

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
DOUTORADO EM ENGENHARIA CIVIL – RECURSOS HÍDRICOS**

TICIANA FONTOURA VIDAL

**MODELAGEM FUZZY PARA SISTEMA DBO/OD EM RESERVATÓRIO
COM ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA UTILIZANDO MODELOS DE
BALANÇO DE MASSA**

**FORTALEZA
2016**

TICIANA FONTOURA VIDAL

**MODELAGEM FUZZY PARA SISTEMA DBO/OD EM RESERVATÓRIO
COM ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA UTILIZANDO MODELOS DE
BALANÇO DE MASSA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza.

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

V692m Vidal, Ticiania Fontoura.

Modelagem fuzzy para sistema DBO/OD em reservatório com estratificação térmica utilizando modelos de balanço de massa / Ticiania Fontoura Vidal. – 2016.
122 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza, 2016.

Orientação: Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza.

1. Recursos hídricos. 2. Análise de risco. 3. Modelo matemático. I. Título.

CDD 627

TICIANA FONTOURA VIDAL

**MODELAGEM FUZZY PARA SISTEMA DBO/OD EM RESERVATÓRIO COM
ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA UTILIZANDO MODELOS DE BALANÇO DE
MASSA**

Tese submetida à coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, área de concentração: Recursos Hídricos, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor.

Aprovada em: 19/05/2016

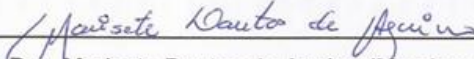
BANCA EXAMINADORA



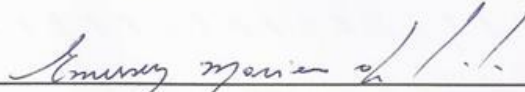
Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza (Orientador)
Universidade Federal do Ceará – UFC



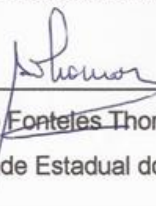
Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva (Membro Interno)
Universidade Federal do Ceará – UFC



Profa. Dra. Marisete Dantas de Aquino (Membro Interno)
Universidade Federal do Ceará – UFC



Prof. Dr. Emerson Mariano da Silva (Membro Externo)
Universidade Estadual do Ceará – UECE



Prof. Dr. Antônio Clécio Fonteles Thomás (Membro Externo)
Universidade Estadual do Ceará – UECE

AGRADECIMENTOS

À Deus por iluminar meus passos e mostrar-me os melhores caminhos a seguir;

Aos meus pais, que onde estiverem, sei que estão muito felizes com mais esta conquista. Continuem a me guiar e cuidar de mim. Amo vocês! Saudades sem fim...

À minha família, em especial aos meus tios, Renato e Lêda, pela acolhida e pelo amor incondicional; aos meus irmãos, Tatiana, Leo, Luciana e Rosana, por todo apoio e torcida; e aos meus amados sobrinhos Mateus e Sabrina, por seus sorrisos terem transformado nossas vidas;

Ao meu namorado, meu amor e melhor amigo Paulo, pela maravilhosa presença em minha vida e por sempre acreditar no meu potencial;

Ao Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza pela orientação, incentivo e amizade. Honra e orgulho de ter convivido com esta pessoa ímpar. Um verdadeiro mestre. Muito obrigada!

Ao Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva pela presença na banca de qualificação e defesa de tese, por seus comentários sempre pertinentes e bem-vindos;

Aos professores: Dra. Marisete Dantas de Aquino, Dr. Antônio Clécio Fonteles Thomás e Dr. Emerson Mariano da Silva por terem prontamente aceito ao convite para participação da banca;

À todos os professores e funcionários do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental que trabalharam juntos com o objetivo em comum de crescimento pessoal e profissional;

Aos meus amigos de doutorado: Patrícia, Alice e Victor, pelos momentos de descontração e conselhos valiosos, por terem compartilhado das angústias do dia-a-dia e pela companhia sempre divertida.

Às minhas grandes amigas Isabela, Isis e Luciana, que estão sempre na torcida pelo meu sucesso profissional;

À FUNCEME e à CAPES pela concessão da bolsa;

À todos que contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho, muito obrigada!

RESUMO

O estudo tem como objetivo central desenvolver uma metodologia que permita avaliar o risco de falha de um reservatório estratificado em cenários de mudanças climáticas, hidrológicas e hidráulicas, verificando o comportamento da demanda bioquímica de oxigênio e do oxigênio dissolvido, assim como avaliar de que forma estas mudanças irão afetar os principais aspectos de qualidade de água do sistema como um todo. Para tal, foi utilizada modelagem matemática computacional estruturada para fornecer uma descrição matemática bem próxima da realidade. Foi criada uma metodologia com aplicação de lógica *fuzzy* para investigar o quão essas mudanças podem interferir no estado ótimo de operação de um reservatório, com o intuito de aprimorar a compreensão e a gestão dos recursos hídricos, através de diferentes simulações computacionais, sem a necessidade de demandar grandes gastos. Dentre as simulações realizadas, resultados mostraram que quanto maior a vazão de água na entrada, menor o risco de falha em relação a DBO, já que a concentração de OD aumenta, por consequência da diminuição de DBO. Em outro cenário, para lançamentos de carga orgânica maiores que $W = 2.500 \text{ kg/mês}$, o risco de falha aumentou significativamente, devido a diminuição da concentração de oxigênio ocasionada pela degradação da matéria orgânica. Também foi verificado que a evaporação é um fator crítico dentro do balanço hídrico, sua intensidade influi de forma direta nas concentrações de OD e DBO. Para grandes vazões evaporadas, o risco permanece elevado, principalmente durante o período seco, concluindo-se que a evaporação é um fator determinante capaz de interferir tanto na dinâmica do reservatório quanto na deterioração da qualidade da água. Desta forma, a elaboração medidas de controle eficazes, principalmente em regiões semiáridas com baixos índices pluviométricos, se tornam imprescindíveis para a conservação da qualidade da água do manancial.

Palavras-chave: Reservatório. Teoria Fuzzy. Qualidade de Água.

ABSTRACT

This study developed a methodology to assess the risk of failure of a stratified reservoir in climate, hydrologic and hydraulic change scenarios, checking the behavior of biochemical oxygen demand and dissolved oxygen, as well as assess how these main changes will affect the quality aspects of the water system as a whole. To this end, computer modeling was used to provide a mathematical description and closer to reality. A methodology with fuzzy logic application to investigate how these changes can interfere with the operation of great state of a reservoir, in order to improve the understanding and management of water resources through various computer simulations, without the need for require large expenditures. Among the simulations and results showed that the higher the water flow at the entrance, the less the risk of failure in relation to BOD, since the DO concentration increases, consequently the reduction of BOD. In another scenario, for more organic load of releases that $W = 2500$ kg/month, the risk of failure increased significantly, due to decreased oxygen concentrations caused by degradation of organic matter. It was also found that evaporation is a critical factor in the water balance, intensity influences directly the concentrations of DO and BOD. For large evaporated flows, the risk remains high, especially during the dry season, concluding that evaporation is a factor capable of interfering in both the dynamics of the reservoir and in the deterioration of water quality. Thus, developing effective control measures, particularly in semi-arid regions with low rainfall, become essential to the conservation of source water quality.

Keywords: Reservoir. Fuzzy Theory. Water Quality.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Representação esquemática de reservatório estratificado e de mistura completa.
- Figura 2** – Esquemática do modelo de duas camadas.
- Figura 3** – Representação de números difusos trapezoidal e triangular.
- Figura 4** – Representação do modelo proposto.
- Figura 5** – Forma triangular de pertinência.
- Figura 6** – Representação gráfica do risco e da garantia.
- Figura 7** – Fluxograma completo do programa desenvolvido.
- Figura 8** – Ficha técnica com dados do reservatório Gavião.
- Figura 9** – Ilustração do Sistema de Abastecimento de Água Bruta da Região Metropolitana de Fortaleza – SAABRMRF.
- Figura 10** – Variação do volume do açude Gavião nos últimos anos.
- Figura 11** – Pertinência x Concentração de DBO nas camadas 1 e 2.
- Figura 12** – Pertinência x Concentração de OD nas camadas 1 e 2.
- Figura 13** – Pertinência x Função Marginal de Segurança.
- Figura 14** – Comportamento da DBO para diferentes vazões, nas camadas 1 e 2.
- Figura 15** – Comportamento do OD para diferentes vazões, nas camadas 1 e 2.
- Figura 16** – Risco e confiabilidade em relação a DBO, frente às diferentes vazões.
- Figura 17** – Pertinências x Função Marginal de Segurança (FMS), para as diferentes vazões de entrada simuladas.
- Figura 18** – Comportamento da DBO para diferentes lançamentos.
- Figura 19** – Comportamento do OD para diferentes lançamentos.
- Figura 20** – Risco e confiabilidade em relação a DBO, frente aos diferentes lançamentos.
- Figura 21** – Pertinências x Função Marginal de Segurança (FMS), para as diferentes lançamentos de carga poluente.
- Figura 22** – Comportamento da DBO para diferentes temperaturas.
- Figura 23** – Comportamento do OD para diferentes temperaturas.
- Figura 24** – Solubilidade de oxigênio em relação a temperatura.
- Figura 25** – Risco e confiabilidade em relação ao OD, frente às diferentes temperaturas.

Figura 26 – Pertinências x Função Marginal de Segurança (FMS), para as diferentes temperaturas.

Figura 27 – Comportamento do OD para diferentes temperaturas.

Figura 28 – Risco e confiabilidade em relação ao OD, frente às diferentes velocidades do vento.

Figura 29 – Pertinências x Função Marginal de Segurança (FMS), para as diferentes velocidades do vento.

Figura 30 – Comportamento de DBO para diferentes valores de coeficiente de dispersão vertical, nas camadas 1 e 2.

Figura 31 – Comportamento do OD para diferentes valores do coeficiente de dispersão vertical, nas camadas 1 e 2.

Figura 32 – Risco e confiabilidade em relação a DBO, frente aos diferentes valores de coeficiente de dispersão.

Figura 34 – Pertinências x Função Marginal de Segurança (FMS), para os diferentes coeficientes de dispersão vertical.

Figura 35 – Variação das vazões de entrada, evaporada e de saída, ao longo de 12 meses para as simulações no cenário 2.

Figura 36 – Comportamento de DBO para diferentes valores de coeficiente de evaporação, nas camadas 1 e 2.

Figura 37 – Comportamento de OD para diferentes valores de coeficiente de evaporação, nas camadas 1 e 2.

Figura 38 – Risco/confiabilidade em relação a DBO, para diferentes valores de coeficiente de evaporação.

Figura 39 – Variação das vazões de entrada, evaporada e de saída, ao longo de 12 meses para as simulações no cenário 3.

Figura 40 – Comportamento de DBO para diferentes valores de coeficiente de saída, nas camadas 1 e 2.

Figura 41 – Comportamento de OD para diferentes valores de coeficiente de saída, nas camadas 1 e 2.

Figura 42 – Risco/confiabilidade em relação a DBO, para diferentes valores de coeficiente de saída.

Figura 43 – Variação das vazões de entrada, evaporada e de saída, ao longo de 12 meses para as simulações no cenário 4.

- Figura 44** – Comportamento de DBO para diferentes valores dos coeficientes de entrada, saída e evaporação, nas camadas 1 e 2.
- Figura 45** – Comportamento do OD para diferentes valores dos coeficientes de entrada, saída e evaporação, nas camadas 1 e 2.
- Figura 46** – Risco/confiabilidade para diferentes valores dos coeficientes de entrada, saída e evaporação.
- Figura 47** – Comportamento do OD para diferentes velocidades do vento.
- Figura 48** – Risco/confiabilidade em relação a OD, para diferentes velocidades do vento.
- Figura 49** – Comportamento de DBO para diferentes valores dos coeficientes de entrada, saída e evaporação, nas camadas 1 e 2, para o período de 4 anos.
- Figura 50** – Comportamento de OD para diferentes valores dos coeficientes de entrada, saída e evaporação, nas camadas 1 e 2, para o período de 4 anos.
- Figura 51** – Risco/confiabilidade em relação a DBO, para diferentes valores dos coeficientes de entrada, saída e evaporação, para o período de 4 anos.
- Figura 52** – Previsão para DBO nas camadas 1 e 2, no açude Gavião.
- Figura 53** – Previsão para OD nas camadas 1 e 2, no açude Gavião.
- Figura 54** – Risco/confiabilidade em relação a DBO, para o açude Gavião.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	13
2.	OBJETIVOS.....	16
2.1	Geral.....	16
2.2	Específicos.....	16
3.	JUSTIFICATIVA.....	17
4.	REVISÃO DE LITERATURA.....	18
4.1	Dinâmica dos reservatórios.....	18
4.2	Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	21
4.3	Balanços de massa.....	24
4.4	Modelagem de reservatórios.....	25
4.4.1	Modelos para reservatórios completamente misturados.....	25
4.4.2	Modelos para reservatórios estratificados.....	28
4.4.3	Modelo DBO-OD para reservatórios.....	29
4.5	Modelo de qualidade de água em duas camadas.....	31
4.6	Modelo Fuzzy.....	34
4.7	Risco e Confiabilidade.....	38
5.	METODOLOGIA	41
5.1	Modelo para DBO na camada 1.....	42
5.2	Modelo para DBO na camada 2.....	43
5.3	Modelo para OD na camada 1.....	45
5.4	Modelo para OD na camada 2.....	46
5.5	Modelo para Déficit de oxigênio na camada 1.....	47
5.6	Modelo para Déficit de oxigênio na camada 2.....	48
5.7	Modelo Fuzzyficado.....	48
5.8	Risco e Confiabilidade.....	49
5.9	Programa computacional.....	51
5.10	Condições iniciais para hidrologia.....	55
5.11	Estudo de Caso.....	56
6.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	61
6.1	Cenário 1.....	60
6.1.1	Pertinência.....	63

6.1.2	Vazão.....	65
6.1.3	Lançamento de carga poluente.....	68
6.1.4	Temperatura da água.....	72
6.1.5	Velocidade do vento.....	75
6.1.6	Coeficiente de dispersão vertical.....	77
6.2	Cenário 2.....	80
6.3	Cenário 3.....	86
6.4	Cenário 4.....	91
6.5	Cenário 5.....	99
6.6	Cenário 6 – Estudo de Caso.....	102
7.	CONCLUSÕES.....	107
8.	REFERÊNCIAS.....	110
	ANEXOS.....	120

1 INTRODUÇÃO

Os problemas de qualidade de água em reservatórios diferem substancialmente dos problemas equivalentes em rios e estuários. Como consequência, os processos físicos, químicos e biológicos apresentam características, intensidades e importâncias também bastante diferenciadas (OLIVER; RIBEIRO, 2014).

Nos rios, a dominância das velocidades longitudinais torna desprezível a influência dos fenômenos que ocorrem nas direções vertical e transversal. Já nos reservatórios, de maneira geral, seu tamanho e sua profundidade fazem com que as vazões afluentes e defluentes sejam funções de força de importância extremamente reduzida.

Estes pequenos sistemas de acumulação, utilizados inicialmente apenas para suprimento de água, atualmente, dão lugar a imensos e sofisticados sistemas com objetivos e finalidades bastante diversos, como: abastecimento humano, irrigação, lazer, geração de energia, piscicultura, navegação e outros. Justamente com o intuito de entender melhor estes complexos sistemas aquáticos e visando a satisfação das necessidades básicas do homem, o estudo em reservatórios tem se intensificado, ganhando a atenção de vários profissionais.

Mas por outro lado, a construção desses reservatórios é capaz, muitas vezes, de agravar, ainda mais, as questões da escassez de água, pois a presença destes intensifica, consideravelmente, o processo de evaporação, passando a representar uma importante perda de água (MOURA; FERMINO, 2014). Sendo desta forma, uma alternativa nem sempre eficaz. Ao contrário, este exemplo mostra a necessidade do desenvolvimento de novos estudos, de modo que outros tipos de soluções sejam designados para tal problema.

Apesar dos açudes serem fundamentais para a melhoria da qualidade de vida da população, estes recursos e o ambiente em seu entorno são, de certa forma, impactados negativamente, devido, principalmente, ao crescimento acelerado da população, falta de controle da poluição, desmatamento e manejo inadequado do solo na agricultura.

Estes fatores podem resultar em contaminação dos corpos aquáticos, pois sabe-se que, cada uso da água, incluindo captação e descarga de resíduos, leva a um impacto específico e, nem sempre, previsível, sobre a qualidade dos corpos hídricos (RODRIGUES, SOUZA; BOIN, 2014).

A modelagem matemática computacional vem apresentando-se como uma excelente alternativa aos estudos em campo, para, dentre outras, prever impactos decorrentes de mudanças hidrológicas e climáticas, sem demandar grandes gastos, além de equipamentos, equipes de profissionais e infraestrutura de apoio. A modelagem computacional permite avaliar a reação do sistema frente a diferentes forçantes, auxiliando o gestor na tomada de decisões e no gerenciamento.

Dentre os diversos fenômenos que ocorrem em um reservatório, incluindo os problemas de qualidade de água, dispersão, mistura, transporte, fatores químicos, físicos e biológicos, percebe-se a complexidade de suas inter-relações e a consequente dificuldade de analisá-las de forma conjunta. Desta forma, a representação matemática de um sistema lacustre, para estudo de qualidade de água, poderá tornar-se bastante árdua.

Os modelos são geralmente estruturados para fornecer uma descrição matemática bem próxima da realidade, com a inclusão dos principais fenômenos de interesse (FLECK, TAVARES; EYNG, 2013). Modelos com estruturas conceituais mais detalhadas permitem avaliar problemas mais complexos.

Mas por outro lado, os modelos frequentemente trazem algumas simplificações, podendo ser tanto na hidrodinâmica do reservatório quanto em relação à ecologia do meio. Entretanto, estas simplificações devem ser usadas com bastante cautela, para que o modelo não se torne grosseiro e passível de resultados errôneos.

Alguns modelos necessitam de grandes bancos de dados com séries históricas, para longos períodos, que descrevam todo o comportamento hidrológico da bacia. Em muitos casos, estes bancos de dados não são facilmente encontrados. Assim, para contornar esta ausência, uma teoria relativamente nova vem sendo utilizada para avaliar risco de falha no campo da Engenharia.

É a Teoria Fuzzy, que se fundamenta na representação matemática de alguns parâmetros, na forma de funções de pertinência. A grande vantagem desta teoria se encontra no fato de a mesma não necessitar de grandes bases de dados para apresentar resultados satisfatórios, bem próximos da realidade (GOMES; SOUZA, 2010).

Desta forma, este estudo tem como objetivo geral desenvolver uma nova metodologia que permita avaliar o risco de falha de um reservatório estratificado em cenários extremos de mudanças climáticas, verificando o comportamento da demanda bioquímica de oxigênio e do oxigênio dissolvido, que são parâmetros

determinantes na dinâmica do sistema, assim como avaliar de que forma estas mudanças irão afetar os principais aspectos de qualidade de água do sistema como um todo.

Para tal, foi criada uma metodologia através do uso de modelagem computacional com aplicação de lógica *fuzzy* para investigar o quão essas mudanças climáticas podem interferir no estado ótimo de operação de um reservatório, com o intuito de aprimorar a compreensão e a gestão dos recursos hídricos e, ainda, avaliar o comportamento de outros parâmetros hidrológicos, seja na variação de vazão, lançamento, temperatura, evaporação, dentre outros.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Desenvolver um modelo matemático com base na aplicação da teoria Fuzzy no modelo de transporte de massa em reservatório estratificado, com o intuito de estudar o comportamento das concentrações de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, bem como analisar o risco de falha do sistema em cenários extremos.

2.2 Objetivos específicos

- Montar os equacionamentos dos balanços de massa para oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em reservatório estratificado;
- Fuzzificar os parâmetros presentes nos balanços de massa;
- Avaliar o comportamento de DBO e OD em diferentes períodos do ano;
- Propor cenários com diferentes variabilidades climáticas, hidrológicas e hidráulicas e verificar como estas variáveis são capazes de interferir nas concentrações de DBO e OD;
- Analisar o sistema DBO/OD para diferentes volumes de água armazenados no reservatório, verificando o efeito da evaporação nestes parâmetros em diferentes cenários;
- Estudar o comportamento do risco e da confiabilidade em cada situação proposta;
- Aplicar dados do açude Gavião (principal reservatório da Região Metropolitana de Fortaleza/CE) no programa computacional desenvolvido para a realização de um estudo de caso.

3 JUSTIFICATIVA

A crescente demanda pelo uso dos recursos hídricos, associada, ao declínio de sua qualidade, tem se tornado um dos grandes problemas da atual sociedade. Mesmo com muitas ações no sentido do uso racional dos recursos hídricos, há uma clara visão de que os sistemas hídricos disponíveis no planeta tendem a um colapso, em presença de uma crescente demanda destes recursos naturais.

Este fato tem provocado, na comunidade científica, um sentimento da necessidade de se desenvolver um tratamento mais intenso das questões da administração das águas, tanto o que diz respeito à quantidade, como à qualidade.

Esta pesquisa propõe desenvolver uma nova metodologia para estudar o estado ótimo de operação de um reservatório, incorporando ao sistema cenários de mudanças climáticas.

Desta forma, o estudo pretende associar modelos de balanço de massa com parâmetros de natureza fuzzy, de modo a verificar como possíveis variações no clima podem afetar variáveis importantes, como a demanda bioquímica de oxigênio e o oxigênio dissolvido, e ainda, analisar o risco de falha deste sistema.

Neste caso, considera-se que o sistema falhou quando a demanda máxima de oxigênio ultrapassa 6,0 mg/L, caracterizando contaminação no reservatório e/ou quando a concentração de oxigênio é menor que 6,0 mg/L, pois a partir deste valor já é possível alterar negativamente a qualidade da água.

A relevância da pesquisa traduz-se na busca de novos métodos de análise, que incorpore as vulnerabilidades climáticas aos modelos hidrológicos, bem como na verificação das formas pelas quais estas possíveis mudanças podem alterar o comportamento da demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido (sistema DBO/OD) de um reservatório.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Dinâmica dos reservatórios

A construção de reservatórios é uma das principais alternativas para aumentar a disponibilidade hídrica, principalmente em regiões semiáridas, como tentativa de minimizar os efeitos das irregularidades pluviométricas e elevadas taxas de evaporação.

Um importante processo que ocorre nos reservatórios é a estratificação térmica. Isso decorre do fato de que a temperatura, de um modo geral, é vista como o principal elemento que afeta praticamente todos os equilíbrios físico-químicos e as reações biológicas (Delpla et al., 2011). É conhecido que, constantes físico-químicas variam com a temperatura e, frequentemente aceleram as reações endotérmicas. Conseqüentemente, diversas transformações ou efeitos relacionados à água serão afetados pelo aumento da temperatura da água, tais como dissolução, solubilização, complexação, degradação, evaporação, etc.

A estratificação térmica é o resultado do balanço do calor entre a água armazenada e as contribuições externas (FERREIRA; CUNHA, 2013). As contribuições externas incluem radiação solar e atmosférica, troca condutiva de calor entre a atmosfera e a água, e o calor dos tributários. O reservatório pode emitir calor de volta para a atmosfera por radiação da superfície. Além disso, perde-se ainda calor por evaporação, por condução e através das vazões defluentes. Como os processos de aquecimento e resfriamento ocorrem em uma camada superficial relativamente fina, se não houver mistura vertical para destruir o gradiente de calor, logo à superfície, ocorrerá estratificação térmica. Outras funções de força que influem diretamente na natureza da estratificação térmica e de densidade são o vento e a precipitação pluviométrica.

Em ecossistemas aquáticos de pequena profundidade, os ventos são a principal fonte de energia externa responsável pela desestratificação da massa d'água, podendo interferir no processo de deposição de nutrientes para os sedimentos, bem como promover a ressuspensão do material depositado no fundo aumentando o aporte dos nutrientes na coluna d'água e diminuindo a penetração da luz pelo incremento da turbidez (SOUZA et. al, 2016). O padrão dos ventos, assim

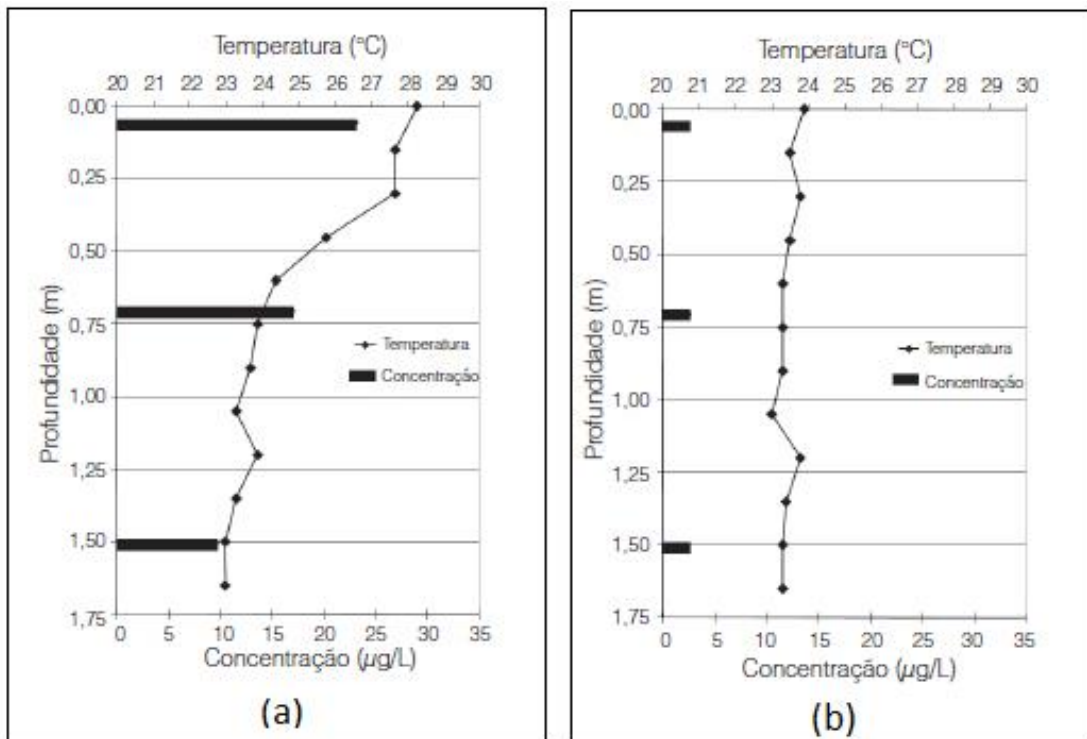
como a pluviosidade são os fatores climáticos mais influentes no comportamento dos corpos d'água na zona tropical.

A literatura demonstra de maneira incisiva, que nas regiões tropicais, esses dois fatores – vento e precipitação pluviométrica – são os reguladores efetivos do fenômeno da estratificação (TUNDISI, TUNDISI; GALLI, 2006; MARTINS, 2008; HENRY-SILVA et al., 2010). Estudos de Alexander et al. (2006) também indicaram a dominância do vento e da precipitação pluviométrica sobre a ocorrência da estratificação, ainda que em estações diferentes do ciclo climatológico. Ainda sobre o assunto, Queiroz (2003) discorreu sobre o regime dos ventos na bacia da Região Metropolitana de Fortaleza/CE indicando uma velocidade média de 7,4 m/s, capaz de desfazer as camadas estratificadas em partes menos profundas dos reservatórios.

Quando a tensão do vento é aplicada na superfície de um lago, energia cinética turbulenta e quantidade do movimento são transferidos para a camada superficial da água. A energia cinética turbulenta distribui quantidade de movimento verticalmente na coluna d'água, iniciando o transporte na camada superficial na direção do vento, o qual resulta na depressão do metalímnio na região de destino do vento e subida do metalímnio na região de origem do vento (MÜLLER et al., 2012).

Neste contexto, compara-se modelos matemáticos para reservatórios concentrados (mistura completa) e estratificados (Figura 1).

Figura 1 – Representação esquemática de reservatório estratificado (a) e de mistura completa (b).



Fonte: Esteves (2011).

Para Zhang et al. (2015), em ambientes rasos, o problema da eutrofização pode ser acentuado, pois a carga interna de nutrientes armazenados nos sedimentos é constantemente disponibilizada para os organismos vivos pelos processos de difusão molecular e turbulenta associados aos eventos de ressuspensão.

Em lagos profundos, ou nos menos profundos, mas localizados em locais abrigados do vento, estas diferenças de temperatura podem persistir durante a maior parte da estação quente. Em lagos pouco profundos pode durar apenas alguns dias, devido ao efeito do vento que provoca uma mistura de camadas (NUNES et al., 2006).

É interessante notar que a estratificação térmica em lagos tropicais, ainda que relativamente fraca, é, entretanto, uma característica permanente ou semipermanente, pois como as temperaturas são mais elevadas, os altos gradientes de densidade podem conferir estabilidade à estratificação, em aparente desproporção com as pequenas variações de temperatura (CUNHA, CALIJURIA; LAMPARELLI, 2013).

A permanência da estratificação térmica determina a presença ou não de estratificações químicas e biológicas. Haverá ocorrências de gradientes verticais decrescentes de oxigênio dissolvido, com hipolímnio (região com menor concentração de O₂) permanentemente anaeróbico e com altas concentrações de ferro e gás sulfídrico. Os nutrientes resultantes do processo de decomposição da matéria orgânica permanecem no hipolímnio, retornando de forma muito lenta para o epilímnio (região com maior concentração de O₂) pelo mecanismo da difusão molecular (FRANÇA et al., 2013).

Como consequência, poderá haver um empobrecimento da zona eufótica (região com maior incidência de radiação solar) pela falta de nutrientes para as algas. Nessas circunstâncias, a qualidade da água do epilímnio é significativamente diferente da do hipolímnio, com a correspondente estratificação das comunidades que os habitam.

De maneira geral, os reservatórios podem ser classificados, com relação ao processo de estratificação térmica ou de densidade, numa das seguintes situações, podendo variar sazonalmente (NOGUEIRA et al., 1991):

- Reservatórios misturados verticalmente com temperatura e densidade praticamente uniformes, na direção da profundidade;
- Reservatórios com fraca estratificação térmica e de densidade, caracterizado por isotermas sujeitas a um perceptível gradiente longitudinal, no sentido entrada-saída;
- Reservatórios com estratificação térmica ou de densidade bastante marcadas, caracterizadas por isotermas horizontais. São lagos (naturais ou artificiais) geralmente profundos e a estratificação é permanente ou semipermanente.

4.2 Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Todos os organismos vivos dependem direta ou indiretamente do oxigênio para manter os processos metabólicos de produção de energia e de reprodução. O oxigênio é um gás pouco solúvel em água, variando a solubilidade entre 14,6 mg/L a 0°C até 7,6 mg/L a 30°C, dependendo da pressão (altitude) e sais dissolvidos (ALVARADO; AGUILAR, 2009; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2009). Em águas

poluídas, a quantidade de OD é ainda menor que em condições naturais. A razão da saturação do oxigênio em água poluída e água limpa é de 0,80 (SAMAL et al., 2005; BATES et al., 2008).

Segundo Azevedo, Vasconcelos; Avelar (2014), o oxigênio dissolvido no corpo d'água está diretamente relacionado a processos do metabolismo aquático e pode fornecer uma informação preciosa para se analisar o comportamento da qualidade da água em açudes do semiárido nordestino, principalmente, em função das altas temperaturas que ocorrem nesta região. Considerando a grande variabilidade espacial que existe na concentração de oxigênio dissolvido dentro de um reservatório, o estudo do oxigênio dissolvido pode representar uma medida geral da condição da qualidade da água nos açudes (BRITO, MAIA-BARBOSA; PINTO-COELHO, 2011; BUCCI; OLIVEIRA, 2014).

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. As perdas são: o consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como por exemplo: o ferro e o manganês (ESTEVES, 2011).

Um fator importante a se considerar é a pressão de saturação do oxigênio, que depende da temperatura local. A concentração de OD é maior em locais cuja temperatura é menor. Ver Tabela 1.

Tabela 1 – Concentração de saturação para o oxigênio.

TEMPERATURA (°C)	OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA (mg/L)
0	10,2
5	8,9
10	7,9
15	7,1
20	6,4
25	5,9
30	5,3

Fonte: Adaptado de Esteves, 2011.

Em corpos d'água, as medidas de OD são vitais para a manutenção de condições oxidantes (aeróbicas) para degradar a matéria orgânica e para manter, por exemplo, o fósforo no sedimento. Na ausência de OD no fundo dos

reservatórios, formam-se nitratos, que serão uma fonte de OD para as bactérias quimioautotróficas, mantendo-se assim condições oxidantes junto aos sedimentos.

O balanço de oxigênio depende, junto com os processos de mistura (advecção e difusão), dos seguintes processos principais (SANTOS, 2014):

- Reaeração através da superfície;
- Biodegradação do carbono orgânico;
- Biodegradação do nitrogênio reduzido;
- Fotossíntese pelas algas e plantas aquáticas;
- Respiração pelas algas e outros organismos vivos;
- Respiração do fundo, incluindo a decomposição da vegetação inundada;
- Oxidação química de substâncias reduzidas;
- Redução do nitrato.

Por sua vez, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) avalia a quantidade de OD (em mg O₂/L) que será consumida pelos organismos aeróbios ao degradarem a matéria orgânica. A DBO divide-se em demanda carbonácea e demanda nitrogenada. De acordo com Von Sperling (2006), a taxa de crescimento das bactérias responsáveis pela nitrificação é mais lenta que o crescimento das bactérias responsáveis pela oxidação da fração carbonácea. Essa diferença de consumo é importante na determinação da DBO, visto que inicialmente será medida a fração de oxidação referente à DBO carbonácea, e o restante será devido à DBO nitrogenada, surgindo então diferenças nos períodos de incubação exigidos para cada determinação.

Em outras palavras, os organismos inicialmente utilizam o OD para transformar o carbono em CO₂ e posteriormente transformar compostos nitrogenados em nitritos (NO₂) e nitratos (NO₃). Através da DBO se estima a carga orgânica de corpos d'água, de efluentes, e as necessidades de aeração para degradá-la em estações de tratamento de esgoto (SILVA; SOUZA, 2013).

4.3 Balanços de massa

A base para qualquer consideração, prática ou teórica, pertinente ao gerenciamento de lagos é um balanço de massa confiável. Isso se aplica tanto às águas no papel de solvente como no caso dos solutos. Isso implica conhecer tudo aquilo que entra no lago proveniente de sua área de mananciais, bem como o tamanho, distribuição e taxas de liberação dessas fontes (PINDER, 2013). No que concerne aos processos dentro do lago, resume-se um modelo de entradas e saídas. Entradas são todos os volumes que nele chegam provenientes de fora tanto por descargas diretas como indiretas. As saídas podem ser descargas feitas por meio dos mecanismos apropriados, infiltrações nos sedimentos ou perdas para a atmosfera.

A determinação da carga de nutrientes, com a finalidade de avaliar o processo de eutrofização ao longo de um sistema, assim como a determinação do balanço de massa, através das estimativas de entradas, saídas e retenção de nutrientes no corpo d'água é importante para a definição de estratégias de recuperação, conservação e manejo da bacia hidrográfica (BARBOSA; CIRILO, 2015).

A determinação do balanço de qualquer substância (por exemplo, fósforo, nitrogênio, turbidez mineral, etc.) está fortemente ligada ao balanço hídrico, porém não se confunde com o mesmo. Solutos são normalmente medidos como concentrações (geralmente, g/m³); entretanto, algumas substâncias, como o nitrogênio e o carbono, podem apresentar fase gasosa; conseqüentemente, seus traços devem ser determinados diferentemente.

Considera-se um balanço de massas para todo o lago (WOLLENWEIDER, 2000), ou seja:

$$\begin{aligned} & \text{Carga total} - \text{carga liberada} \pm \text{alteração na armazenagem} \\ & = (\text{positiva ou negativa}) \text{sedimentação} \end{aligned}$$

Aplica-se somente às substâncias sem fase gasosa, por exemplo: o fósforo. Em relação ao nitrogênio, a interpretação da diferença residual é mais complexa. Perdas positivas podem ocorrer devido à sedimentação, bem como pelo

balanço da nitrificação-desnitrificação. Valores negativos podem ser resultantes de carregamento interno ou do balanço nitrificação-desnitrificação.

A magnitude do balanço nitrificação-desnitrificação pode ser estimada pela comparação entre, por exemplo, a sedimentação do fósforo e a relação N/P, a razão de entrada do lago e a razão nos sedimentos de N/P. Essas estimativas não são perfeitas, porém, dão, no mínimo, uma pista sobre a dimensão do processo.

4.4 Modelagem de reservatórios

Segundo Collischonn et al. (2011), uma estratégia bem conhecida que visa simplificar as interações e processos em reservatórios para obter entendimento sobre seu comportamento é a modelagem matemática. Esta técnica permite avaliar a reação do sistema frente a diferentes forçantes, auxiliando o gestor na tomada de decisões e no gerenciamento.

A modelagem matemática em reservatórios é empregada para avaliar, principalmente, os padrões de circulação da água e cenários de impactos decorrentes da eutrofização.

A modelagem de sistemas ecológicos, hidrodinâmicos e biogeoquímicos apresenta alta complexidade porque muitas variáveis estão envolvidas e há inúmeras interações entre elas, o que, normalmente, impossibilita soluções analíticas para os problemas que se apresentam. Além disso, nem todos os fenômenos que ocorrem nesses sistemas são completamente conhecidos e, portanto, as relações matemáticas que relacionam as variáveis (parametrização), em muitos casos, são empíricas e restritas a determinadas condições (SMITH; SMITH, 2007; ROSMAN, 2012).

4.4.1 Modelos para reservatórios completamente misturados

Modelos concentrados consideram que não existe estratificação da concentração em estudo, ou seja, o reservatório é completamente misturado. Nesta hipótese, a temperatura será a mesma para todo o corpo d'água e para as vazões defluentes. Essa simplificação é aceitável nas seguintes condições:

- Avaliação preliminar das condições gerais de mistura total;

- Reservatório que apresenta condições de mistura total.

Nesta situação, pode-se dizer que a taxa de variação da quantidade de calor no lago é igual à quantidade de calor afluyente menos o calor defluyente mais as trocas na superfície. No caso, a equação da continuidade, de acordo com Tucci (1989) é a seguinte:

$$\frac{dS}{dt} = I - Q + q \quad (\text{Eq. 1})$$

Em que:

S – volume

I – vazão de entrada

Q – vazão de saída (escoamento por turbinas, vertedouro e perda por evaporação)

q – vazão de carga direta (precipitação, efluentes, etc)

Para um meio concentrado, como o reservatório, onde não é avaliada a variação longitudinal da concentração, a equação de transporte fica:

$$\frac{d(SC)}{dt} = qC_e + IC_i - QC - K_sSC \quad (\text{Eq. 2})$$

Em que:

C – concentração

C_e – concentração da carga direta

C_i – concentração do afluyente

K_s – proporção de redução da substância por sedimentação

A Eq. 2 pode ser desenvolvida para:

$$C \frac{dS}{dt} + S \frac{dC}{dt} = qC_e + IC_i - QC - K_sSC \quad (\text{Eq. 3})$$

Substituindo a Eq. 1 na Eq. 3, resulta:

$$S \frac{dC}{dt} = q(C_e - C) + I(C_i - C) - K_s S C \quad (\text{Eq. 4})$$

Esta equação diferencial pode ser então transformada para:

$$\frac{dC}{dt} + \frac{(I+q+K_s S)}{S} C = \frac{(qC_e+IC_i)}{S} \quad (\text{Eq. 5})$$

Em que:

$$W = (I + q + K_s S)/S$$

$$m = (qC_e + IC_i)/S.$$

Considera-se que W e m são constantes entre $t = 0$ e t e para as condições iniciais $C = C_0$ para $t = 0$, resulta:

$$C(t) = \frac{m}{w} (1 - e^{-wt}) + C_0 e^{-wt} \quad (\text{Eq. 6})$$

No processo de cálculo, a Eq. 1 pode ser resolvida para cada intervalo de tempo com base na discretização numérica. Resolvida a equação da continuidade, a Eq. 6 é resolvida em cada intervalo em que as variáveis W e m podem ser mantidas constantes. Neste caso, C_0 passa a ser C_{t-1} e m e W determinados pelas variáveis conhecidas no intervalo de tempo.

Para uma situação de regime permanente $t \rightarrow \infty$:

$$C = \frac{m}{w} = \frac{qC_e+IC_i}{I+q+K_s S} \quad (\text{Eq. 7})$$

Nos estudos de Rameh, Alcoforado; Cirilo (2010), o reservatório Jucazinho/PE foi considerado completamente misturado para estimar a concentração de fósforo total e calcular o estado trófico com a utilização de modelo simplificado.

Trabalhos no reservatório da Usina Hidrelétrica Foz do Areia/PR, realizados por Pereira, Veiga; Dziedzic (2013), que consideraram o reservatório como um modelo de mistura completa, para que não fosse necessária grande

capacidade de processamento computacional, a fim de simplificar os cálculos. Além disso, necessitou-se de um menor número de parâmetros para avaliação de diagnóstico ou previsão de condições de eutrofização. Foi avaliado o grau de eutrofização na situação naquela época (2005-2008) e simulado um cenário com restrição de cargas. Os resultados foram satisfatórios, tendo-se obtido boa concordância entre valores observados e valores modelados, demonstrando que o reservatório encontrava-se em estado eutrofizado, e que o fósforo era o nutriente que limitava o crescimento das cianobactérias.

4.4.2 Modelos para reservatórios estratificados

As relações ecológicas em um reservatório estratificado são extremamente complexas. Os níveis tróficos dentro desse ambiente aquático são caracterizados por parâmetros de qualidade tais como oxigênio, dióxido de carbono, nutrientes primários, sedimentos em suspensão, detrito e sedimentos de fundo.

As transformações de massa e energia são reguladas pelos processos de crescimento, respiração, mortalidade, predação e decomposição, que por sua vez são governados por parâmetros de qualidade ambiental como temperatura e nutrientes (READ et al., 2011). Apesar dessa complexidade, é possível desenvolver formulações que, ainda que mais simples que a realidade, possam servir de instrumento para o planejamento ambiental.

Nesse caso, o corpo d'água pode ser dividido em camadas horizontais superpostas, dentro das quais se supõe a ocorrência de mistura completa, sendo, portanto, possível a esquematização do lago em um modelo unidimensional. O número de camadas depende da intensidade dos gradientes, das vazões afluentes e defluente e da altura da tomada d'água para as vazões defluentes.

Para cada camada horizontal, é feito um balanço de massa para os diversos materiais, fornecendo assim um conjunto de equações descritivas da situação geral do reservatório.

A forma mais geral da equação expressa a conservação da massa para uma camada horizontal j , de um reservatório sujeito à estratificação, para o qual se pode adotar um modelo unidimensional, é:

$$\frac{\partial(V_j C_j)}{\partial t} = (Q_i C_i + Q_0 C_0)_j + (-Q_j C_j + Q_{j+1} C_{j+1}) + \left[\left(DA \frac{\partial C}{\partial z} \right)_j - \left(DA \frac{\partial C}{\partial z} \right)_{j+1} \right] + \left(C_j \frac{\partial V_j}{\partial t} \right) \pm \left(V_j \frac{dC}{dt} \right) \quad (\text{Eq. 8})$$

Em que:

C = Concentração a qualquer constituinte de interesse, do ponto de vista da qualidade da água, que se move com o fluido.

O primeiro grupo de termos representa o transporte advectivo local; o segundo, o transporte advectivo vertical; o terceiro, a dispersão; o quarto, a variação de volume e o quinto, as alterações locais. Essa derivada local representa todos os demais processos que atuam no sentido de provocar mudanças na concentração desse volume de controle V_j .

Deve ser notado, que a à exceção da camada superior, não há alteração do volume das demais camadas, o que implica dizer que na camada superior deverá incluir precipitação pluviométrica e evaporação, e na camada mais profunda, as trocas de massa no fundo do reservatório.

4.4.3 Modelo DBO-OD para reservatórios

Para um reservatório misturado, a DBO pode ser representada por uma equação de decaimento de primeira ordem. Neste caso, de acordo com Tucci, 1989:

$$\frac{d(SC)}{dt} = IC_i + qQ_e - QC - K_s SC - K_1 SC \quad (\text{Eq. 9})$$

O termo $K_1 SC$ representa o decaimento de primeira ordem relativo às reações do estágio carbonáceo da DBO. Esta equação pode ser resolvida de forma bastante semelhante a Eq. 3, sendo que:

$$W = \frac{(I+q+K_s S+K_1 S)}{S} \quad (\text{Eq. 9})$$

A equação para o OD é a seguinte:

$$\frac{d(SC_0)}{dt} = IC_{0i} + qC_{0e} - K_1SC + K_L S(C_s - C_0) + S(P - R) - QC_0 \quad (\text{Eq. 10})$$

Em que:

C_0 – concentração de oxigênio dissolvido

C_{0i} – concentração de oxigênio dissolvido do afluente

K_L – coeficiente superficial de transferência de OD

C_{0e} – concentração de oxigênio da carga direta ao reservatório

C_s – concentração de saturação de OD

P – proporção de mudança de OD por fotossíntese por unidade de volume

R – proporção de mudança de OD por respiração menos a carga de DBO por unidade de volume

Usando a equação da continuidade (Eq. 8), resulta:

$$S \frac{d(C_0)}{dt} = q(C_{0e} - C_0) + I(C_{0i} - C_0) - K_1SC + K_L S(C_s - C_0) + S(P - R) \quad (\text{Eq. 11})$$

Resolvendo a equação acima descrita, resulta uma equação igual a Eq. 6, com os seguintes coeficientes (CHAPRA, 1997):

$$m = [IC_{0i} + qC_{0e} - K_1SC + K_L S(C_s - C_0) + S(P - R)]/S \quad (\text{Eq. 12})$$

$$w = (I + K_L S + q)/S \quad (\text{Eq. 13})$$

A concentração de saturação do OD depende da temperatura da água e o coeficiente superficial de transferência de OD (K_L), pode ser obtido por: $K_L^* = 0,03(w_{10})^2 1,016^{T-20}$, onde T é a temperatura da superfície da água em °C; w_{10} é a velocidade do vento a 10 m da superfície, K_L^* em m/dia.

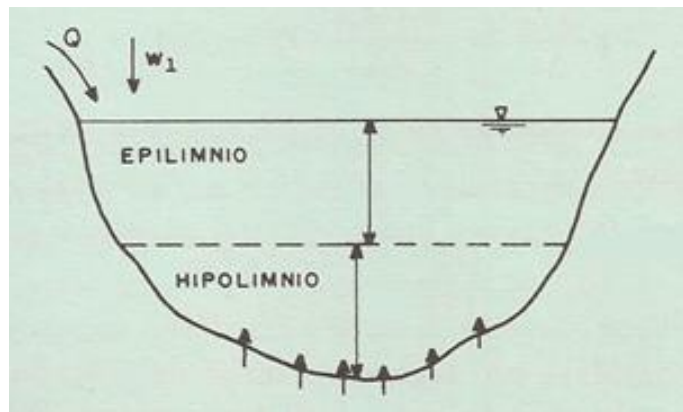
A temperatura da superfície da água pode ser estimada por balanço térmico, no entanto, isso representa um volume de cálculo não compatível com as simplificações adotadas, sendo assim, pode-se adotar a temperatura do ar igual a da água para este estágio de modelo (Liu *et al.*, 2014).

4.5 Modelo de qualidade de água em duas camadas

O comportamento de um reservatório pode ser estudado levando em conta a estratificação, mas considerando somente duas camadas. Esta é uma forma intermediária de simplificação do problema que atende a estudos onde a estratificação de concentração não apresenta grandes gradientes ou este fator não é limitante (LI et al., 2016).

A simulação do comportamento de DBO e OD em lagos e reservatórios através de um modelo em duas camadas utiliza a formulação mostrada em Thomann; Müller (1987) acrescida da equação para o OD. A Figura 2 mostra um reservatório dividido em duas camadas: epilimínio (superior) e hipolimínio (inferior).

Figura 2 – Esquemática do modelo de duas camadas.



Fonte: Esteves (2011).

Essa “divisão” ocorre quando as diferenças de temperatura geram camadas d’água com diferentes densidades, formando uma barreira física que impede que se misturem e se a energia do vento não for suficiente para misturá-las, o calor não se distribui uniformemente na coluna d’água, criando assim a condição de estabilidade térmica. Quando ocorre este fenômeno, o ecossistema aquático está estratificado termicamente. Os estratos ou camadas formados frequentemente estão diferenciados física, química e biologicamente (DUARTE; VIEIRA, 2009).

Considera-se que Q a vazão de entrada igual a de saída, W_1 e W_2 as cargas poluentes, as equações para as duas camadas de uma substância em decaimento de primeira ordem são:

$$V_e \frac{dC_e}{dt} = W_1 - QC_e + E'_{eh}(C_h - C_e) - V_e K_1 C_e \quad (\text{Eq. 14})$$

$$V_h \frac{dC_h}{dt} = W_2 + E'_{eh}(C_e - C_h) - V_h K_2 C_h \quad (\text{Eq. 15})$$

Em que:

C_e – concentração no epilímnio

C_h – concentração no hipolímnio

V_e e V_h – respectivos volumes do epilímnio e hipolímnio

E'_{eh} – é o coeficiente de dispersão vertical; $E'_{eh} = E_{eh} \frac{A_{eh}}{Z_{eh}}$

A_{eh} – área entre as duas camadas

Z_{eh} – distância vertical entre o centro e as duas camadas

K_1 e K_2 – coeficientes de decaimento para as duas camadas

As equações diferenciais para DBO do epilímnio e hipolímnio são:

$$\frac{d(C_e V_e)}{dt} = (Q_i C_i - Q_s C + E'_{eh}(C_h - C_e) - V_e K_1 C_e - Q_v C_* \quad (\text{Eq. 16})$$

$$\frac{d(C_h V_h)}{dt} = (E'_{eh}(C_e - C_h) - V_h K_2 C_h - Q_v C_* \quad (\text{Eq. 17})$$

Em que:

$Q_i C_i$ – carga proveniente dos tributários

Q_s – vazão de saída

Considera-se que as camadas são definidas pelo comprimento do epilímnio L e a sua variação no tempo, a equação da continuidade para o epilímnio e hipolímnio ficam:

$$\frac{dV_e}{dt} = -Q_v + Q_i - Q_s \quad (\text{Eq. 18})$$

$$\frac{dV_h}{dt} = Q_v \quad (\text{Eq. 19})$$

$$Q_v = -A \frac{dL}{dt} \quad (\text{Eq. 20})$$

Neste caso, admite-se que o fluxo entre somente no epilímnio. A concentração C_* fica:

$$C_* = \begin{cases} C_h, & \text{para } dL/dt > 0 \\ C_e, & \text{para } dL/dt < 0 \end{cases}$$

Substituindo as equações da continuidade nas equações de DBO e desenvolvendo, resulta:

$$V_e \frac{dC_e}{dt} = Q_i(C_i - C_e) + E'_{eh}(C_h - C_e) - V_e K_1 C_e - Q_v(C_* - C_e) \quad (\text{Eq. 21})$$

$$V_h \frac{dC_h}{dt} = E'_{eh}(C_e - C_h) - V_h K_2 C_h + Q_v(C_* - C_h) \quad (\text{Eq. 22})$$

As equações diferenciais de OD são:

$$\frac{d(O_e V_e)}{dt} = Q_i O_i - Q_e O_e + E'_{eh}(O_h - O_e) - K_1 V_e C_e + V_e K_L (O_s - O_e) + V_e (P - R) - Q_v O_* \quad (\text{Eq. 23})$$

$$\frac{d(O_h V_h)}{dt} = E'_{eh}(O_e - O_h) - K_2 V_h C_h + V_h (P - R) - Q_v O_* \quad (\text{Eq. 24})$$

Em que:

K_L – coeficiente de reaeração

O_s – oxigênio dissolvido de saturação

P – proporção de mudança de OD por fotossíntese por unidade de volume

R – proporção de mudança de OD por respiração menos a carga de DBO por unidade de volume

$$\begin{cases} \text{para } dL/dt > 0 \rightarrow O_* = O_h \\ \text{para } dL/dt < 0 \rightarrow O_* = C_e \end{cases}$$

As equações de oxigênio são também transformadas com base na equação da continuidade, resultando:

$$V_e \frac{d(O_e)}{dt} = Q_i(O_i - O_e) + E'_{eh}(O_h - O_e) - K_1 V_e C_e + +V_e K_L(O_s - O_e) + V_e(P - R) - Q_v(O_* - O_e) \quad (\text{Eq. 25})$$

$$V_h \frac{d(O_h)}{dt} = E'_{eh}(O_e - O_h) - K_2 V_h C_h + V_h(P - R) - Q_v(O_* - O_e) \quad (\text{Eq. 26})$$

4.6 Teoria Fuzzy

Na área de recursos hídricos, a aleatoriedade dos eventos hidrológicos, a adoção de modelos imprecisos, as hipóteses simplificadoras, a relatividade dos princípios adotados e, ainda, a forte interconexão com componentes ambientais e socioeconômicos extremamente variados, fazem com que a gestão hídrica, em todas as suas funções, atividades e instrumentos, conviva com uma vasta gama de incertezas, tanto endógenas quanto exógenas aos sistemas hídricos de que se ocupa (QIN et al., 2007).

A tomada de decisão é um processo que consta na identificação do problema, dos critérios, a forma de elaborar, analisar e escolher alternativas, verificando a eficácia da decisão, a fim de se escolher um melhor plano de ação para determinado problema. Para tal, requer-se racionalidade e procura-se eliminar as possíveis incertezas. A maioria das decisões, sobretudo as mais importantes, é tomada com base em algum tipo de previsão, o que, por si só, já coloca o fator incerteza no processo de decisão. Mesmo que o problema não exija alguma previsão, outro fator complicador, é a insuficiência de informações (PEREIRA, OCAZONEZ; TOMAZ, 2012).

Para amenizar a tal falta de dados, surgiu a Lógica Fuzzy, que é um método matemático usado para caracterizar e quantificar a incerteza e imprecisão nos dados e relações funcionais, baseada no uso de aproximações. O princípio fundamental da Teoria Fuzzy, o princípio da dualidade, estabelece que dois eventos opostos possam coexistir, isto é, um elemento pode pertencer, em certo grau, a um conjunto e, em outro grau, a outro conjunto.

Os autores Larentis (2004), Vidal (2011) e Lemos (2015) recomendaram em seus respectivos trabalhos a utilização da lógica Fuzzy como tentativa de elevar o grau de confiabilidade em seus dados obtidos em campo, sugerindo a análise de incertezas e a utilização de programas computacionais para qualidade de água, a fim de se reduzir os erros ocasionados por cálculos estimados.

4.6.1 Conjuntos Fuzzy

Conjuntos difusos são especialmente úteis quando o número de dados não é suficiente para caracterizar a incerteza por meio de medidas estatísticas padrão, envolvendo a estimativa de frequências (SANTOS, 2012).

O conceito central da teoria dos conjuntos *fuzzy* é a função de pertinência que representa numericamente o grau em que um elemento pertence a um conjunto. Se um elemento pertence a um conjunto *fuzzy* em algum grau, o valor da sua função de pertinência pode ser qualquer número entre 0 e 1. Quando a função de pertinência de um elemento pode ter os valores 0 ou 1, apenas, a teoria dos conjuntos se reduz à teoria clássica dos conjuntos.

A teoria dos conjuntos difusos pode lidar com dados altamente variável, linguístico, vago e incerto ou de conhecimento e, portanto, tem a capacidade de permitir um fluxo de informações lógico, confiável e transparente de recolha de dados para uso de dados em aplicações ambientais. Tem sido utilizada para avaliar a qualidade da água através do desenvolvimento de um índice de qualidade da água com base no raciocínio Fuzzy (DUQUE et al., 2006). Nos últimos anos, os métodos Fuzzy demonstraram ser adequados para lidar com incerteza e subjetividade nas questões ambientais (MESBAH, KERACHIAN; TORABIAN, 2010).

(Rehana; Mujumdar, 2009) discorreu sobre o uso de conjuntos difusos para sua aplicação em recursos hídricos, concluindo que este tipo de conjunto pode ser usado em várias situações, com grande versatilidade e adequabilidade, neutralizando as incertezas apresentadas nos sistemas hídricos, citando a quantificação de impactos ambientais e a indicação de níveis de pertinência de impactos negativos (deterioração ambiental), danos de inundação, benefícios econômicos, entre outros.

Em estudos de Araújo et al. (2013), o índice de estado trófico modificado (IET_M) foi transformado em funções de pertinências, com base na teoria dos

conjuntos difusos. Os resultados mostraram que o uso da teoria dos conjuntos difusos pode ser uma ferramenta importante para calcular o risco de eutrofização para reservatórios e, com isso, fornecer subsídios aos gestores dos recursos hídricos, na formulação de políticas públicas para o planejamento dos recursos hídricos, no que diz respeito à qualidade de água em reservatórios.

O conceito fundamental associado à definição de um conjunto difuso é o conceito de "função de pertinência" (SALES, ARAÚJO; CHAGAS, 2014).

Na teoria clássica dos conjuntos, dado um universo e um conjunto A nele definido, estabelece-se uma relação de pertinência relativamente a cada elemento x nesse universo, tal que dois casos se dão: ou x pertence a A ou x não pertence a A. Embora a teoria dos conjuntos fuzzy estude casos de incertezas, vale lembrar que tal teoria é muito bem definida. O que é incerto é a propriedade que define o conjunto em questão (LERMONTOV et al., 2009).

Para obter a formalização matemática de um conjunto fuzzy, qualquer conjunto clássico pode ser caracterizado por uma função característica, cuja definição é dada a seguir:

$$A(x) = \begin{cases} 1, & \text{se } x \in X \\ 0, & \text{se } x \notin X \end{cases}$$

A estrutura acima é aplicada para conjuntos com limites bem definidos, pois para qualquer objeto que pertença ao universo X é possível determinar com exatidão se o mesmo pertence ou não ao conjunto A.

Assim, segundo Santos et al. (2013), nos conjuntos clássicos existe uma distinção rígida entre os elementos que pertencem ou não a um conjunto. O conceito fundamental dos conjuntos fuzzy é suavizar esta restrição, pois esta teoria possibilita a existência de um grau de pertinência para cada elemento de um determinado conjunto.

A pertinência de um elemento em um determinado conjunto ocorre de modo gradativo. Segundo Zimmermann (1991), nos casos extremos, o grau de pertinência é 0 (caso ele não pertença ao conjunto) ou o grau de pertinência é 1 (caso em que o elemento pertença 100% ao conjunto). Desta forma, um conjunto fuzzy surge a partir da expansão de um conjunto tradicional, passando a incorporar incertezas (VIEIRA et al., 2014).

Normalmente, uma função de pertinência está na forma $\tilde{A}: X \rightarrow [0,1]$. Assim sendo, qualquer função assim representada pode ser associada a um conjunto fuzzy, dependendo dos conceitos e das propriedades que se deseja representar, considerando-se, ainda, o contexto no qual o conjunto está inserido.

Um conjunto Fuzzy é um conjunto de pares ordenados onde o primeiro elemento é $x \in X$ e o segundo é a função de pertinência $\mu_{\tilde{A}}(x)$ que mapeia x no intervalo $[0,1]$. Assim, a representação de um conjunto Fuzzy é matematicamente definida por:

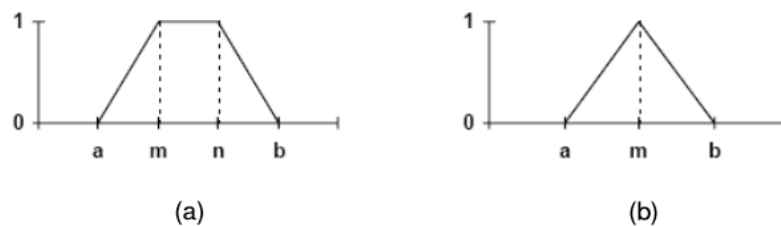
$$\tilde{A} = \{(x, \mu_{\tilde{A}}(x)) \mid x \in X; \mu_{\tilde{A}}(x) \in [0,1]\}$$

Em que:

$\mu_{\tilde{A}}(x)$ – grau de pertinência de x no conjunto \tilde{A}

A forma mais simples de representar elementos nesta teoria consiste em construir números difusos, de forma direta, a partir de proposições da linguagem natural, por exemplo: triangular, trapezoidal, retangular, exponencial, gaussiana. As funções mais utilizadas são as trapezoidais e as triangulares (Figura 3).

Figura 3 – Representação de números difusos trapezoidal (a) e triangular (b).



Fonte: Garcia *et al.* (2012).

Um número difuso trapezoidal é caracterizado por um quarteto (a, m, n, b) sendo a sua função de pertinência definida pela Eq.27:

$$\mu_{\bar{A}}(x) = \begin{cases} 0, & \text{se } x < a \\ \frac{x-a}{m-a}, & \text{se } x \in [a, m] \\ 1, & \text{se } x \in [m, n] \\ \frac{b-x}{b-n}, & \text{se } x \in [n, b] \\ 0, & \text{se } x > b \end{cases}$$

(Eq. 27)

Um número difuso triangular é caracterizado por um trio (a, m, b) sendo a sua função de pertença definida por:

$$\mu_{\bar{A}}(x) = \begin{cases} 0, & \text{se } x \leq a \\ \frac{x-a}{m-a}, & \text{se } x \in [a, m] \\ \frac{b-x}{b-m}, & \text{se } x \in [m, b] \\ 0, & \text{se } x \geq b \end{cases}$$

(Eq. 28)

4.7 Risco e confiabilidade

Quando se fala em avaliação de risco no campo da Engenharia Hidráulica e Ambiental, há necessidade de se definir um conjunto de etapas que compõem todo o processo de quantificação dos mesmos. Primeiro, há a necessidade de se identificar o risco e seu grau de periculosidade. Em seguida, devem-se avaliar as variáveis básicas referentes ao agente agressor e a capacidade receptora do sistema. Nesta etapa, a análise deve centrar seus objetivos nesses dois elementos fundamentais, uma vez que é a partir dessas duas variáveis que se processará a quantificação do risco.

Sales, Gomes e Souza (2014) determinaram o comportamento do risco de falha em rios sujeitos a variados tipos de lançamentos e consideraram os resultados satisfatórios como uma alternativa consistente na avaliação dos impactos causados por derramamento de substâncias poluidoras e prover, aos gestores dos recursos hídricos, subsídios para uma melhor tomada de decisão.

Zonensein (2007) aplicou os conceitos da teoria fuzzy, para gerenciar o risco de enchentes, em sistemas com alto grau de incertezas. Seus resultados mostraram-se coerentes com a situação mensurada através de outro método, fornecendo base para sua potencial aplicação prática.

Se um evento, ou realização de um risco, é descrito por meio da lógica Fuzzy, então a confiabilidade deste evento pode ser calculada como um número Fuzzy. Considera-se que o sistema tem uma resistência \check{R} , uma carga \check{L} , ambas representadas por números Fuzzy. Uma medida de confiabilidade, ou uma margem de segurança que também caracteriza o desempenho do sistema, pode ser definida pela diferença entre a carga e a resistência. Esta diferença também é um número Fuzzy, dado por:

$$\check{M} = \check{R} - \check{L} \quad (\text{Eq. 29})$$

Tem-se para cada função um intervalo de nível h:

$$\check{M}(h) = \check{R}(h) - \check{L}(h) \quad (\text{Eq. 30})$$

Em que:

$$\check{R}(h) = [\check{R}_1(h), \check{R}_2(h)]$$

$$\check{L}(h) = [\check{L}_1(h), \check{L}_2(h)]$$

A medida marginal de segurança \check{M} tem as condições possíveis:

Risco (ou falha): $\check{M}(h) < 0$

Confiabilidade (ou garantia): $\check{M}(h) \geq 0$

Também pode ser dado por:

$$\text{Índice de confiabilidade: } R_c = \frac{\lim_{z \geq 0} \mu_{\check{M}}(m) dm}{\lim_z \mu_{\check{M}}(m) dm} \quad (\text{Eq. 31})$$

$$\text{Índice de falha: } R_f = \frac{\lim_{z < 0} \mu_{\check{M}}(m) dm}{\lim_z \mu_{\check{M}}(m) dm} \quad (\text{Eq. 32})$$

Em que:

$\mu_{\tilde{M}}$ = *Função de pertinência*

m = *Número real associado à função marginal de segurança*

5 METODOLOGIA

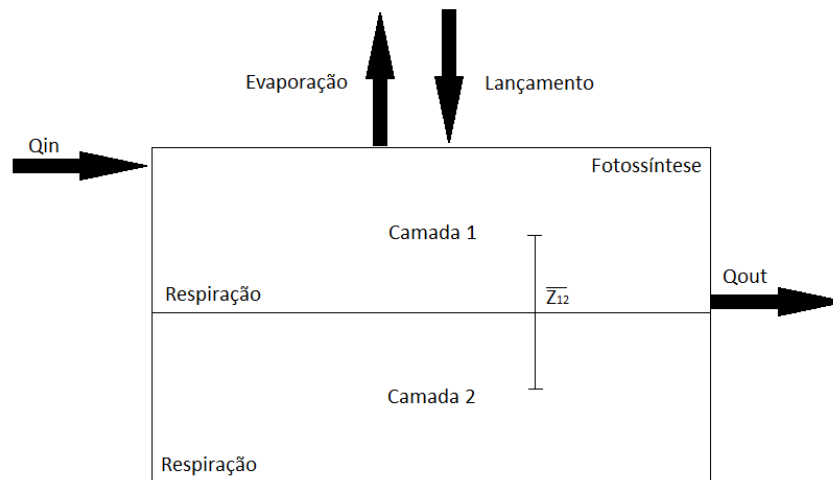
A metodologia proposta neste estudo é composta de modelos de balanço de massa para a DBO, para o OD e para o ciclo hidrológico, e ainda, um modelo de estratificação para reservatórios e um outro modelo cujas variáveis de controle sejam governadas pela Teoria Fuzzy. Neste caso, cada variável de controle será calculada na forma de funções de pertinência.

Como o trabalho trata de uma investigação sobre o comportamento da DBO e do OD em reservatório estratificado, há a necessidade de se aplicar o balanço de massa nas diferentes camadas do corpo hídrico. Para isso, algumas hipóteses foram estabelecidas:

- O reservatório foi dividido em duas camadas, sendo a primeira, a região de superfície (camada 1 - epilímnio) e a segunda, compreendendo a camada de fundo (camada 2 - hipolímnio). Sendo válido ressaltar, que cada uma dessas camadas possuem características próprias;
- Em cada camada, as concentrações são consideradas iguais em toda a extensão das mesmas, ou seja, o sistema é considerado bem misturado;
- É considerado que há lançamento apenas na camada superior. Não havendo entrada de afluentes na camada inferior (lançamento igual a zero na camada 2);
- A vazão regularizada tem saída apenas pela camada superior;
- A área horizontal é considerada constante com a profundidade;
- A fotossíntese ocorre apenas na camada superior;
- A respiração ocorre nas duas camadas;
- As concentrações de DBO e OD são consideradas constantes no tempo, ou seja, o sistema, no que se refere a concentração, se encontra em estado estacionário;
- O volume do reservatório não é considerado constante no tempo.

A Figura 4 mostra a representação do modelo proposto, considerando as entradas e saídas, assim como respiração e fotossíntese.

Figura 4 – Representação do modelo proposto.



Fonte: Elaborada pelo autor.

A seguir, são mostradas cada fase que compõe esta metodologia.

5.1 Modelo para DBO na camada 1

Aplicando-se o balanço de massa para a camada 1 da Figura 4, tem-se que a variação de DBO com o tempo é igual ao lançamento de carga poluente que está entrando na camada 1, diminuído a vazão de retirada, que é a saída de água do reservatório, acrescido do coeficiente de dispersão vertical, responsável pela transferência de concentrações entre as duas camadas, e por fim, diminuído o termo de decaimento de DBO. Assim, pode-se expressar em:

$$\frac{d}{dt}(L_1 V_1) = W_1 - Q L_1 + E'_{12}(L_2 - L_1) - V_1 K_1 L_1 \quad (\text{Eq. 33})$$

Em que:

L_1 – Concentração de DBO na camada 1

L_2 – Concentração de DBO na camada 2

V_1 – Volume de água na camada 1

W_1 – Carga total que entra no reservatório, definida por: $W_1 = q_w L_w + Q_{in} L_{in}$

k_1 – Decaimento de DBO na camada 1

$$E'_{12} - \text{Coeficiente de dispersão volumétrica } 1, \text{ definido por } E'_{12} = \frac{E_{12}A_{12}}{z_{12}}$$

Em que:

A_{12} – Área entre as camadas

z_{12} – Distância vertical do centro da camada 1 até igual distância na camada 2

Como o volume do reservatório não é constante, temos que aplicar a equação do balanço volumétrico para o reservatório. Dividindo o lado da equação (Eq. 33), tem-se:

$$V_1 \frac{dL_1}{dt} + L_1 \frac{dV_1}{dt} = W_1 - QL_1 + E'_{12}(L_2 - L_1) - V_1 K_1 L_1 \quad (\text{Eq. 34})$$

Aplicando o balanço volumétrico para a camada 1:

$$\frac{dV_1}{dt} = Q_{in} + q_w - E_V - Q \quad (\text{Eq. 35})$$

Colocando este valor na equação (Eq. 34):

$$L_1[Q_{in} + q_w - E_V - Q] = W_1 - QL_1 + E'_{12}(L_2 - L_1) - V_1 K_1 L_1 \quad (\text{Eq. 36})$$

$$L_1 = \frac{W_1 + E'_{12}L_2}{[Q_{in} + q_w - E_V + E'_{12} - V_1 K_1]} \quad (\text{Eq. 37})$$

$$Q_{in} + q_w - E_V + E'_{12} - V_1 K_1 = P_1 \quad (\text{Eq. 38})$$

$$L_1 = \frac{W_1 + E'_{12}L_2}{P_1}, \text{ sendo sempre } P_1 \neq 0 \quad (\text{Eq. 39})$$

5.2 Modelo para DBO na camada 2

Seguindo o mesmo esquema da Figura 4 para o balanço de massa na camada 2, tem-se as mesmas variáveis da camada 1, excetuando-se o termo de saída, pois

neste caso, não há retirada de água pela camada 2. Assim, a equação de balanço de massa para a DBO na camada 2 é:

$$\frac{d}{dt}(L_2V_2) = W_2 + E'_{12}(L_1 - L_2) - V_2K_2L_2 \quad (\text{Eq. 40})$$

Derivando:

$$V_2 \frac{dL_2}{dt} + L_2 \frac{dV_2}{dt} = W_2 + E'_{12}(L_1 - L_2) - V_2K_2L_2 \quad (\text{Eq. 41})$$

Como $\frac{dV_2}{dt} = 0$, então:

$$0 = W_2 + E'_{12}(L_1 - L_2) - V_2K_2L_2 \quad (\text{Eq. 42})$$

$$L_2[V_2K_2 + E'_{12}] = W_2 + E'_{12}L_1 \quad (\text{Eq. 43})$$

$$V_2K_2 + E'_{12} = P_2 \quad (\text{Eq. 44})$$

$$L_2P_2 = W_2 + E'_{12}L_1 \quad (\text{Eq. 45})$$

$$L_2 = \frac{W_2 + E'_{12}L_1}{P_2}, \text{ sendo sempre } P_2 \neq 0 \quad (\text{Eq. 46})$$

Dessa forma, sabendo que $L_1 = \frac{W_1 + E'_{12}L_2}{P_1}$ e $L_2 = \frac{W_2 + E'_{12}L_1}{P_2}$, rearranjando, surge:

$$L_1 = \frac{W_1 + E'_{12}}{P_1} \cdot L_2 \quad (\text{Eq. 47})$$

$$L_1 = \frac{W_1 + E'_{12}}{P_1} \left[\frac{W_2 + E'_{12}L_1}{P_2} \right] \quad (\text{Eq. 48})$$

$$L_1 = \frac{\frac{W_1 + E'_{12}}{P_1 + P_1 P_2}}{1 - \frac{E'_{12}}{P_1 P_2}} \quad (\text{Eq. 49})$$

$$L_2 = \frac{W_2}{P_2} + \frac{E'_{12}}{P_2} \left[\frac{\frac{W_1 + E'_{12}}{P_1 + P_1 P_2}}{1 - \frac{E'_{12}}{P_1 P_2}} \right] \quad (\text{Eq. 50})$$

Aqui, tem-se os valores de DBO para as camadas 1 e 2 (L_1 e L_2 , respectivamente) em função de W_1, W_2, E'_{12}, P_1 e P_2 .

5.3 Modelo para OD na camada 1

Para realização do balanço de massa para o oxigênio dissolvido na camada 1, encontra-se os seguintes termos para cálculo da concentração de OD: termo de entrada, acrescido do termo de oxigenação, responsável por relacionar a velocidade do vento com a área de superfície, que acarretará maior disponibilidade de oxigênio na água, diminuído os termos de saída, de respiração, de dispersão e de decaimento, somado a taxa de produção, que considera a atividade fotossintética. Todos esses fatores interferem na concentração de OD na camada 1 e sua equação de balanço de massa é dada por:

$$\frac{d}{dt}(C_1 V_1) = Q_{in} C_{in} + K_L A (C_s - C_1) - Q C_1 + p V_1 - R V_1 - E'_{12} (C_1 - C_2) - K_{d1} V_1 L_1 \quad (\text{Eq. 51})$$

Em que:

Q_{in} – Vazão de entrada

C_{in} – Concentração de OD na entrada

K_L – Coeficiente de oxigenação

C_s – Concentração de saturação do OD

A – Área horizontal da camada

p – Taxa de produção

R – Taxa de respiração

K_{d1} – Coeficiente de decaimento

$$\text{Sendo } K_L = 0,728U_w^{1/2} - 0,317U_w + 0,0372U_w^2$$

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \cdot 10^{-1}T + 7,991 \cdot 10^{-3}T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5}T^3$$

Em que:

U_w – Velocidade do vento

T – Temperatura da água

Aplicando as hipóteses anteriores e simplificando, tem-se:

$$C_1 = \frac{z_1 + E'_{12}C_2}{PO_1}, \text{ sendo sempre } PO_1 \neq 0. \quad (\text{Eq. 52})$$

Em que:

$$z_1 = Q_{in}C_{in} + K_LAC_s + pV_1 - RV_1$$

$$PO_1 = Q_{in} + q_w - E_v + K_LA + E'_{12}$$

5.4 Modelo para OD na camada 2

Por fim, o modelo de balanço de massa para a camada 2, leva em conta os seguintes termos: dispersão vertical, taxa de ressuspensão de DBO, respiração e decaimento. Para tal, tem-se a equação fundamental que rege esta situação, representada por:

$$0 = E'_{12}(C_1 - C_2) - L_BA - RV_2 - K_{d2}V_2L_2 \quad (\text{Eq. 53})$$

Em que:

L_B – taxa de DBO na camada bentônica

Resolvendo:

$$C_2 = C_1 - \frac{z_1}{z_2} - \frac{K_{d2}V_2L_2}{E'_{12}} \quad (\text{Eq. 54})$$

Em que:

$$z_2 = L_B A + R V_2$$

Sabendo-se que $C_1 = \frac{z_1 + E'_{12} C_2}{P O_1}$ e $C_2 = C_1 - \frac{z_1}{z_2} - \frac{K_{d2} V_2 L_2}{E'_{12}}$, rearranjando, surge:

$$C_1 = \frac{z_1 + E'_{12}}{P O_1} \cdot C_2 \quad (\text{Eq. 55})$$

$$C_1 = \frac{z_1 + E'_{12}}{P O_1} \cdot \left[C_1 - \frac{z_1}{z_2} - \frac{K_{d2} V_2 L_2}{E'_{12}} \right] \quad (\text{Eq. 56})$$

$$C_1 = \frac{\frac{z_1}{P O_1} - \left[\frac{z_2}{E'_{12}} + \frac{K_{d2} V_2 L_2}{E'_{12}} \right]}{1 - \frac{E'_{12}}{P O_1}} \quad (\text{Eq. 57})$$

$$C_2 = \frac{\frac{z_1}{P O_1} - \left[\frac{z_2}{E'_{12}} + \frac{K_{d2} V_2 L_2}{E'_{12}} \right]}{1 - \frac{E'_{12}}{P O_1}} - \frac{z_1}{z_2} - \frac{K_{d2} V_2 L_2}{E'_{12}} \quad (\text{Eq. 58})$$

Aqui, tem-se os valores de OD para as camadas 1 e 2 (C_1 e C_2 , respectivamente) em função de $z_1, z_2, E'_{12}, P O_1$ e V_2 .

5.5 Modelo para Déficit de oxigênio na camada 1

Sabendo que o déficit de oxigênio é dado pela subtração da concentração de saturação pela concentração de oxigênio dissolvido encontrada em um dado local, tem-se:

$$D_1 = C_s - C_1 \quad (\text{Eq. 59})$$

Em que:

D_1 – Déficit de oxigênio na camada 1

C_1 – Concentração de oxigênio dissolvido na camada 1

5.6 Modelo para Déficit de oxigênio na camada 2

Da mesma forma, o déficit para a camada inferior é dada por:

$$D_2 = C_s - C_2 \quad (\text{Eq. 60})$$

Em que:

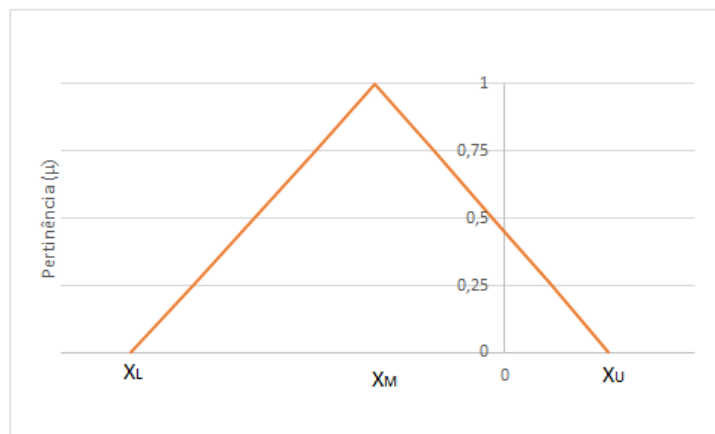
D_2 – Déficit de oxigênio na camada 2

C_2 – Concentração de oxigênio dissolvido na camada 2

5.7 Modelo Fuzzyficado

Considerando que os parâmetros das equações não são exatos, ou seja, contém incertezas, é necessário transformá-los em parâmetros Fuzzy. Isto é feito tomando uma média para cada parâmetro e estabelecendo um desvio padrão. Desta forma, constrói-se uma função de pertinência na forma triangular, definida por (Figura 5):

Figura 5 – Forma triangular de pertinência.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em que:

X_M – média dos valores para o referido parâmetro

σ – desvio padrão

$$X_L = X_M - \sigma$$

$$X_U = X_M + \sigma$$

Todos os parâmetros utilizados foram fuzzyficados, de modo que as equações se transformaram nas formas seguintes (Eq. 61 a 66).

- Para DBO 1 e DBO2, os valores fuzzyficados são expressos por:

$$\widetilde{L}_1 = \frac{\frac{\widetilde{W}_1 + \frac{\widetilde{E}'_{12}}{P_1 P_2}}{P_1} + \frac{\widetilde{E}'_{12}}{P_1 P_2}}{1 - \frac{\widetilde{E}'_{12}}{P_1 P_2}} \quad (\text{Eq. 61})$$

$$\widetilde{L}_2 = \frac{\widetilde{W}_2}{\widetilde{P}_2} + \frac{\widetilde{E}'_{12}}{\widetilde{P}_2} \left[\frac{\frac{\widetilde{W}_1 + \frac{\widetilde{E}'_{12}}{P_1 P_2}}{P_1} + \frac{\widetilde{E}'_{12}}{P_1 P_2}}{1 - \frac{\widetilde{E}'_{12}}{P_1 P_2}} \right] \quad (\text{Eq. 62})$$

- Para OD 1 e OD2, os valores fuzzyficados são expressos por:

$$\widetilde{C}_1 = \frac{\frac{\widetilde{z}_1}{\widetilde{P}O_1} - \left[\frac{\widetilde{z}_2}{\widetilde{E}'_{12}} + \frac{K_{d2} \widetilde{V}_2 \widetilde{L}_2}{\widetilde{E}'_{12}} \right]}{1 - \frac{\widetilde{E}'_{12}}{\widetilde{P}O_1}} \quad (\text{Eq. 63})$$

$$\widetilde{C}_2 = \frac{\frac{\widetilde{z}_1}{\widetilde{P}O_1} - \left[\frac{\widetilde{z}_2}{\widetilde{E}'_{12}} + \frac{K_{d2} \widetilde{V}_2 \widetilde{L}_2}{\widetilde{E}'_{12}} \right]}{1 - \frac{\widetilde{E}'_{12}}{\widetilde{P}O_1}} - \frac{\widetilde{z}_1}{\widetilde{z}_2} - \frac{K_{d2} \widetilde{V}_2 \widetilde{L}_2}{\widetilde{E}'_{12}} \quad (\text{Eq. 64})$$

- Para D1 e D2, os valores fuzzyficados são expressos por:

$$\widetilde{D}_1 = C_s - \widetilde{C}_1 \quad (\text{Eq. 65})$$

$$\widetilde{D}_2 = C_s - \widetilde{C}_2 \quad (\text{Eq. 66})$$

5.8 Risco e confiabilidade

A análise de riscos é uma ferramenta que permite, de forma racional, organizar e processar dados a respeito de eventos indesejáveis relacionados a uma atividade, possibilitando uma antecipação ao fato ou, pelo menos, a adoção de medidas que atenuem os efeitos negativos da ocorrência do fato.

A análise de riscos é uma ferramenta valiosa na gestão dos recursos hídricos por possibilitar a quantificação da probabilidade ou possibilidades de ocorrência de um efeito indesejável, como o processo de eutrofização e, no caso, será tomado como base de referência a concentração de DBO no reservatório. Conhecendo-se o risco, é possível melhor gerenciá-lo, concentrando-se esforços e recursos na redução dos fatores de pressão que elevam o risco em determinadas áreas ou situações.

Para o cálculo do risco, a metodologia *Fuzzy* prevê uma relação entre a carga poluente e uma resistência que nada mais é do que os limites estabelecidos em norma. Esses limites normalmente estabelecem as condições de qualidade do corpo hídrico. É importante observar que esta comparação é feita, na Teoria *Fuzzy*, em forma de funções de pertinência.

Considera-se que o sistema tem uma resistência \check{R} , uma carga \check{L} , ambas representadas por números Fuzzy. Uma medida de confiabilidade, ou uma margem de segurança que também caracteriza o desempenho do sistema, pode ser definida pela diferença entre a carga e a resistência. Esta diferença também é um número Fuzzy, dado por:

$$\check{M} = \check{R} - \check{L} \quad (\text{Eq. 67})$$

Tem-se para cada função um intervalo de nível h:

$$\check{M}(h) = \check{R}(h) - \check{L}(h) \quad (\text{Eq. 68})$$

Em que:

$$\check{R}(h) = [\check{R}_1(h), \check{R}_2(h)]$$

$$\check{L}(h) = [\check{L}_1(h), \check{L}_2(h)]$$

A medida marginal de segurança \check{M} tem as condições possíveis:

$$\text{Se } \check{M}(h) < 0, \text{ Risco} = 1 \text{ e Garantia} = 0$$

$$\text{Se } \check{M}(h) \geq 0, \text{ Risco} = 0 \text{ e Garantia} = 1$$

Graficamente, o risco representa a área de influência negativa dividida pela área total e a garantia representa a razão entre a área positiva e a área total. Ver Figura 6.

Figura 6 – Representação gráfica do risco e da garantia.



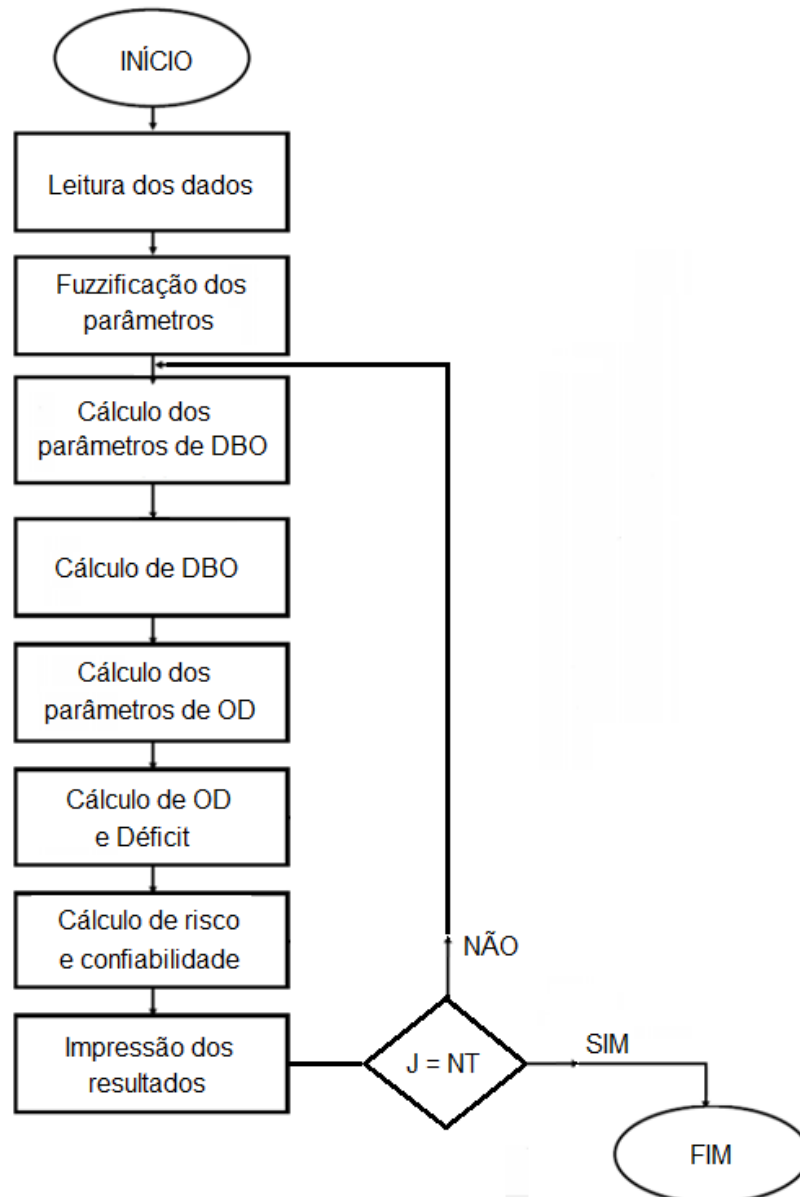
Fonte: Elaborada pelo autor.

5.9 Programa computacional

Para este trabalho, foi desenvolvido um programa computacional com a finalidade de resolver as equações diferenciais que compõe o modelo matemático. Este programa, escrito em linguagem FORTRAN, permite calcular os campos de concentração de DBO, OD e déficit de oxigênio, em forma de funções de pertinências, bem como permite calcular as funções marginais de segurança ao longo do reservatório. Finalmente, o programa permite que sejam calculados os campos de risco e confiabilidade, para cada intervalo de tempo.

Sua estrutura consiste de várias sub-rotinas, todas com funções bem definidas. Ver Figura 7.

Figura 7 – Fluxograma completo do programa desenvolvido.



Fonte: Elaborada pelo autor.

A primeira sub-rotina é responsável pela leitura dos dados de entrada. Esta rotina permite que sejam lidos todos os dados de entrada do programa, que compõem as condições iniciais, condições de contorno e dados geométricos do reservatório.

Em seguida, desenvolveu-se uma sub-rotina para a “fuzzificação” dos parâmetros e transformação desses em funções de pertinências. Assim, o coeficiente de dispersão vertical, a velocidade do vento e o coeficiente de decaimento foram fuzzyficados para serem usados nas demais rotinas do programa.

Posteriormente, foi criada uma sub-rotina para determinar cálculo da DBO Fuzzy das camadas, para diferentes tempos. Primeiro, é calculado os parâmetros de DBO (Eq. 49 e 50) e então, a sub-rotina calcula as funções de pertinências da demanda bioquímica de oxigênio, bem como suas funções marginais de segurança. Em seguida, uma nova sub-rotina faz o mesmo para a concentração de oxigênio dissolvido e para o déficit de oxigênio (Eq. 57, 58, 59 e 60).

Para completar a fase de cálculo, desenvolveu-se uma nova sub-rotina com o objetivo de quantificar o risco de contaminação para cada cenário simulado, assim como o cálculo da confiabilidade do sistema.

Finalmente, foi desenvolvida uma última sub-rotina que tem por finalidade produzir as impressões necessárias para as devidas análises dos resultados. Com a mesma, é possível imprimir os campos de concentração, o campo de risco e o campo de garantia ao longo de todos os períodos simulados ($J = NT$).

Os dados de entrada para a utilização do programa estão dispostos na Tabela 2.

Tabela 2 – Dados de entrada utilizados nas simulações.

SÍMBOLO	PARÂMETRO	UNIDADE	VALOR UTILIZADO
DT	Intervalo de tempo	mês	1
NT	Nº de meses	mês	12 ou 48
NE	Nº de anos	ano	4
MT	Nº de pertinências	-	9
IK1	Coef. p/ cálculo do risco	-	1 p/OD e 2 p/ DBO
FZ1	20% a menos (1,0 - 20%)	-	0,8
FZ2	20% a mais (1,0 + 20%)	-	1,2
FT	Intervalo da pertinência	-	0,25
TEMP	Temperatura água	°C	27
CAZO	Concentração inicial	mg/L	6,5
CQ	Vazão de entrada	m ³ /mês	15.000
CV	Vazão evaporada	m ³ /mês	1.000
CQR	Vazão de saída	m ³ /mês	15.000
DK1	Decaimento de DBO na camada 1	mês ⁻¹	4
DK2	Decaimento de DBO na camada 2	mês ⁻¹	4
WW1	Lançamento da camada 1	g/mês	2.500.000
WW2	Lançamento da camada 2	g/mês	0
UWW	Velocidade do vento	m/s	4,5
CR1	Concentração mínima	mg/L	5
CR2	Concentração média	mg/L	6
CR3	Concentração máxima	mg/L	7
FC	Fator de correção p/ reaeração	-	30
RES	Coef. de respiração	mg/L.mês	15
PA	Coef.de produção	mg/L.mês	60
H11	Altura da camada 1	m	3
H22	Altura da camada 2	m	3
E	Coef. de dispersão vertical	m ² /mês	300
SB	Coef. de recirculação	g/m ² .mês	15
AREA12	Área entre as camadas	m ²	15.000
TEMP1	Temperatura na camada 1	°C	27
TEMP2	Temperatura na camada 2	°C	22

Fonte: Elaborada pelo autor.

5.10 Condições iniciais para hidrologia

Uma das etapas deste trabalho visa avaliar a interferência da evaporação na qualidade da água de um reservatório, e ainda, como as vazões de entrada e saída podem ocasionar deterioração no quadro qualitativo da água. Neste caso, faz-se a introdução no programa computacional de coeficientes, que serão responsáveis por ocasionar uma flutuação em seus parâmetros de entrada (vazão de entrada) e saída (vazão de saída e evaporação), de modo que sigam as seguintes equações (Eq. 69 a 71):

- Vazão de entrada

$$Q_e = Q_{e0} \left(1 + K_{Qe} \operatorname{sen} \frac{2\pi t}{T} \right) \quad (\text{Eq. 69})$$

Em que:

Q_e – vazão de entrada

Q_{e0} – vazão de entrada média anual

K_{Qe} – coeficiente de variação da vazão de entrada

t – tempo (em meses)

T – total de meses estudados

- Vazão de saída

$$Q_s = Q_{s0} \left(1 - K_{Qs} \operatorname{sen} \frac{2\pi t}{T} \right) \quad (\text{Eq. 70})$$

Em que:

Q_s – vazão de saída

Q_{s0} – vazão de saída média anual

K_{Qs} – coeficiente de variação da vazão de saída

- Vazão evaporada

$$Q_{ev} = Q_{ev0} \left(1 - K_{Q_{ev}} \operatorname{sen} \frac{2\pi t}{T} \right) \quad (\text{Eq. 71})$$

Q_{ev} – vazão evaporada

Q_{ev0} – vazão evaporada média anual


$K_{Q_{ev}}$ – coeficiente de variação da vazão evaporada

Estes termos obedecem estas equações, fazendo as vazões serem alteradas diferentemente ao longo do ano, de acordo com as condições climáticas convencionadas para cada período, são elas: período chuvoso (meses 1 a 6) e período seco (meses 7 a 12). Lembrando que todos esses parâmetros são fuzzyficados.

5.11 Estudo de Caso

Para aplicação do modelo proposto, faz-se um estudo de caso, tendo como área de trabalho o açude Gavião, que está localizado no Estado do Ceará, no município de Pacatuba, a cerca de 30 km de Fortaleza, possui capacidade de armazenamento de 32,9 hm³ e área da bacia hidráulica e hidrográfica de 07 e 97 Km², respectivamente. A Figura 8 traz as principais características deste reservatório.

Figura 8 – Ficha técnica com dados do reservatório Gavião.

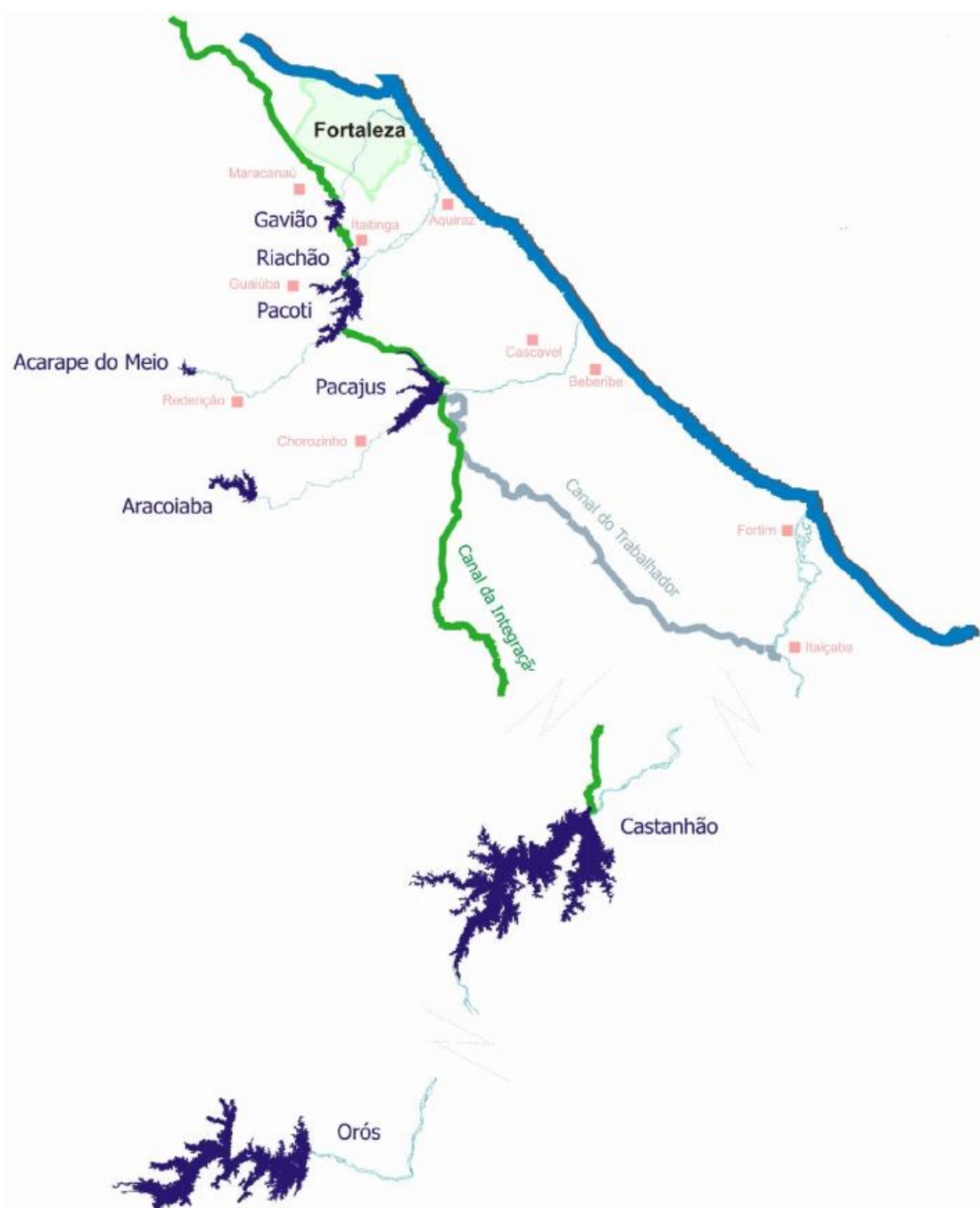
		Governo do Estado do Ceará Secretaria dos Recursos Hídricos Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos											
FICHA TÉCNICA													
Açude: Gavião													
LOCALIZAÇÃO													
LATITUDE (UTM)	LONGITUDE (UTM)	MUNICÍPIO	BACIA HIDROGRÁFICA										
9568733	549.534	Pacatuba	Metropolitanas										
INFORMAÇÕES GERAIS													
CAPAC. (m ³)	V. MORTO (m ³)	B. HIDRÁULICA (ha)	B. HIDROGR. (km ²)	C. SANGR. (m)	L. SANGR. (m)	C. TOM. (m)							
32.900.000	21.230.000	618	97,12	36,00	20,00	34,00							
INFORMAÇÕES COMPLEMENTARES													
CONSTRUÇÃO	ADMINISTRADOR	GERÊNCIA RESPONSÁVEL	TIPO OBSERVADOR										
1974	ESTADO	GEMET	AGIR										
EVAPORAÇÃO NORMAL DO ATMÔMETRO DE PICHE												Fortaleza	
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	ANO
TOTAL	120,1	95,5	72,4	72,4	68,1	94,7	118,3	151,8	167,8	173,5	168,1	154,3	1.457,0
MÉDIA	3,87	3,41	2,34	2,41	2,20	3,16	3,82	4,90	5,59	5,60	5,60	4,98	3,99
TOTAL - mm/mês; MÉDIA - mm/dia.													

Fonte: COGERH, dados não-publicados.

O açude Gavião tem origem a partir do barramento do Rio Cocó, localizado a montante da Estação de Tratamento de Água - ETA, responsável pelo abastecimento de água potável da região metropolitana de Fortaleza. É um reservatório estratégico do Sistema de Abastecimento de Água Bruta da Região Metropolitana de Fortaleza – SAABRMF, fornecendo água bruta à ETA – Gavião, ocasionalmente ao Distrito Industrial, em Maracanaú, e as cidades de Maranguape, Pacatuba e Guaiuba.

O suprimento de água para a Região Metropolitana de Fortaleza é garantido através de conjunto de mananciais, composto pelos Açudes Pacajus, Pacoti, Riachão e Gavião. Em 1993, este sistema foi reforçado através da construção do "Canal do Trabalhador" que recebe água do Açude Orós (Figura 9).

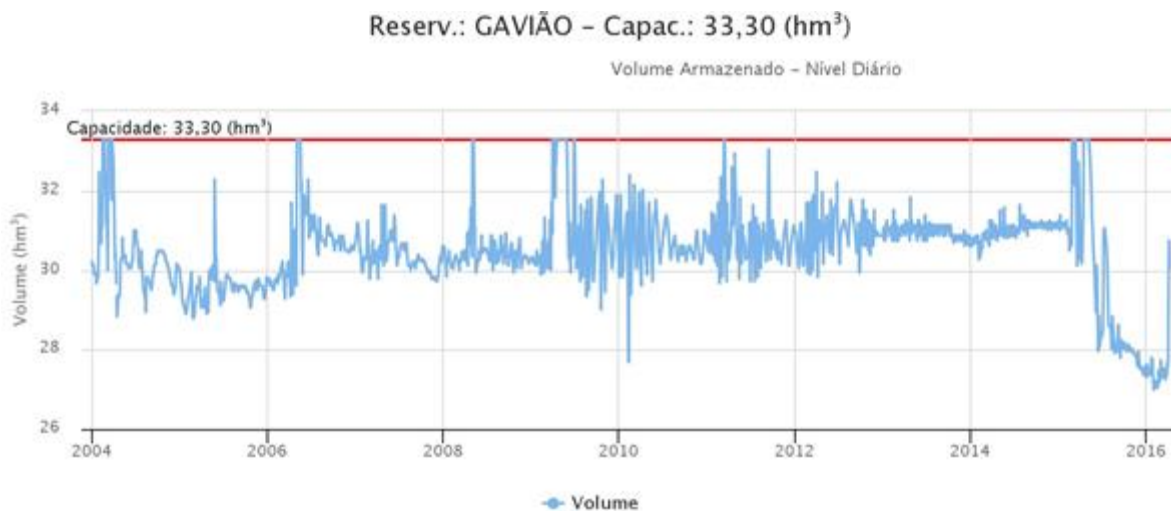
Figura 9 – Ilustração do Sistema de Abastecimento de Água Bruta da Região Metropolitana de Fortaleza – SAABRMRF.



Fonte: Sales et al. (2005).

A característica marcante desse reservatório é que o volume armazenado varia dentro de uma faixa muito estreita durante o ano, em razão de ter que abastecer a ETA - Gavião, operada pela Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará - CAGECE, por gravidade (COGERH, 2004). Variando ao longo do ano entre 80 e 100% da capacidade total (Figura 10).

Figura 10 – Variação do volume do açude Gavião nos últimos anos.



Fonte: <<http://www.hidro.ce.gov.br/>>

Os dados necessários para alimentar o programa computacional desenvolvido para este trabalho foram obtidos através da Companhia de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH), da Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará (CAGECE) e da dissertação de mestrado de VIDAL (2011).

É válido ressaltar que o açude Gavião está localizado a montante da Estação de Tratamento de Água – ETA, responsável pelo abastecimento de água potável da Região Metropolitana de Fortaleza. A ETA do Gavião, projetada para o tratamento convencional desde 1981, foi transformada em uma instalação de filtração direta descendente em 1995, a fim de atender às mudanças ocorridas na qualidade da água bruta durante os anos, bem como otimização no tratamento e diminuição de custos.

A alteração proporcionou um aumento de 25% em sua área filtrante, elevando a capacidade de tratamento de 3,0 m³/s para 10,0 m³/s e uma capacidade máxima de 36.000m³/h. Desta forma, sabe-se que a tecnologia de tratamento utilizada deve que ser adequada ao tipo de água bruta que abastece à estação (CAGECE, dados não publicados).

Águas eutrofizadas proporcionam maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento. A presença excessiva de algas afeta substancialmente o tratamento da água captada no reservatório, devido à necessidade de: remoção da própria alga, remoção de cor, remoção de sabor e odor, maior consumo de produtos químicos,

lavagens mais frequentes dos filtros, entre outros. Sendo assim, é imprescindível que açudes com tendência a sofrer processos de eutrofização sejam alvos de estudos, monitoramentos, planos de gerenciamento, ações corretivas e/ou preventivas, para que futuramente a qualidade de suas águas não seja prejudicada a ponto de culminar na substituição/modificação da tecnologia utilizada atualmente na estação de tratamento.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Cenário 1

Para tal, considera-se que o reservatório apresenta duas camadas distintas. A camada de água superior, mais aquecida e menos densa, o epilímnio, é também bastante homogênea, devido a ação do vento e ao aquecimento térmico diurno e resfriamento térmico noturno. A camada de água inferior, mais densa e com temperaturas mais baixas, é denominada hipolímnio. A profundidade do epilímnio e do hipolímnio depende da situação geográfica do lago, da profundidade média e máxima, das características regionais em relação ao vento (posição do sistema aquático, direção e força) e da posição na bacia hidrográfica, aqui foi convencionado estratos de 3,0 m para cada camada.

A nomenclatura utilizada para os parâmetros calculados através do programa foi: DBO1 para a demanda bioquímica de oxigênio na camada 1, DBO2 para a demanda bioquímica de oxigênio na camada 2, OD1 para a concentração de oxigênio dissolvido na camada 1 e OD2 para a concentração de oxigênio na camada 2.

Neste cenário, estabeleceu-se que a vazão de entrada é igual a vazão de saída ($Q_e = Q_s$) e que a vazão evaporada é zero ($Q_{ev} = 0$), a fim de verificar como os parâmetros se comportam quando o nível do reservatório não varia com o tempo. Os demais parâmetros seguem a Tabela 2.

Foram utilizados os seguintes dados de entrada para as simulações neste cenário (Tabela 3):

Tabela 3 – Valores utilizados para as simulações no cenário 1.

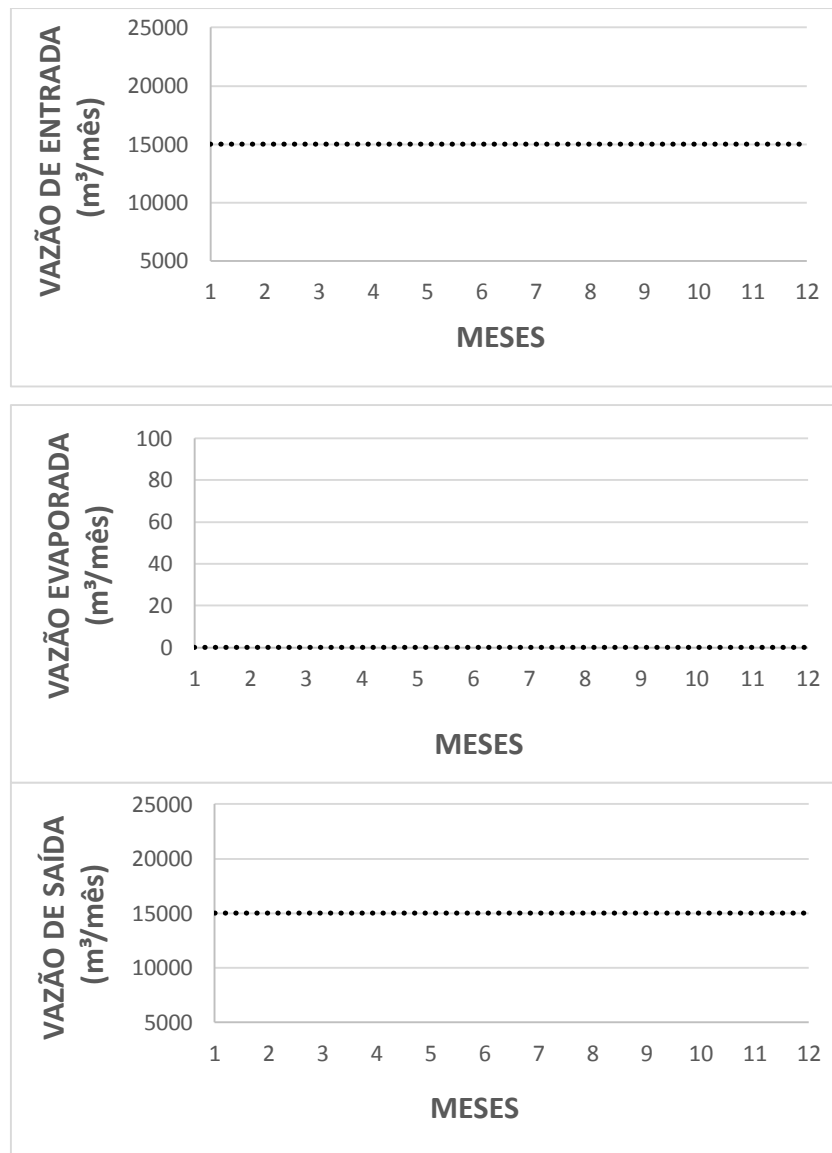
PARÂMETRO	SÍMBOLO/UNIDADE	VALOR UTILIZADO
Pertinência	μ	1
Vazão de entrada	Q_e (m ³ /mês)	15.000
Vazão de saída	Q_s (m ³ /mês)	15.000
Vazão evaporada	Q_{ev} (m ³ /mês)	0
Lançamento de carga poluente	W (g/mês)	2.500.000
Temperatura	T (oC)	27
Velocidade do vento	u (m/s)	4,5
Coef. Dispersão vertical	E (m ² /mês)	300
Coef. de entrada	KQ_e	0
Coef. de evaporação	KQ_{ev}	0
Coef. de saída	KQ_s	0

Fonte: Elaborada pelo autor.

Para a simulação em diferentes cenários, varia-se cada um desses parâmetros por vez, mantendo-se os demais fixos e observando como cada variável é capaz de interferir no sistema. As concentrações utilizadas para a realização de análise gráfica foram aquelas que apresentaram maior pertinência ($\mu = 1$), pois são as mais prováveis de ocorrer no sistema aqui proposto.

A Figura 11 apresenta a variação das vazões para este cenário.

Figura 11 – Variação das vazões de entrada, evaporada e de saída, ao longo de 12 meses para as simulações no cenário 1.



Fonte: Elaborada pelo autor.

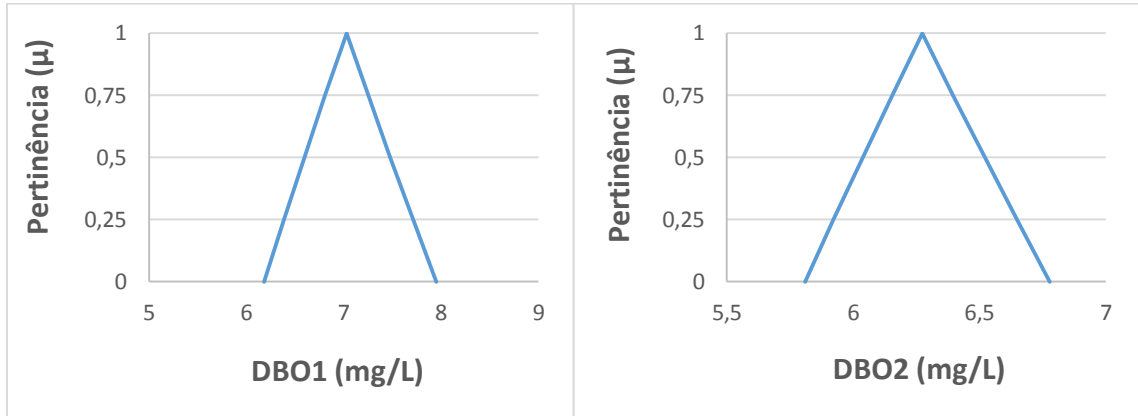
Neste caso, como foi considerado que não houve alteração no volume de água do reservatório, os gráficos apresentam-se constantes ao longo dos 12 meses, pois a quantidade de água que entra é a mesma que sai (15.000 m³/mês) e a vazão evaporada é zero.

6.1.1 Pertinência

Nesta primeira simulação foram consideradas as condições citadas, gerando os seguintes gráficos para as pertinências em relação às DBO encontradas

nas camadas 1 e 2 (Figura 12).

Figura 12 – Pertinência x Concentração de DBO nas camadas 1 e 2.

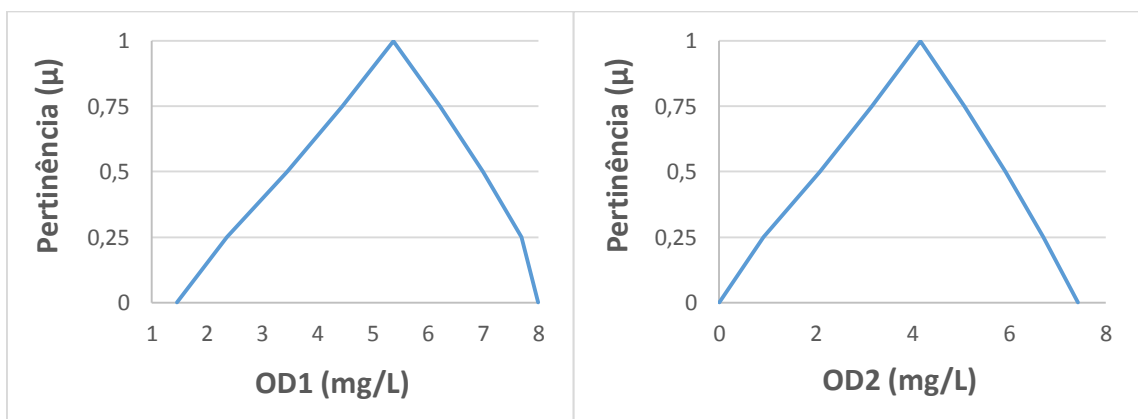


Fonte: Elaborada pelo autor.

Para o valor de maior pertinência ($\mu = 1$), a DBO na camada 1 apresenta como maior possibilidade de ocorrência concentrações por volta de 7,0 mg/L e para a camada 2, concentrações entre 6 e 6,5 mg/L. Valores de DBO encontrados na camada superior foram mais elevados, pois é nesta camada que o lançamento de carga poluente ocorre.

Os gráficos para as pertinências em relação aos OD encontrados nas camadas 1 e 2 são mostrados na Figura 13.

Figura 13 – Pertinência x Concentração de OD nas camadas 1 e 2.



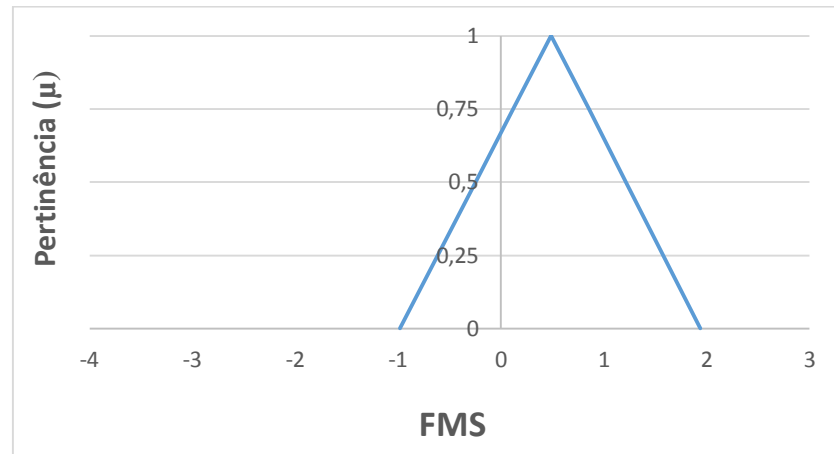
Fonte: Elaborada pelo autor.

Para a maior pertinência, os valores para as concentrações de OD na camada 1 é em torno 5,5 mg/L e para a camada 2, próximo de 4,0 mg/L. Lembrando

que, para este estudo, a concentração de saturação utilizada foi de 7,99 mg/L, para temperatura de 27°C.

A Figura 14 mostra a disposição da função marginal de segurança, para as mesmas condições iniciais, relacionando-a às respectivas pertinências.

Figura 14 – Pertinência x Função Marginal de Segurança.



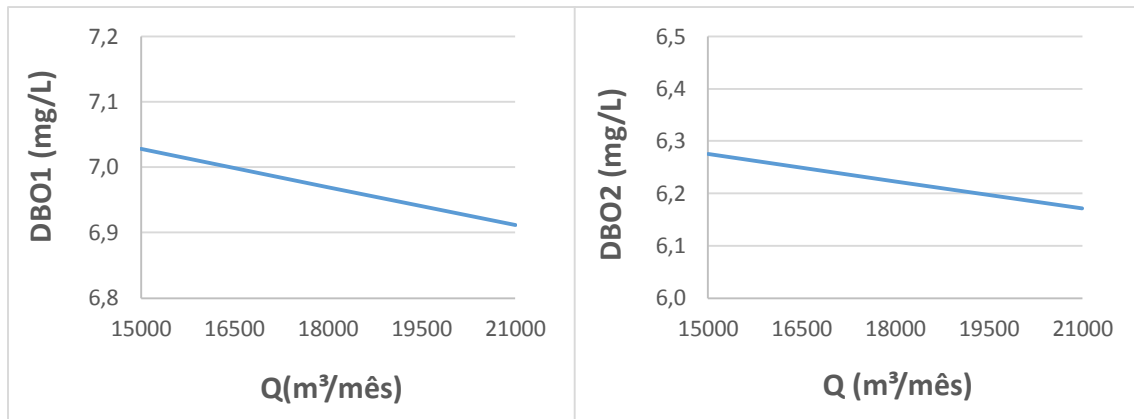
Fonte: Elaborada pelo autor.

Esta função é a responsável pelo cálculo do risco de falha no sistema, no caso, risco da DBO ultrapassar o valor limite máximo de 6,0 mg/L. Assim, dadas estas condições iniciais, o risco de falha é bem baixo, pois como pode-se observar, o gráfico encontra-se mais deslocado para a direita, sendo a razão área de influência negativa/área total, um valor mais próximo de 0, desta forma, o sistema caracteriza-se por menor risco e maior garantia.

6.1.2 Vazão de entrada

O objetivo desta simulação foi verificar o comportamento das concentrações de DBO e OD de acordo com a variação da vazão na entrada do reservatório (Q_e , em $m^3/mês$). A vazão variou de 15000 a 21000 $m^3/mês$, mantendo-se os demais parâmetros fixos, encontra-se os seguintes valores de DBO para as respectivas camadas (Figura 15).

Figura 15 – Comportamento da DBO para diferentes vazões, nas camadas 1 e 2.

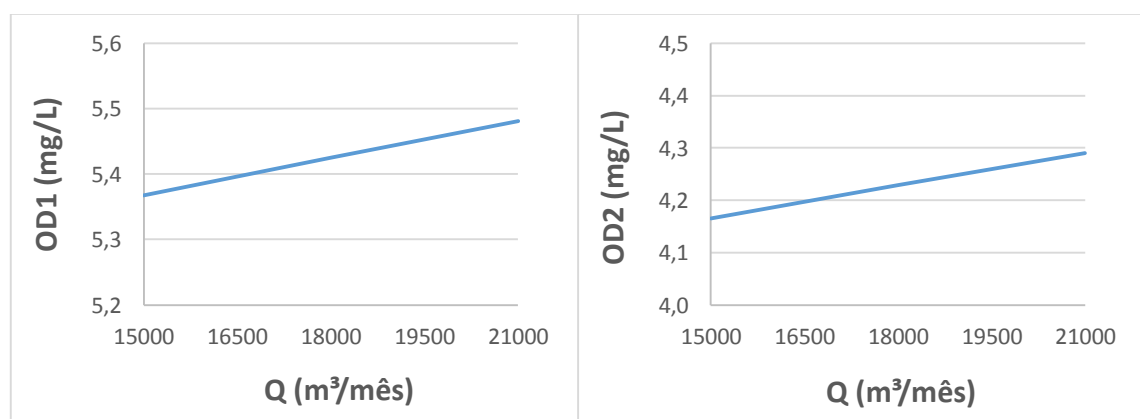


Fonte: Elaborada pelo autor.

A partir da Figura 15, observa-se que nas duas camadas, à medida que a vazão de entrada aumenta, a concentração de DBO diminui. Isto acontece porque foi considerado que na vazão de entrada, o conteúdo de matéria orgânica é desprezível, desta forma, o aumento da quantidade de água dentro do reservatório faz com que este funcione como um “diluidor” da concentração de DBO já existente, diminuindo estes valores. Na camada 1, passando de 7,05 para 6,91 mg/L e na camada 2, um decréscimo de 6,27 para 6,17 mg/L.

Por sua vez, a Figura 16 mostra como o OD se comporta diante de diferentes vazões de entrada.

Figura 16 – Comportamento do OD para diferentes vazões, nas camadas 1 e 2.



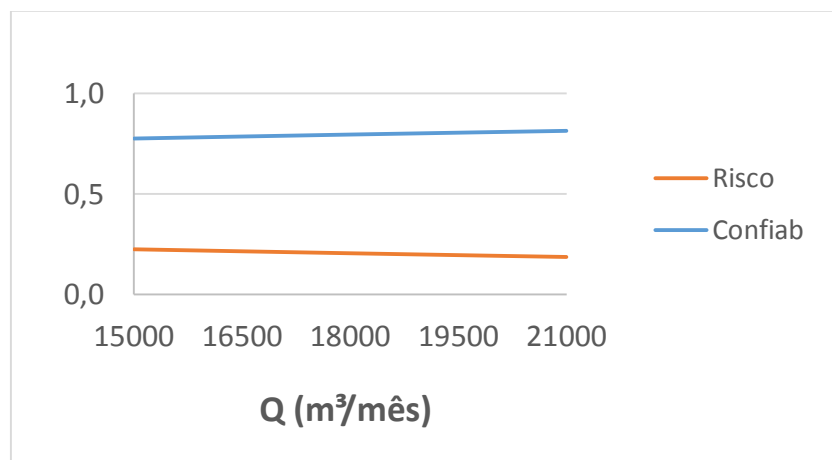
Fonte: Elaborada pelo autor.

Para ambas as camadas, tem-se concentrações de OD crescentes, à medida que é adicionada vazão ao sistema. Com o aumento da vazão, a DBO

diminui, fazendo com que a concentração de OD aumente. Na camada 1, a concentração teve um aumento aproximado de 4%, quando comparado a primeira simulação de 15.000 m³/mês com a última de 21.000 m³/mês, enquanto na camada 2 este acréscimo foi de 3%.

A Figura 17 mostra como se comporta o fator risco diante das diferentes vazões simuladas.

Figura 17 – Risco e confiabilidade em relação a DBO, frente às diferentes vazões.

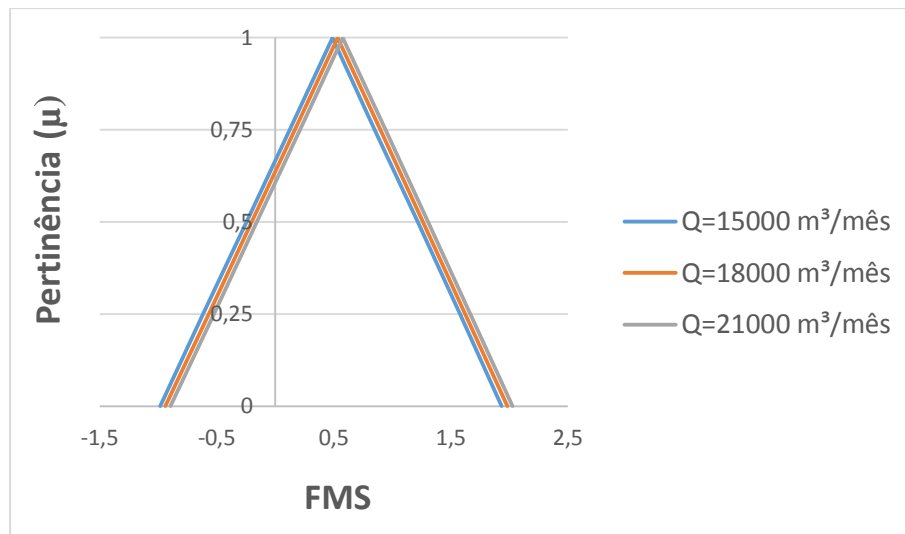


Fonte: Elaborada pelo autor.

Avaliando-se a Figura 17, pode-se observar que o risco de falha em relação a DBO diminui, à medida que a vazão aumenta, sendo os valores encontrados para o risco por volta de 20% e para a garantia (confiabilidade), 80%. Lembra-se que, para este cenário, o sistema falha quando a DBO ultrapassa o limite máximo estipulado de 6,0 mg/L. É importante notar ainda que essas funções tem comportamento inverso com relação às suas variações. Enquanto o risco aumenta em um sistema hídrico, a garantia diminui e vice-versa.

A Figura 18 faz a representação gráfica das pertinências relacionadas com cada função marginal de segurança, nas diferentes vazões.

Figura 18 – Pertinências x Função Marginal de Segurança (FMS), para as diferentes vazões de entrada simuladas.



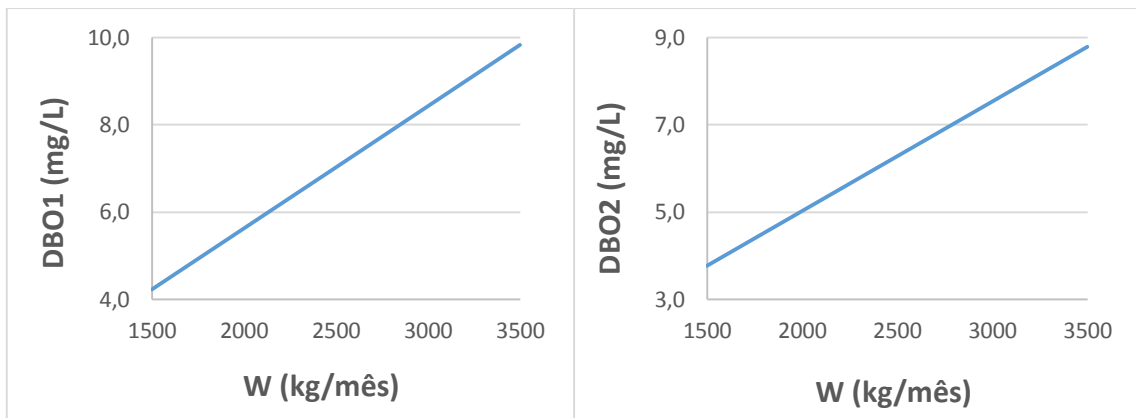
Fonte: Elaborada pelo autor.

A função marginal de segurança desempenha um importante papel na metodologia para o cálculo do risco de contaminação. Observa-se que a medida que a vazão de entrada é aumentada, mais a função marginal se desloca pra direita, diminuindo a área de influência negativa do gráfico, ou seja, quanto mais para a direita a função marginal estiver, menor será o risco da DBO ultrapassar o limite estipulado de 6,0 mg/L.

6.1.3 Lançamento de carga poluente

O objetivo desta simulação foi verificar o comportamento das concentrações de DBO e OD de acordo com a variação do lançamento de cargas poluentes (W , em kg/mês) na camada 1 do reservatório. O lançamento variou de 1500 a 3500 kg/mês, mantendo-se os demais parâmetros fixos, encontra-se os seguintes valores de DBO para as respectivas camadas (Figura 19).

Figura 19 – Comportamento da DBO para diferentes lançamentos, nas camadas 1 e 2.

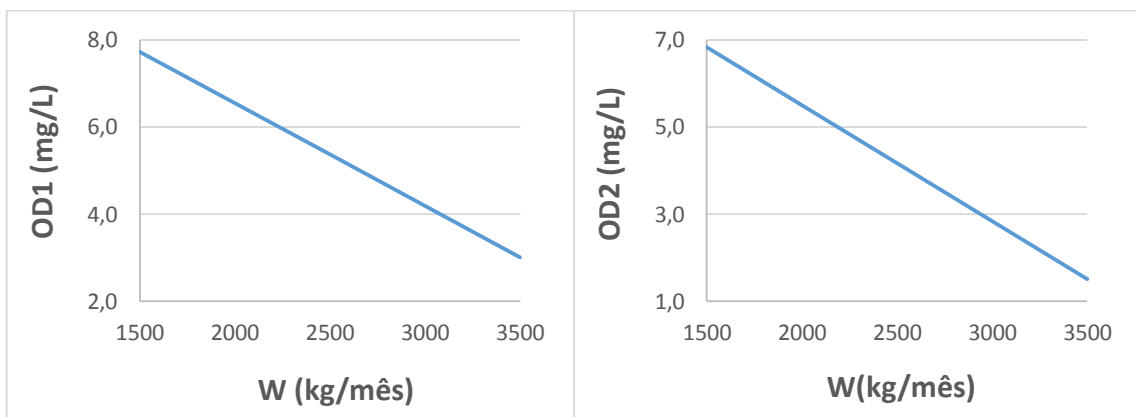


Fonte: Elaborada pelo autor.

Na Figura 19, para a DBO na camada 1, observa-se que, à medida que o lançamento aumenta, a concentração de DBO também se eleva, pois neste momento, está sendo adicionada matéria orgânica ao reservatório, aumentando a concentração deste parâmetro na água. Chegando até 10 mg/L em um lançamento máximo de 3500 kg/mês. Na camada 2 acontece o mesmo, a DBO aumenta com o lançamento, chegando ao valor de 9,0 mg/L.

A Figura 20 mostra como o OD se comporta diante de diferentes lançamentos de carga poluente.

Figura 20 – Comportamento do OD para diferentes lançamentos, nas camadas 1 e 2.



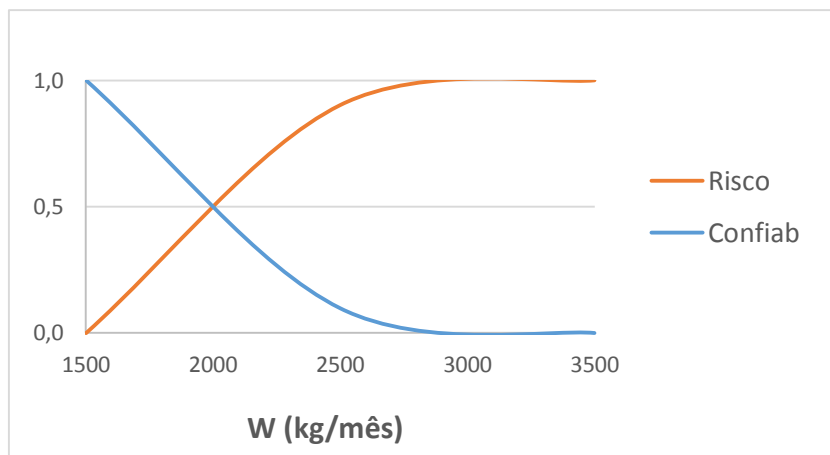
Fonte: Elaborada pelo autor.

A partir da Figura 20, nota-se que na camada 1, o OD vai caindo com o aumento do lançamento de carga poluente, pois a matéria orgânica presente faz com que espécies decompositoras consumam o oxigênio disponível na água para realizar suas funções metabólicas. Para o menor valor simulado $W = 1500$ kg/mês, já se verifica a diminuição de oxigênio, na camada 1 a concentração cai de 8,0 para 3,0 mg/L, enquanto que na camada 2, o OD passa de 7,0 para aproximadamente 1,0 mg/L. Espera-se que concentração de OD na camada inferior seja sempre menor que a concentração encontrada na camada superior, pois esta região é pouco afetada por processos de produção e bastante afetada por processos de respiração e degradação de matéria orgânica de fundo, fazendo com que o oxigênio presente seja consumido.

De acordo com Li, Li; Kemp (2015), ambientes com baixa concentração de oxigênio dissolvido proporcionam um habitat com características adversas para a fauna e a flora aquática. Nestas condições pode ocorrer mortandade de peixes e invertebrados. Além disso, a amônia que se origina da atividade bacteriana, pode ser liberada dos sedimentos para a água sob condições de baixa concentração do oxigênio, deteriorando ainda mais a qualidade da água (LEE, 2012).

A Figura 21 mostra como o risco varia conforme o lançamento de carga poluente.

Figura 21 – Risco e confiabilidade em relação a DBO, frente aos diferentes lançamentos.

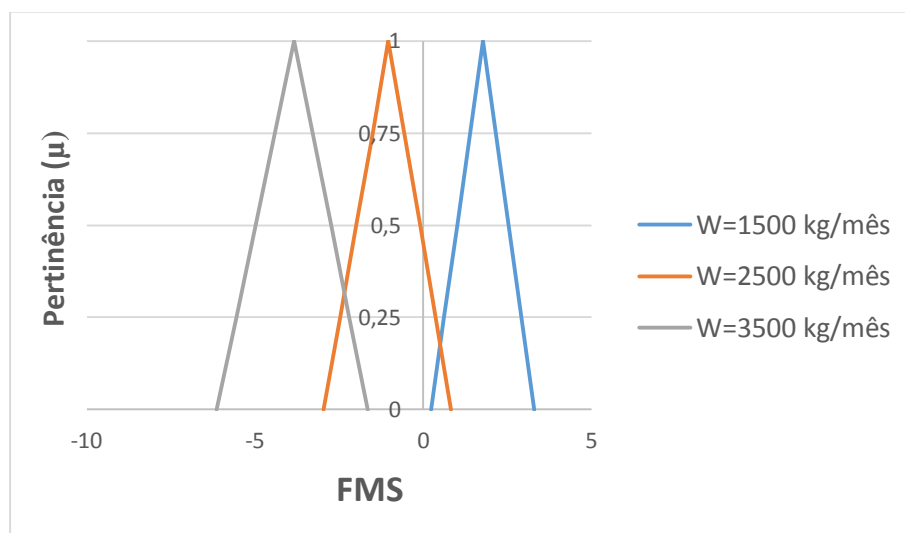


Fonte: Elaborada pelo autor.

O risco é sempre crescente à medida que o lançamento aumenta, já que o lançamento de carga poluente provoca elevação na demanda bioquímica de oxigênio e redução das concentrações de OD existentes. Contudo, a partir de $W = 2500$ kg/mês, percebe-se que o risco de falha já é bem próximo de 1, o que resulta em uma condição bastante ruim para a qualidade da água, com alta possibilidade de contaminação do reservatório. Como pode ser observado por esta simulação, é possível dizer que o risco ambiental em reservatórios é bem dinâmico, variando rapidamente de um valor bem baixo, para valores mais altos.

A Figura 22 mostra as pertinências relacionadas com cada função marginal de segurança, nos diferentes lançamentos simulados.

Figura 22 – Pertinências x Função Marginal de Segurança (FMS), para as diferentes lançamentos de carga poluente.



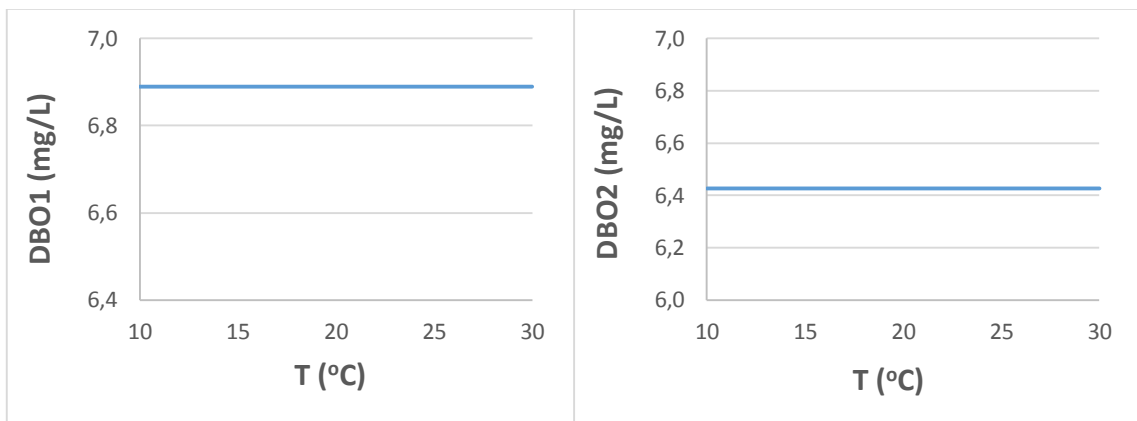
Fonte: Elaborada pelo autor.

A partir da Figura 22, observa-se que conforme a carga de lançamento aumenta, mais a função marginal se desloca pra esquerda, ou seja, o risco de contaminação está aumentando, já que as concentrações de DBO se elevaram. Este gráfico é importante para mostrar o quão a elevação na carga de DBO é capaz de interferir no risco de contaminação do reservatório.

6.1.4 Temperatura da água

O objetivo desta simulação foi verificar o comportamento das concentrações de DBO e OD de acordo com a variação da temperatura (T, em °C) da água do reservatório. A temperatura variou de 10 a 30°C, mantendo-se os demais parâmetros fixos, encontra-se os seguintes cenários para DBO nas suas respectivas camadas (Figura 23).

Figura 23 – Comportamento da DBO para diferentes temperaturas, nas camadas 1 e 2.

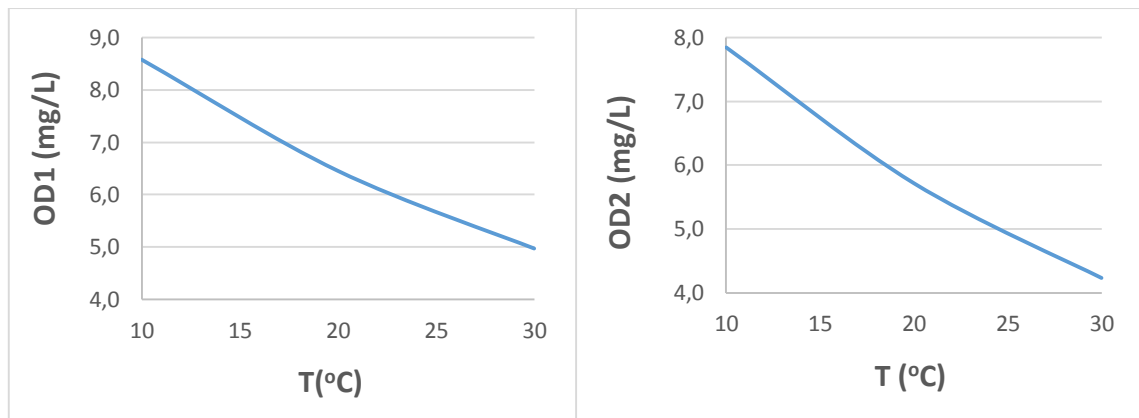


Fonte: Elaborada pelo autor.

Nas duas camadas, à medida que a temperatura aumenta, as demandas bioquímicas de oxigênio não se alteram, pois no caso desta simulação, a DBO não depende da temperatura, já que não foi vinculado o coeficiente de decaimento da DBO relacionado com a temperatura. Na camada 1, a DBO encontrada foi próxima de 7,0 mg/L e na camada 2, 6,4 mg/L.

A Figura 24 mostra como o OD se comporta diante de diferentes temperaturas.

Figura 24 – Comportamento do OD para diferentes temperaturas, nas camadas 1 e 2.

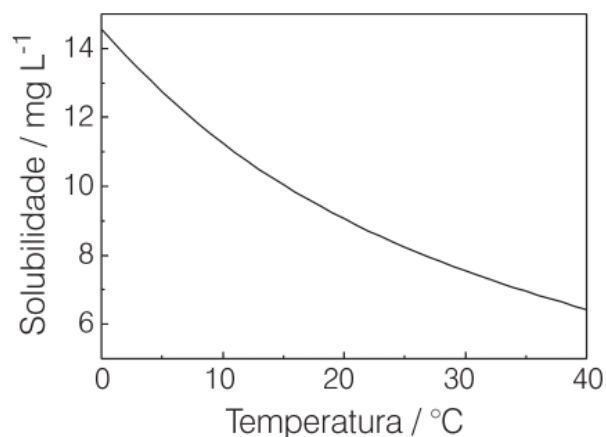


Fonte: Elaborada pelo autor.

Para OD1, a concentração saiu de 8,5 mg/L e caiu até cerca de 5,0 mg/L para a maior temperatura simulada, que foi de 30°C. Para OD2, observa-se concentrações ainda mais baixas (próximas de 4,0 mg/L), pois como a concentração deste parâmetro tende a ser menor na camada inferior, com o aumento da temperatura, essa concentração diminui ainda mais.

Desta forma, para as duas camadas, nota-se que a temperatura tem interferência direta na concentração de oxigênio dissolvido, de modo que quanto maior a temperatura, menor a concentração de oxigênio na água, pois sabe-se que a solubilidade dos gases em água é inversamente proporcional à elevação da temperatura. Ver Figura 25.

Figura 25 – Solubilidade do gás oxigênio em água a várias temperaturas, na pressão atmosférica de 1 atm.

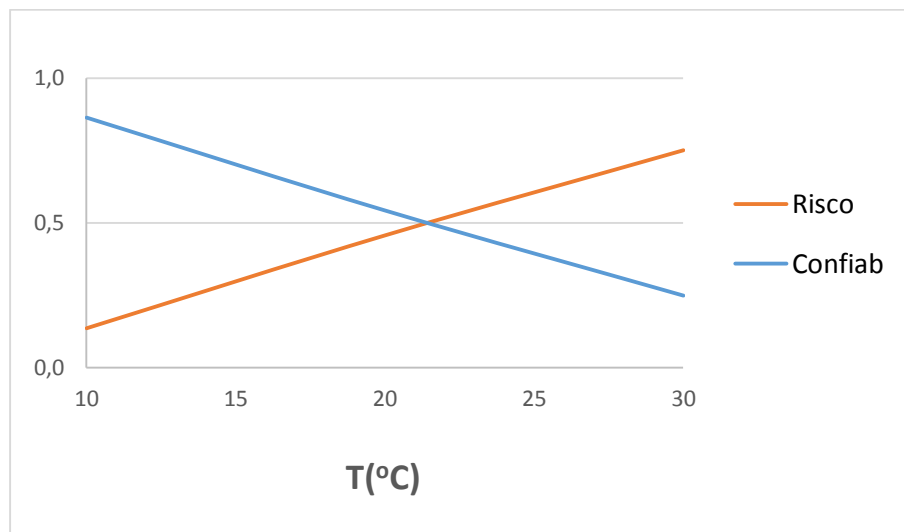


Fonte: Fiorucci; Benedetti Filho, 2005.

Como a solubilidade dos gases em água diminui com a elevação da temperatura, a quantidade de oxigênio que se dissolve a 0 °C (14,2 mg/L) é mais do que o dobro da que se dissolve a 35°C (7,0 mg/L).

A Figura 26 mostra como risco/garantia variam conforme a mudança de temperatura.

Figura 26 – Risco e confiabilidade em relação ao OD, frente às diferentes temperaturas.

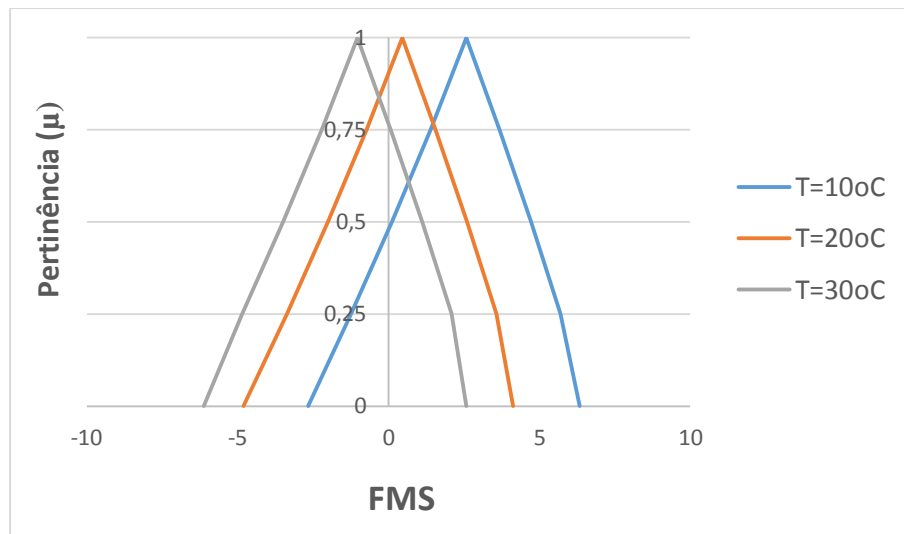


Fonte: Elaborada pelo autor.

Neste caso, o risco de falha do sistema foi calculado com base nos valores de concentração de oxigênio dissolvido, pois a DBO não varia com a temperatura. Nesta simulação, o sistema falha quando a concentração de OD é menor que 5 mg/L. Situações com concentrações menores que este valor, elevam o risco de falha e reduzem a confiabilidade. Nota-se que o aumento de temperatura é determinante na dinâmica do fator risco, principalmente para temperaturas acima de 20°C. Nesta temperatura, o risco de falha passa a ser maior que 0,5 e se torna mais provável que ocorra falha no reservatório.

A Figura 27 mostra as pertinências relacionadas com cada função marginal de segurança, nas diferentes temperaturas simuladas.

Figura 27 – Pertinências x Função Marginal de Segurança (FMS), para as diferentes temperaturas.



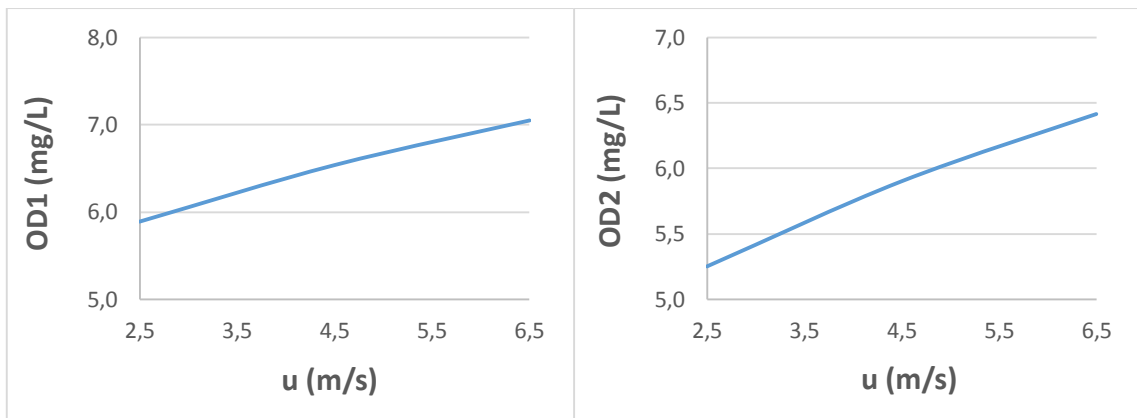
Fonte: Elaborada pelo autor.

Nota-se que conforme a temperatura aumenta, mais a função marginal se desloca para a esquerda, ou seja, o risco de falha está aumentando, sendo as áreas negativas maiores à medida que a temperatura se eleva. As concentrações de OD, diminuem com o aumento da temperatura e assim, aumenta o risco de falha do sistema simulado.

6.1.5 Velocidade do vento

O objetivo desta simulação foi verificar o comportamento das concentrações de OD de acordo com a variação da velocidade do vento (u , em m/s) que atinge a água do reservatório. Como se sabe, a velocidade do vento não é capaz de alterar a DBO, desta forma, não foi realizada a análise gráfica para esta variável. Para este cenário, a velocidade variou de 2,5 a 6,5 m/s, mantendo-se os demais parâmetros fixos, encontra-se os seguintes cenários para o OD nas suas respectivas camadas (Figura 28).

Figura 28 – Comportamento do OD para diferentes temperaturas, nas camadas 1 e 2.

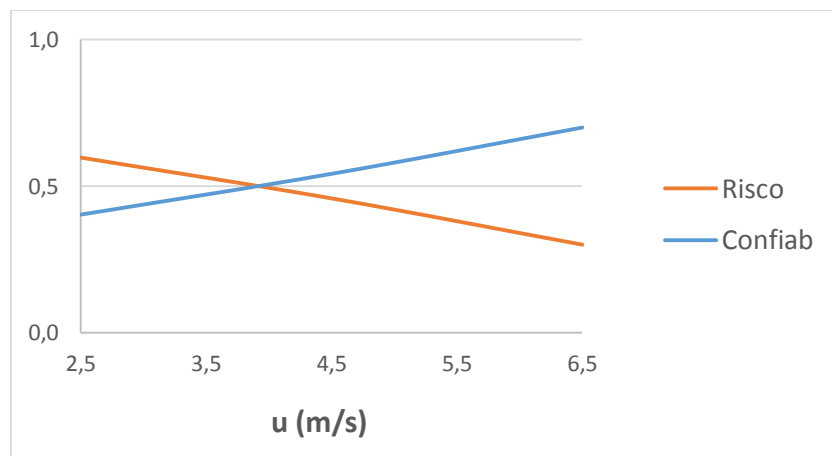


Fonte: Elaborada pelo autor.

A concentração de OD aumenta à medida que os valores para velocidade são incrementados. Isto ocorre porque o vento exerce uma ação de estresse turbulento na superfície da água, conferindo maior disponibilidade de oxigênio. Na camada 1, a concentração passou de 5,89 para 7,05 mg/L e na camada 2, passou de 4,5 para 6,5 mg/L, demonstrando a grande interferência que a velocidade do vento exerce, sendo capaz de ocasionar grande aumento na concentração de OD, inclusive na camada inferior.

A Figura 29 mostra como risco/confiabilidade variam conforme a mudança de temperatura.

Figura 29 – Risco e confiabilidade em relação ao OD, frente às diferentes velocidades do vento.

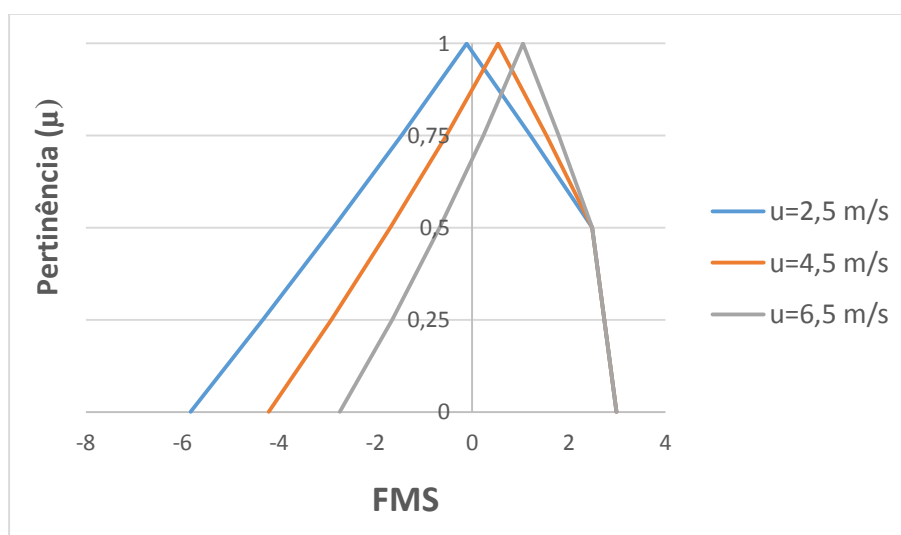


Fonte: Elaborada pelo autor.

Quanto maior a velocidade do vento agindo sobre a água, menor o risco, pois o vento é capaz de aumentar a disponibilidade de oxigênio, com a aeração. O risco caiu de 0,6 para 0,3 enquanto a confiabilidade aumentou de 0,4 para 0,7. O vento é um importante fator capaz de realizar a mistura da camada d'água, distribuindo a quantidade de oxigênio presente.

A Figura 30 mostra as pertinências relacionadas com cada função marginal de segurança, nos diferentes velocidades do vento simulados.

Figura 30 – Pertinências x Função Marginal de Segurança (FMS), para as diferentes velocidades do vento.



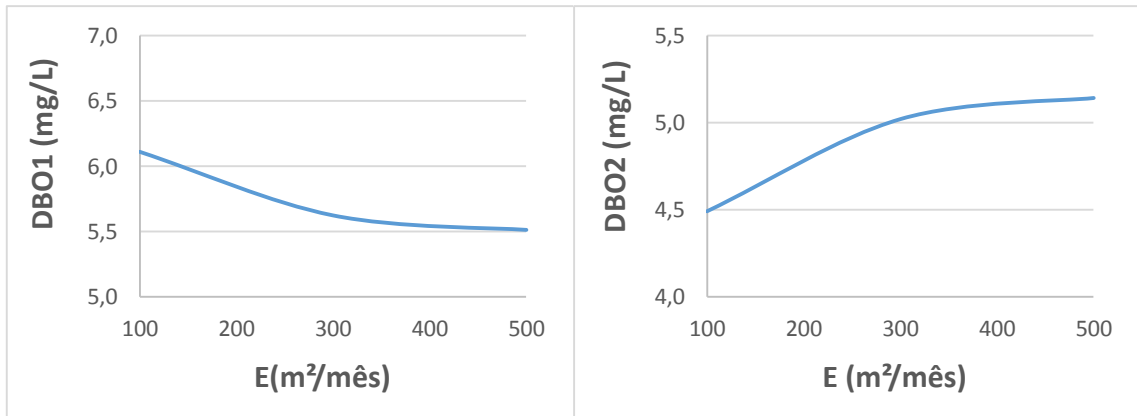
Fonte: Elaborada pelo autor.

Conforme a velocidade do vento aumenta, mais a função marginal se desloca para a direita, ou seja, o risco de falha está diminuindo, pois as concentrações de OD, se elevam com a turbulência ocasionada pelas forças do vento e passam a ficar mais distantes do valor limite proposto de 6,0 mg/L.

6.1.6 Coeficiente de dispersão vertical

O objetivo desta simulação foi verificar o comportamento das concentrações de DBO e OD de acordo com a variação do coeficiente de dispersão vertical. Este parâmetro variou de 100 a 500 m²/mês, mantendo-se os demais parâmetros fixos, encontra-se os seguintes cenários para DBO nas suas respectivas camadas (Figura 31).

Figura 31 – Comportamento de DBO para diferentes valores de coeficiente de dispersão vertical, nas camadas 1 e 2.

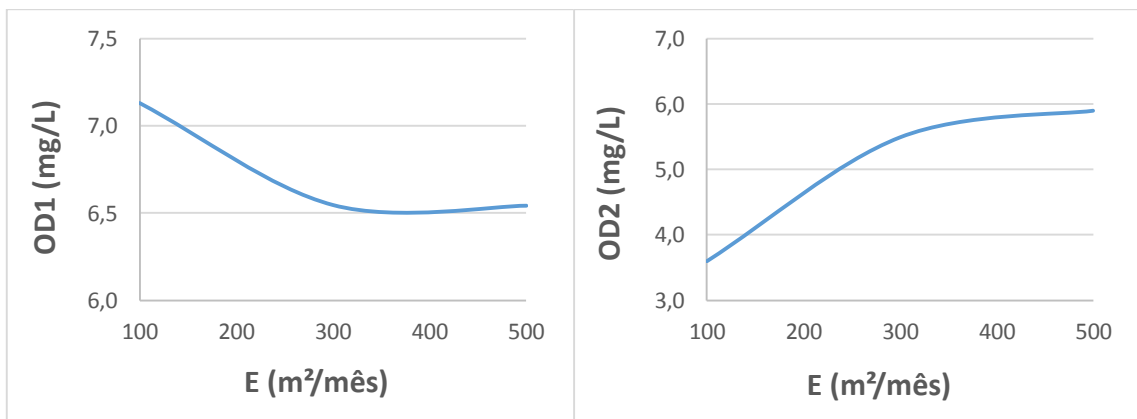


Fonte: Elaborada pelo autor.

Nota-se que a dispersão vertical atua de cima para baixo, com o intuito de equilibrar as concentrações, já que na camada superior as demandas de oxigênio são maiores que na camada inferior. Na camada 1, a DBO decresce (de 6,12 a 5,52 mg/L) enquanto que na camada 2 aumenta (de 4,5 para 5,15 mg/L).

A Figura 32 mostra como o OD se comporta diante de diferentes coeficientes de dispersão.

Figura 32 – Comportamento do OD para diferentes valores do coeficiente de dispersão vertical, nas camadas 1 e 2.

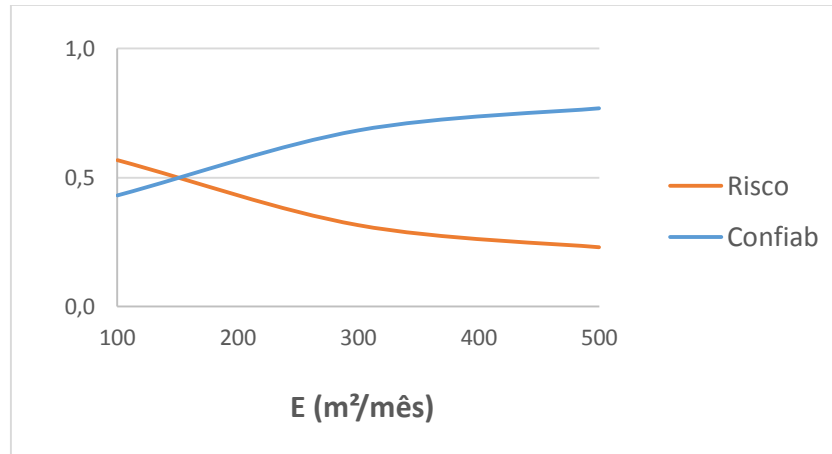


Fonte: Elaborada pelo autor.

De forma semelhante ao que acontece com a DBO, o OD segue o mesmo fenômeno. A dispersão vertical atua no sentido de igualar as concentrações de oxigênio entre as duas camadas. Na camada superior, o OD cai de 7,13 para 7,05 e na camada inferior, o OD aumenta de 4,0 para 6,4 mg/L.

A Figura 33 apresenta como risco/confiabilidade se comportam conforme a mudança de temperatura.

Figura 33 – Risco e confiabilidade em relação a DBO, frente aos diferentes valores de coeficiente de dispersão.

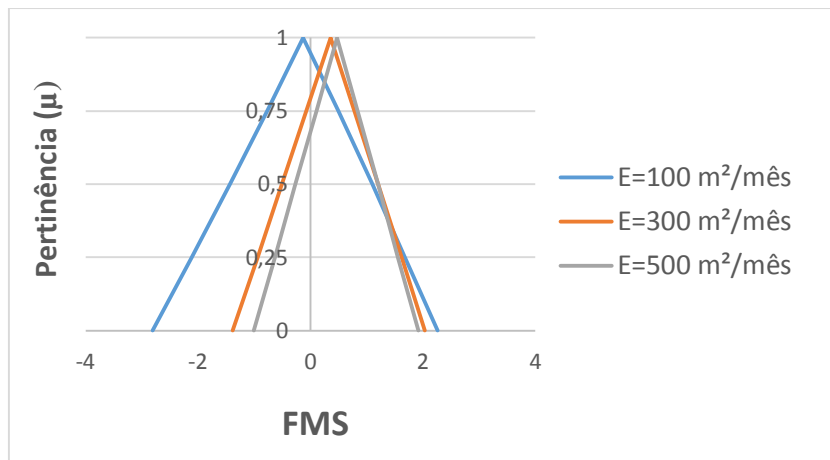


Fonte: Elaborada pelo autor.

O risco é decrescente à medida que o coeficiente de dispersão aumenta, já que há diminuição da demanda bioquímica de oxigênio e aumento das concentrações de OD existentes, em virtude da difusão destes parâmetros na água. Para a menor dispersão simulada, o risco ficou próximo de 0,6 e para a maior dispersão, 0,2. Já a confiabilidade aumentou, de 0,4 para 0,75.

A Figura 34 mostra as pertinências relacionadas com cada função marginal de segurança, nos diferentes coeficientes de dispersão vertical simulados.

Figura 34 – Pertinências x Função Marginal de Segurança (FMS), para os diferentes coeficientes de dispersão vertical.



Fonte: Elaborada pelo autor.

À medida que o coeficiente de dispersão vertical se eleva, mais a função marginal se desloca pra direita, ou seja, o risco de contaminação está se reduzindo, ficando os valores de DBO mais distantes do limite estipulado. Observa-se que para $E = 100 \text{ m}^2/\text{mês}$, o gráfico está mais afastado dos demais coeficientes de dispersão, pois a medida que o coeficiente diminui, mais lentamente a DBO se dispersa e isso faz com que os valores das demandas se elevam e faz com que o gráfico se desloque mais para a esquerda, havendo aumento no risco de falha.

6.2 Cenário 2

Neste cenário, estabeleceu-se que a vazão de entrada é igual a vazão de saída ($Q_e = Q_s$), mas a vazão evaporada é diferente zero ($Q_{ev} \neq 0$), a fim de verificar como os parâmetros se comportam quando o nível do reservatório se torna variável com o tempo. A evaporação é um importante fator a ser considerado, principalmente em regiões que se caracterizam por baixos índices pluviométricos e elevada incidência de radiação solar. Considera-se as seguintes condições para as simulações neste cenário (Tabela 4):

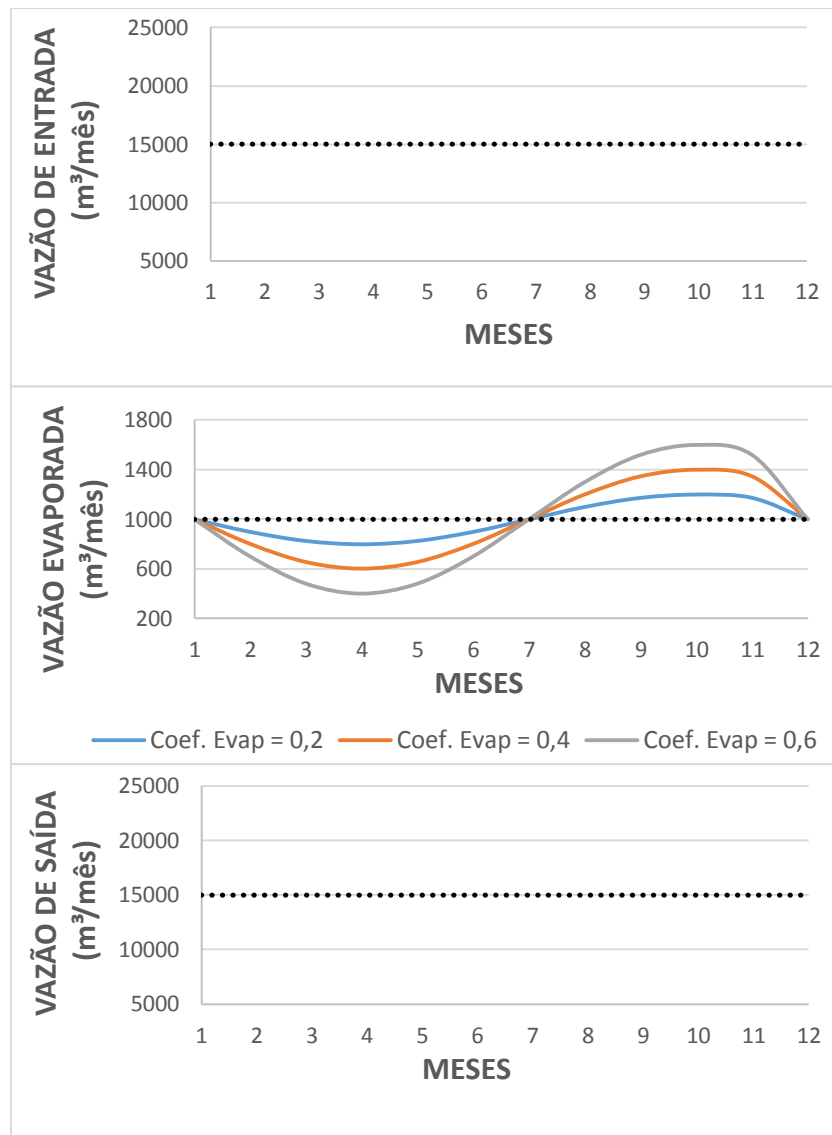
Tabela 4 – Valores utilizados para simulações no cenário 2.

PARÂMETRO	SÍMBOLO/UNIDADE	VALOR UTILIZADO
Pertinência	μ	1
Vazão de entrada	Q_e (m ³ /mês)	15.000
Vazão de saída	Q_s (m ³ /mês)	15.000
Vazão evaporada	Q_{ev} (m ³ /mês)	1.000
Lançamento de carga poluente	W (g/mês)	2.500.000
Temperatura	T (°C)	27
Velocidade do vento	u (m/s)	4,5
Coef. dispersão vertical	E (m ² /mês)	300
Coef. de entrada	KQ_e	0
Coef. de evaporação	KQ_{ev}	0,2; 0,4; 0,6
Coef. de saída	KQ_s	0

Fonte: Elaborada pelo autor.

Nas simulações, cada um desses coeficientes é multiplicado à vazão de evaporação para resultar em flutuações de evaporação, fazendo este parâmetro variar para mais e para menos ao longo de 12 meses, obedecendo a Eq. 71 mostrada na metodologia deste trabalho. Por exemplo, utilizando-se o coeficiente de evaporação 0,2 com uma vazão evaporada de 1.000 m³/mês, a medida que os meses passam, a vazão de evaporação irá flutuar de 800 (1.000 - 0,2%) até 1200 m³/mês (1.000 + 20%) e assim, respectivamente para cada valor de coeficiente simulado. A flutuação da vazão de evaporação para os diferentes coeficientes são mostrados na Figura 35.

Figura 35 – Variação das vazões de entrada, evaporada e de saída, ao longo de 12 meses para as simulações no cenário 2.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Nesta etapa, entradas e saídas permanecem iguais (15.000 m³/mês), porém a função evaporação varia de acordo com o gráfico da Figura 35, que considera 12 meses do ano, sendo considerados os 6 primeiros meses chuvosos e os outros 6 meses de seca.

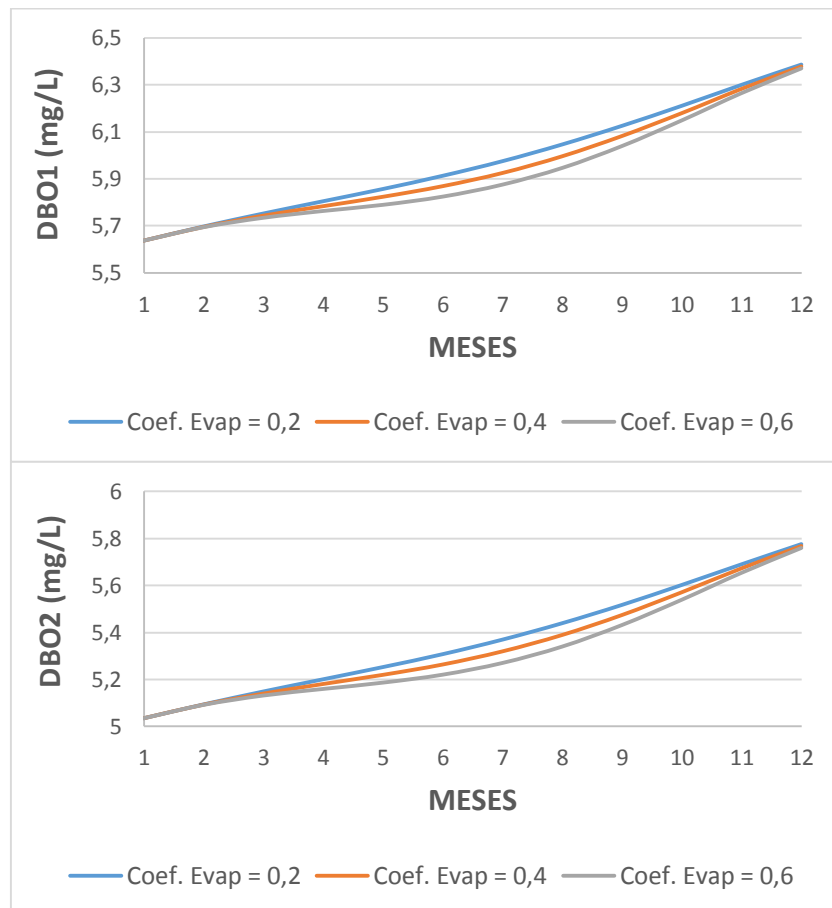
Observa-se que a evaporação cai no início, devido as precipitações mais elevadas convencionadas para este período, no qual há menor incidência de radiação solar e menores temperaturas, propiciando menor evaporação. Logo após os meses de chuva, a vazão evaporada retorna ao valor inicial, caracterizando uma fase de transição entre os dois períodos e, em seguida, esta vazão começa a subir,

por consequência das características dos meses mais quentes e aumento de temperatura.

Para a simulação em diferentes cenários, foi variado um coeficiente de evaporação por vez, mantendo-se os demais parâmetros fixos e observando como esta variável é capaz de interferir nas concentrações de oxigênio, demanda bioquímica, risco e confiabilidade do sistema.

A Figura 36 mostra o comportamento da DBO, ao longo de 12 meses, para diferentes coeficientes de evaporação.

Figura 36 – Comportamento de DBO para diferentes valores de coeficiente de evaporação, nas camadas 1 e 2.



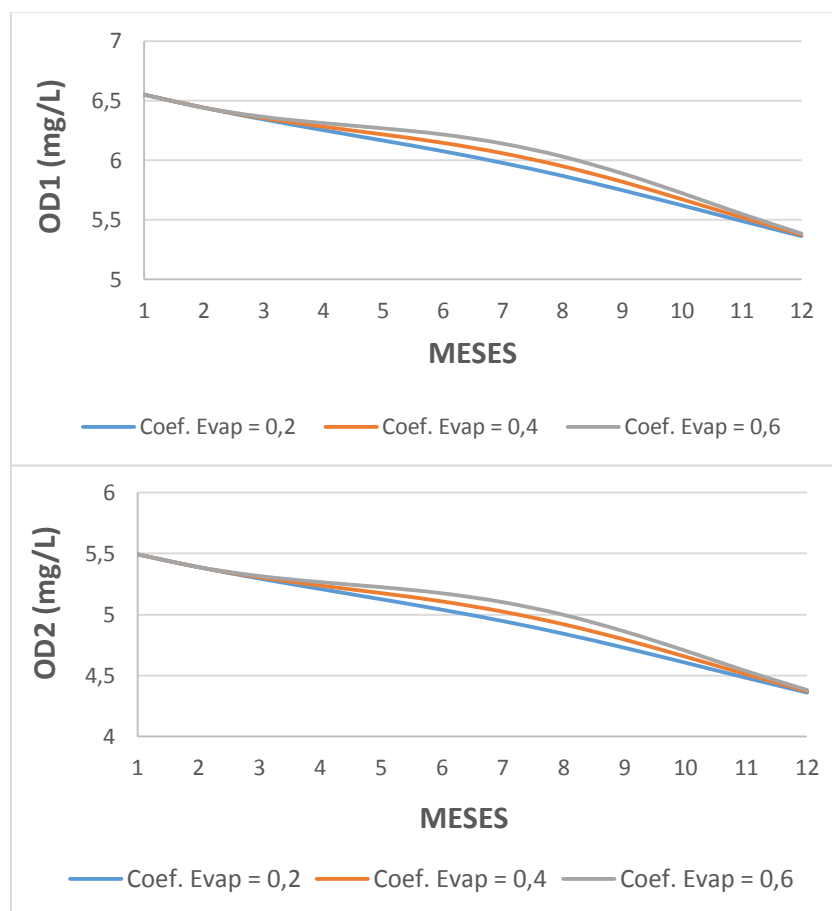
Fonte: Elaborada pelo autor.

Quando se considera apenas a variação de evaporação ao longo do ano, deixando entradas e saídas fixas, observa-se que durante os meses chuvosos (1 a 6), a DBO é mais baixa, por estar mais diluída no reservatório e após o 6º mês, no qual as precipitações diminuem e a evaporação se torna mais intensa, faz com que

a DBO aumente, por consequência da diminuição de água no reservatório. Observe-se que quanto maior o coeficiente de evaporação, menor a concentração de DBO, isto se deve ao fato de que a DBO depende não só da evaporação, mas também do coeficiente de decaimento. E por sua vez, o coeficiente de decaimento está relacionado com o volume de água no reservatório, ou seja, quanto mais água é evaporada, menor será o volume de água e menor será a concentração de DBO, como pode ser observado a partir da Eq. 37 presente nesta metodologia. Quanto maior o valor do parâmetro P_1 , menor será L_1 .

A Figura 37 mostra como o OD se comporta frente aos diferentes coeficientes de evaporação, variando ao longo de 12 meses.

Figura 37 – Comportamento de OD para diferentes valores de coeficiente de evaporação, nas camadas 1 e 2.



Fonte: Elaborada pelo autor.

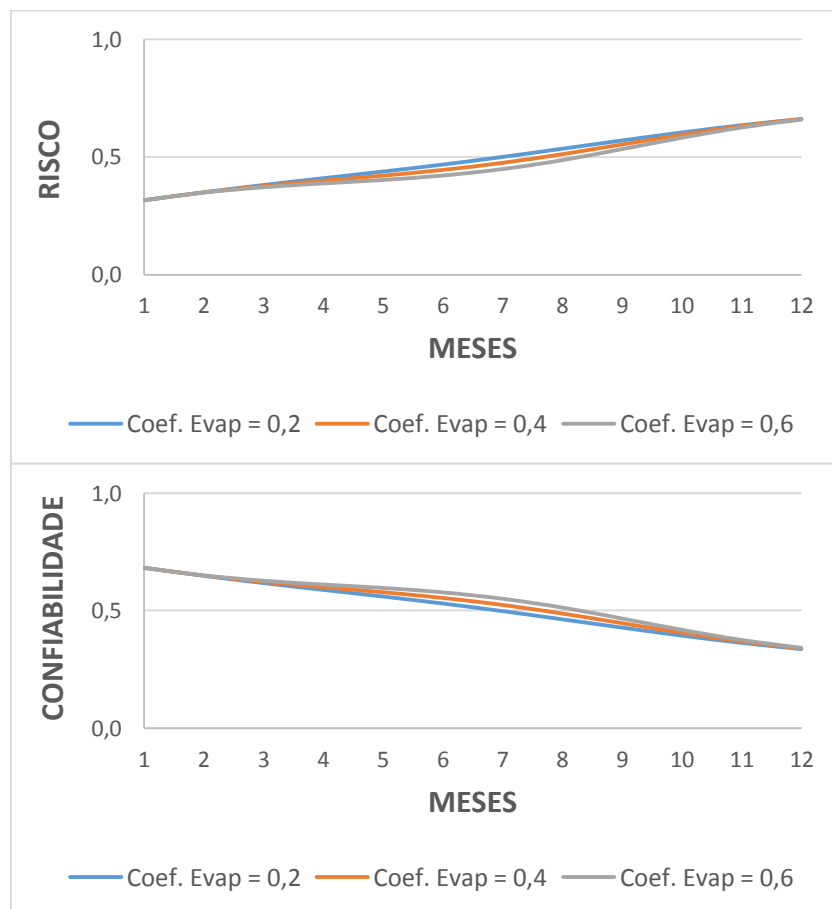
Neste caso, para as duas camadas, o OD diminui ao longo do tempo, pois a DBO aumentou, devido a menor quantidade de água presente no reservatório. O

aumento da matéria orgânica resulta na maior taxa de respiração de microrganismos, dando origem à elevação das quantidades de CO₂ e metano (o último produzido apenas por degradação anaeróbia) e, principalmente, em uma demanda de oxigênio, cuja disponibilidade é pequena devido à sua solubilidade bastante limitada na água.

Observa-se que quanto maior o coeficiente de evaporação, maior a concentração de oxigênio dissolvido, pois quando a água evapora, o oxigênio permanece no reservatório e assim, eleva a disponibilidade deste parâmetro. Mais uma vez, pode-se observar que a concentração de OD na camada superior é sempre maior que na inferior.

A Figura 38 mostra risco/confiabilidade para diferentes coeficientes de evaporação.

Figura 38 – Risco/confiabilidade em relação a DBO, para diferentes valores de coeficiente de evaporação.



Fonte: Elaborada pelo autor.

O risco de falha sofre um aumento, por consequência do acréscimo de DBO, ocasionado pela forte evaporação. Observa-se que mesmo para baixos coeficientes de evaporação, o risco permanece elevado, principalmente durante o período seco (Risco > 50%), concluindo-se que a evaporação é um fator determinante capaz de interferir tanto na dinâmica do reservatório quanto na deterioração da qualidade da água. De forma complementar, a confiabilidade do sistema diminui, pois há maior possibilidade da DBO ultrapassar o limite estipulado para esta simulação.

6.3 Cenário 3

Neste cenário, estabeleceu-se que a vazão de entrada é diferente da vazão de saída ($Q_e \neq Q_s$) e a vazão evaporada é zero ($Q_{ev} = 0$). O objetivo desta simulação é verificar como os parâmetros se comportam quando o nível do reservatório se torna variável com o tempo, fazendo a saída de água do reservatório ser maior que a entrada. Este caso é bem comum quando se tem dias mais quentes, com pouca precipitação pluviométrica e grande consumo de água por parte da população. Nesta etapa, as funções entrada e saída variam de acordo com a senóide, que considera 12 meses do ano, incluindo meses chuvosos e secos. As condições que foram utilizadas para simular neste cenário são mostrados na Tabela 5.

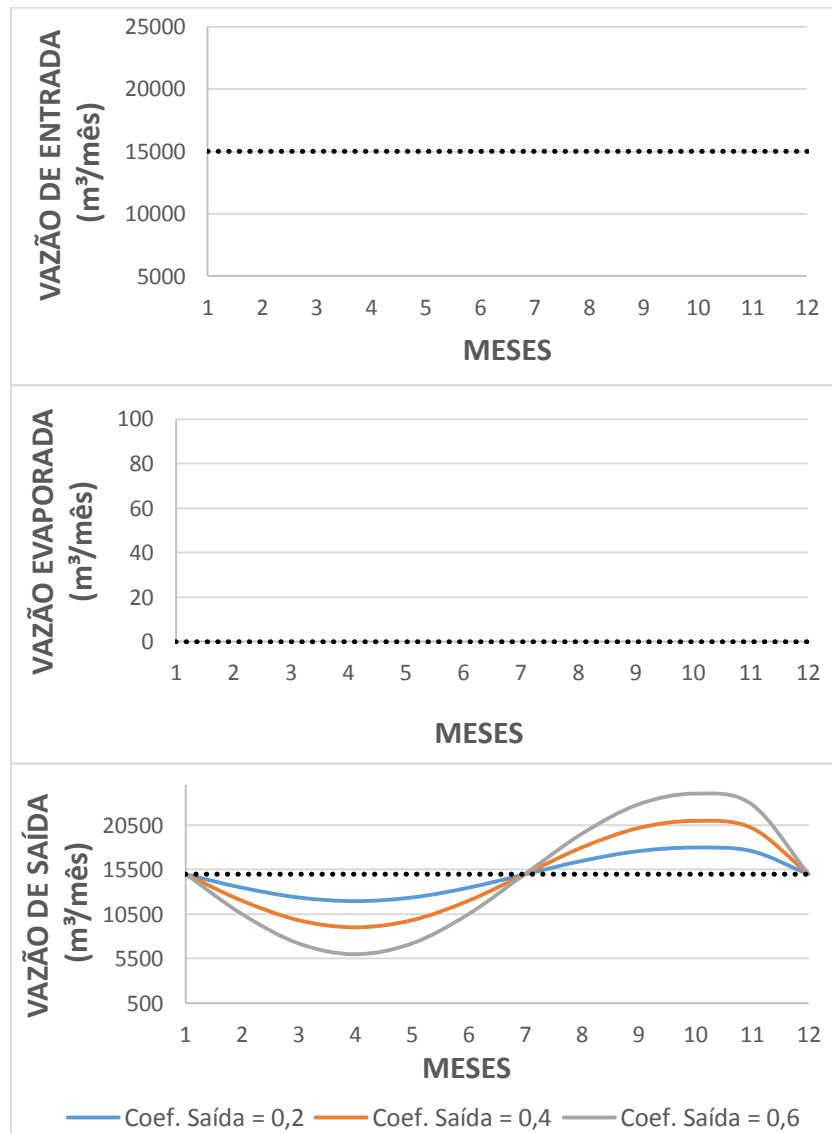
Tabela 5 – Valores utilizados para simulações no cenário 3.

PARÂMETRO	SÍMBOLO/UNIDADE	VALOR UTILIZADO
Pertinência	μ	1
Vazão de entrada	Q_e (m ³ /mês)	15.000
Vazão de saída	Q_s (m ³ /mês)	15.000
Vazão evaporada	Q_{ev} (m ³ /mês)	0
Lançamento de carga poluente	W (g/mês)	2.500.000
Temperatura	T (°C)	27
Velocidade do vento	u (m/s)	4,5
Coef. dispersão vertical	E (m ² /mês)	300
Coef. de entrada	KQ_e	0
Coef. de evaporação	KQ_{ev}	0
Coef. de saída	KQ_s	0,2; 0,4; 0,6

Fonte: Elaborada pelo autor.

Nestas simulações, seguem os mesmos mecanismos realizados para o cenário 2, sendo que o coeficiente de saída será o parâmetro a ser avaliado. Para a simulação em diferentes cenários, foi variado um coeficiente de saída por vez, mantendo-se os demais parâmetros fixos e observando como esta variável é capaz de interferir nas concentrações de oxigênio, demanda bioquímica, risco e confiabilidade do sistema. A flutuação na saída é $\pm 20\%$, $\pm 40\%$ e $\pm 60\%$. Esta simulação mostra um comprometimento acentuado na disponibilidade hídrica da região, uma vez que a vazão de saída supera a vazão regularizada. A Figura 39 mostra de que forma se comportam as vazões de saída para este cenário.

Figura 39 – Variação das vazões de entrada, evaporada e de saída, ao longo de 12 meses para as simulações no cenário 3

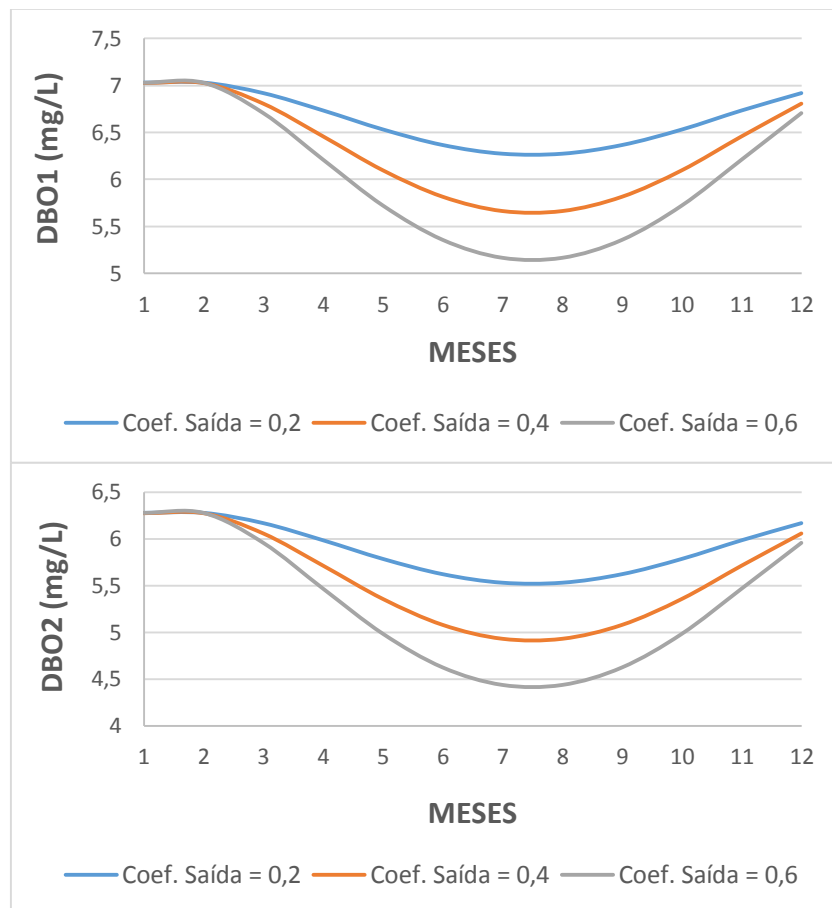


Fonte: Elaborada pelo autor.

A vazão de saída inicia em 15.000 m³/mês, com valores mínimos durante o período chuvoso (1-6), pois considera-se que há menos consumo de água pela população e pico máximo de retirada de água no período seco (7-12), pois são meses mais quentes, nos quais há maior demanda de água. As vazões de entrada e evaporada permanecem constantes ao longo do tempo.

A Figura 40 apresenta o comportamento da DBO, ao longo de 12 meses, para diferentes coeficientes de saída.

Figura 40 – Comportamento de DBO para diferentes valores de coeficiente de saída, nas camadas 1 e 2.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Para as duas camadas, observa-se um mesmo comportamento, variando apenas as concentrações em cada uma, picos máximos em torno de 7,0 mg/L na camada 1 e 6,2 mg/L na camada 2. Para este cenário, observa-se que quanto maior o coeficiente de saída, menor os valores para DBO, pois neste caso, a retirada da água também leva os poluentes que ocasionam maior demanda de oxigênio. Este

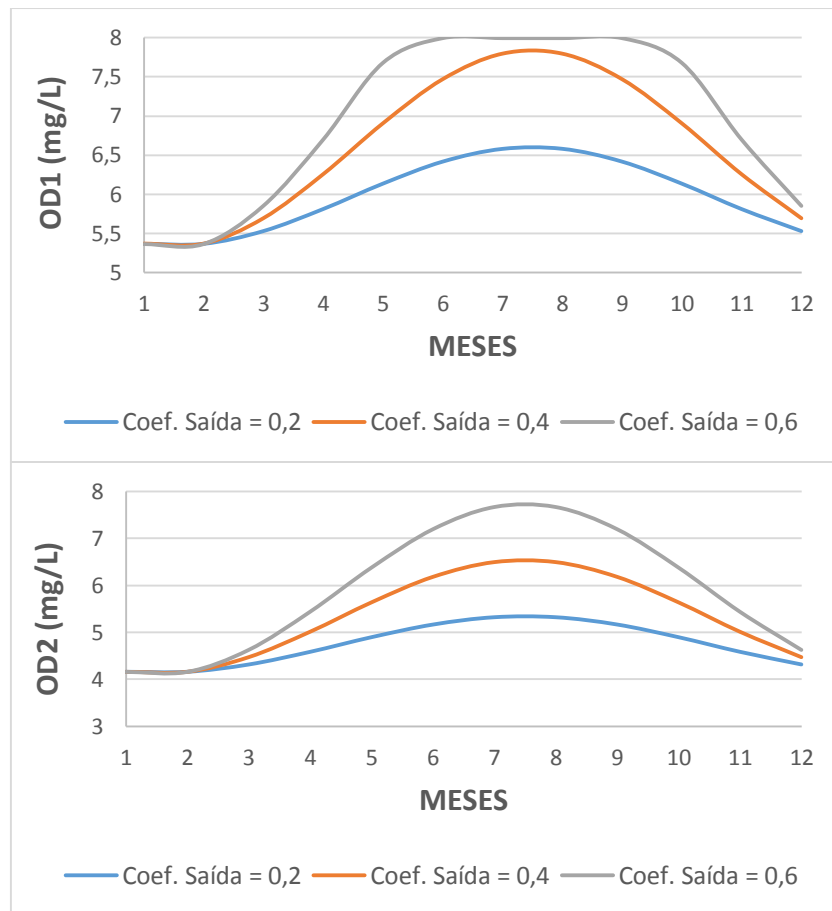
resultado configura bem diferente do ocorrido no cenário 2, pois quando a água evapora, os poluentes ficam, elevando as demandas de oxigênio e havendo consequente redução da disponibilidade de oxigênio no reservatório.

Quando analisa-se as demandas ao longo do ano (Fig. 39), nota-se que durante os primeiros meses, a retirada de água é menor que a entrada, então há acúmulo de água no reservatório, aumentando o volume do mesmo. Como se sabe, a concentração é inversamente proporcional ao volume ($C \propto V$), logo a concentração de DBO diminui nos primeiros meses. Da mesma forma, à medida que a vazão de saída começa a aumentar, ou seja, o volume do reservatório diminui e as demandas aumentam.

É importante salientar que em ambas camadas, as concentrações retornam aproximadamente ao valor inicial, pois as vazões voltam a se igualar no final do mês 12, retornando ao mesmo volume de água e concentrações. Este fato não ocorre no cenário 2, percebe-se que a concentração final é sempre maior que a inicial, pois toda a água que foi evaporada não retorna exatamente ao sistema, havendo diminuição do volume e consequente aumento na concentração.

A Figura 41 mostra como o OD se comporta, ao longo de 12 meses, para diferentes coeficientes de saída.

Figura 41 – Comportamento de OD para diferentes valores de coeficiente de saída, nas camadas 1 e 2.

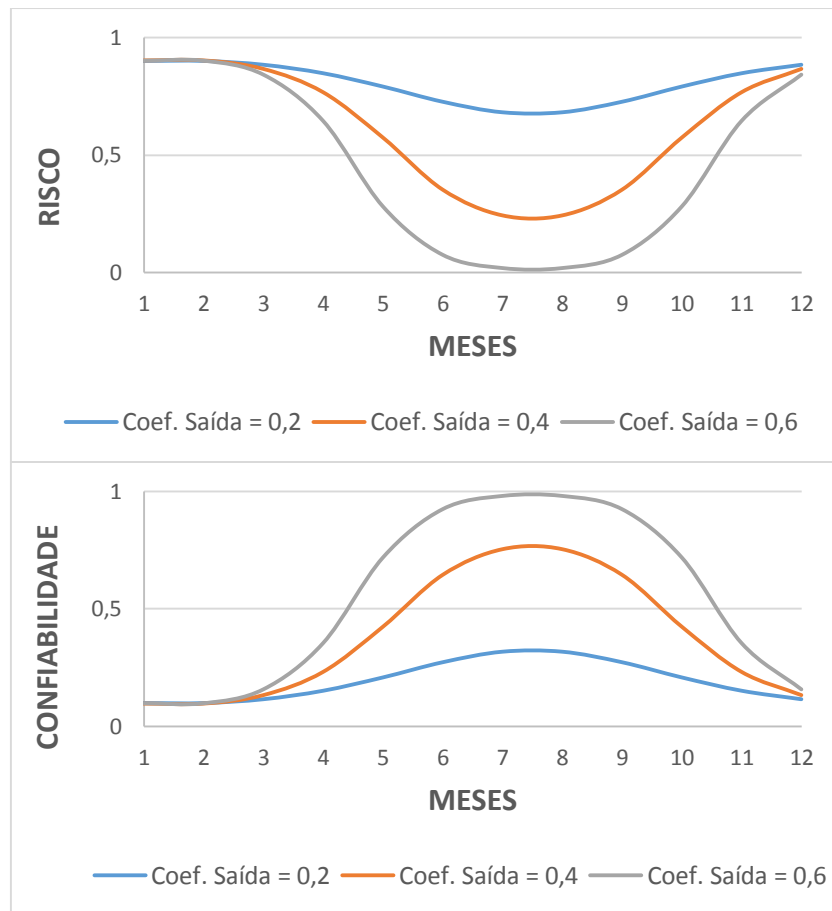


Fonte: Elaborada pelo autor.

Observa-se que quanto maior a retirada de água, maior a concentração de OD em cada camada. Isso acontece porque quando é lançado uma carga de poluente no reservatório, a tendência é esta substância se dispersar, diminuindo sua concentração inicial. Então, se é retirada muita água do reservatório, é retirado também a matéria orgânica que ocasiona alteração nos valores de DBO, provocando uma melhoria na qualidade da água, já que a água que entrada no reservatório é de boa qualidade (concentração inicial OD = 6,5 mg/L) e assim, tem-se uma renovação. Isto faz que com que o OD aumente e acarrete melhoria no estado da água.

A Figura 42 mostra risco/confiabilidade para diferentes coeficientes de saída.

Figura 42 – Risco/confiabilidade em relação a DBO, para diferentes valores de coeficiente de saída.



Fonte: Elaborada pelo autor.

O risco de contaminação é menor exatamente nos meses em que os valores de DBO são mais baixos, pois a grande quantidade de água retirada do reservatório leva consigo os poluentes, fazendo com que a água restante seja de melhor qualidade, aumentando a confiabilidade do sistema. Fazendo uma análise deste gráfico juntamente com a Fig. 40, nota-se que quanto menor o coeficiente de saída, maior o risco de contaminação do sistema, pois as demandas se aproximam mais do valor de resistência estipulado, de 6,0 mg/L. De forma análoga, quanto maior o coeficiente de saída, mais confiável o reservatório estará.

6.4 Cenário 4

Neste cenário, estabeleceu-se que a vazão de entrada é diferente da vazão de saída ($Q_e \neq Q_s$) e a vazão evaporada é diferente de 0 ($Q_{ev} \neq 0$). O objetivo

desta simulação é verificar como os parâmetros se comportam quando o nível do reservatório se torna variável com o tempo, fazendo todos os parâmetros variarem.

Este caso é bem comum quando se tem dias quentes, com pouca precipitação pluviométrica e grande utilização de água pela população. Nesta etapa, as funções entrada e saída variam de acordo com as equações 69 a 71 deste trabalho, que considera 12 meses do ano, incluindo meses chuvosos e secos. As condições que foram utilizadas para simular neste cenário são mostradas na Tabela 6.

Tabela 6 – Valores utilizados para simulações no cenário 4.

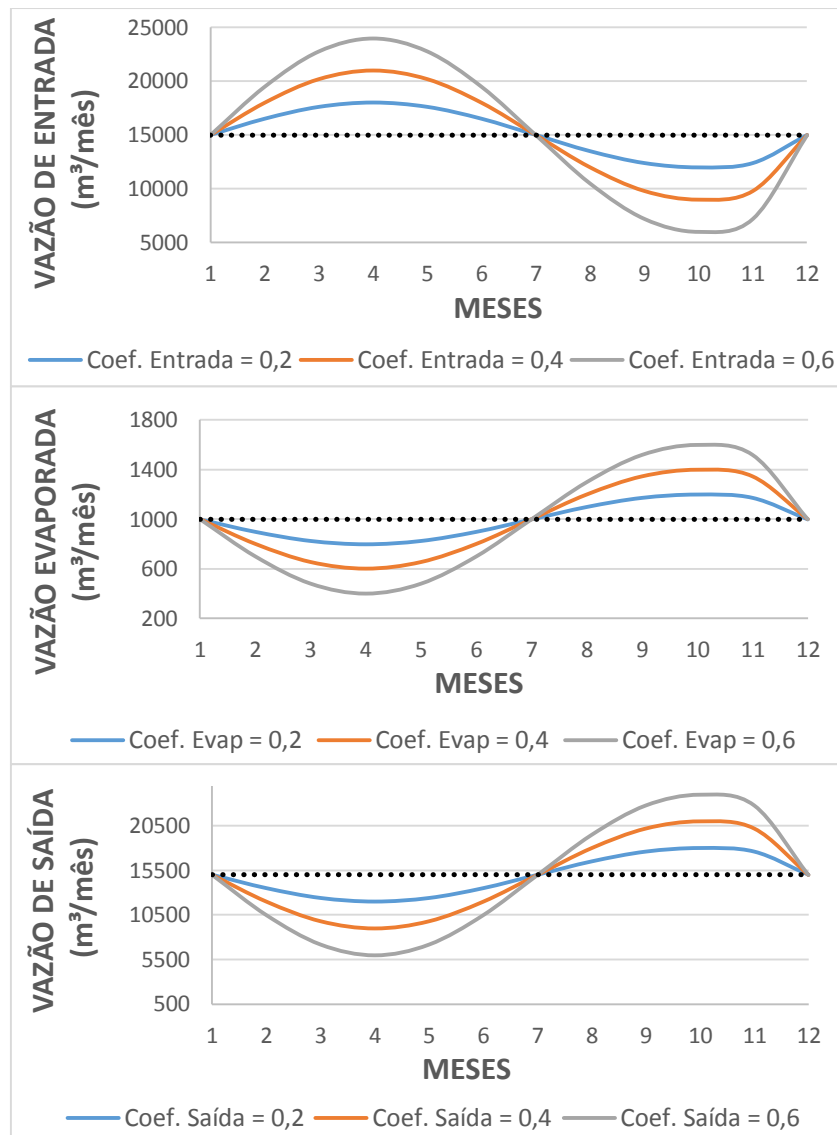
PARÂMETRO	SÍMBOLO/UNIDADE	VALOR UTILIZADO
Pertinência	μ	1
Vazão de entrada	Q_e (m ³ /mês)	15.000
Vazão de saída	Q_s (m ³ /mês)	15.000
Vazão evaporada	Q_{ev} (m ³ /mês)	1.000
Lançamento de carga poluente	W (g/mês)	2.500.000
Temperatura	T (°C)	27
Velocidade do vento	u (m/s)	4,5
Coef. dispersão vertical	E (m ² /mês)	300
Coef. de entrada	KQ_e	0,2; 0,4; 0,6
Coef. de evaporação	KQ_{ev}	0,2; 0,4; 0,6
Coef. de saída	KQ_s	0,2; 0,4; 0,6

Fonte: Elaborada pelo autor.

Nas simulações, seguem os mesmos mecanismos realizados para o cenário 2, sendo que todos os coeficientes são variados. Este quadro é o que mais se aproxima da realidade da operação de um reservatório, pois são considerados entradas, saídas e evaporações ao longo do tempo. Para a simulação em diferentes cenários, foi variado os três coeficientes por vez, mantendo-se os demais parâmetros fixos e observando como esta variável é capaz de interferir nas concentrações de oxigênio, demanda bioquímica, risco e confiabilidade do sistema.

A Figura 43 mostra como a vazão de entrada varia ao longo do ano.

Figura 43 – Variação das vazões de entrada, evaporada e de saída, ao longo de 12 meses para as simulações no cenário 4.

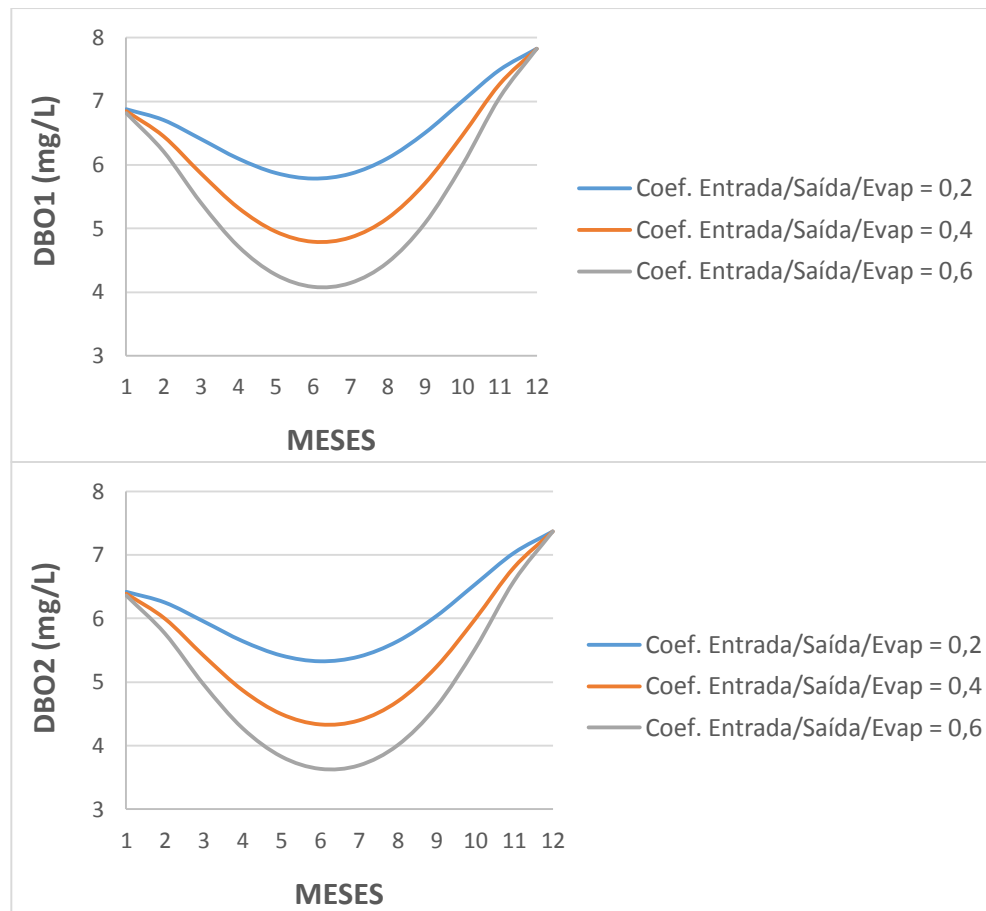


Fonte: Elaborada pelo autor.

É válido ressaltar que os valores iniciais da vazão de entrada e saída são iguais (15.000 m³/mês) e variam com os mesmos coeficientes (0,2; 0,4 e 0,6), porém ao longo dos meses, as flutuações ocorrem de forma diferente, de modo que a vazão de entrada tem pico máximo durante o período chuvoso (1-6) e a vazão de saída tem pico máximo no período seco (7-12).

Para esta simulação, faz-se variar todos os coeficientes (entrada, saída e evaporada), a fim de verificar como estas variáveis podem influenciar os outros parâmetros. A Figura 44 mostra o comportamento da DBO, ao longo de 12 meses, para diferentes valores dos coeficientes.

Figura 44 – Comportamento de DBO para diferentes valores dos coeficientes de entrada, saída e evaporação, nas camadas 1 e 2.



Fonte: Elaborada pelo autor.

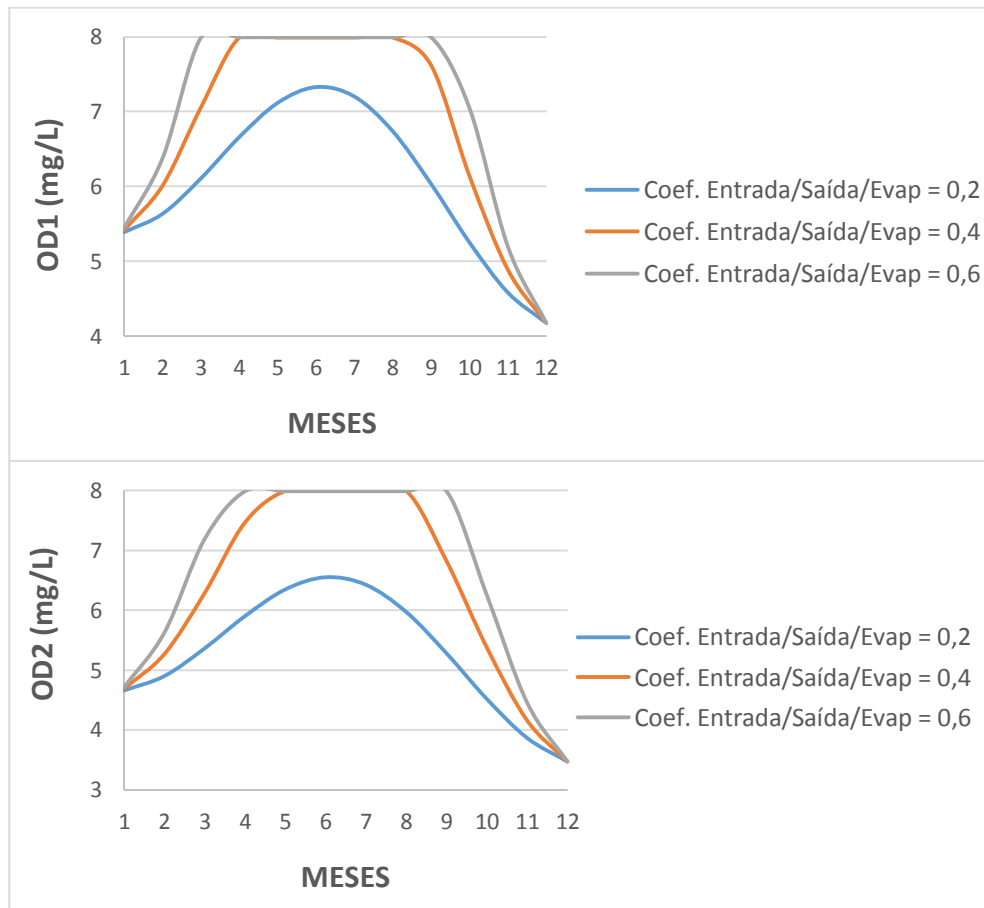
Observa-se que a medida que os coeficientes aumentam, as concentrações de DBO diminuem. Se a Fig. 42 for analisada em conjunto, durante o período chuvoso, as vazões de retirada (saída e evaporação) tem picos mínimos, enquanto que a vazão de entrada tem pico máximo, isso faz com que haja maior acúmulo de água no reservatório e as demandas de oxigênio diminuam ao longo dos meses.

Já no segundo período do ano, caracterizado por meses mais quentes e com menor precipitação pluviométrica, há picos máximos de evaporação e de retirada de água pela saída. Desta forma, acarreta aumento nas demandas de oxigênio por existir um menor volume de água no reservatório. Mais uma vez, para a camada superior, é encontrada valores maiores de DBO, pois o lançamento ocorre neste estrato.

Uma importante análise a se fazer é que, quando há evaporação, não se observa uma simetria no comportamento da DBO, fazendo com que no final do ano a demanda cresça (cerca de 10%) quando comparada a demanda no início do ano. Mas quando se tem somente saída, sem evaporação, como é o caso da Figura 40, verifica-se que há uma simetria, as concentrações no início do ano são aproximadamente iguais com as do fim do ano. Isto ocorre porque quando há evaporação, a água não retorna, ocasionando aumento da concentração.

A Figura 45 mostra o comportamento da DBO, ao longo de 12 meses, para diferentes valores dos coeficientes.

Figura 45 – Comportamento do OD para diferentes valores dos coeficientes de entrada, saída e evaporação, nas camadas 1 e 2.



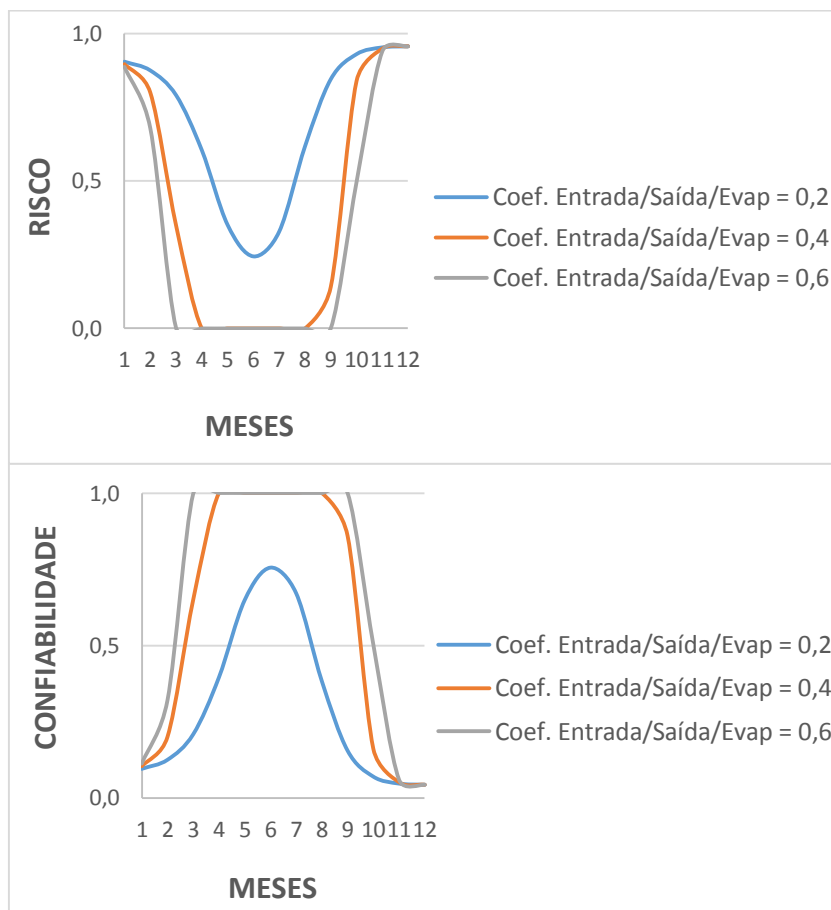
Fonte: Elaborada pelo autor.

Para o caso do OD, tem-se situações contrárias as encontradas para DBO, já que quanto maior for a demanda de oxigênio, maior carga orgânica terá que ser decomposta e mais oxigênio será consumido, de modo a diminuir a

disponibilidade deste parâmetro nas águas do reservatório. Quando se analisa os coeficientes, tem-se que a medida que aumenta o coeficiente, significa que mais água está saindo do sistema, levando consigo a matéria orgânica presente na água. Isto faz com que o sistema seja renovado com o aporte de águas no reservatório, melhorando a qualidade da água presente, chegando à concentração de saturação (7,99 mg/L).

A Figura 46 apresenta risco/confiabilidade para diferentes coeficientes de entrada, saída e evaporação.

Figura 46 – Risco/confiabilidade em relação a DBO, para diferentes valores dos coeficientes de entrada, saída e evaporação.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Para este cenário, observa-se riscos mais baixos nos meses 3 a 10, pois é exatamente nesse período em que os valores de DBO são mais baixos (menores que o valor de resistência estipulado), ocasionado pelo aumento do volume de água no reservatório.

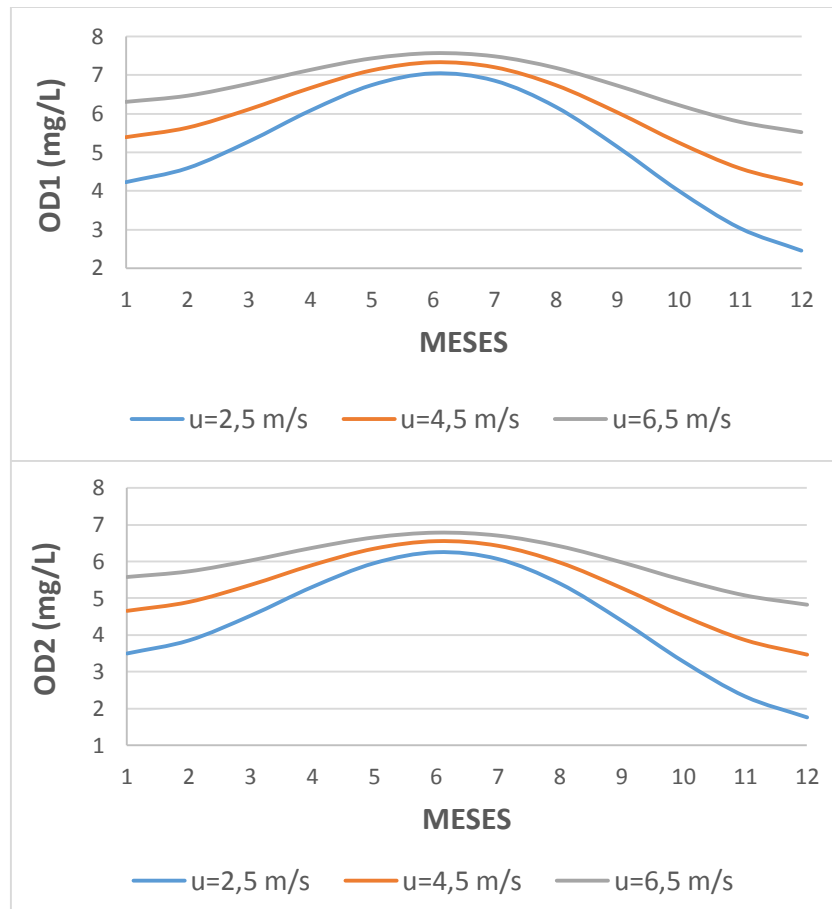
Ainda neste contexto, de vazão de entrada diferente da vazão de saída e vazão evaporada diferente de zero, faz-se a velocidade do vento variar de 2,5 a 6,5 m/s.

Esta análise foi realizada, pois o vento é um mecanismo externo que atua na estrutura vertical de lagos e reservatórios e sua influência é muito relevante, pois é capaz de interferir diretamente na qualidade da água. Estes mecanismos impulsionam os processos de organização vertical de lagos e tem consequências químicas e biológicas fundamentais para o funcionamento desses ecossistemas.

Estes mecanismos externos sofrem a influência de fatores climatológicos e hidrológicos que constituem as funções de força que atuam sobre os sistemas. Pelo fato de a atmosfera e de os lagos estarem muito inter-relacionados, é importante acompanhar o acoplamento entre os fatores climatológicos, como radiação solar, ventos e precipitação pluviométrica. Portanto, o uso de dados climatológicos e o estudo das interações climatologia/hidrologia são fundamentais para a compreensão de muitos processos em lagos e represas (TUNDISI, 2008).

O intuito desta simulação é verificar como este parâmetro é capaz de interferir na concentração de oxigênio dissolvido e no risco do sistema, já que a DBO não varia conforme a velocidade do vento é alterada. Para este caso, foi fixado as flutuações em todas as vazões de $\pm 20\%$. Ver Figura 47.

Figura 47 – Comportamento do OD para diferentes velocidades do vento.

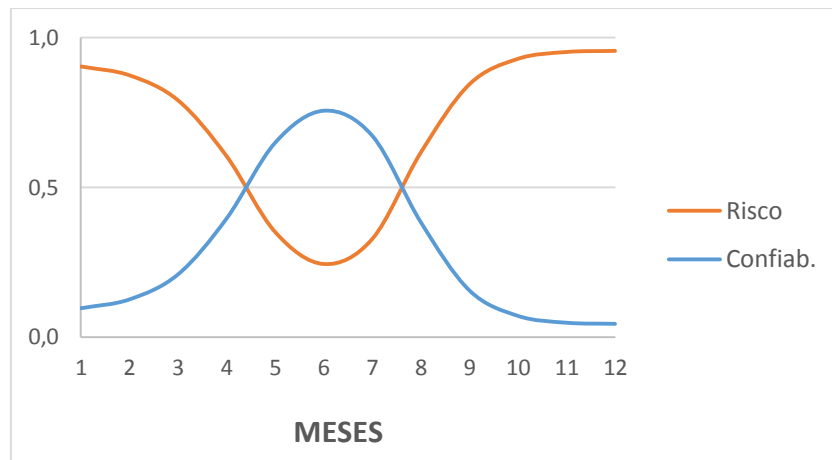


Fonte: Elaborada pelo autor.

Observa-se que a medida que a velocidade do vento aumenta, a concentração de OD se eleva, devido a inserção de ar através da turbulência ocasionada pela força do vento, fazendo com que aumente a disponibilidade deste parâmetro no reservatório. Quando se analisa a velocidade do vento ao longo do ano, observa-se que quanto mais próximo o oxigênio dissolvido está da concentração de saturação (7,99 mg/L), maior a interferência do vento neste parâmetro e isto faz com que exista uma maior aproximação entre as linhas. Os meses mais próximos ao mês 6 passam por uma zona de transição, as vazões retornam aos valores iniciais e deixam de interferir no sistema e apenas a velocidade do vento passa a agir, fazendo com que a concentração de OD se eleve.

A Figura 48 apresenta o risco em relação a OD para diferentes velocidade do vento.

Figura 48 – Risco/confiabilidade em relação a OD, para diferentes velocidades do vento.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Tem-se que para meses nos quais as concentrações de OD foram maiores, há menor risco de falha no sistema e, conseqüentemente, maior confiabilidade. Nos extremos do eixo temporal, observa-se maiores valores de risco, ocasionado por menores concentrações de OD neste período.

6.5 Cenário 5

Esta etapa simula as demandas de oxigênio, as concentrações de OD, o risco e a confiabilidade para 48 meses, em vez de 12 como nos cenários anteriores. Condições extremas foram simuladas, no qual o objetivo é verificar como períodos prolongados de seca podem interferir na qualidade da água de um reservatório, utiliza-se baixas vazões de entrada (simulando pouca precipitação pluviométrica ao longo dos 4 anos), valores médios para vazão evaporada e altas vazões de retirada (caracterizando meses quentes e com grande demanda de água pela população).

A tabela 7 mostra quais os valores utilizados para cada parâmetro nesta simulação.

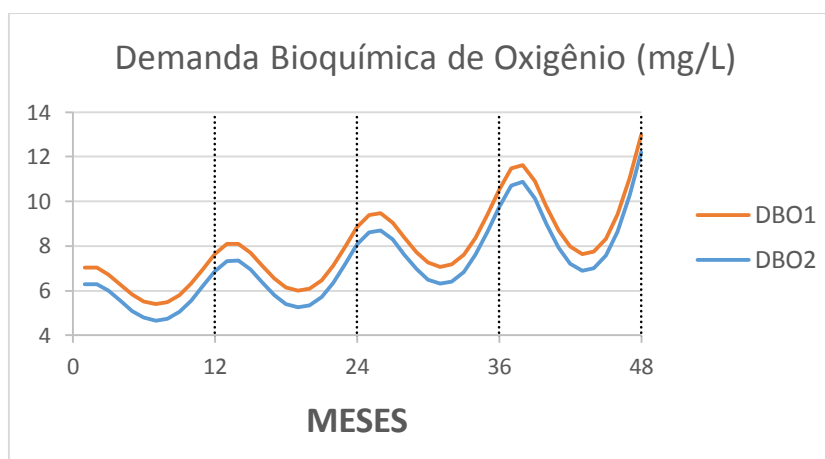
Tabela 7 – Valores utilizados para simulações no cenário 5.

PARÂMETRO	SÍMBOLO/UNIDADE	VALOR UTILIZADO
Pertinência	μ	1
Vazão de entrada	Q_e (m ³ /mês)	15.000
Vazão de saída	Q_s (m ³ /mês)	15.000
Vazão evaporada	Q_{ev} (m ³ /mês)	1.000
Lançamento de carga poluente	W (g/mês)	2.500.000
Temperatura	T (°C)	27
Velocidade do vento	u (m/s)	4,5
Coef. dispersão vertical	E (m ² /mês)	300
Coef. de entrada	KQ_e	0,4; 0,3; 0,2; 0,1
Coef. de evaporação	KQ_{ev}	0,2; 0,2; 0,3; 0,3
Coef. de saída	KQ_s	0,1; 0,2; 0,4; 0,5

Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 49 apresenta o resultado para este cenário, mostrando a previsão para a DBO, para 4 anos.

Figura 49 – Comportamento de DBO para diferentes valores dos coeficientes de entrada, saída e evaporação, nas camadas 1 e 2, para o período de 4 anos.



Fonte: Elaborada pelo autor.

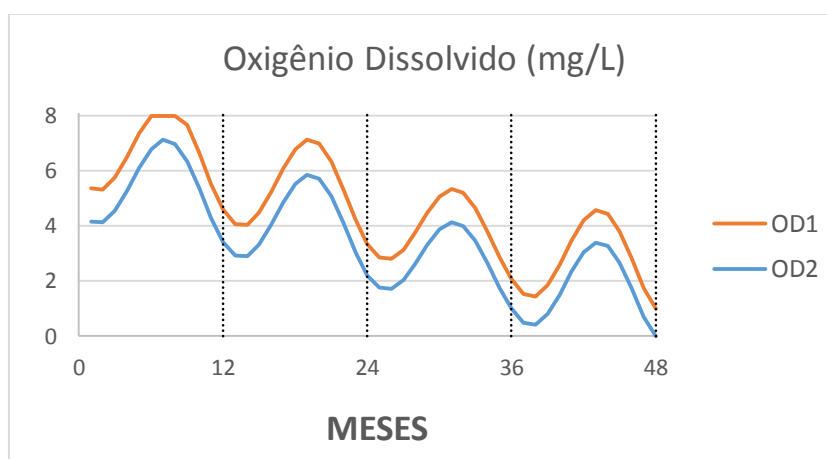
Considerando-se uma carga poluente constante de $W = 2.500$ kg/mês, ao longo de 4 anos, as demandas de oxigênio tendem a incrementos de 3 a 10% por ano.

Essa situação é recorrente em regiões semiáridas, nas quais a evaporação, uma variável crítica dentro do balanço hídrico, chega a representar 92%

do volume precipitado anual médio. Estudos realizados no semiárido estimam que cerca de 40% das águas acumuladas em reservatórios se perde com a evaporação (Suassuna, 2016). Uma vez que esta água é evaporada, as cargas poluentes se tornam mais concentradas, uma vez que haverá pouca disponibilidade de água.

A Figura 50 apresenta o resultado para este cenário, mostrando a previsão para o OD, daqui 4 anos.

Figura 50 – Comportamento de OD para diferentes valores dos coeficientes de entrada, saída e evaporação, nas camadas 1 e 2, para o período de 4 anos.



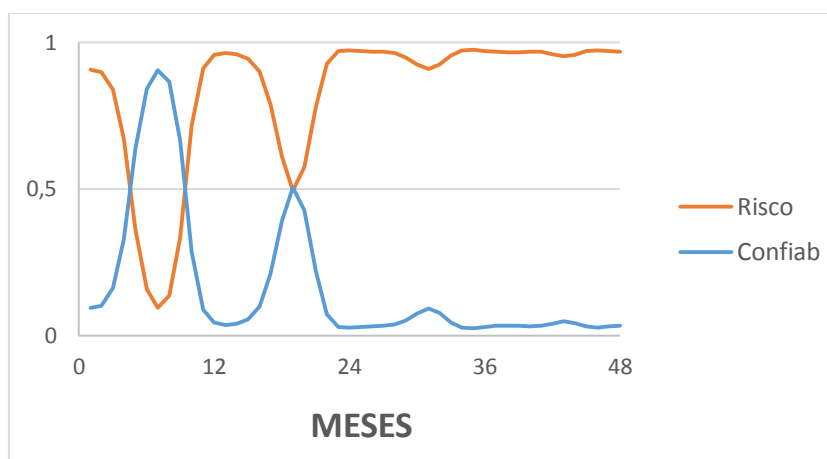
Fonte: Elaborada pelo autor.

No caso, se as DBO aumentam ao longo do anos, as concentrações de oxigênio tendem a um decréscimo, em virtude do consumo de oxigênio por espécies decompositoras de matéria orgânica. Após as simulações de 4 anos, observa-se uma diminuição da concentração de OD até valores bem baixos, próximos de zero. Isto representa um cenário extremo de deterioração da qualidade da água, quando ao longo dos anos, mantém-se altas vazões de saída, seja por consumo ou por evaporação, aliados a baixas taxas de precipitação pluviométrica.

É importante salientar que neste caso, o lançamento de carga poluente é mantido constante, o que não é tão comum de ocorrer em um ambiente real, pois, de um modo geral, os reservatórios são constantemente alvos de impactos resultantes de diversas atividades antrópicas desenvolvidas ao longo de suas bacias hidrográficas, principalmente aqueles localizados nos domínios das bacias metropolitanas.

A Figura 50 mostra a relação entre risco e confiabilidade para uma previsão de 4 anos.

Figura 51 – Risco/confiabilidade em relação a DBO, para diferentes valores dos coeficientes de entrada, saída e evaporação, para o período de 4 anos.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Observa-se que durante o primeiro ano de simulação, um ambiente favorável foi identificado pois, embora tenha ocorrido um acréscimo de DBO, as concentrações não ultrapassaram o valor máximo estipulado. Já a partir do segundo ano, no qual as demandas sofreram um maior incremento, devido a menor disponibilidade hídrica no período, verifica-se um risco bem elevado, bem próximo de 1, o que torna o reservatório não-confiável para um possível abastecimento humano, pois as demandas de oxigênio chegaram a 12,0 mg/L, ou seja, extrapolaram o valor de resistência de 6,0 mg/L. DBO alta significa presença de poluição por matéria orgânica doméstica ou industrial lançada na água.

A partir da quantificação dessas cargas poluidoras afluentes, pode-se avaliar o impacto da poluição local e conseqüentemente, elaborar medidas de controle eficazes, a fim de conservar a qualidade da água do manancial.

6.6 Cenário 6 – Estudo de Caso

Utilizando-se dados relacionados ao reservatório Gavião/CE, foi simulado como DBO, OD e risco/confiabilidade se comportam ao longo do ano, com uma carga de lançamento de poluente de $W = 500 \text{ t/mês}$ ($\sim 15.000 \text{ kg/dia}$). Considera-se

uma profundidade média de 6,0 m, sendo 3,0 m para cada camada. Os valores utilizados para esta simulação são mostrados na Tabela 8.

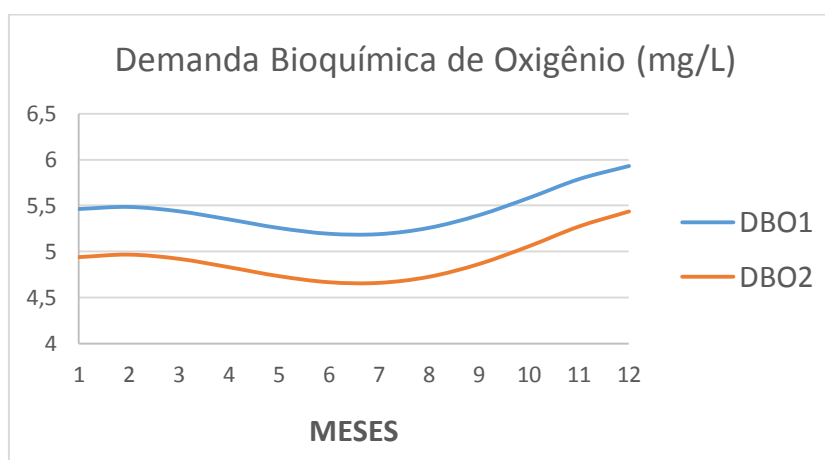
Tabela 8 – Valores utilizados para simulações no cenário 6.

PARÂMETRO	SÍMBOLO/UNIDADE	VALOR UTILIZADO
Pertinência	μ	1
Vazão de entrada	Q_e (m ³ /mês)	21.000.000
Vazão de saída	Q_s (m ³ /mês)	20.000.000
Vazão evaporada	Q_{ev} (m ³ /mês)	700.000
Lançamento de carga poluente	W (g/mês)	500.000.000
Temperatura	T (°C)	27
Velocidade do vento	u (m/s)	4,5
Coef. dispersão vertical	E (m ² /mês)	300
Área entre camadas	A (m ²)	2.200.000

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os valores das vazões de entrada, saída e evaporada, e área entre as camadas são mostrados nos ANEXOS A, B, C e D deste trabalho, respectivamente. De acordo com a simulação realizada, são mostrados os resultados. A Figura 52 mostra ao longo de um ano como as demandas de oxigênio se comportariam se utilizados os dados já mencionados como alimentação para o programa computacional aqui proposto.

Figura 52 – Previsão para DBO nas camadas 1 e 2, no açude Gavião.



Fonte: Elaborada pelo autor.

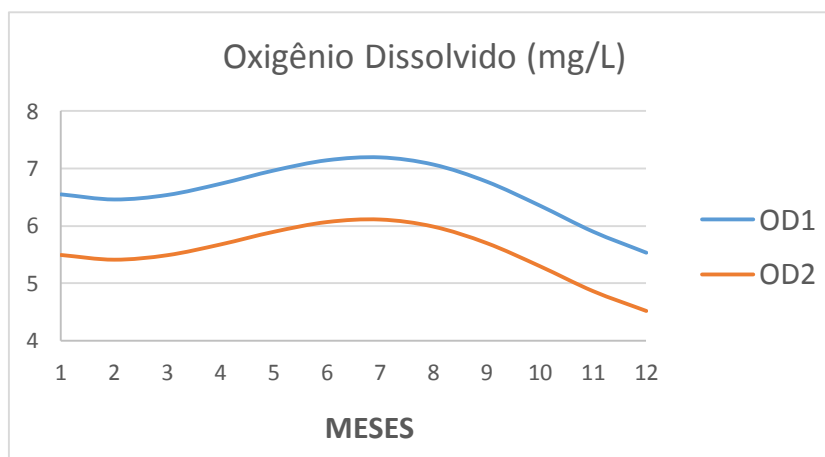
Observa-se uma tendência ao aumento de demandas de oxigênio, resultando em um acréscimo de cerca de 7%, após os 12 meses simulados. Para os primeiros meses, nos quais há maior aporte de águas, ocorre diminuição da DBO. Já para os demais meses, com menor volume de água no reservatório, observa-se aumento da demanda de oxigênio, passando de 5,5 para 6,0 na camada 1 e de 5,0 para 5,5 na camada 2. Altos índices de DBO podem gerar a diminuição e até a eliminação do oxigênio presente nas águas. Nessas condições, os processos aeróbicos de degradação orgânica podem ser substituídos pelos anaeróbios, gerando alterações substanciais no ecossistema, inclusive extinção das formas de vida aeróbias (MARTINS, 2008).

O efeito de diluição das concentrações de poluentes na água dos reservatórios durante o período chuvoso pode melhorar as características tróficas destes mananciais. Embora, em alguns casos, materiais alóctones podem ser carregados pelo escoamento superficial e leva-los até os corpos hídricos, contribuindo com um aporte de carga de poluentes, como verificou Vidal e Capelo Neto. (2014) em estudos no mesmo reservatório.

No caso deste trabalho, como o lançamento de carga poluente é fixo ao longo dos meses e não é considerado a presença de lançamentos difusos (apenas pontual – na camada 1), a maior entrada de água no reservatório propicia a diluição destes poluentes, reduzindo as demandas de oxigênio.

A Figura 53 apresenta a previsão para o comportamento de OD, nas duas camadas, ao longo de 12 meses.

Figura 53 – Previsão para OD nas camadas 1 e 2, no açude Gavião.

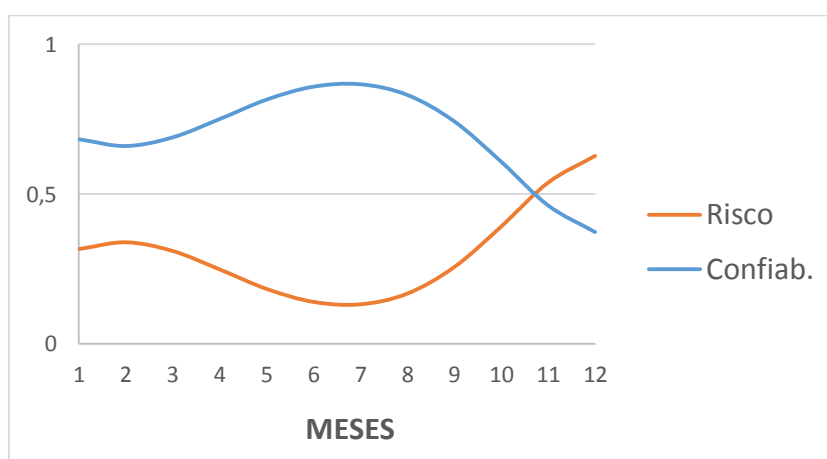


Fonte: Elaborada pelo autor.

A concentração de oxigênio dissolvido tende a diminuir ao longo dos meses simulados, em consequência da elevação de DBO no mesmo período. Substanciais reduções no OD podem ocorrer nos ambientes aquáticos, com implicações ambientais severas, quando quantidades significativas de matéria orgânica forem a eles incorporadas (WILKINSON et al., 2015).

Ao final do ciclo, observa-se valores bem baixos de OD na camada 2, com concentração de 4,5 mg/L. Em águas naturais, o oxigênio é indispensável para os seres vivos, especialmente os peixes, onde a maioria das espécies não resiste a concentrações de oxigênio dissolvido na água inferiores a 4,0 mg/L (Ide *et al.*, 2014). É, portanto, um parâmetro de extrema relevância na legislação e deve ser monitorado, afim de que, não ocasione problemas de saúde e ambientais.

Figura 54 – Risco/confiabilidade em relação a DBO, para o açude Gavião.



Fonte: Elaborada pelo autor.

De modo geral, nota-se um baixo risco de contaminação do sistema, pois embora as demandas de oxigênio tendem a elevar-se ao longo dos meses, estes valores ainda não são suficientemente maiores que o valor limite estipulado de 6,0 mg/L, sendo observado risco em torno de 60% nos últimos meses simulados. Apesar de um risco de falha de 50% possa parecer baixo, esta ameaça é alta, quando se leva em consideração a consequência que pode ocorrer com esta contaminação.

O lançamento pontual de carga poluente, com concentrações elevadas de demanda bioquímica de oxigênio, faz com que o corpo receptor se torne um

ambiente hipóxico/anóxico (pouco ou nenhum oxigênio), podendo provocar a morte de espécies aquáticas e resultando na degradação da qualidade da água.

7 CONCLUSÕES

Os equacionamentos de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio em reservatório estratificado foram montados com base em balanços de massa, levando em conta os termos de entrada e de saída, as reações que ocorrem no interior do corpo hídrico e a interferência externa, como a evaporação e o lançamento de carga poluente. Com base nestas equações foi desenvolvido o programa computacional baseado em parâmetros fuzzy, capaz de calcular o risco de falha e a confiabilidade do sistema proposto. A utilização da lógica matemática fuzzy como proposta de estabelecer um indicador ambiental facilitador de tomada de decisão é de grande valor científico, pois além de conseguir prever resultados bem próximos da realidade, não demanda grandes gastos com equipamentos, equipes de profissionais e infraestrutura.

- Para períodos chuvosos, verifica-se que quanto maior a vazão de água, menor o risco de falha, já que a concentração de OD aumenta, por consequência da diminuição de DBO. Em períodos secos, a menor disponibilidade hídrica faz com que as demandas de oxigênio se intensifiquem, diminuindo as concentrações de OD. Isto faz com que o risco de contaminação do reservatório aumente e a confiabilidade do sistema seja contestada.
- Quando se altera variáveis hidrológicas/hidráulicas, observa-se diferentes comportamentos para DBO e OD, de forma a concluir que suas mudanças são bem sensíveis e que as concentrações destes parâmetros se comportam de forma distintas em cada caso (cenário 1). A temperatura exerce influência direta sob a solubilidade do oxigênio na água, e é determinante na dinâmica do fator risco, principalmente para temperaturas acima de 20°C, pois o risco de falha passa a ser maior que 0,5 e se torna mais provável que ocorra falha no reservatório. O vento, por sua vez, é importante fator capaz de realizar a mistura da camada d'água, distribuindo a quantidade de oxigênio presente e ocasionando um estresse turbulento na água, de modo que quanto maior a velocidade do vento maior a confiabilidade do sistema. Quanto ao coeficiente de dispersão vertical, o risco é decrescente à medida que o coeficiente aumenta, já que o há diminuição da demanda bioquímica de oxigênio e aumento das

concentrações de OD existentes, em virtude da dispersão destes parâmetros na água.

- A evaporação é um fator crítico dentro do balanço hídrico, sua intensidade influi de forma direta nas concentrações de OD e DBO. Quando analisado sozinho em uma simulação (cenário 2), observa-se que o risco de falha sofre um incremento, por consequência do acréscimo de DBO, ocasionado pela redução do volume de água do reservatório pela evaporação. Nota-se que mesmo para baixos coeficientes de evaporação, o risco permanece elevado, principalmente durante o período seco, concluindo-se que a evaporação é um fator determinante capaz de interferir tanto na dinâmica do reservatório quanto na deterioração da qualidade da água.
- A ausência de evaporação também influencia o sistema DBO/OD (cenário 3), de modo que quando a única retirada de água do reservatório se dá pela saída na camada 1, à medida que a vazão de saída começa a aumentar, o volume do reservatório diminui e as demandas aumentam. Sendo importante salientar que em ambas camadas, as concentrações retornam aproximadamente ao valor inicial, pois as vazões voltam a se igualar no final dos 12 meses, retornando ao mesmo volume de água e concentrações iniciais.
- Já em caso de se analisar a evaporação juntamente com vazões de entrada e saída (cenário 4), verifica-se que a medida que estes coeficientes aumentam, as concentrações de DBO diminuem, acarretando aumento nas demandas de oxigênio por existir um menor volume de água no reservatório. Quando há evaporação, não se observa uma simetria no comportamento da DBO, fazendo com que no final do ano a demanda cresça (cerca de 10%) quando comparada a demanda no início do ano. Isto ocorre porque quando há evaporação, a água não retorna, ocasionando aumento da concentração.
- Após as simulações de 4 anos (cenário 5), nota-se uma diminuição da concentração de OD até valores bem baixos, próximos de zero. Isto representa um cenário extremo de deterioração da qualidade da água, quando ao longo dos anos, mantém-se altas vazões de saída, seja por consumo ou por evaporação, aliados a baixas taxas de precipitação pluviométrica.

- Para aplicação da metodologia proposta com dados reais, utiliza-se dados de entrada relativos ao açude Gavião e obtém-se previsões para 12 meses, sendo os resultados: tendência a aumento de demandas de oxigênio, resultando em um acréscimo de cerca de 7%, após os 12 meses simulados. Durante o período de chuva, o efeito de diluição das concentrações de poluentes na água dos reservatórios pode melhorar as características tróficas destes mananciais. A concentração de oxigênio dissolvido tende a uma diminuição ao longo dos meses simulado e, de modo geral, nota-se um baixo risco de contaminação do sistema, pois embora a demandas de oxigênio tendem a elevar-se ao longo dos meses, estes valores ainda não são suficientemente maiores que o valor limite estipulado de 6,0 mg/L, sendo observado risco em torno de 60% nos últimos meses simulados.
- A metodologia desenvolvida é capaz de produzir resultados satisfatórios, podendo ser utilizada como proposta para facilitar a tomada de decisão na operação e gestão de reservatórios, sendo uma alternativa viável e de valor prático. Regiões que sofrem com baixas precipitações, alta incidência de radiação solar e grande consumo de água pela população propiciam a existência de reservatórios com baixa qualidade de água. Desta forma, a elaboração medidas de controle eficazes, se tornam imprescindíveis para a conservação da qualidade da água do manancial.

Para um processo de continuidade deste trabalho, recomenda-se:

- Dividir o reservatório em mais estratos, de modo que novos perfis possam ser traçados de forma mais representativa;
- Considerar lançamentos de carga poluente em todas as camadas;
- Utilizar vazões de saída nas duas camadas;
- Ocorrer nas duas camadas processos de fotossíntese e respiração;
- Considerar a área horizontal da massa líquida variável com a profundidade.

8 REFERÊNCIAS

ALEXANDER, L. V.; ZHANG, X.; PETERSON, T.C.; CAESAR, J.; GLEASON, B.; TANK, A. M. K.; HAYLOCK, M.; COLLINS, D.; TREWIN, B.; RAHIMZADEH, F. TAGIPOUR, A.; KUMAR, K. R.; REVADEKAR, J.; GRIFFITHS, G.; VINCENT, L.; STEPHENSON, D. B.; BURN, J.; AGUILAR, E.; BRUNET, M.; TAYLOR, M.; NEW, M.; ZHAI, P.; I, M.; VAZQUEZ-AGUIRRE, J. L. **Global observed changes in daily climate extremes of temperature and precipitation.** Journal UNF Geophysical Research, v.111, p.1-22, 2006.

ALVARADO, J. J.; AGUILAR, J. F. **Batimetría, salinidad, temperatura y oxígeno disuelto em aguas del Parque Nacional Marino Ballena,** Pacífico, Costa Rica. Rev. Biol. Trop., v.57, n.1, p.19-29, 2009.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil.** Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, Brasília, 2009.

ARAÚJO, J. A. F.; SALES, R. J. DE M.; SOUZA, R. O. **Risco de eutrofização em reservatórios de regiões semiáridas com uso da teoria dos conjuntos difusos.** REGA, v.10, n.1, p.29-39, 2013.

AZEVEDO, S. M. C.; VASCONCELOS, D. V.; AVELAR, J. C. L. **Análises físico-químicas do corpo hídrico na fazenda. São Gonçalo em Paraty (RJ).** Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, Aquidabã, v.5, n.1, p.329-334, 2014.

BATES, B. C.; KUNDZEWICZ, Z. W.; WU, S.; PALUTIKOF, J. P. **Climate change and water. Geneva: Technical paper of the Intergovernmental Panel on Climate change.** IPCC Secretariat, 2008. 210p.

BARBOSA, I. B. R.; CIRILO, J. A. **Average contribution of phosphorus in water supply reservoir.** Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 20, número 1, 2015.

BRITO, S. L.; MAIA-BARBOSA, P. M.; PINTO-COELHO, R. M. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. **Lakes ; Reservoirs: Research ; Management**, v. 16, p.253–264, 2011.

BUCCI, M. H. S.; OLIVEIRA, L. F. C. **Water Quality and Trophic State Indices at the Dr. João Penido Dam (Juiz de Fora, MG, Brazil)**. Rev. Ambient. Água, vol. 9, número1, p.130-148, 2014.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Rede de monitoramento de qualidade de água para o gerenciamento dos recursos hídricos**. Fortaleza, 2004.

CEARÁ. **Companhia de Esgoto do Estado do Ceará**. Disponível em: <www.cogerh.gov.ce.br> Acesso em 28 jan 2016.

CEARÁ. **Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos**. Disponível em: <www.cagece.gov.ce.br> Acesso em 14 mar 2016.

CHAPRA, S.C. **Surface water-quality modeling**.1997, 844p.

COLLISCHONN, B.; PAIVA, R. C. D.; COLLISCHONN, W.; MEIRELLES, F. S. C.; SCHETTINI, E. B. C.; FAN, F. M. **Modelagem Hidrológica de Uma Bacia com Uso Intensivo de Água: Caso do Rio Quaraí-RS**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, vol.16, n.4, p. 119-133, 2011.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURIA, M. C.; LAMPARELLI, M. C. **A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs**. Ecological Engineering, v. 60, p.126-134, 2013.

DELPLA, I.; JUNG A. V.; BAURES, E.; CLEMENT, M.; THOMAS O. **Impactos da mudança climática na qualidade da água da superfície em relação à produção da água de beber**. Revista de Saúde Meio Ambiente e Sustentabilidade, v.6, n2, 2011.

DOS SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M.; ARAÚJO NETO, J. R.; MEIRELES, A. C. M.; PALÁCIO, H. A. Q. **Land use and trophic state dynamics in a tropical semi-arid reservoir.** Revista Ciência Agronômica, v. 45, n. 1, p.35-44, 2014.

DUARTE, A. A. L. S.; VIEIRA, J. P. **Integrated estuarial modelling for eutrophication vulnerability assessment.** Journal on Fluid Mechanics, v.4, p.1-1, 2009.

DUQUE, W. O.; HUGNET, N. E.; DOMINGO, J. L.; SCHUMACHER, M. **Assessing water quality in rivers with Fuzzy interference systems: A case study.** Environment International, v.32, p.733-42, 2006.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência /FINEP, 2011.

IDE, A. H.; CARDOSO, F. T.; SANTOS, M. M.; AZEVEDO, J. C. R. **Seasonal variation of some limnological characteristics in Lagoa dos Patos/MS.** Revista Saúde e Biologia, v.9, n.1, p.21-33, 2014.

FERREIRA, D. M.; CUNHA, C. **Simulação numérica do comportamento térmico do reservatório do Rio Verde.** Engenharia Sanitária Ambiental, v.18, n.1, p.83-93, 2013.

FRANÇA, J. M. B.; WACHHOLZ, F.; CARNEIRO NETO, J. A.; PAULINO, W, D. **Comportamento das variáveis qualitativas do açude pereira de miranda – Pentecoste/CE, no período de estiagem.** Geociência, vol.32 no.4, São Paulo, 2013.

FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI FILHO, E. **A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos.** Química Nova na Escola, n.22, 2005.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. **Especificidades e importância de modelos matemáticos de qualidade da água.** Revista EIXO, Brasília, DF, vol. 2, n. 1, p. 106-119, 2013.

GARCIA, H. L.; SILVA, V. L.; MARQUES, L. P.; GARCIA C. A. B.; CARVALHO, F. O. **Avaliação da qualidade da água utilizando a teoria Fuzzy**. Scientia Plena, v.8, n.7, 2012.

GOMES, V. U.; SOUZA, R. O. **Aplicação da Teoria Fuzzy em um modelo matemático de transporte de massa bidimensional para estudar qualidade de água em rios naturais**. Revista Tecnologia, vol. 31, n. 1, p. 99-110, 2010.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PONTES, C. S.; MIYASE, L. K. **Características limnológicas da coluna d'água e dos efluentes de viveiros de criação de camarões-da-amazônia**. Revista Brasileira de Zootecnia, vol.39, no.10, p. 2099-2107, 2010.

LARENTIS, D. G. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: Sistema Taquari-Antas/RS**. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto De Pesquisas Hidráulicas, 2004.

LEE, B. M.; BRYANT, D.; MATZINGER, A.; WUEST, A. **Hypolimnetic Oxygen Depletion in Eutrophic Lakes**. Environmental, Science and Technology, vol. 6, p.9964–9971, 2012.

LEMOS, W. E. D. **Previsão climática sazonal do regime térmico e hidrodinâmico de reservatório**. (Tese de Doutorado). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2015.

LERMONTOV, A.; YOKOYAMAB, L.; LERMONTOV, M. ; MACHADO, M. A. S. **River quality analysis using fuzzy water quality index: Ribeira do Iguape river watershed, Brazil**. Ecological Indicators, Volume 9, Issue 6, p.1188–1197, 2009.

LI, Y.;LI, M.; KEMP, W. M. **A Budget Analysis of Bottom-Water Dissolved Oxygen in Chesapeake Bay**. Estuaries and Coasts, vol. 38, no. 6, p. 2132-2148, 2015.

LI, D.; LIANG, J.; DI, Y.; GONG, H.; GUO, X. **The spatial-temporal variations of water quality in controlling points of the main rivers flowing into the Miyun Reservoir from 1991 to 2011.** Environmental Monitoring and Assessment, p.188-42, 2016.

LIU, Y.; WANG, Y.; SHENG, H.; DONG, F.; ZOU, R.; ZHAO, L. **Quantitative evaluation of lake eutrophication responses under alternative water diversion scenarios: a water quality modeling based statistical analysis approach.** Science of the Total Environment, v. 468 - 469, p. 219-227, 2014.

MANNICH, M.; WERNER J.; BERNARDO, Y.; POLLI B. A.; ZAHN, E.; BLENINGER, T. B.; FERNANDES, C. V. S. **Análise da estratificação térmica no reservatório Vossoroca através de índices físicos.** XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013.

MARTINS, J. R. S. **Processos em reservatórios e lagos.** In: Decaimento e mistura de poluentes no meio ambiente. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2008.

MESBAH S.M.; KERACHIAN R.; TORABIAN A. **Trading pollutant discharge permits in rivers using fuzzy nonlinear cost functions.** Desalination, vol. 250, p.313–317, 2010.

MOURA, D.; FERMINO, F. S. **Aspectos da qualidade da água para abastecimento público na represa Paulo de Paiva Castro/Sistema Cantareira-São Paulo/SP.** Revista Metropolitana de Sustentabilidade, vol.4.2, pp. 96-109, 2014.

MÜLLER, B.; BRYANT, L. D.; MATZINGER, A.; WÜEST, A. **Hypolimnetic oxygen depletion in eutrophic lakes.** Environmental Science and Technology, vol. 46, p.9964–9971, 2012.

NOGUEIRA, V. de P. Q.; PORTO, R. la L.; BRANCO, S. M.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; DE LUCA, S. J.; PORTO, M. F. do A. **Qualidade da água em lagos e**

reservatórios. In: Hidrologia Ambiental, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991, 165p.

NUNES, J. R. DA S.; LOVERDE, S.; PINTO-SILVA V.; FERRAZ, L.; AMORIM, A., COSTA; C. P.; MONDIM, L. A.; SILVEIRA, J. S.; FAVALESSA, O.; GONÇALVEZ, C. H.; TROY, W. P.; URQUIZA, N. G. **Variação diária das características limnológicas da Baía dos Coqueiros, Pantanal de Poconé, MT.** UNICiências, v.10, p.31-46, 2006.

OLIVER, S. L.; RIBEIRO, H. **Variabilidade climática e qualidade da água do Reservatório Guarapiranga.** Estudos Avançados, vol.28, no.82, São Paulo, pp. 95-128, 2014.

PEREIRA, A. A.; OCAZONEZ, S. A. C.; TOMAZ, C. **Avaliação da qualidade da água: proposta de novo índice alicerçado na lógica fuzzy.** Bioscience Journal, vol. 28, número 4, p.667-677, 2012.

PEREIRA P. S.; VEIGA, B. V.; DZIEDZIC, M. **Avaliação da influência do fósforo e do nitrogênio no processo de eutrofização de grandes reservatórios Estudo de Caso: Usina Hidrelétrica Foz do Areia.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.18, n.1, p.43-52, 2013.

PINDER, J. R. **Lakes, landscapes and locals: pooling partnership resources to create sustainable lake catchments.** Lakes & Reservoirs: Research ; Management, v. 18, p.15-25, 2013.

QIN X.S.; HUANG G.H.; ZENG G.M.; CHAKMA A.; HUANG Y. F., **An interval-parameter fuzzy nonlinear optimization model for stream water quality management under uncertainty.** European Journal of Operational Research, vol. 180, p.1331–1357, 2007.

QUEIROZ, A. M.; FREIRE, G. S. S.; SILVA, R. A. D. **Salinidade de Ecossistema Tropical - Lagamar do Cauípe - Planície Costeira do Município de Caucaia-CE.**

(Dissertação de Mestrado), PRODEMA - Dissertações defendidas na UFC, UFC, 2003.

RAMEH, I.; ALCOFORADO, M.; CIRILO, A. **Avaliação do estado trófico do açude Jucazinho/PE através de modelo simplificado e índice de estado trófico – IET**, X Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2010.

READ, J. S.; HAMILTON, D. P.; JONES, I. D. ; MURAOKA, K.; WINSLOW, L. A.; KROISS, R.; WU, C. H.; GAISER, E. **Derivation of lake mixing and stratification indices from high-resolution lake buoy data**. Environmental Modelling & Software, v.26, p.1325-1336, 2011.

REHANA, S.; MUJUMDAR. P. P. **An imprecise fuzzy risk approach for water quality management of a river system**. Journal of Environmental Management, vol. 90, p.3653–3664, 2009.

RODRIGUES, B. M.; SOUZA, A. T.; BOIN, M. N. **Qualidade dos recursos hídricos na bacia do Ribeirão Anhumas, município de Anhumas/ SP**. Colloquium Exactarum, vol., 6, n.3, p.122–132, 2014.

ROSMAN, P. C. C. **Referência técnica do SisBaHiA**. COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro-RJ, 2012.

SALES, M. do V.; AVELINO, F. F.; ARAÚJO, C. M. e PÁDUA, V. L. de, **Conversão, em escala real, do tratamento convencional para a filtração direta descendente**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

SALES, R. J. de M.; GOMES, V. U.; SOUZA, R. O. **Aplicação da Teoria Fuzzy em um Modelo Bidimensional de Transporte de Massa, para estudar o Risco em Rios**. Revista DAE, nº194, p.104-118, 2014.

SALES, R. J. de M.; ARAÚJO, J. A. F.; CHAGAS, P. F. **Análise de risco em rios naturais sujeitos a lançamentos difusos de poluentes**. Periódico Eletrônico Fórum Ambiental alta Paulista, vol. 10, número 2, p.281-297, 2014.

SAMAL, N. R.; ROY, D.; MAZUMDAR, A.; BOSE, B. **Influence of thermal stratification on dissolved oxygen in Subhassarobar, Kolkata, West Bengal.** Journal of Current Sciences, v.7, p.259-266, 2005.

SANTOS, S. H. L. **Aplicação da teoria fuzzy em modelos de transporte de massa para o cálculo do risco na concessão de outorga para lançamento de efluentes em rios, Ceará.** (Tese de Doutorado). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 104p, 2012.

SANTOS, S. H. L.; SALES, R. J. de M.; CHAGAS, P. F.; UETA, V.; SOUZA, R. O. **Estudo do risco na concessão de outorga para lançamentos difusos de efluentes em rios utilizando uma metodologia Fuzzy.** Periódico Eletrônico Fórum Ambiental alta Paulista, vol. 9, número 2, p.128-141, 2013.

SILVA, A. G.; SOUZA, L. D. **Efeitos antrópicos e sazonais na qualidade da água do rio do Carmo.** HOLOS, Ano 29, Vol. 5, p.122-133, 2013.

SMITH, J.; SMITH, P. **Environmental Modelling – An Introduction.** Oxford University Press Inc., New York. 1ª ed., 2007.

SOUZA, F de F. C.; RIBEIRO, C. B de M.; FRAGOSO JÚNIOR, C. R.; OTENIO, M. H. **Modelagem do regime térmico de um reservatório tropical de abastecimento público, Juiz de Fora, MG, Brasil.** Rev. Ambient. Água, vol. 11, n.1, 2016.

SUASSUNA, J. **A pequena e média açudagem no semiárido nordestino: uso da água na produção de alimentos.** Disponível em:
<http://www.fundaj.gov.br/index.php?option=com_content;id=756;Itemid=376>
Acesso em 10 fev 2016.

THOMANN, R. V.; MULLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control.** Harper ; Row. New York, 1987.

TUCCI, C. E.; WROBEL, L. C.; ROSMAN, P. C.; CIRILLO, J. A.; CABRAL, J. P. Modelos de qualidade da água em reservatórios. In: **Métodos numéricos em recursos hídricos**, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1989, 222p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; GALLI, C. S. **Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias para gerenciamento e controle**. São Carlos: IIE, 2006.

VIDAL, T. F. **Balço de macronutrientes no Açude Gavião/CE – Uma nova abordagem**. (Dissertação de Mestrado). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2011.

VIDAL, T. F.; CAPELO NETO, J. **Caracterização limnológica e influência da precipitação em reservatório de abastecimento público da região metropolitana de Fortaleza/CE**. Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 10, p. 298-312, 2014.

VIEIRA, S. O.; OLIVEIRA, N. V.; SATYAMURTY, P.; ANDREOLI, R. V. **Aplicação do método Fuzzy na classificação da zona de convergência do Atlântico Sul no sul da Amazônia**. Revista brasileira de meteorologia, vol. 29, número 4, p.621-631, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3. ed. Minas Gerais: DESA / UFMG, 2006, 452p.

VOLLENWEIDER, R. A. **Avaliação do balanço de massa**. In: JØRGENSEN, S. E.; WOLLENWEIDER, R. A. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. São Carlos: ILEC, IEE, UNEP, vol.1, p.43-57. 2000.

WILKINSON, G. M.; COLE, J. J.; PACE, M. L.; JOHNSON, R. A.; KLEINHANS, M. J. **Physical and biological contributions to metalimnetic oxygen maxima in lakes**. Limnology and Oceanography, vol. 60, ed. 1, p.242–251, 2015.

ZHANG Y1; WU Z2; LIU M3; HE J3; SHI K4; ZHOU Y5; WANG M5 ; LIU X5.

Dissolved oxygen stratification and response to thermal structure and long-term climate change in a large and deep subtropical reservoir (Lake Qiandaohu, China). Water Res. 15, 75: p.249-58, 2015.

ZIMMERMANN, H. J., **Fuzzy Set Theory and Applications.** Kluwer Academic Publishers, United States of America, 1991.

ZONENSEIN, J. **Índice de risco de cheia como ferramenta de gestão de enchentes.** (Dissertação de Mestrado). Pós-Graduação em Engenharias, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.

ANEXO A

Vazão evaporada de 2000 a 2010 para o açude Gavião (m³/s)

Fonte: COGERH, dados não-publicados.

MÊS	Vazão evaporada (m³/s)												Média
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010		
Janeiro	0,232	0,258	0,257	0,261	0,261	0,258	0,259	0,264	0,262	0,262	0,264	0,258	
Fevereiro	0,197	0,226	0,225	0,228	0,230	0,228	0,229	0,231	0,222	0,231	0,232	0,225	
Março	0,143	0,156	0,156	0,168	0,165	0,156	0,157	0,158	0,158	0,160	0,160	0,158	
Abril	0,151	0,166	0,166	0,172	0,162	0,161	0,163	0,164	0,165	0,173	0,165	0,164	
Maior	0,136	0,147	0,151	0,153	0,148	0,148	0,155	0,150	0,150	0,158	0,150	0,150	
Junho	0,192	0,211	0,211	0,213	0,214	0,211	0,218	0,215	0,214	0,217	0,215	0,212	
Julho	0,244	0,256	0,253	0,265	0,258	0,256	0,261	0,260	0,259	0,259	0,262	0,258	
Agosto	0,325	0,327	0,324	0,341	0,328	0,328	0,334	0,330	0,332	0,332	0,333	0,330	
Setembro	0,372	0,374	0,373	0,385	0,376	0,374	0,383	0,377	0,379	0,381	0,380	0,378	
Outubro	0,373	0,375	0,383	0,376	0,379	0,373	0,381	0,377	0,379	0,385	0,380	0,378	
Novembro	0,371	0,374	0,387	0,381	0,377	0,375	0,381	0,376	0,379	0,382	0,381	0,378	
Dezembro	0,332	0,332	0,336	0,342	0,334	0,333	0,338	0,336	0,336	0,340	0,338	0,336	
											MEDIA	0,269	

Valor médio: 0,269 m³/s = 697.248 m³/mês

Valor utilizado: VAZÃO EVAPORADA = 700.000 m³/mês

ANEXO B

Vazão de entrada do açude Gavião 2016 (m³/s)

Fonte: VIDAL (2011)

MESES	AFLUÊNCIA (m ³ /s)
JAN	8,2
FEV	7,3
MAR	8,23
ABR	8,49
MAI	7,95
MÉDIA	8,034

Valor médio: 8,034 m³/s = 20.824.128 m³/mês

Valor utilizado: VAZÃO DE ENTRADA = 21.000.000 m³/mês

ANEXO C

Vazão de saída do açude Gavião de 2010 a 2011 (m³/mês)

(Volumes de água captados pela ETA-Gavião)

Fonte: CAGECE, dados não-publicados.

ETA Gavião	
Mês-ano	Volume captado (m3)
janeiro-10	19346000,00
fevereiro-10	17608826,50
março-10	19838135,18
abril-10	18602867,77
maio-10	19115936,84
junho-10	18540766,50
julho-10	19473818,40
agosto-10	19984610,07
setembro-10	19552488,00
outubro-10	20377039,17
novembro-10	19977233,30
dezembro-10	20571152,19
janeiro-11	19796739,73
fevereiro-11	18243246,56
março-11	21487632,00
abril-11	20118840,52
maio-11	20149137,04
MÉDIA	19575557,05

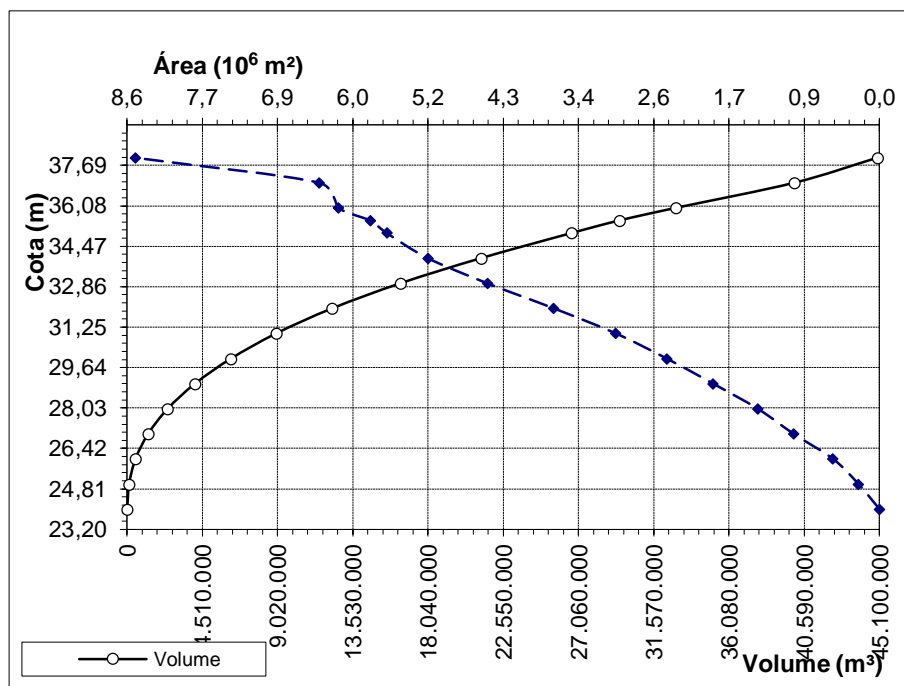
Valor médio: 19.575.557,05 m³/mês

Valor utilizado: VAZÃO DE SAÍDA = 20.000.000 m³/mês

ANEXO D

Gráfico CAV – Cota x Área x Volume do açude Gavião

Fonte: COGERH, dados não publicados.



Estratos (m)	Prof. (m)	Cota (m)	Área (km ²)	Volume (m ³)
1	0	35,5	5,82	29520000
	0,5	35	5,63	26660000
	1,5	34	5,16	21230000
	2,5	33	4,48	16400000
	3	33,5	4,1	14350000
2	3,5	32	3,72	12300000
	4,5	31	3,01	8940000
	5,5	30	2,43	6230000
	6	30,5	2,17	5150000
3	6,5	29	1,9	4070000
	7,5	28	1,39	2430000
	8,5	27	0,98	1260000
	9	27,5	0,755	880000
4	9,5	26	0,53	500000
	10,5	25	0,24	120000
	11,5	24	0	0

Valor para área entre camadas, considerando profundidade de 6m: 2,17 km²

Valor utilizado: ÁREA ENTRE CAMADAS = 2.200.000 m²