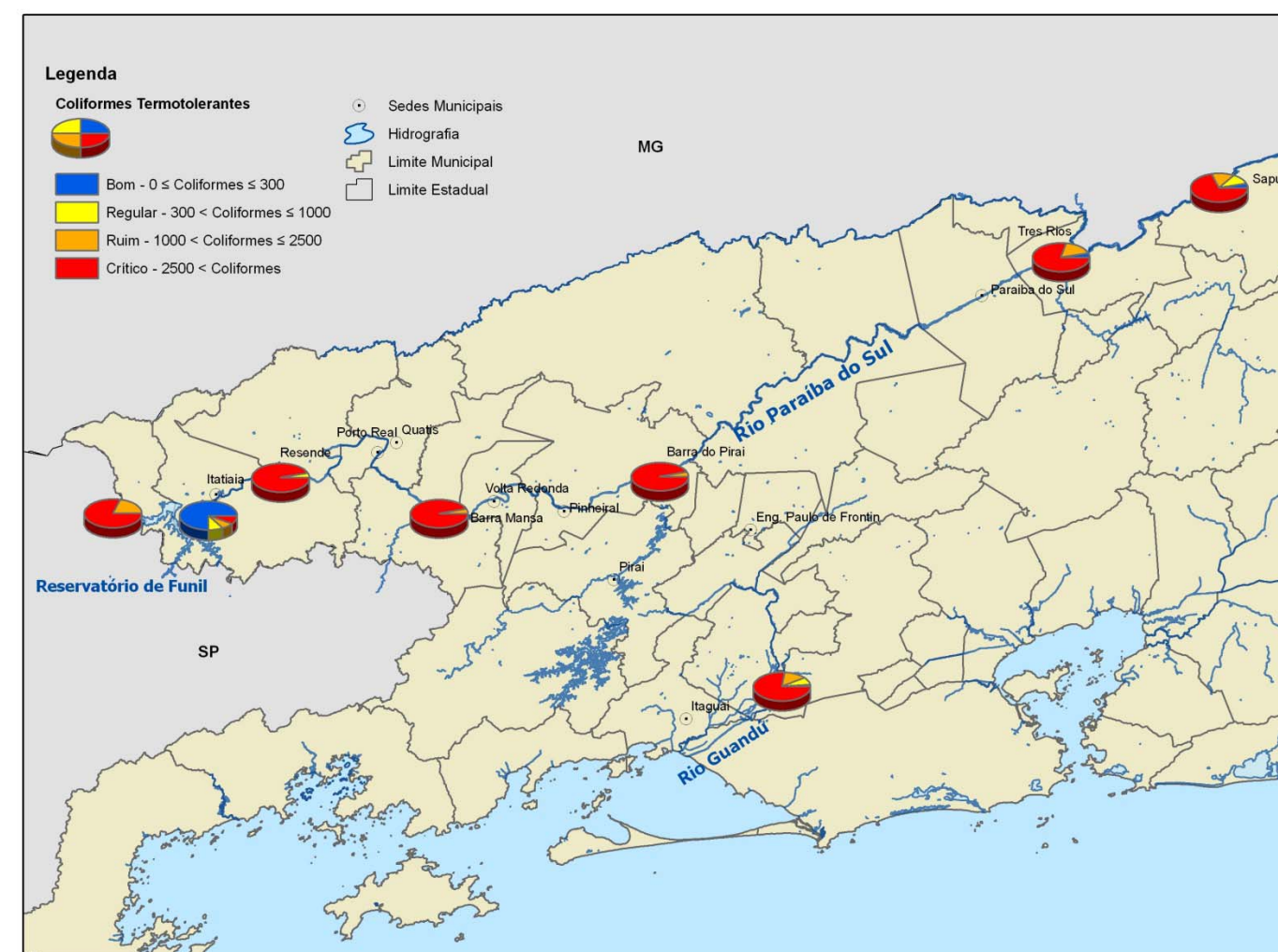


Figura 26 - Percentuais de resultados de Coliformes Termotolerantes nas quatro categorias.

Para se ter uma análise mais detalhada da condição dos Coliformes Termotolerantes, no conjunto de dados utilizados, foram contabilizados os percentuais dos resultados de concentração de Coliformes Termotolerantes que ocorrem em seis faixas distintas:

- Menor do que 300 NMP/100ml
- Maior ou igual a 300 NMP/100ml e menor que 1000 NMP/100ml
- Maior ou igual a 1000 NMP/100ml e menor que 2500 NMP/100ml
- Maior ou igual a 2500 NMP/100ml e menor que 4000 NMP/100ml
- Maior ou igual a 4000 NMP/100ml e menor que 10000 NMP/100ml
- Maior ou igual a 10000 NMP/100ml

Para apresentar os resultados foi criado um mapa temático, com gráficos de pizza em cada estação de amostragem, mostrando os percentuais dos resultados de concentração de Coliformes Termotolerantes que ocorrem em cada uma das seis faixas, em todas as estações de amostragem (Figura 27).

Os resultados mostram que em quase todas as estações de amostragem o maior percentual de resultados ocorre na faixa de concentração de Coliformes Termotolerantes maior ou igual a 10000 NMP/100ml.

A estação de amostragem PS-410 é uma exceção quanto às concentrações de Coliformes Termotolerantes. Nesta estação de amostragem os maiores percentuais de resultados de Coliformes ocorrem nas faixas de (concentração de Coliformes Termotolerantes menor que 300 NMP/100ml) e (concentração de Coliformes Termotolerantes maior ou igual a 300 NMP/100ml e menor que 1000 NMP/100ml) (Figura 27).

Essa análise permite verificar que o nível contaminação por Coliformes, em quase todas as estações de amostragem, excede em muito o limite inferior da categoria “CRÍTICO” (2500 NMP/100ml) estipulada no modelo do IQA_{FAL}.

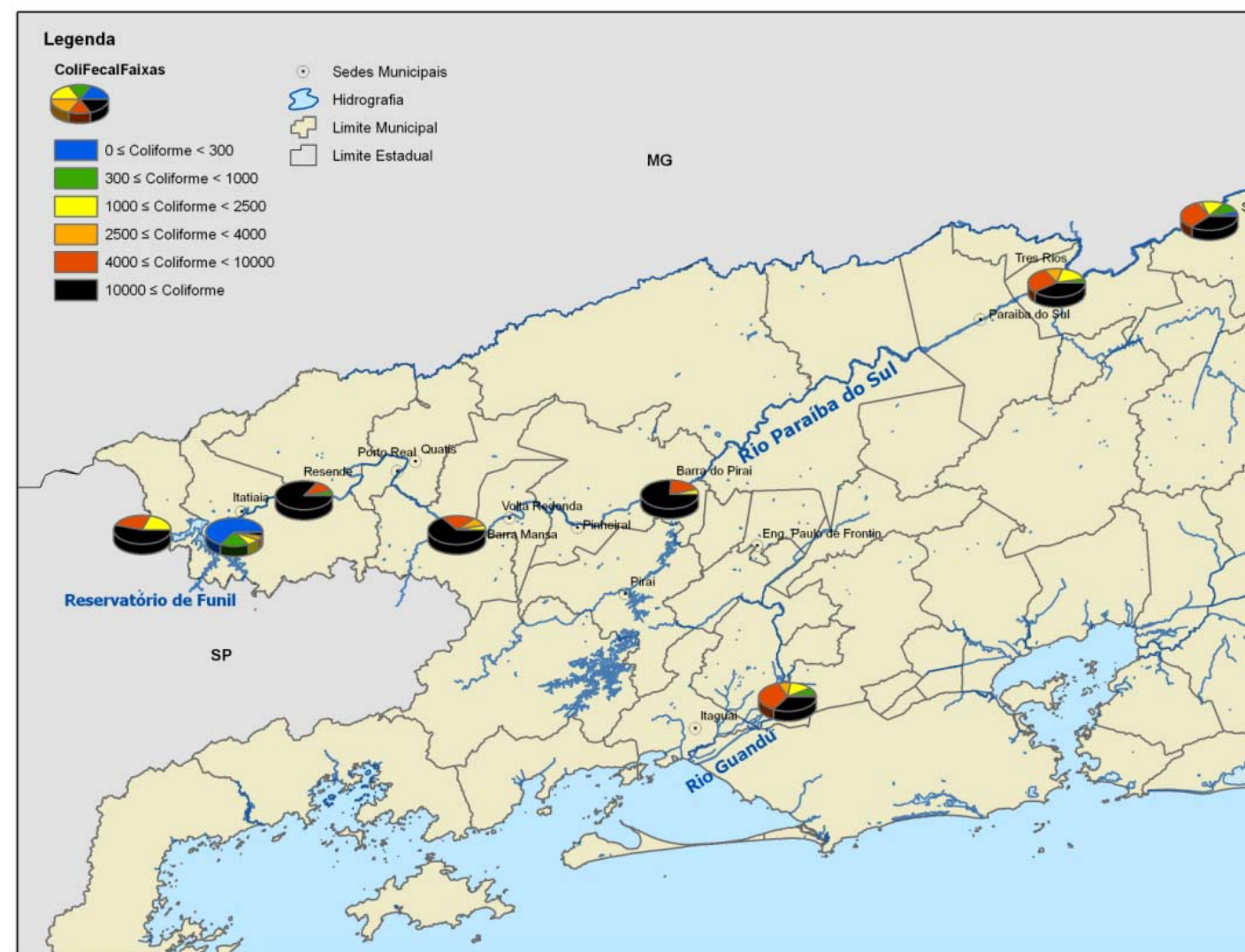


Figura 27 - Percentuais de resultados de Coliformes Termotolerantes em seis faixas de variação.

Os mapas temáticos criados nesse trabalho utilizam as seguintes bases cartográficas:

- Hidrografia IBGE/DSG 1:50.000
- Limites municipais CIDE 1:450.000
- Sedes Municipais IBGE/DSG 1:50.000
- Limite Estadual IBGE 1:50.000

As bases cartográficas foram desenvolvidas em diferentes data e projeções, por este motivo foi necessário converter todas as bases para o mesmo sistema de projeção utilizando a ferramenta “Project” do software “ArGis/ArcInfo”. O sistema adotado foi Coordenadas Geográficas e o datum WGS 84

Para a implementação de todos os mapas temáticos usados nesse trabalho foi utilizado o software ArcInfo 9.2 – Licença do INEA.

6 CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS

A aplicação do IQA_{FAL} aos dados da série histórica (2002 - 2009) obtida pelo INEA nas estações de amostragem ao longo de um trecho do Rio Paraíba do Sul e no Rio Guandu, revelam que os resultados desse índice coincidem com a percepção que se tem da qualidade desses ambientes aquáticos revelada pelos especialistas em qualidade de água, dessa instituição, em seus relatórios (FEEMA, 2002; INEA, 2008).

Como se observa nos mapas temáticos, que mostram o percentual de resultados do IQA_{FAL} e dos sub-índices nas suas cinco categorias, a qualidade da água neste trecho do Rio Paraíba do Sul e no Rio Guandu corresponde à descrita em, FEEMA (2002) por não apresentar condições críticas, em termos de poluição orgânica, como função, principalmente, da capacidade de autodepuração desses rios. Os valores de OD e DBO, de modo geral estão dentro dos padrões da Classe 2 do CONAMA”, FEEMA (2002). De maneira equivalente, no caso desse Sub-Índice Oxigênio, formado pelas variáveis OD e DBO, o maior percentual de seus resultados ocorre dentro da categoria “BOM”. Esse trecho do rio sofre entretanto, o impacto do lançamento de esgotos sanitários o que se verifica por meio, principalmente, das elevadas concentrações de Coliformes Fecais, FEEMA (2002). A análise dos sub-índices, separadamente, mostrou ser o parâmetro Coliformes Termotolerantes, quem está determinando a maior ocorrência dos resultados do IQA_{FAL} na faixa de valores das categoria “RUIM”, em quase todas as estações de amostragem.

O IQA_{FAL} mostrou ser mais sensível na detecção de alterações da qualidade da água, quando comparado ao IQA_{CETESB} , para os dados utilizados nesse estudo. Observou-se nos mapas temáticos, que em todas as estações de amostragem, o maior percentual de resultados do IQA_{FAL} (Figura 21) está em categorias piores (“RUIM” e “PÉSSIMO”) do que a categoria onde predominaram os resultados do IQA_{CETESB} , (“REGULAR”).

O fato do IQA_{FAL} ter sido construído a partir de sub-índices, que incluem grupos de parâmetros de qualidade de água com significados semelhantes e complementares, ajudou a identificar quais variáveis de qualidade de água estavam sendo mais determinantes nos resultados do índice.

A análise separada dos sub-índices que constituem o IQA_{FAL} mostrou ser o parâmetro Coliformes Termotolerantes o principal responsável pelo maior percentual dos resultados desse índice ocorrer na categoria “RUIM” e “PÉSSIMO” apesar de todos os outros parâmetros utilizados no cálculo estarem em faixas de valores consideradas boas.

Apesar de o IQA_{CETESB} também incorporar no seu cálculo, o parâmetro Coliformes Termotolerantes com o segundo maior peso, os resultados desse índice na série analisada mostram uma sensibilidade menor aos altos valores desse parâmetro em quase todas as amostras.

Os resultados desse estudo sugerem que a metodologia utilizada na formulação do IQA_{CETESB} , calculado por uma média ponderada de valores normalizados de parâmetros de qualidade de água, apesar de incorporar a subjetividade do conhecimento do especialista através da atribuição de pesos diferenciados aos diversos parâmetros de entrada, não foi capaz de evitar o efeito da atenuação da influência de valores muito ruins de um determinado parâmetro, frente ao comportamento equilibrado dos outros, efeito eclipse (SILVA; JARDIM, 2006).

No desenvolvimento do IQA_{FAL} ficou clara a importância de uma metodologia que fosse capaz de incorporar a percepção do especialista de que, alguns parâmetros de qualidade de água, dependendo da faixa em que se encontram, precisam determinar o resultado do índice de forma preponderante, independente dos valores dos outros parâmetros. Essa questão se justifica pelo fato de que alguns parâmetros, a partir de certos valores, são determinantes para a avaliação da qualidade da água, ou seja, não é mais possível deixar que os valores dos outros parâmetros atenuem o resultado final. Um exemplo disso, nesse trabalho, foi o parâmetro Coliformes Termotolerantes. Para os especialistas em qualidade de água envolvidos nesse estudo, o resultado do IQA_{FAL} em amostras cujos valores de Coliformes Termotolerantes se encontram acima de 2500 NMP/100ml, devem necessariamente ser baixos mesmo que os resultados dos outros parâmetros utilizados no índice estejam em faixas de valores consideradas boas. Para esses especialistas, não tem sentido considerar regular a qualidade de amostras de água com altos níveis de contaminação por essas bactérias.

Neste sentido pode-se dizer que a metodologia utilizada na modelagem do IQA_{FAL} se mostrou mais adequada para refletir a qualidade da água na série de dados utilizada nesse trabalho. Isso se verifica pelo maior percentual de resultados do IQA_{FAL} na categoria “RUIM” e “PÉSSIMO”, em quase todas as estações de amostragem, ao contrário do IQA_{CETESB} , cuja maioria dos resultados se encontra nas categorias “REGULAR” e “RUIM (Figura 22).

A estação de amostragem PS-410 é a única na qual a composição da série de resultados do IQA_{FAL} no período é diferente das demais, pois o maior percentual de resultados ocorre na categoria “BOM”. Isso é explicado pelos especialistas devido ao fato dessa estação se encontrar na saída do Reservatório de Funil. O tempo de residência das águas dentro do reservatório é bem maior do que no curso natural do rio, o que permite um decaimento das

taxas de Coliforme Termotolerantes. Por isso os valores desse parâmetro nessa estação estão em uma faixa inferior a das outras estações. Como Coliforme Termotolerantes mostrou ser o parâmetro que está influenciando mais os resultados do índice estes ocorrem em uma categoria melhor nesta estação. Esse comportamento sugere, mais uma vez, que a metodologia utilizada no desenvolvimento do IQA_{FAL} é mais adequada para refletir a qualidade da água nesta série de dados pois, ao contrário do IQA_{CETESB} , o IQA_{FAL} refletiu uma diferença significativa na qualidade da água na estação de amostragem PS-410 onde os valores do parâmetro Coliformes Termotolerantes são expressivamente mais baixos.

Além disso, nesta mesma estação de amostragem (PS-410) o maior percentual de resultados do Sub-Índice de Oxigênio está na categoria “REGULAR”. Isso se deve ao fato das concentrações de OD nessa estação serem inferiores às outras. Essas concentrações mais baixas de OD são explicadas pelo fato dessa estação estar localizada na saída do reservatório de Funil cujas águas são captadas a uma profundidade de aproximadamente 20 metros, onde as concentrações de OD são bem mais baixas que as encontradas na superfície.

A metodologia aplicada no desenvolvimento do IQA_{FAL} mostra ainda uma maior facilidade para lidar com diferentes variáveis de qualidade de água na modelagem do índice. A possibilidade de isolar grupos de algumas dessas variáveis em sub-índices, com resultados independentes, descrevendo aspectos diferentes da qualidade da água, permitiu uma melhor análise e compreensão dos resultados obtidos e do raciocínio implícito do modelo.

A análise separada do Sub-Índice Trófico mostrou resultados predominantemente nas categorias “EXCELENTE” e “BOM”. A exceção é observada na estação de amostragem, GN-000, situado no rio Guandu, no qual predominam as categorias “BOM” e “MÉDIO” e onde ocorre o maior percentual de resultados na categoria “RUIM” dentre todas as outras estações. Esses resultados podem ser explicados principalmente em função da hidrodinâmica característica dos ambientes lóticos. Nestes ecossistemas, frequentemente o fitoplâncton expressa baixas densidades populacionais, sobretudo nas regiões de alto e médio curso. O tempo de residência da água é um fator preponderante para o sucesso ecológico da comunidade do fitoplâncton. Dessa forma, o rio Guandu, na estação amostrada, caracteriza-se por ter maior tempo de retenção da água, em função da formação de um remanso próximo à captação, conhecida como lagoa Guandu. Por esta razão observa-se um aumento da densidade de cianobactérias nesse local. Esse aumento da densidade de cianobactérias explica o maior percentual de resultados na categoria “RUIM” estar ocorrendo nesta estação de amostragem.

O IQA_{FAL} não incorpora no seu cálculo algumas variáveis de qualidade de água características de lançamentos de despejos industriais e atividades agrícolas como metais

pesados e hidrocarbonetos aromáticos polinucleares. Apesar de ser mais difícil detectar a presença dessas substâncias na água, em função do fato de ficarem adsorvidas nos sólidos em suspensão que acabam sedimentando, FEEMA (2002), é importante encontrar metodologias que possibilitem a incorporação dessas variáveis ao índice para que este possa cobrir um espectro mais completo dos aspectos qualitativos do ambiente aquático.

A CETESB identificou essa lacuna no seu índice, o IQA_{CETESB} , e desenvolveu dois outros índices, o Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público - IAP e o Índice de Proteção da Vida Aquática – IVA, CETESB (2003). O IAP é determinado pelo Índice de substâncias tóxicas e organolépticas – ISTO a partir do IQA_{CETESB} original. O cálculo do ISTO é resultado do produto de um grupo de substâncias tóxicas e de outras que alteram a qualidade organoléptica da água. Para maiores detalhes ver (CETESB, 2003).

Lermontov et al (2008) propõe em seu trabalho o Índice Nebuloso de Qualidade das Águas Complementar - $INQA_{COMP}$ que complementa o Índice Nebuloso de Qualidade das Águas – INQA formando o Novo Índice Nebuloso de Qualidade das Águas – NINQA. O $INQA_{COMP}$ incorpora na sua formulação 5 parâmetros do grupo metais pesados, 5 do grupo metais organolépticos, 2 parâmetros do grupo mutagênicos e dois parâmetros subjetivos de avaliação. Dessa forma ele complementa a abrangência do seu INQA, que utiliza na sua formulação os mesmos nove parâmetros empregados no IQA_{CETESB} , indexando outras variáveis capazes de descrever características do corpo d'água não contempladas em seu primeiro índice.

A gestão sistemática dos recursos hídricos, “sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade”, é uma das diretrizes de ação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos determinado pela Política Nacional de Recursos Hídricos Brasil (1997). Outra questão que não foi considerada neste estudo foi a integração das características qualitativas da água com a quantidade. A avaliação dos dados referentes às variáveis utilizadas para descrever a qualidade da água está intimamente condicionada pela quantidade de água presente, a vazão no caso do ambiente lótico. A interpretação do resultado de uma determinada concentração de um poluente em um rio tem significados e pesos diferentes, dependendo da vazão do rio no momento em que esta concentração foi observada. Uma mesma concentração de um poluente tem um valor diferente se a vazão do rio estiver alta ou baixa em relação ao volume médio observado neste corpo d'água. A vazão, no caso dos rios, vai determinar a carga resultante da concentração de substâncias na sua água. Como um rio é inevitavelmente contribuinte de outro corpo d'água, a avaliação da carga que vai atingir seu destino é fundamental para uma gestão integrada do meio ambiente. Isso tem significado

particular quando se trata da gestão integrada de uma bacia hidrográfica por exemplo. Uma metodologia que incorpore ao índice de qualidade de água, além dos parâmetros de qualidade de água, a quantidade da água, aumentaria significativamente a abrangência do seu significado ampliando o escopo das decisões gerenciais que podem ser embasadas por ele.

Da mesma forma o IQA_{FAL} poderia, a partir do cálculo da carga total transportada pelo rio, incorporar uma variável que represente o valor para a suscetibilidade do corpo receptor. Essa variável seria considerada na formulação do índice em função da drenagem predominante do rio ser para um ambiente lântico ou para um ambiente lótico.

REFERÊNCIAS

ANA, Agência Nacional de Águas. **Panorama das Águas Superficiais no Brasil**. Cadernos de Recursos Hídricos 1. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Brasília – DF. 2005.

AZEVEDO, S.M.F.O. **Toxinas de Cianobactérias: Causas e conseqüências para a saúde pública**. Med on line, Rio de Janeiro, v. 01, p. 1-16, set. 1998. Disponível em: <http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm > Acesso em: out. 2010.

BRASIL, **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Lei Federal 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Brasília, Brasília: Diário Oficial da União, 9 jul. 1997.

BRASIL, Ministério da Saúde. Portaria 518: **Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Brasília: Diário Oficial da União, 26 mar. 2004.

BRASIL, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA n.274: **Trata da balneabilidade, dá definições e revoga artigos da resolução 020/86**. Brasília, Brasília: Diário Oficial da União, 8 jan. 2001.

BRASIL, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA n.357: **Padrões de lançamento e de qualidade do corpo receptor**. Brasília, Brasília: Diário Oficial da União, 18 mar. 2005.

BROWN, R.M.; McCLELLAND, N. I.; DEININGER, R. A.; TOZER, R.G. **A Water Quality Index –Do We Dare?**. Water Sewage Works, v. 117, p. 339-343, 1970

CETESB, **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2003**.

Disponível em:

<http://www.mp.sp.gov.br/portal/page/portal/cao_urbanismo_e_meio_ambiente/biblioteca_virtual/bv_informativos_tecnicos/Relat%C3%B3rio%20Anual.pdf> Acesso em: ago.2010.

CETESB, http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iap_iqa.asp, Acesso em: ago.2010.

CHAPMAN, D. (Ed.). **Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring**. 2 ed. published on behalf of WHO by F & FN Spon 11 New Fetter Lane London EC4) 4EE., 1996. 651 p.

CHAU, KWOK-WING. **A review on integration of artificial intelligence into water quality modelling**. Marine Pollution Bulletin 52 p. 726–733, 2006.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. (Eds.) **Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management**. E & Fn Spon - London, 1999. 416p.

CONESA FERNANDES-VITORA, V. In: (**Methodological Guide for Environmental Impact Evaluation**), 3 ed. Mundi-Prensa, Madrid, Spain, 1997. 412 p.

CUDE, C.G. **Water quality index: a tool for evaluating water quality management effectiveness**, JAWRA, Journal of the American Water Resources Association, v. 37 Issue 1, p.125-137, 2001.

ESTEVES, F.A.. **Fundamentos de limnologia**. Interciência. 2 ed. Rio de Janeiro, 1998. 602p.

FEEMA, Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. **Qualidade de Água do Rio Paraíba do Sul 1990/2001**. Governo do Estado do Rio de Janeiro. Secretaria de Estado do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Departamento de Planejamento Ambiental, Divisão de Qualidade de Água. 2002.

FERNÁNDEZ, N.; RAMÍRES, A.; SOLANO, F. **Physico-Chemical Water Quality Indices - A Comparative Review**. Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas Universidad de Panplona. Bucaramanga, Colombia, v. 2, n. 1. p.19-30, 2004.

ICAGA, Y. **Fuzzy evaluation of water quality classification**. Ecol. Indic. v. 7, p. 710-718, 2007.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais - SEMAD. Unidade de Coordenação Estadual - UCEMG / PNMA II. Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA II. Subcomponente Monitoramento da Qualidade da Água. Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA), jun. 2005.

INEA, Instituto Estadual do Ambiente. **Relatório de Avaliação da Qualidade de Água da Bacia do Rio Paraíba do Sul Ano 2008**. Governo do Estado do Rio de Janeiro. Secretaria de Estado do Ambiente. Diretoria de Informação e Monitoramento Ambiental, Gerência de Avaliação de Qualidade das Águas, 2008.

INEA, Instituto Estadual do Ambiente. **Relatório de Avaliação da Qualidade de Água Sub-Bacia do Rio Guandu Ano 2008**. Governo do Estado do Rio de Janeiro. Secretaria de Estado do Ambiente. Diretoria de Informação e Monitoramento Ambiental, Gerência de Avaliação de Qualidade das Águas, 2008

HORTON, R. K. **An index number system for rating water quality**. Journal of Water Pollution Control Federation 37 (3), p.300-305, 1965.

LANDWEHR, J. M.; DEININGER, R. A. **A comparison of several water quality indexes**. . Journal Wat. Pollut. Control Fed. v. 48 (5), p.954-958, 1976.

LERMONTOV, A. **Novo Índice de Qualidade das Águas com uso da Lógica e Inferência Nebulosa**. Tese (Doutorado em Ciências) – UFRJ, EQ, Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos, 2009.

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, v. 10, n. 2, p. 106-125, dez. 2008.

NSF – **WQI – Water Quality Index**. National Sanitation Foundation International. 2007. Disponível em: <<http://www.nsf.org>> Acesso em: jun. 2010.

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, v. 32, p. 733-742, 2006.

OLIVEIRA JR., H.A. **Lógica Difusa : Aspectos Práticos e Aplicações.** Ed. Interciência, Rio de Janeiro, 1999. 192p.

PADISÁK, J. ; BORICS, G.; GRIGORZKY, I. AND CZKI-PINTÉR, E.S. **Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index.** Hydrobiologia. v. 553, p. 1-14, 2006.

REYNOLDS, C.S. **The ecology of phytoplankton.** Cambridge University Press. New York. 2006. 535p.

REYNOLDS, C.S. **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory.** Ecology Institute, Germany, 1997. 371p.

SANTOS, V. K. **Uma generalização da distribuição do índice de diversidade generalizada por Good com aplicação em Ciências Agrárias** Monografia (Especialização em Biometria e Estatística Aplicada) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Departamento de Estatística e Informática , Pernambuco, 2009.

SHUBERT, E. L. **Algae as ecological indicators.** London Academic Press, 1984. 434p.

SILVA, G.S. e JARDIM, W.F. **Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia – SP.** Quim. Nova, v. 29, n. 4, p. 689-694, 2006

SOUZA, F.J. **Apostila de aula de Inteligência Artificial do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Computação da UERJ - Área de concentração Geomática.** Rio de Janeiro, 2001.

SHANNON, C. E. **A mathematical theory of communication.** Bell System Technical Journal, v. 27, p. 379-423 and 623-656, jul. and out. 1948.

TANSCHKEIT, R. **Fundamentos de Lógica Fuzzy e Controle Fuzzy**. Apostila de aula do Departamento de Engenharia Eletrônica da PUC-RJ, Rio de Janeiro, 1999.

TOGORO, E. S. **Qualidade da água e integridade biótica**: estudo de caso num trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul [Rio de Janeiro]. 159p. 29,7 cm (FEN/UERJ, Mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – Área de Concentração: Saneamento Ambiental: Gestão Sustentável dos Recursos Hídricos, 2006). Dissertação - Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Rio de Janeiro, 2006.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI**: Enfrentando a escassez. Ed. Rima. São Carlos, 2001. 248 p.

ZADEH, L. A. **Fuzzy Sets, Information and Control** n. 8, p. 338-353, 1965.

ZADEH, L. A. **Fuzzy Sets, Outline of a New Approach to the Analysis of Complex Systems and Decision Processes**. IEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics 3, v. 3, n. 1, p. 28-44, jan. 1973.

ZADEH, L. A., Position Paper: **Toward extended fuzzy logic-A first step**, Fuzzy Sets and Systems, v.160 n.21, p.3175-3181, nov. 2009

APÊNDICE A – Arquivos MATLAB

IQA_Classe1_3.fis

[System]

Name='IQA_Classe1_3'

Type='mamdani'

Version=2.0

NumInputs=2

NumOutputs=1

NumRules=25

AndMethod='min'

OrMethod='max'

ImpMethod='min'

AggMethod='max'

DefuzzMethod='centroid'

[Input1]

Name='SubIndiceTrefico2'

Range=[-10 110]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE': 'gauss2mf',[5 95 5 100]

MF2='BOM': 'gauss2mf',[5 75 5 85]

MF3='REGULAR': 'gauss2mf',[5 55 5 65]

MF4='RUIM': 'gauss2mf',[5 30 5 45]

MF5='PESSIMO': 'gauss2mf',[5 0 5 20]

[Input2]

Name='SubIndiceDespejo2'

Range=[-10 110]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE': 'gauss2mf',[5 95 5 100]

MF2='BOM': 'gauss2mf',[5 75 5 85]

MF3='REGULAR': 'gauss2mf',[5 55 5 65]

MF4='RUIM': 'gauss2mf',[5 30 5 45]

MF5='PESSIMO': 'gauss2mf',[5 0 5 20]

[Output1]

Name='IQA'

Range=[-10 110]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE':'gauss2mf',[5 95 5 100]

MF2='BOM':'gauss2mf',[5 75 5 85]

MF3='REGULAR':'gauss2mf',[5 55 5 65]

MF4='RUIM':'gauss2mf',[5 30 5 45]

MF5='PESSIMO':'gauss2mf',[5 0 5 20]

[Rules]

1 1, 1 (1) : 1

1 2, 2 (1) : 1

1 3, 3 (1) : 1

1 4, 4 (1) : 1

1 5, 4 (1) : 1

2 1, 1 (1) : 1

2 2, 2 (1) : 1

2 3, 3 (1) : 1

2 4, 4 (1) : 1

2 5, 4 (1) : 1

3 1, 2 (1) : 1

3 2, 3 (1) : 1

3 3, 3 (1) : 1

3 4, 4 (1) : 1

3 5, 5 (1) : 1

4 1, 3 (1) : 1

4 2, 4 (1) : 1

4 3, 4 (1) : 1

4 4, 4 (1) : 1

4 5, 5 (1) : 1

5 1, 3 (1) : 1

5 2, 4 (1) : 1

5 3, 4 (1) : 1

5 4, 5 (1) : 1

5 5, 5 (1) : 1

SubIndiceTrofico_2.fis

[System]

Name='SubIndiceTrofico_2'

Type='mamdani'

Version=2.0

NumInputs=2

NumOutputs=1

NumRules=25

AndMethod='min'

OrMethod='max'

ImpMethod='min'

AggMethod='max'

DefuzzMethod='centroid'

[Input1]

Name='SubIndiceBiologico2'

Range=[-10 110]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE':'gauss2mf',[5 95 5 100]

MF2='BOM':'gauss2mf',[5 75 5 85]

MF3='REGULAR':'gauss2mf',[5 55 5 65]

MF4='RUIM':'gauss2mf',[5 30 5 45]

MF5='PESSIMO':'gauss2mf',[5 0 5 20]

[Input2]

Name='SubIndiceNutrientes2'

Range=[-10 110]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE':'gauss2mf',[5 95 5 100]

MF2='BOM':'gauss2mf',[5 75 5 85]

MF3='REGULAR':'gauss2mf',[5 55 5 65]

MF4='RUIM':'gauss2mf',[5 30 5 45]

MF5='PESSIMO':'gauss2mf',[5 0 5 20]

[Output1]

Name='SubIndiceTrofico2'

Range=[-10 110]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE':'gauss2mf',[5 95 5 100]

MF2='BOM':'gauss2mf',[5 75 5 85]

MF3='REGULAR':'gauss2mf',[5 55 5 65]

MF4='RUIM':'gauss2mf',[5 30 5 45]

MF5='PESSIMO':'gauss2mf',[5 0 5 20]

[Rules]

1 1, 1 (1) : 1

1 2, 1 (1) : 1

1 3, 2 (1) : 1

1 4, 3 (1) : 1

1 5, 4 (1) : 1

2 1, 1 (1) : 1

2 2, 2 (1) : 1

2 3, 3 (1) : 1

2 4, 3 (1) : 1

2 5, 4 (1) : 1

3 1, 2 (1) : 1

3 2, 3 (1) : 1

3 3, 3 (1) : 1

3 4, 4 (1) : 1

3 5, 4 (1) : 1

4 1, 3 (1) : 1

4 2, 3 (1) : 1

4 3, 4 (1) : 1

4 4, 4 (1) : 1

4 5, 5 (1) : 1

5 1, 3 (1) : 1

5 2, 4 (1) : 1

5 3, 4 (1) : 1

5 4, 5 (1) : 1

5 5, 5 (1) : 1

SubIndiceDespejo_2.fis

[System]

Name='SubIndiceDespejo_2'

Type='mamdani'

Version=2.0

NumInputs=2

NumOutputs=1

NumRules=20

AndMethod='min'

OrMethod='max'

ImpMethod='min'

AggMethod='max'

DefuzzMethod='centroid'

[Input1]

Name='SubIndiceCargaOrganica2'

Range=[-10 110]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE':'gauss2mf',[5 95 5 100]

MF2='BOM':'gauss2mf',[5 75 5 85]

MF3='REGULAR':'gauss2mf',[5 55 5 65]

MF4='RUIM':'gauss2mf',[5 30 5 45]

MF5='PESSIMO':'gauss2mf',[5 0 5 20]

[Input2]

Name='ColiformeFecal'

Range=[0 4000]

NumMFs=4

MF1='BOM':'zmf',[300 1000]

MF2='REGULAR':'gaussmf',[300 1000]

MF3='RUIM':'gaussmf',[400 1800]

MF4='CRITICO':'smf',[2000 2500]

[Output1]

Name='SubIndiceDespejo_2'

Range=[-10 110]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE':'gauss2mf',[5 95 5 100]

MF2='BOM':'gauss2mf',[5 75 5 85]

MF3='REGULAR':'gauss2mf',[5 55 5 65]

MF4='RUIM':'gauss2mf',[5 30 5 45]

MF5='PESSIMO':'gauss2mf',[5 0 5 20]

[Rules]

1 1, 1 (1) : 1

1 2, 2 (1) : 1

1 3, 3 (1) : 1

1 4, 4 (1) : 1

2 1, 2 (1) : 1

2 2, 2 (1) : 1

2 3, 3 (1) : 1

2 4, 4 (1) : 1

3 1, 2 (1) : 1

3 2, 3 (1) : 1

3 3, 4 (1) : 1

3 4, 5 (1) : 1

4 1, 3 (1) : 1

4 2, 3 (1) : 1

4 3, 4 (1) : 1

4 4, 5 (1) : 1

5 1, 3 (1) : 1

5 2, 4 (1) : 1

5 3, 5 (1) : 1

5 4, 5 (1) : 1

SubIndiceBiologico_2.fis

[System]

Name='SubIndiceBiologico_2'

Type='mamdani'

Version=2.0

NumInputs=2

NumOutputs=1

NumRules=25

AndMethod='min'

OrMethod='max'

ImpMethod='min'

AggMethod='max'

DefuzzMethod='centroid'

[Input1]

Name='Diversidade'

Range=[0 5]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE': 'smf', [2.8 3.8]

MF2='BOM': 'gaussmf', [0.29 3]

MF3='REGULAR': 'gaussmf', [0.27 2.4]

MF4='RUIM': 'gaussmf', [0.3 1.8]

MF5='PESSIMO': 'zmf', [1 2]

[Input2]

Name='Cianobacterias'

Range=[0 100000]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE': 'zmf', [10000 20000]

MF2='BOM': 'gaussmf', [6140 21641.6034669556]

MF3='REGULAR': 'gaussmf', [5710 35000]

MF4='RUIM': 'gauss2mf', [7754.43761107485 49458.2881906826 9300 70000]

MF5='PESSIMO': 'smf', [70000 90000]

[Output1]

Name='SubIndiceBiologico2'

Range=[-10 110]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE':'gauss2mf',[5 95 5 100]

MF2='BOM':'gauss2mf',[5 75 5 85]

MF3='REGULAR':'gauss2mf',[5 55 5 65]

MF4='RUIM':'gauss2mf',[5 30 5 45]

MF5='PESSIMO':'gauss2mf',[5 0 5 20]

[Rules]

1 1, 1 (1) : 1

1 2, 2 (1) : 1

1 3, 3 (1) : 1

1 4, 4 (1) : 1

1 5, 5 (1) : 1

2 1, 1 (1) : 1

2 2, 2 (1) : 1

2 3, 3 (1) : 1

2 4, 4 (1) : 1

2 5, 5 (1) : 1

3 1, 2 (1) : 1

3 2, 3 (1) : 1

3 3, 3 (1) : 1

3 4, 4 (1) : 1

3 5, 5 (1) : 1

4 1, 3 (1) : 1

4 2, 3 (1) : 1

4 3, 4 (1) : 1

4 4, 4 (1) : 1

4 5, 5 (1) : 1

5 1, 3 (1) : 1

5 2, 4 (1) : 1

5 3, 4 (1) : 1

5 4, 5 (1) : 1

5 5, 5 (1) : 1

SubIndiceNutrientes_2.fis

[System]

Name='SubIndiceNutrientes_2'

Type='mamdani'

Version=2.0

NumInputs=2

NumOutputs=1

NumRules=25

AndMethod='min'

OrMethod='max'

ImpMethod='min'

AggMethod='max'

DefuzzMethod='centroid'

[Input1]

Name='FosforoTotal'

Range=[0 0.2]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE': 'zmf', [0.013 0.046]

MF2='BOM': 'gauss2mf', [0.008 0.035 0.008 0.064]

MF3='REGULAR': 'gauss2mf', [0.008 0.08 0.008 0.12]

MF4='RUIM': 'gauss2mf', [0.008 0.136 0.008 0.16]

MF5='PESSIMO': 'smf', [0.15 0.18]

[Input2]

Name='Amonia'

Range=[0 1]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE': 'zmf', [0.04 0.17]

MF2='BOM': 'gauss2mf', [0.04 0.14 0.04 0.31]

MF3='REGULAR': 'gauss2mf', [0.05 0.4 0.05 0.6]

MF4='RUIM': 'gauss2mf', [0.05 0.7 0.05 0.8]

MF5='PESSIMO': 'smf', [0.794 0.9]

[Output1]

Name='SubIndiceNutrientes_2'

Range=[-10 110]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE':'gauss2mf',[5 95 5 100]

MF2='BOM':'gauss2mf',[5 75 5 85]

MF3='REGULAR':'gauss2mf',[5 55 5 65]

MF4='RUIM':'gauss2mf',[5 30 5 45]

MF5='PESSIMO':'gauss2mf',[5 0 5 20]

[Rules]

1 1, 1 (1) : 1

1 2, 1 (1) : 1

1 3, 2 (1) : 1

1 4, 3 (1) : 1

1 5, 4 (1) : 1

2 1, 1 (1) : 1

2 2, 2 (1) : 1

2 3, 2 (1) : 1

2 4, 3 (1) : 1

2 5, 4 (1) : 1

3 1, 2 (1) : 1

3 2, 3 (1) : 1

3 3, 3 (1) : 1

3 4, 4 (1) : 1

3 5, 5 (1) : 1

4 1, 3 (1) : 1

4 2, 4 (1) : 1

4 3, 4 (1) : 1

4 4, 5 (1) : 1

4 5, 5 (1) : 1

5 1, 3 (1) : 1

5 2, 4 (1) : 1

5 3, 4 (1) : 1

5 4, 5 (1) : 1

5 5, 5 (1) : 1

SubIndiceCargaOrganica_2.fis

[System]

Name='SubIndiceCargaOrganica_2'

Type='mamdani'

Version=2.0

NumInputs=2

NumOutputs=1

NumRules=25

AndMethod='min'

OrMethod='max'

ImpMethod='min'

AggMethod='max'

DefuzzMethod='centroid'

[Input1]

Name='DBO'

Range=[0 10]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE': 'zmf', [0.7 2]

MF2='BOM': 'gauss2mf', [0.4 1.7 0.4 2.8]

MF3='REGULAR': 'gauss2mf', [0.4 3.65 0.4 5]

MF4='RUIM': 'gauss2mf', [0.4 5.85 0.4 7.85]

MF5='PESSIMO': 'smf', [7.3 9]

[Input2]

Name='OD'

Range=[0 15]

NumMFs=5

MF1='BOM': 'gauss2mf', [0.812 7.5 0.812 9]

MF2='REGULAR': 'gauss2mf', [0.6406 4 0.6406 6]

MF3='RUIM': 'gauss2mf', [0.683 1.831 0.683 2.6]

MF4='SUPERSATURACAO': 'smf', [8.5 11]

MF5='ANOXIA': 'zmf', [0.3 2]

[Output1]

Name='SubIndiceCargaOrganica2'

Range=[-10 110]

NumMFs=5

MF1='EXCELENTE':'gauss2mf',[5 95 5 100]

MF2='BOM':'gauss2mf',[5 75 5 85]

MF3='REGULAR':'gauss2mf',[5 55 5 65]

MF4='RUIM':'gauss2mf',[5 30 5 45]

MF5='PESSIMO':'gauss2mf',[5 0 5 20]

[Rules]

1 1, 1 (1) : 1

1 2, 2 (1) : 1

1 3, 4 (1) : 1

1 4, 5 (1) : 1

1 5, 5 (1) : 1

2 1, 2 (1) : 1

2 2, 3 (1) : 1

2 3, 4 (1) : 1

2 4, 5 (1) : 1

2 5, 5 (1) : 1

3 1, 2 (1) : 1

3 2, 3 (1) : 1

3 3, 4 (1) : 1

3 4, 5 (1) : 1

3 5, 5 (1) : 1

4 1, 3 (1) : 1

4 2, 4 (1) : 1

4 3, 4 (1) : 1

4 4, 5 (1) : 1

4 5, 5 (1) : 1

5 1, 3 (1) : 1

5 2, 4 (1) : 1

5 3, 5 (1) : 1

5 4, 5 (1) : 1

5 5, 5 (1) : 1