



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
ÁREA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS

TESE DE DOUTORADO

**ESTUDO DO ESTADO TRÓFICO EM RESERVATÓRIO PÚBLICO DE USOS
MÚLTIPLOS EM REGIÃO DO SEMIÁRIDO NORDESTINO UTILIZANDO A
TÉCNICA DE MODELAGEM COMPUTACIONAL COMO FERRAMENTA DE
GERENCIAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA**

WAMBERTO RAIMUNDO DA SILVA JÚNIOR

Recife - PE
Fevereiro/2013

WAMBERTO RAIMUNDO DA SILVA JÚNIOR

**ESTUDO DO ESTADO TRÓFICO EM RESERVATÓRIO PÚBLICO DE USOS
MÚLTIPLOS EM REGIÃO DO SEMIÁRIDO NORDESTINO UTILIZANDO A
TÉCNICA DE MODELAGEM COMPUTACIONAL COMO FERRAMENTA DE
GERENCIAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Geociências - Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

ORIENTADOR

Prof^a. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos, PhD

Recife - PE
Fevereiro/2013

Catálogo na fonte
Bibliotecária: Rosineide Mesquita Gonçalves Luz / CRB4-1361 (BCTG)

- S586 Silva Júnior, Wamberto Raimundo.
Estudo do estado trófico em reservatório público de usos múltiplos em Região do Semiárido Nordeste utilizando a técnica de modelagem computacional como ferramenta de gerenciamento da qualidade da água / Wamberto Raimundo da Silva Júnior. – Recife: O Autor, 2013.
82f., il., figs., gráfs., tabs.
- Orientadora: Profa. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos, Ph.D.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2013.
Inclui Referências e Apêndice.
1. Engenharia Civil. 2. Estado Trófico. 3. Modelagem Computacional. 4. Reservatório Público de Água 5. Semiárido Nordeste. I. Santos, Maria de Lourdes Florêncio dos (Orientadora). II. Título.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Tese de Doutorado

**ESTUDO DO ESTADO TRÓFICO EM RESERVATÓRIO PÚBLICO DE USOS
MÚLTIPLOS EM REGIÃO DO SEMIÁRIDO NORDESTINO UTILIZANDO A
TÉCNICA DE MODELAGEM COMPUTACIONAL COMO FERRAMENTA DE
GERENCIAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA**

defendida por

Wamberto Raimundo da Silva Júnior

Considera o candidato APROVADO

Recife, 27 de fevereiro de 2013

Profa. Dr.^a Maria de Lourdes Florêncio dos Santos – UFPE
(orientadora)

Prof. Dr. Eduardo Von Sperling – UFMG
(examinador externo)

Prof. Dr. Cristiano das Neves Almeida – UFPB
(examinador externo)

Prof. Dr. José Roberto Gonçalves de Azevedo – UFPE
(examinador externo)

Prof. Dr. Mario Takayuki Kato – UFPE
(examinador interno)

DEDICATÓRIA

*Aos meus pais Vamberto Raimundo e
Maria Zorayde
Ao meu irmão Vinícius*

AGRADECIMENTOS

A DEUS, por ser o autor da vida. Pela oportunidade única de viver melhor a cada dia, aprendendo com os erros anteriores e valorizando as pessoas a nossa volta, que direta ou indiretamente colaboram em nossa jornada, por isso os meus agradecimentos:

À Prof^a. Dr^a. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos pela dedicação, atenção e oportunidade de tê-la como orientadora.

Ao Prof. Dr. Mario Kato pela oportunidade e confiança depositada ao longo de 5 anos de participação em atividades no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA).

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) nas pessoas do coordenador, o Prof. Dr. Roberto Quental Coutinho e da secretária Andrea Montenegro.

Aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Universidade Federal de Pernambuco pelos ensinamentos transmitidos.

Aos Professores Eduardo Von Sperling, Roberto Azevedo, Cristiano Almeida e Mario Kato por aceitarem o convite de participação na banca de avaliação e pelas valiosas contribuições para o aprimoramento desse estudo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudo.

À Agência Nacional de Água (ANA) pela disponibilidade de informações de qualidade da água, em especial a Dra. Mariana Philomeno.

Ao Dr. David M. Soballe pela disponibilidade do modelo Bathtub.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco pela disponibilidade e atenção no desenvolvimento do estudo, em especial os Profs. Claudia Sansil e Marco Maciel.

Ao Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), por ser a grande plataforma de apoio acadêmico e oportunidade de crescimento técnico-científico que obtive.

Aos colegas e amigos do PPGEC e LSA: Ronaldo Fonseca, Ednaldo Gomes, Daniele Patrice, Danilo Mamede, Robson, Elizabeth Pastich e Maria Clara pelo incentivo e gratificantes momentos de convivência.

Aos colegas e amigos professores do Campus Afogados da Ingazeira e Recife pelo apoio e momentos de descontração: Rodrigo Albert, Anália Keila, Marcos Maciel, Marcelo Pitanga, Otávio Júnior, Robson Pácífico e Adriana Félix.

À minha esposa Ana Paula, pelo amor, apoio e pela compreensão a todas minhas inúmeras ausências.

Aos meus pais, pelo amor irrestrito. Por sempre estarem ao meu lado, acreditando e incentivando o meu projeto de vida. Sou eternamente grato pelas suas existências.

ESTUDO DO ESTADO TRÓFICO EM RESERVATÓRIO PÚBLICO DE USOS MÚLTIPLOS EM REGIÃO DO SEMIÁRIDO NORDESTINO UTILIZANDO A TÉCNICA DE MODELAGEM COMPUTACIONAL COMO FERRAMENTA DE GERENCIAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

RESUMO

Os reservatórios públicos de abastecimento de água na região do semiárido nordestino são considerados polos de subsistência da população local e do desenvolvimento regional. Nesses corpos hídricos, a degradação da qualidade ambiental e alteração do estado trófico vêm comprometendo o uso da água para diversos fins. Destarte, a existência de uma gestão integrada e o desenvolvimento de ferramentas de apoio são de suma importância para o processo de tomada de decisão na gestão dos recursos hídricos sob os aspectos quantitativos e qualitativos. Nesse contexto, o objetivo do estudo foi analisar o estado trófico e a dinâmica de nutrientes do Epitácio Pessoa, principal reservatório da bacia do rio Paraíba, localizado no município de Boqueirão, estado da Paraíba. A etapa preliminar do estudo foi fundamentado na avaliação da qualidade ambiental através das variáveis de qualidade da água, traçado do perfil térmico na coluna de água e avaliação do estado trófico. Na etapa de planejamento, foi utilizado o modelo computacional BATHTUB como ferramenta de apoio no processo de simulação de cenários prognósticos de intervenções antrópicas na bacia de contribuição. Informações hidrológicas, morfológicas e de qualidade da água foram utilizadas para calibrar o modelo. A calibração com as informações regionais resultou num excelente ajuste entre as séries previstas e as observadas. Os resultados obtidos revelam predominância do reservatório no estado de eutrofia. Os cenários hipotéticos de simulação traçados demonstram a necessidade imediata de ações de curto, médio e longo prazo que visem a redução do aporte de nutrientes na bacia de contribuição do reservatório Epitácio Pessoa e conseqüentemente, o atendimento aos padrões ambientais. Considerando a limitação de informações técnicas disponíveis no sistema analisado, a performance dos resultados obtidos evidencia a aplicabilidade do modelo na região semiárida, como uma ferramenta promissora no auxílio à tomada de decisão nos processos relacionados ao gerenciamento da qualidade da água.

Palavras-chaves: Estado trófico; modelagem computacional; reservatório público de água.

STUDY OF TROPHIC STATE IN A PUBLIC MULTIPLE USE RESERVOIR OF IN THE SEMIARID REGION OF NORTHEASTERN USING A COMPUTATIONAL MODELING AS A TOOL TO SUPPORT THE WATER QUALITY MANAGEMENT

ABSTRACT

The public reservoirs of water supply in the region of Brazilian backcountry semiarid are considered poles of subsistence for the local population and for the regional development. In these water bodies, degradation of environmental quality and the trophic state changing is damaging water uses for several purposes. Therefore, an integrated management and the development of support tools are very important for making a decision on how to manage water resources as to the quantitative and qualitative aspects. Within this context, the objective of this study was to analyze the trophic state and the dynamic of nutrients in Epitácio Pessoa, main reservoir in the basin of Paraíba River which stands in the county of Boqueirão city, state of Paraíba. The preliminary stage of this study was based on the analysis of the environmental quality through variables of water quality, charted the thermic profile of the water height and evaluation of the trophic state. In the stage of planning, the computational modeling BATHTUB was used as a support tool in the simulating process of prognostic sceneries for anthropic interventions in the basin of contributions. Hydrologic and morphologic information as well as of water quality were used to calibrate the modeling. Calibration with the regional information has resulted in an excellent setting between foreseen series and the one analyzed. The results obtained reveal that the reservoir is predominantly in a state of eutrophy. The hypothetic sceneries of simulation that were profiled show the immediate necessity of short, medium and long-term actions that drive to the reduction an enhanced inputs of nutrients in the basin of contribution of the reservoir Epitácio Pessoa, and consequently, attending to the environmental standards. Considering the limit of technical information available in the analyzed system, the performance of the obtained results makes clear the applicability of the modeling in the semiarid region, as an encouraging tool in helping to make a decision as to the processes related to the management of water quality.

Keywords: Trophic state. Computational modeling. Public water supply reservoir

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1	- Superposição de processos que afetam a qualidade da água numa bacia hidrográfica	18
Figura 2.2	- Evolução dos problemas de poluição da água	19
Figura 2.3	- Principais abordagens para o gerenciamento da qualidade da água	21
Figura 2.4	- Estratificação térmica e processos de mistura em reservatórios tropicais...	33
Figura 3.1	- Mapa de localização do açude Epitácio Pessoa no contexto do estado da Paraíba	35
Figura 3.2	- Cobertura vegetal na área de entorno do açude Epitácio Pessoa.....	37
Figura 3.3	- Isolinhas de profundidades obtidas através do levantamento batimétrico.....	39
Figura 3.4	- Infograma das articulações entre os 5 principais problemas apontados.....	40
Figura 3.5	- Matriz de cadeia causal.....	42
Figura 4.1	- Organograma das etapas desenvolvidas na metodologia.....	45
Figura 4.2	- Distribuição espacial dos pontos de monitoramento da qualidade da água no reservatório.....	46
Figura 4.3	- Discretização espacial do reservatório Epitácio Pessoa.....	53
Figura 4.4	- Representação segmentada do reservatório Epitácio Pessoa.....	53
Figura 5.1	- Variação temporal da transparência da água no reservatório Epitácio Pessoa	57
Figura 5.2	- Variação temporal da temperatura da água no reservatório Epitácio Pessoa..	58
Figura 5.3	- Variação temporal do oxigênio dissolvido no reservatório Epitácio Pessoa..	58
Figura 5.4	- Variação temporal do pH da água no reservatório Epitácio Pessoa.....	59
Figura 5.5	- Variação temporal do fósforo total no reservatório Epitácio Pessoa.....	60
Figura 5.6	- Variação temporal do nitrogênio total no reservatório Epitácio Pessoa.....	60
Figura 5.7	- Variação temporal da clorofila-a total no reservatório Epitácio Pessoa.....	61
Figura 5.8	- Perfis de temperatura na coluna de água do reservatório Epitácio Pessoa nos pontos BC1, BC2, BC3 e BC4.....	62

Figura 5.9	-	Variação temporal do Índice de Estado Trófico de Carlson para nitrogênio total.....	63
Figura 5.10	-	Variação temporal do Índice de Estado Trófico de Carlson para clorofila-a.....	63
Figura 5.11	-	Variação temporal do Índice de Estado Trófico de CARLSON para transparência da água.....	64
Figura 5.12	-	Resultado da primeira aproximação da simulação com o modelo BATHTUB.....	65
Figura 5.13	-	Resultado da simulação após a etapa de calibração do modelo BATHTUB.....	66
Figura 5.14	-	Resultado da simulação dos cenários de intervenção para a variável fósforo total.....	67
Figura 5.15	-	Resultado da simulação dos cenários de intervenção para a variável nitrogênio total.....	67
Figura 5.16	-	Resultado da simulação dos cenários de intervenção para a variável clorofila-a.....	68
Figura 5.17	-	Resultado da simulação dos cenários de intervenção para a variável transparência.....	68
Figura 5.18	-	Resultado da simulação dos cenários de intervenção para IET de Carlson.....	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1	- Impactos principais sobre os corpos de água em escala global	20
Tabela 2.2	- Limitações dos usos das águas, devido à degradação de sua qualidade	20
Tabela 2.3	- Principais componentes dos modelos de qualidade da água.....	27
Tabela 2.4	- Características dos modelos de qualidade da água.....	28
Tabela 2.5	- Características de lagos e reservatórios para diferentes níveis de trofia.....	32
Tabela 3.1	- Características físico-morfológicas da bacia hidrográfica do açude Epitácio Pessoa.....	35
Tabela 3.2	- Extensão das classes de capacidade de uso por Município.....	36
Tabela 3.3	- Cobertura vegetal e antropismo nos municípios que compõem o açude Epitácio Pessoa.....	38
Tabela 3.4	- Demandas projetadas para o abastecimento de água a partir do açude Epitácio Pessoa.....	43
Tabela 3.5	- Demandas para a irrigação no entorno do reservatório do açude Epitácio Pessoa (em L/s).....	44
Tabela 4.1	- Coordenadas geográficas dos postos de monitoramento da qualidade da água.....	46
Tabela 4.2	- Síntese das informações hidrológicas e a frequência de observação.....	47
Tabela 4.3	- Características morfológicas dos elementos computacionais utilizados no processo de modelagem.....	54
Tabela 4.4	- Carga de nutrientes que aportam no reservatório Epitácio Pessoa.....	55
Tabela 4.5	- Cenários de simulação.....	55
Tabela 5.1	- Valores do coeficiente de atenuação vertical (k) para o reservatório Epitácio Pessoa.....	57
Tabela 5.2	- Variáveis globais de entrada do modelo BATHTUB.....	65

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AAGISA	- Agência de Águas, Irrigação e Saneamento do Estado da Paraíba
ANA	- Agência Nacional de Águas
APP	- Áreas de Preservação Permanente
CONAMA	- Conselho Nacional de Meio Ambiente
CH ₄	- Gás metano
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DNOCS	- Departamento Nacional de Obras contra a Seca
HIDRO	- Sistema de Informações Hidrológicas
H ₂ S	- Gás Sulfídrico
IET	- Índice do Estado Trófico de Carlson
LMRS	- Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto
OD	- Oxigênio dissolvido
pH	- Potencial Hidrogeniônico

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS

RESUMO

ABSTRACT

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CAPÍTULO I	14
1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	14
1.1 Introdução.....	14
1.2 Objetivos.....	16
CAPÍTULO II	17
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	17
2.1 Qualidade da Água e Impactos Decorrentes da Poluição nos Corpos Hídricos	17
2.2 Gestão da Qualidade da Água.....	21
2.3 Modelos de Qualidade da Água em Reservatório.....	24
2.4 Eutrofização em Reservatórios de Abastecimento.....	29
2.5 Classificação do Grau de Eutrofização de Reservatórios.....	30
2.6 Estratificação Térmica em Reservatórios.....	32
CAPÍTULO III	34
3 A ÁREA DE ESTUDO	34
3.1 Localização do Reservatório.....	34
3.2 Características dos Solos da Área em torno do Açude Epitácio Pessoa.....	35
3.3 Vegetação e Uso do Solo.....	36
3.4 Características Geológicas e Geomorfológicas.....	38
3.5 Levantamento Batimétrico.....	39

3.6 Os Principais Problemas do Reservatório.....	40
3.7 Demanda de Água para o Consumo Humano.....	43
3.8 Demandas para a Irrigação.....	43
CAPÍTULO IV	45
4 METODOLOGIA: MATERIAIS E MÉTODOS	45
4.1 Disponibilidade de Informações.....	45
4.1.1 Informações de Qualidade da Água do Reservatório.....	45
4.1.2 Informações Hidrológicas	47
4.2 Cálculo do Coeficiente de Atenuação Vertical.....	47
4.3 Cálculo do Índice de Estado Trófico.....	47
4.4 Aplicação do Modelo de Qualidade da Água BATHTUB.....	48
4.4.1 Descrição do Modelo.....	48
4.4.2 Balanço de Massa.....	48
4.4.3 Modelo de Sedimentação de Nutrientes.....	51
4.4.4 Solução do Algoritmo.....	51
4.4.5 Respostas do Modelo de Eutrofização.....	51
4.4.6 Análise de Erro.....	52
4.5 Discretização Espacial do Reservatório.....	53
4.6 Informações Utilizadas no Modelo.....	54
4.6.1 Cargas de Nutrientes.....	54
4.6.2 Cenários de Modelagem.....	55
4.7 Calibração e Validação.....	56
CAPÍTULO V	57
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
5.1 Análise das Variáveis de Qualidade da Água.....	57

5.2 Perfil de Temperatura na Coluna de Água.....	61
5.3 Avaliação do Estado Trófico.....	62
5.4 Resultado da Modelagem da Qualidade da Água.....	64
5.4.1 Resultado da implantação do modelo BATHTUB.....	64
5.4.2 Resultado dos Cenários de Simulação.....	66
CAPÍTULO VI	70
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	70
7 REFERÊNCIAS	72
APÊNDICE A - Resultado de testes estatístico para avaliação da simulação no modelo BATHTUB	79

CAPÍTULO I

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1 Introdução

O semiárido nordestino é considerado um sério desafio ao desenvolvimento econômico, social e ambiental por se tratar de uma região com processos de secas prolongadas e fortes impactos econômicos e sociais causados pela falta de correspondência entre a demanda e a oferta de água, além de apresentar condições ambientais desfavoráveis como altas taxas de evaporação, solos rasos e rios intermitentes com reduzida capacidade de autodepuração. Os reservatórios para abastecimento humano construídos nessas regiões são pólos de subsistência da população local e de desenvolvimento regional, sendo imperativo, a busca e aplicação de ferramentas de apoio à gestão dos recursos hídricos tencionando a preservação da quantidade e qualidade da água.

Apesar dos benefícios, a construção de barragens e consequente formação de grandes lagos artificiais impõe mudanças na qualidade física e química dos corpos d'água, promovendo alterações nas interações bióticas dentro do ecossistema, particularmente entre as de natureza trófica. Um outro fator preocupante em várias localidades do semiárido do Brasil é a deterioração na qualidade da água ocasionada pelo aporte excessivo de nutrientes, sedimentos, e materiais orgânicos em mananciais destinados ao abastecimento público urbano.

O estudo e o monitoramento do comportamento hidrodinâmico e dos aspectos limnológicos desses ambientes são importantes para a compreensão das funções ecológicas, econômicas e sociais. Possibilitando definir políticas para o uso da água e ações de controle da poluição. Outrossim, os estudos quali-quantitativos auxiliam na gestão, que tem por preceito fundamental garantir a qualidade de vida das populações usuárias dentro de uma perspectiva que não limite sua disponibilidade às gerações futuras.

Nesse contexto, os modelos de qualidade da água aplicados em reservatórios são uma ferramenta que permite analisar os efeitos das ações naturais e antrópicas integradas sobre diferentes cenários de intervenção. A vantagem de um estudo de simulação de qualidade da água é a possibilidade de estimativa de efeitos cumulativos de um conjunto de empreendimentos em diferentes cenários de desenvolvimento.

O estado da Paraíba é caracterizado por apresentar a maior parte de seu território inserida na zona semiárida, com 43.555 km² (77,3% do total do estado). Além disso, em relação às demais áreas semiáridas do Nordeste, a da Paraíba é a que apresenta a maior degradação ambiental. Desse modo, dentre as três zonas geoeconômicas paraibanas, a semiárida enfrenta muita pressão sobre os recursos disponíveis, especialmente os hídricos (PARAIBA, 1997). O estudo e a efetivação de ações de gestão participativa e integrada dos recursos hídricos torna-se urgente para combater e mitigar os problemas existentes em relação à disponibilidade e qualidade hídrica.

O reservatório Epitácio Pessoa, conhecido popularmente como Boqueirão foi escolhido como sistema ambiental objeto de estudo por se tratar do segundo maior em capacidade de acumulação de água e o principal reservatório da bacia do Rio Paraíba. O reservatório é utilizado para usos múltiplos, tendo o abastecimento de água de várias cidades do compartimento da Borborema, entre elas Campina Grande, como seu uso principal. Ocorre ainda, que está em curso o projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, sendo o reservatório Epitácio Pessoa um dos contemplados para receber águas por intermédio do eixo leste.

O entendimento do comportamento da qualidade da água de um reservatório passa pela avaliação das condições do estado trófico e suas variantes. Nessa perspectiva, propõe-se neste trabalho, estudar a dinâmica atual e futura do estado trófico do reservatório público Epitácio Pessoa, através da aplicação da técnica de modelagem computacional como ferramenta de gerenciamento da qualidade da água.

O texto está estruturado em seis capítulos, incluindo este da Introdução (Capítulo 1). O Capítulo 2 apresenta uma sucinta revisão da literatura pertinente à temática abordada, onde discorre-se sobre os seguintes tópicos: qualidade da água e os impactos decorrentes da poluição nos corpos hídricos, gestão da qualidade da água, modelos de qualidade da água em reservatórios, eutrofização em reservatórios de abastecimento, classificação do grau de eutrofização e estratificação térmica em reservatório. O Capítulo 3 consta da caracterização detalhada acerca da área objeto de estudo, onde apresenta-se informações sobre o sistema

ambiental, envolvendo aspectos locacionais, físico-climatológicos, geomorfológico e de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica de contribuição.

O Capítulo 4 descreve a metodologia utilizada para o desenvolvimento do estudo.

O Capítulo 5 é dedicado à apresentação da avaliação da qualidade ambiental através das variáveis de qualidade da água, perfil térmico ao longo da coluna de água, classificação do estado trófico e simulações dos cenários hipotéticos de cargas de nutrientes no reservatório Epitácio Pessoa.

Por fim, são apresentadas, no Capítulo 6, as conclusões obtidas no desenvolvimento do estudo e algumas recomendações para aplicações e trabalhos futuros.

1.2 Objetivos

Estudar a dinâmica atual e futura do estado trófico do reservatório público Epitácio Pessoa, através da aplicação da técnica de modelagem computacional como ferramenta de gerenciamento da qualidade da água.

Para tanto, foram traçados os seguintes objetivos específicos: (a) Avaliar a qualidade ambiental atual através das variáveis de qualidade da água; (b) Avaliar o estado trófico do reservatório Epitácio Pessoa; (c) Verificar a adequação do modelo BATHTUB em reservatório do semiárido brasileiro e (d) Avaliar a influência de diferentes cenários de uso e ocupação do solo no estado trófico do reservatório.

CAPÍTULO II

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Apresentam-se neste capítulo os aspectos teóricos que justificam a temática abordada no estudo. Os temas em destaque foram: (a) Qualidade da água e os impactos decorrentes da poluição nos corpos hídricos, (b) Gestão da Qualidade da Água, (c) Modelos de Qualidade da Água em Reservatórios, (d) Eutrofização em Reservatórios de Abastecimento, (e) Classificação do Grau de Eutrofização de Reservatório e (f) Estratificação de reservatórios.

2.1 Qualidade da Água e Impactos Decorrentes da Poluição nos Corpos Hídricos

Dada a complexidade de fatores que determinam as características das águas superficiais, o conceito de requisito de qualidade da água está intimamente ligado ao uso que dela se faz. Como não se deve definir de maneira absoluta a qualidade da água como sendo boa ou ruim, o correto seria estabelecer relações que indiquem se a qualidade da água é adequada ou inadequada a um certo uso desejado.

A qualidade da água de um corpo hídrico é o resultado da superposição de vários processos que ocorrem na bacia hidrográfica, como consequência da capacidade de dissolução de uma ampla gama de substâncias e de transporte pelo escoamento superficial e subterrâneo (Figura 2.1).

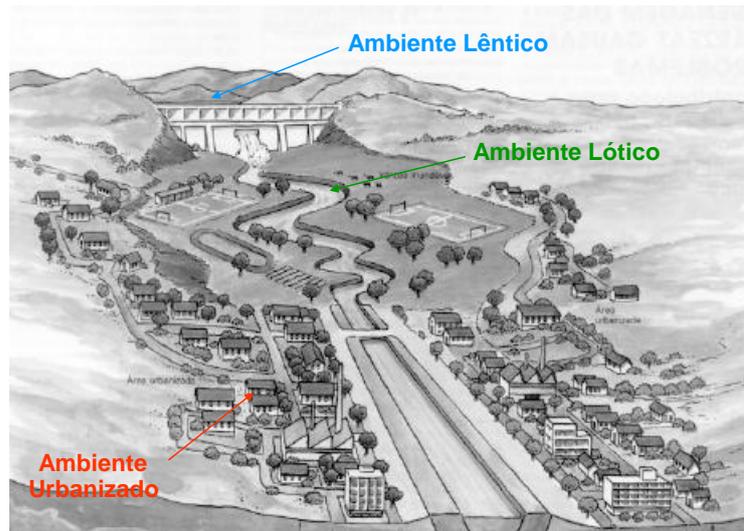


Figura 2.1 – Superposição de processos que afetam a qualidade da água numa bacia hidrográfica
 Fonte: Adaptado de Naiman (1992)

Em ambientes isentos ou não de impactos antropogênicos a qualidade das águas superficiais varia bastante, de acordo com as características geográficas, geológicas, físicas, climáticas, entre outras, da bacia hidrográfica. Como exemplo, Silva Júnior et al. (2005) encontraram valores de pH variando de 6,4 a 8,2 e cor aparente de 30 a 250 mg Pt /L em reservatórios destinados ao abastecimento público urbano no estado da Paraíba. Já Lins et al. (2005) observaram valores de pH variando de 5,7 e 6,5 no rio Jacarecica, região nordeste da cidade de Maceió, no estado de Alagoas.

De acordo com Meybeck et al. (1989) e Branco e Rocha (1982) podem ser citados como fatores naturais que controlam as condições naturais da qualidade da água:

- a. distância do oceano: afeta as concentrações de sódio, magnésio, cloretos, sulfatos, encontradas na água;
- b. clima: regula os processos de intemperismo das rochas e de lixiviação do solo;
- c. litologia: os diferentes tipos de substratos rochosos são responsáveis pelos diferentes minerais que entram na composição química das águas. Rochas sedimentares, por exemplo, podem contribuir com carbonato de cálcio, rochas ígneas com ferro e magnésio, rochas ígneas e metamórficas com manganês;
- d. vegetação terrestre: a produtividade primária da vegetação terrestre e as características da decomposição dessa matéria orgânica no solo regulam a quantidade de carbono orgânico e as formas dos nutrientes encontrados na água;
- e. vegetação aquática: mais importante em lagos que em rios, influenciam a concentração de nutrientes, pH, carbonatos, oxigênio dissolvido.

Libânio (2005) destaca que, em um conceito mais moderno, poluição indica alterações prejudiciais ao meio aquático, e quando tais alterações colocam em risco a saúde dos elementos da biota ou do ser humano que dele faz uso, a poluição passa a denominar-se contaminação.

Nos países em desenvolvimento, a evolução dos problemas de poluição frente à expansão das atividades humanas e a urbanização pode se dar numa sequência similar àquela observada em países industrializados (MEYBECK E HELMER, 1989). A Figura 2.2 mostra a evolução dos tipos de poluição, a importância do problema e como novos poluentes foram sendo introduzidos na água ao longo dos séculos XIX e XX.

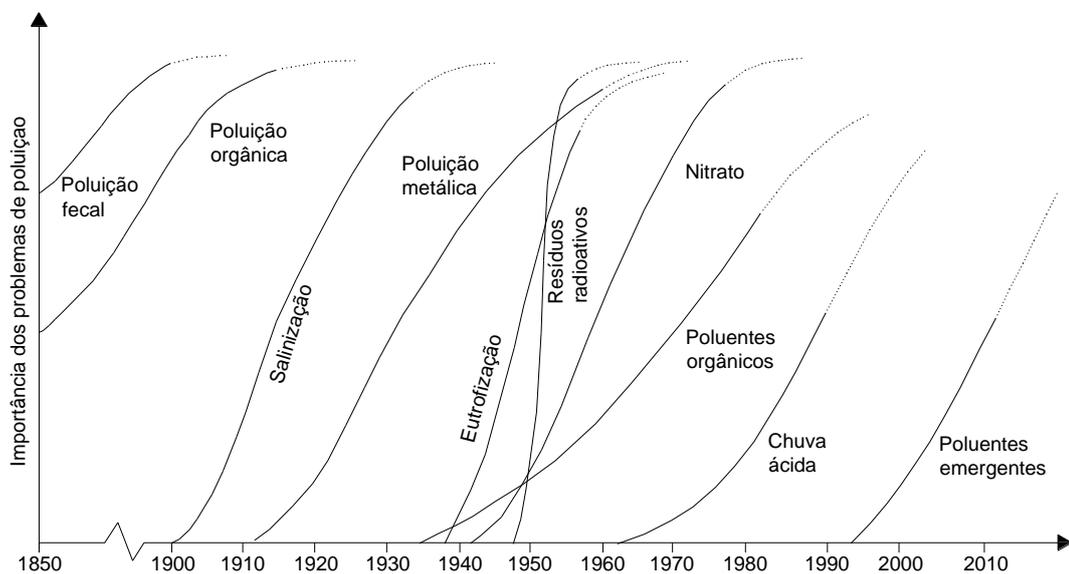


Figura 2.2 – Evolução dos problemas de poluição da água

Fonte: Adaptado de Chapman (1992)

Diferentes tipos de atividades humanas geram diferentes poluentes e seus impactos sobre os usos da água também são diversos (PORTO, 2002). A Tabela 2.1 sumariza os impactos antropogênicos sobre a qualidade das águas quanto à sua severidade para os diversos usos com relação a vários tipos de corpos d'água. Uma discussão sobre as fontes e efeitos de cada um desses impactos pode ser melhor vista em Meybeck et al. (1989).

Na mesma linha mestra, Chaudhry (2003) aponta que a poluição e a degradação da qualidade da água impedem usos vitais e legítimos em todas as escalas espaciais, sejam local, regional ou internacional. A Tabela 2.2 mostra como os diversos usos da água são afetados de modos diferentes pela alteração da qualidade da água.

Tabela 2.1- Impactos principais sobre os corpos de água em escala global

Impactos	Corpo de Água			
	Rios	Lagos	Reservatórios	Águas Subterrâneas
Patógenos	xxx	x ¹	x ¹	X
Sólidos suspensos	xx	na	x	Na
Matéria orgânica degradável ²	xxx	x	xx	X
Eutrofização ³	x	xx	xxx	Na
Nitrato como poluente	x	0	0	Xxx
Salinização	x	0	x	Xxx
Elementos traços	xx	xx	xx	xx ⁴
Micro poluentes orgânicos	xxx	xx	xx	xxx ⁴
Acidificação	x	xx	xx	0
Modificação dos regimes hidrológicos ⁵	xx	x	x	X

xxx Deterioração severa ou global
xx Deterioração ambientalmente importante
x Deterioração ocasional ou regional
0 Rara deterioração
na Não se aplica
¹ Na maioria, corpos rasos ou pequenos

² Excluindo aquela resultante da produção primária aquática
³ Algas e macrófitas
⁴ De aterros e rejeitos de mineração
⁵ Desvios de água, barragens, bombeamento excessivos etc.

Fonte: Meybeck et al. (1989)

Tabela 2.2 – Limitações dos usos das águas, devido à degradação de sua qualidade

Poluente	Usos						
	Consumo humano	Vida aquática, Pesca	Recreação	Irrigação	Industriais	Energia	Transporte
Patógenos	xx	0	xx	x	xx ¹	na	na
Sólidos suspensos	xx	xx	xx	x	x	x ²	xx ³
Matéria orgânica	xx	x	xx	+	xx ⁴	x ⁵	na
Algas	x ^{5,6}	x ⁷	xx	+	xx ⁴	x ⁵	x ⁸
Nitrato	xx	x	na	+	xx ¹	na	na
Sais ⁹	xx	xx	na	xx	xx ¹⁰	na	na
Elementos traço	xx	xx	x	x	x	na	na
Micro poluentes orgânicos	xx	xx	x	x	?	na	na
Acidificação	x	xx	x	?	x	x	na

xx Restrição forte, requerendo tratamento avançado ou exclusão do uso desejado
x Restrição menor
0 Sem restrição
na Não se aplica
+ Degradação da qualidade da água favorável ao uso específico
? Efeitos desconhecidos

¹ Indústrias alimentícias
² Abrasão
³ Assoreamento em canais
⁴ Indústrias eletrônicas
⁵ Colmatação de filtros
⁶ Odor, gosto e/ou cianotoxinas
⁷ Em tanques de peixes, maiores concentração de biomassa pode ser aceitáveis
⁸ Desenvolvimento de macrófitas
⁹ Incluem boro, fluoreto, etc.
¹⁰ Ca, Fe, Mn no caso das indústrias têxteis, etc.

Fonte: Adaptado de Chaudhry (2003)

2.2 Gestão da Qualidade da Água

A gestão da qualidade da água nos corpos de água tem por objetivo ser um processo que permita a ocupação das bacias hidrográficas e o uso da água, elementos essenciais para a sobrevivência humana, e ao mesmo tempo consiga um nível de controle dos resíduos. Sabe-se que algum dano vai ocorrer, mas o sistema deve tentar manter a degradação do ambiente aquático em níveis aceitáveis de risco. A grande motivação para a implantação de um sistema de gestão de qualidade da água é exatamente o de se ter possibilidade da opção por formas de convivência harmônica entre a ocupação da bacia hidrográfica e os usos da água, com uma expectativa correta e aceitável do risco de degradação.

É importante que um sistema de gestão da qualidade da água, que fundamentalmente baseia-se em instrumentos que objetivam manter a poluição sob controle, seja operacional, ou seja, baseado em atividades e mecanismos de decisão de aplicação viável e eficiente.

O gerenciamento dos recursos hídricos é um componente indispensável à gestão regional inteligente. Problemas complexos necessitam de métodos correspondentes no seu manejo. Straskraba & Tundisi (2000) enfatizam que de acordo com o horizonte temporal, três tipos de abordagens para o gerenciamento da qualidade da água em reservatórios e que na atualidade deve-se enfatizar horizontes de médio prazo e tecer esforços para a adoção de horizontes de longo prazo (Figura 2.3).

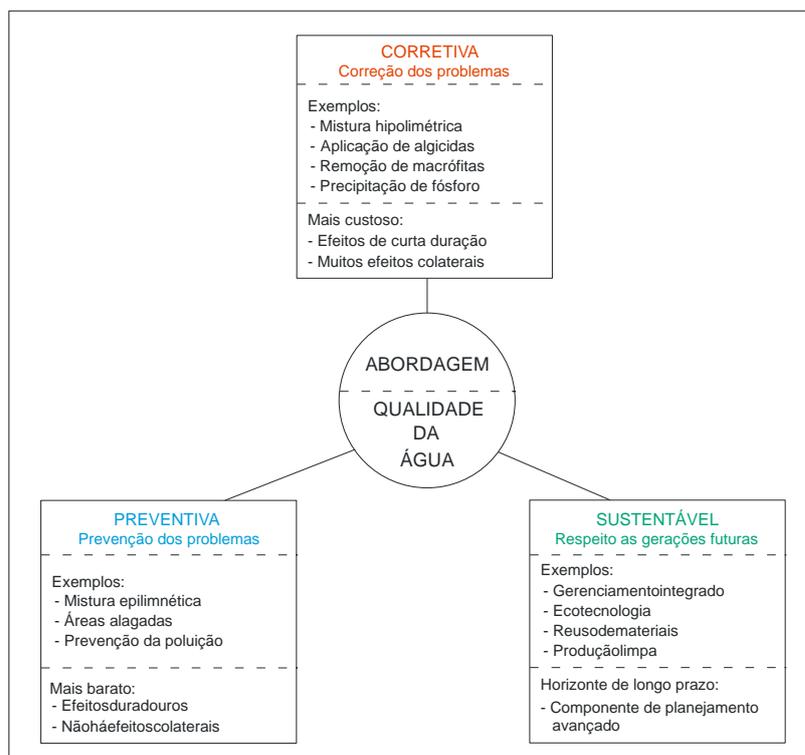


Figura 2.3 – Principais abordagens para o gerenciamento da qualidade da água
Fonte: Adaptado de Straskraba & Tundisi (2000)

Larsen e Ipsen (1997) apontam princípios gerais que podem ser tomados como guia para a elaboração de um sistema de gestão da qualidade da água:

- Devem ser implantadas políticas e instrumentos de prevenção: a remediação de ambientes contaminados é geralmente mais cara e mais difícil do que a implantação e operação de instrumentos de prevenção; outro fator decisivo para a necessidade da existência de tais instrumentos é a eficiência limitada de muitos sistemas de tratamento e remediação;
- Os padrões de controle e demais regulamentos devem ser realistas: a estratégia a ser formulada para a aplicação de um sistema de gestão da qualidade da água deve ser tal que os objetivos de qualidade da água definidos para cada local precisam ser possíveis de serem atingidos e, mais, precisam ser aplicáveis para que o sistema de controle, fiscalização e punição funcionem com eficácia adequada;
- Os instrumentos econômicos e regulatórios devem ser balanceados: grande parte dos países do mundo optaram por modelos regulatórios na área de gestão da qualidade da água, agindo fortemente sobre os poluidores através de mecanismos de comando-controle; enquanto que esse tipo de instrumento possui inúmeras vantagens, por dar à autoridade reguladora o poder de decisão sobre os objetivos a serem atingidos e também o poder de agir para determinar o horizonte no qual os objetivos serão cumpridos, por outro lado é uma forma que, para alcançar bons resultados, depende de fortes investimentos e, na grande maioria dos casos resulta em ineficiência econômica; uma mescla de instrumentos regulatórios com instrumentos econômicos costuma dar resultados com níveis de eficiência mais promissores
- Deve ser aplicado o princípio do poluidor pagador: por princípios lógicos, a responsabilidade sobre os custos da poluição deve recair sobre quem é a causa; o princípio do poluidor-pagador visa disciplinar o comportamento dos poluidores no sentido da redução do lançamento de cargas poluidoras e, como consequência, a redução também dos impactos no meio ambiente; no entanto, têm sido raros os sistemas de gestão da qualidade da água que aplicaram esse princípio como uma das maneiras de atingir suas metas e, entre as principais razões para tal fato, estão implicações de ordem social e econômica, como por exemplo, necessidade de tarifas sociais para a população pobre ou necessidade de subsídio a alguns setores econômicos;
- A decisão sobre a gestão da qualidade da água deve ser participativa e se dar no nível apropriado: a gestão participativa e descentralizada do setor de recursos hídricos deve abranger integralmente o binômio quantidade-qualidade;
- Atuar com base num sistema de informações amplo e aberto, de maneira irrestrita: na área de qualidade da água é imprescindível o conhecimento sobre o estado dos corpos de

água, o que deve ser feito através de sistemas de monitoramento amplos e de operação regular.

É interessante observar que a metodologia de definição de objetivos de qualidade da água para toda a bacia hidrográfica é a forma de enxergar e avaliar todo o conjunto de usos e de impactos causados pelos diversos poluidores. Dessa forma, pode ser considerada como a etapa essencial na solução de conflitos na bacia hidrográfica (ENDERLEIN et al., 1997).

As primeiras iniciativas da Comunidade Européia com relação à gestão da qualidade da água foram em 1975, com o estabelecimento de padrões de qualidade a serem atendidos em rios e lagos utilizados para abastecimento humano, e, em 1980, foi estabelecido um padrão comum de potabilidade. Até o final da década de 80, pouco se realizou em termos de alcançar com padrões de igualdade todos os países membros. Outrossim, poluentes diversos ainda afetam seriamente os usos de 20% das águas superficiais na Europa (CURRIE, 1999).

Para acelerar o processo de recuperação da qualidade e avançar na gestão da qualidade da água houve uma decisão governamental de rever a legislação relativa à água e identificar as áreas de maior necessidade de ação. Desta iniciativa resultou a publicação da Diretriz para Tratamento de Esgotos Urbanos (CE, 2002) em 1991 e a Diretriz para Controle do Uso de Nitratos na Agricultura. Os efluentes urbanos foram identificados como problemáticos em muitas áreas, assim como os nitratos provenientes das cargas difusas de origem agrícola. Durante a década de 80, os corpos de água superficiais apresentaram concentrações crescentes de nitratos, a taxa de 1 mg/L por ano.

Como instrumentos de gestão de qualidade da água, são comumente utilizados dois tipos de padrão de qualidade: aquele denominado padrão ambiental, que se refere ao corpo de água e define os valores-limite das diversas variáveis indicadoras específicas para cada uso. Este caracteriza o atendimento ao objetivo de qualidade da água definido para aquele corpo de água. O outro tipo de padrão utilizado é o padrão do lançamento, que refere-se especificamente ao lançamento e é comumente chamado de padrão de emissão.

A primeira lei brasileira que trata da manutenção da qualidade da água é o Código de Águas (BRASIL, 1934), quando declara: i. a ilegalidade de poluir; ii. a ilegalidade de causar externalidades; iii. quem polui, paga pelos custos de tratamento e recuperação (princípio do poluidor-pagador).

A Política Nacional do Meio Ambiente abordou o controle e zoneamento das atividades potencial ou efetivamente poluidoras dentro do princípio da preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições

ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana (BRASIL, 1981).

A classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, as condições e padrões de lançamento de efluentes foi abordada pela Resolução CONAMA N° 357 de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005). É essencial que o estabelecimento de padrões ambientais seja feito de forma flexível e descentralizada, exatamente para poder cobrir especificidades locais.

Mas recentemente, a Resolução CONAMA N° 430, de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011) complementa e altera a Resolução N° 357/2005 trazendo novas definições tais como: capacidade de suporte do corpo receptor, concentração de efeito não observado, nível trófico, testes de ecotoxicidade, zona de mistura, entre outros. A referida Resolução criou dois padrões de emissão distintos, um para efluentes em geral e outro para esgotos sanitários.

Com relação à gestão dos recursos hídricos, principalmente quanto à quantidade de água, o país avançou bem mais do que na área de qualidade da água. área de qualidade da água. A partir de 1997, com a aprovação da Lei N° 9.433 de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997) que estabeleceu a Política e o Sistema Nacional de Gestão de Recursos Hídricos, o país avança rapidamente na construção do arcabouço legal e institucional para a área de recursos hídricos.

2.3 Modelos de Qualidade da Água em Reservatório

Os modelos de qualidade da água representam a formulação em linguagem matemática de conceitos dos sistemas e processos físicos. Embora os fenômenos hidrológicos, físicos, químicos e biológicos que ocorrem num ecossistema aquático sejam bastante complexos e ainda não perfeitamente equacionados, os modelos conseguem agrupá-los de uma maneira simples e prática. O uso desses modelos permite a simulação de eventos identificando os fatores que afetam a qualidade e/ou o volume armazenado de água, as condições futuras e as alternativas propostas para o sistema, auxiliando na sua gestão, podendo ser usados para pesquisa (compreensão dos fenômenos) e gerenciamento (uso prático) (GASTALDINI & TEIXEIRA, 2001).

A seleção dos modelos é uma importante parte do processo de modelagem e que as simulações e projeções são tão melhores quanto os dados e premissas utilizadas para desenvolver os modelos (MILLER, 2007). Pesquisas cuidadosas de campo e em laboratório

devem ser realizadas para fornecer os dados de referência e determinar as relações causais entre as principais variáveis necessárias para desenvolver e testar os modelos.

Estudos sobre incertezas de modelo de qualidade da água indicam que os modelos com descrição mais detalhada dos processos têm maior incerteza de predição, sugerindo que os modelos mais adequados são aqueles nos quais ocorre certo grau de agregação no espaço, no tempo e na caracterização dos processos (RECKHOW, 2011).

Diversos modelos de qualidade da água em ambiente lântico estão disponíveis no mercado (EPA, 2012; US ARMI, 2012), muitos deles com aplicação consagrada em várias regiões do mundo, particularmente em regiões de clima temperado. Estudos da aplicação da modelagem computacional em reservatórios como ferramenta de gestão qualitativa dos recursos em regiões semiáridas ainda são incipientes.

Os modelos matemáticos, de modo geral, diferem entre si pela representação espacial, método numérico para resolução das equações diferenciais, processos considerados para descrever as variáveis de estado, bem como a formulação das mesmas, entre outras. Em termos de representação espacial, os modelos estão limitados a simulações uni, bi e tridimensional.

Durante anos o desenvolvimento de modelos matemáticos de qualidade da água ficaram limitados não apenas à carência de conhecimento dos processos envolvidos, mas também pela capacidade de processamento de informações através dos processadores existentes.

Os primeiros estudos de simulação da qualidade da água em ambientes lóticos abordavam o impacto sobre a concentração de oxigênio dissolvido devido ao aporte de lançamentos pontuais de estações de tratamento de esgotos urbanos, representado através do parâmetro de demanda bioquímica de oxigênio. Streeter e Phelps, publicaram em 1925 a clássica solução analítica unidimensional para simulação de OD e DBO, aplicada ao Rio Ohio e, a partir de então, diversos pesquisadores aprimoraram o modelo conhecido como equação de Streeter-Phelps (CHAPRA, 1997).

A modelagem matemática do fenômeno de eutrofização teve início com a utilização de formulações empíricas que relacionavam as concentrações de fósforo total e clorofila-a (DILLON & RIGLER, 1974) bem como cargas de entrada/saída e concentrações de fósforo total no reservatório (VOLLENWEIDER, 1968; 1975). Estes modelos de estado estacionário foram os primeiros a utilizar a abordagem de balanço de massa para lagos (CHAPRA 1975). Diversas modificações foram feitas para esses modelos iniciais, e os parâmetros foram estimados com base na aplicação de regressão linear em dados de séries históricas de

reservatórios existentes (LARSEN & MERCIER, 1976; CANFIELD & BACHMANN, 1981; HARPER, 1992).

Na década de 90, observou-se o aumentando do conhecimento do papel crucial das macrófitas submersas e do seu comportamento não-linear (SCHEFFER, 1998). Outros estudos incluíam a flexibilidade estrutural em modelos dinâmicos usando critérios de otimização (ZHANG; GURKAN; JØRGENSEN, 2010).

Hamilton e Schladow (1995) aplicaram o modelo hidrodinâmico unidimensional DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model) para analisar as concentrações de fitoplâncton e fósforo em reservatório no sul da Austrália. Na mesma linha temática, Araujo et al. (2008) utilizaram o modelo CE-QUALR1 para simular os processos de eutrofização e estratificação térmica em reservatório de usos múltiplos localizado na região nordeste do Brasil.

A degradação e restauração em ambientes aquáticos subtropicais e tropicais foi avaliada por Fragoso Júnior et al. (2010) através da aplicação do modelo IPH-TRIM3D-PCLake. O estudo apontou que um progressivo aumento da turbidez pode promover profundas implicações para o ecossistema, tal como um súbito colapso da vegetação aquática submersa e dominância do fitoplâncton. Além disso, foi observada uma grande resistência para o retorno ao seu estado de referência.

Metodologias alternativas como Redes Neurais Artificiais (RNA) (RANKOVIC et al., 2010; KUOA et al., 2007), otimização estocástica (CABECINHA et al., 2009), análise multivariada (SULIS et al., 2011), lógica Fuzzy (MARSILI-LIBELLI, 2004) e técnicas programação genética macro evolutiva (CHEN et al., 2012) tem sido utilizadas para simular o estado trófico e a qualidade ambiental de reservatórios e lagos.

Mooij et al. (2010) compilou informações de alguns dos principais modelos de qualidade de água aplicados a lagos e reservatórios, apresentando os principais componentes passíveis de serem modelados (Tabela 2.3) e uma visão geral das características dos modelos (Tabela 2.4).

Tabela 2.3 – Principais componentes dos modelos de qualidade da água

Componentes	Modelo											
	VOL	CAE	CEQ	D3D	MYL	PCL	SHR	IPH	PRO	SAL	CHA	PIS
Categoria	STA	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	SIB	SIB
Dimensão espacial	0-D	1DV-3D	2-DV	3D	1-DV	2-DV*	1-DV	3-D	1-D	1-DV	2-DH	0-D
Estratificação	-	+	+	+	+	-	+	+	-	+	-	-
Sedimentos	-	+	+	+	+	+	-	±	-	+	+	-
Zona litorânea	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
Grupos de fitoplankton	0	7	3+	3-6	1	3	2	3	10	2-10	0	0
Grupos de zooplankton	0	5	3+	1-3	0	1	1	1	1	1	0	1
Grupos de bentons	0	6	3+	1	0	1	1	1	0	0	0	1
Grupos de peixes	0	3	0	0	0	3	0	3	0	0	1	±8
Grupos de macrófitas	0	1	3+	0	0	1	0	1	0	0	±5	0
Grupos de pássaros	0	0	0	0	0	0-1	0	0-1	0	0	1	3
Hidrodinâmica	-	+	+	+	+	±	+	±	±	+	-	-
Temperatura	-	+	+	+	+	+	+	+	±	+	±	±
Oxigênio	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	-
CID/CO ₂	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
COD/COP	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	3	-
Dinâmica microbológica	-	+	+	+	-	±	±	±	-	-	-	-
Aporte de fósforo	+	+	+	+	+	+	+	+	±	+	±	±
Aporte de nitrogênio	+	+	+	+	-	+	+	+	±	+	-	±
DIP	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-
DIN	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	-
DNS	-	+	+	+	-	±	-	±	-	-	-	-
Sedimentação/resuspensão	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-
Diagenese	-	+	±	+	-	±	-	-	-	-	-	-
Pesca	-	±	-	-	-	+	-	-	-	±	-	+
Dragagem	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-

VOL: Vollenweider, CAE: DYRESM-CAEDYM (1-DV) e ELCOM-CAEDYM (3-D), CEQ: CE-QUAL-W2; D3D: DELFT3D-ECO, MYL: MyLake, PCL: PCLake, SHR: lake Shira model, IPH: IPH-TRIM3D-PCLAKE, PRO: PROTECH, SAL: SALMO, CHA: Charisma, PIS: Piscator; +: totalmente coberto, ±: parcialmente coberto, -: não coberto; STA: Modelo estatístico, CDN: Modelo complexo e dinâmico, SIB: Modelo de organismo específico; 0-D: dimensão 0, 1-DV: unidimensional na vertical, 2-DH: bidimensional na horizontal, 2-DV: bidimensional na vertical, 2-DV*: bidimensional na vertical usando compartimentos, 3-D: tridimensional. CID: carbono inorgânico dissolvido; COD: carbono orgânico dissolvido; COP: carbono orgânico particulado; DIN: dinâmica interna de nitrogênio; DIP: dinâmica interna de Fósforo; DIS: dinâmica interna de sílica;

Tabela 2.4 – Características dos modelos de qualidade da água

Características	Modelo											
	VOL	CAE	CEQ	D3D	MYL	PCL	SHR	IPH	PRO	SAL	CHA	PIS
Formulação matemática	RGR	PDE	PDE	PDE	PDE	ODE	PDE	PDE	ODE	PDE	DIF	DIF
Balanço de massa	±	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-
Critério de otimização	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Análise de sensibilidade	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Calibração	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Análise de incertezas	-	±	±	-	+	+	+	-	-	+	+	-
Análise de bifurcação	-	-	-	-	±	±	-	±	-	-	±	±
Eutrofização	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Mudanças climáticas	-	+	+	±	+	+	-	+	+	+	±	±
Estudo de pesca	-	±	+	-	-	±	-	±	-	±	-	+
Perda de biodiversidade	-	-	+	-	-	±	-	±	+	-	±	±
Processos adaptativos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Águas doce e salgada	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Gestão da qualidade da água	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+
Manejo da pesca	-	±	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+
Linguagem de programação	×	FOR	FOR	FOR	MTL	C++	C++	FOR	FOR	C/D	DEL	DEL
Disponibilidade	×	±	+	±	±	+	-	±	-	±	±	±
Interface gráfica	×	+	+	+	-	±	±	+	+	+	+	+
Disponibilização de informações	+	±	+	-	+	+	+	-	±	-	±	±
Alteração do código fonte	×	±	+	±	+	±	±	-	-	±	-	-

VOL: Vollenweider, CAE: DYRESM-CAEDYM (1-DV) e ELCOM-CAEDYM (3-D), CEQ: CE-QUAL-W2; D3D: DELFT3D-ECO, MYL: MyLake, PCL: PCLake, SHR: lake Shira model, IPH: IPH-TRIM3D-PCLAKE, PRO: PROTECH, SAL: SALMO, CHA: Charisma, PIS: Piscator; +: totalmente coberto, ±: parcialmente coberto, -: não coberto; ×: não se aplica. SAT: Modelo estatístico, CDN: Modelo complexo e dinâmico, SIB: Modelo de organismo específico; 0-D: dimensão 0, 1-DV: unidimensional na vertical, 2-DH: bidimensional na horizontal, 2-DV: bidimensional na vertical, 2-DV*: bidimensional na vertical usando compartimentos, 3-D: tridimensional; SAT: Modelo estatístico, CDN: Modelo complexo e dinâmico, SIB: Modelo de organismo específico; RGR: equação de regressão, PDE: equação diferencial parcial, ODE: equação diferencial ordinária, DIF: equação de diferença; FOR: FORTRAN, MTL: MATLAB, GRD: GRIND, DEL: DELPHI, C/D: C++/DELPHI, C/M: C++/MATLAB

2.4 Eutrofização em Reservatórios de Abastecimento

A eutrofização é um dos estados da sucessão natural dos ecossistemas aquáticos. À medida que o tempo passa e os nutrientes vão se acumulando, havendo um desenvolvimento cada vez maior das populações de fitoplâncton, observa-se com frequência o florescimento de algas (WETZEL, 1993).

Quando este processo é acelerado, há um aumento desordenado na produção de biomassa, impossibilitando a sua incorporação pelo sistema aquático com a mesma velocidade e provocando, assim, um desequilíbrio ecológico. Denomina-se este processo de eutrofização cultural ou artificial.

A eutrofização artificial é causada principalmente pelas seguintes atividades: despejos de esgotos domésticos; despejos de atividades agrícolas; poluição do ar e queda do material da atmosfera (sob a forma de partículas junto com a água de chuva); vegetação remanescente em represas não desmatadas antes do fechamento. As principais consequências nos sistemas aquáticos são: aumento da biomassa e da produção primária do fitoplâncton; diminuição de diversidade de espécies; diminuição da concentração de oxigênio dissolvido; diminuição na concentração de íons; aumento do fósforo total no sedimento; aumento da frequência do florescimento de cianobactérias (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1992).

Os principais efeitos ao ambiente, sociedade e economia que estão sujeitos a esta forma de poluição e que se aplicam perfeitamente aos reservatórios do semiárido são apresentados como segue (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2002):

- Florescimento de algas e crescimento incontrolável de outras plantas aquáticas;
- Redução do teor de oxigênio na água e anoxia (ausência de oxigênio dissolvido) nas camadas mais profundas;
- Contaminação da água por substâncias tóxicas produzidas por algumas espécies de cianobactérias, com efeitos crônicos e agudos na saúde humana;
- Aumento das concentrações de matéria orgânica, as quais, se tratadas com cloro, podem criar compostos carcinogênicos;
- Aumento da decomposição em geral do sistema, liberando gases tóxicos com odores desagradáveis (H_2S e CH_4);
- Aumento de bactérias patogênicas de vida livre ou agregadas ao material em suspensão;
- Acúmulo de plantas aquáticas no espelho d'água restringindo o acesso à pesca e atividades recreativas.

A eutrofização dos corpos d'água depende principalmente pelo aporte de nutrientes. O conceito de limitação de nutrientes pode ser considerado a chave da pesquisa da eutrofização. Isto implica: (i) que um nutriente chave será o principal fator limitante para o crescimento de plantas em um dado ecossistema, (ii) o crescimento de plantas em um dado ecossistema será proporcional à razão de fornecimento do nutriente e (iii) que o controle da eutrofização será associado por restrição da carga deste nutriente para o ecossistema (SMITH et al., 1999)

O fósforo é considerado o fator que limita a produção primária na maioria dos lagos da América Latina (SALAS & MARTINO, 1991). Outro aspecto a ser considerado é que, mesmo que seja controlado o aporte externo de nitrogênio, as cianobactérias apresentam a capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, portanto suas populações não são reduzidas apenas pelo controle deste nutriente (VON SPERLING, 2005; CARMICHAEL, 1992).

Uma vez que o fósforo e o nitrogênio são fixados pelo fitoplâncton a uma taxa de produção de biomassa de 7,2:1, pode-se calcular a relação N:P para determinar qual é o nutriente limitante em determinado lago, conforme segue (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989):

- a) relação N:P >12, fósforo é o nutriente limitante;
- b) relação N:P 7 – 12, nitrogênio é o nutriente potencialmente limitante;
- c) relação N:P <7, nenhum dos nutrientes é considerados como o fator limitante.

Conforme demonstrado por Carvalho e Kirka (2003) a redução do aporte de nutrientes reduz a concentração de fósforo em reservatórios e lagos, que por sua vez reduz a biomassa de fitoplâncton. Esta observação encontra respaldo no estudo comparativo de lagos realizados por Kleeberg e Dude (1977), que têm defendido o papel direto do fósforo na eutrofização de corpos d'água.

2.5 Classificação do Grau de Eutrofização de Reservatórios

Qualquer programa de acompanhamento da qualidade da água, ao longo do tempo e do espaço, gera um grande número de dados analíticos que precisam ser transformados em um formato sintético, para que descrevam e representem de forma compreensível e significativa o estado atual e as tendências da água. Índices de qualidade da água foram propostos visando resumir as variáveis analisadas em um número que possibilitasse analisar a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço e que servisse para facilitar a interpretação de extensas listas de variáveis ou indicadores, otimizando, assim, o uso dessas informações como

ferramentas gerenciais e na tomada de decisões relativas aos recursos hídricos (GASTALDINI & SOUZA, 1994).

Estudos que considerem a qualidade ambiental de reservatórios e lagos, a aplicação de uma classificação em níveis ou graus de estados tróficos, baseada na avaliação de indicadores relacionados com a produtividade primária são um valioso instrumento para o gerenciamento desses ambientes, particularmente, como apoio na tomada de decisões com foco no controle da emissão de fontes de nutrientes, causadoras do processo de eutrofização.

O IET ou Índice do Estado Trófico de Carlson (CARLSON, 1977), pela sua simplicidade e objetividade, é um exemplo desta aplicabilidade. Utilizado para avaliação do enriquecimento do meio aquático por nutrientes, notadamente nitrogênio e fósforo (eutrofização), este possibilita classificar corpos d'água em níveis de trofia, que, na atualidade, são largamente empregados nos estudos e no gerenciamento de recursos hídricos.

A classificação do estado trófico envolve o estabelecimento de níveis ou limites baseados no grau ou intensidade do processo da eutrofização e de suas consequências, que, em geral, são classificados como:

- Oligotrófico – Corpos de água claros, com baixa produtividade e em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água;
- Mesotróficos – Corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos;
- Eutrófico – Corpos de água com elevada produtividade comparada ao nível natural básico, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água e interferências nos usos múltiplos;
- Hipereutrófico – Corpos de água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, podendo ocorrer episódios de florações tóxicas e mortandade de peixes, com comprometimento acentuado nos seus usos.

Na Tabela 2.5 são apresentadas as características de lagos e reservatórios para diferentes níveis de trofia de acordo com os nutrientes, iluminação, biomassa, presença de algas, macrófitas, oxigênio na camada superficial e inferior.

Tabela 2.5 - Características de lagos e reservatórios para diferentes níveis de trofia

Fator ou elemento	Classe de Trofia			
	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Nutrientes	Baixa concentração, reciclagem lenta	Média concentração, reciclagem lenta	Alta concentração, reciclagem acelerada	Muito alta concentração, reciclagem acelerada
Iluminação	Alta transparência na zona eufótica	Transparência limitada por turbidez biogênica	Zona eufótica limitada por turbidez biogênica	Zona eufótica limitada por alta turbidez biogênica
Biomassa	Reduzida	Média	Alta	Bastante alta
Algas verdes e/ou cianobactérias	Baixa	Variável	Alta	Bastante alta
Macrófitas	Baixa	Variável	Alta ou baixa	Baixa
Dinâmica da produção	Baixa	Média	Alta	Alta e instável
Dinâmica do oxigênio na camada superior	Normalmente saturado	Variável em torno da supersaturação	Frequentemente supersaturado	Bastante instável, de supersaturado a ausente
Dinâmica do oxigênio na camada inferior	Normalmente saturado	Variável abaixo da saturação	Abaixo da saturação ou completamente ausente	Bastante instável, de supersaturado a ausente
Bacia hidrográfica	Lagos profundos, em bacias pouco alteradas	Lagos de profundidade variável, bacias alteradas	Lagos rasos, em bacias muito alteradas	Lagos rasos, em bacias muito alteradas
Prejuízo aos usos múltiplos	Baixo	Variável	Alto	Bastante alto

Fonte: Margalef (1983); Salas & Martino (1991).

2.6 Estratificação Térmica em Reservatórios

A estratificação térmica é um fenômeno natural em reservatórios, contudo é importante entender o processo de estratificação e circulação da água, pois este pode ser um fator importante antes de se realizar o gerenciamento e manejo dos reservatórios (DEMERS & KALF, 1993)

Entre outros fatores, a estratificação da água pode afetar o gradiente químico vertical e longitudinal na composição da água de um reservatório, contribuindo com mudanças no estabelecimento qualitativo e quantitativo de comunidades biológicas bem como na qualidade da água para os usos múltiplos (TALLING, 1969; HAMBRIGHT et al., 1994).

Em geral, os reservatórios abertos (lagos, açudes e represas) ganham calor nos períodos quentes (sejam eles diário ou anual) e o perdem nos períodos mais frios. Quando há

aquecimento, formam-se na coluna d'água camadas com temperaturas diferentes (estratificação térmica): uma camada mais superficial (epilímnio), na qual a temperatura é mais elevada devido à radiação solar, que torna a densidade de massa menor; uma camada de transição (metalímnio) e outra camada mais profunda (hipolímnio), onde a temperatura é menor e a densidade maior. No período mais frio, a perda de calor para a atmosfera desfaz essas camadas e provoca mistura das águas (circulação) que, praticamente, uniformiza a temperatura em todas as profundidades (NOGUEIRA et al., 2005)

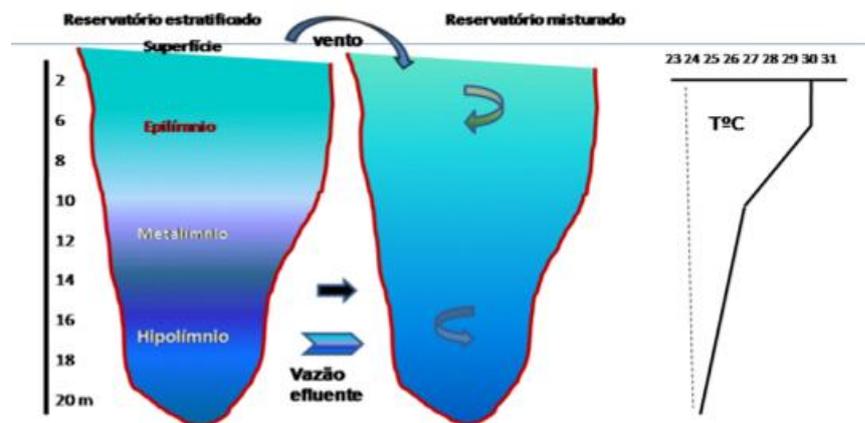


Figura 2.4 – Estratificação térmica e processos de mistura em reservatórios tropicais

Fonte: Ferreira Junior (2011)

Em climas tropicais os reservatórios são submetidos à estratificação e desestratificação diária. Nem todas as seções de um mesmo reservatório, durante o dia, a estratificação ocorre pelo aquecimento da camada superficial e, à noite, acontece a desestratificação pela ação combinada dos ventos e do resfriamento da camada superior, provocando mistura total a cada 24 horas (ESTEVEZ,2011).

CAPÍTULO III

3 A ÁREA DE ESTUDO

Neste capítulo caracteriza-se a área objeto de estudo considerando os aspectos físicos, morfológicos, climatológicos, vegetação e uso do solo, geológicos e principais problemas ambientais do reservatório e demanda de água para o consumo humano e irrigação.

3.1 Localização do Reservatório

O reservatório público Epitácio Pessoa, conhecido popularmente por Boqueirão foi construído entre os anos de 1951 e 1956 pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – DNOCS. Está inserido na bacia do Alto Paraíba e localizado entre as coordenadas 07°28'04'' e 07°33'32'' de longitude sul e 36°08'33'' e 36°16'51'' de longitude oeste, conforme observado na Figura 3.1. É o segundo reservatório do Estado em capacidade de acumulação, e o maior da bacia do rio Paraíba, apresentando atualmente um volume máximo de armazenamento de 411.686.287 m³ (PARAÍBA, 2004). Abastece a cidade de Campina Grande, a segunda maior do estado, e outras da circunvizinhança.

A área da bacia hidrográfica pertence a vários municípios do Estado da Paraíba e está inserida nas regiões dos Cariris e Curimataú, caracterizadas por baixa precipitação pluviométrica e elevadas taxas evaporativas. É densamente ocupada por açudes, possuindo um total de 708 açudes. A montante do açude de Boqueirão existem 22 açudes de médio porte com poder de regularização (DNOCS, 2005)..

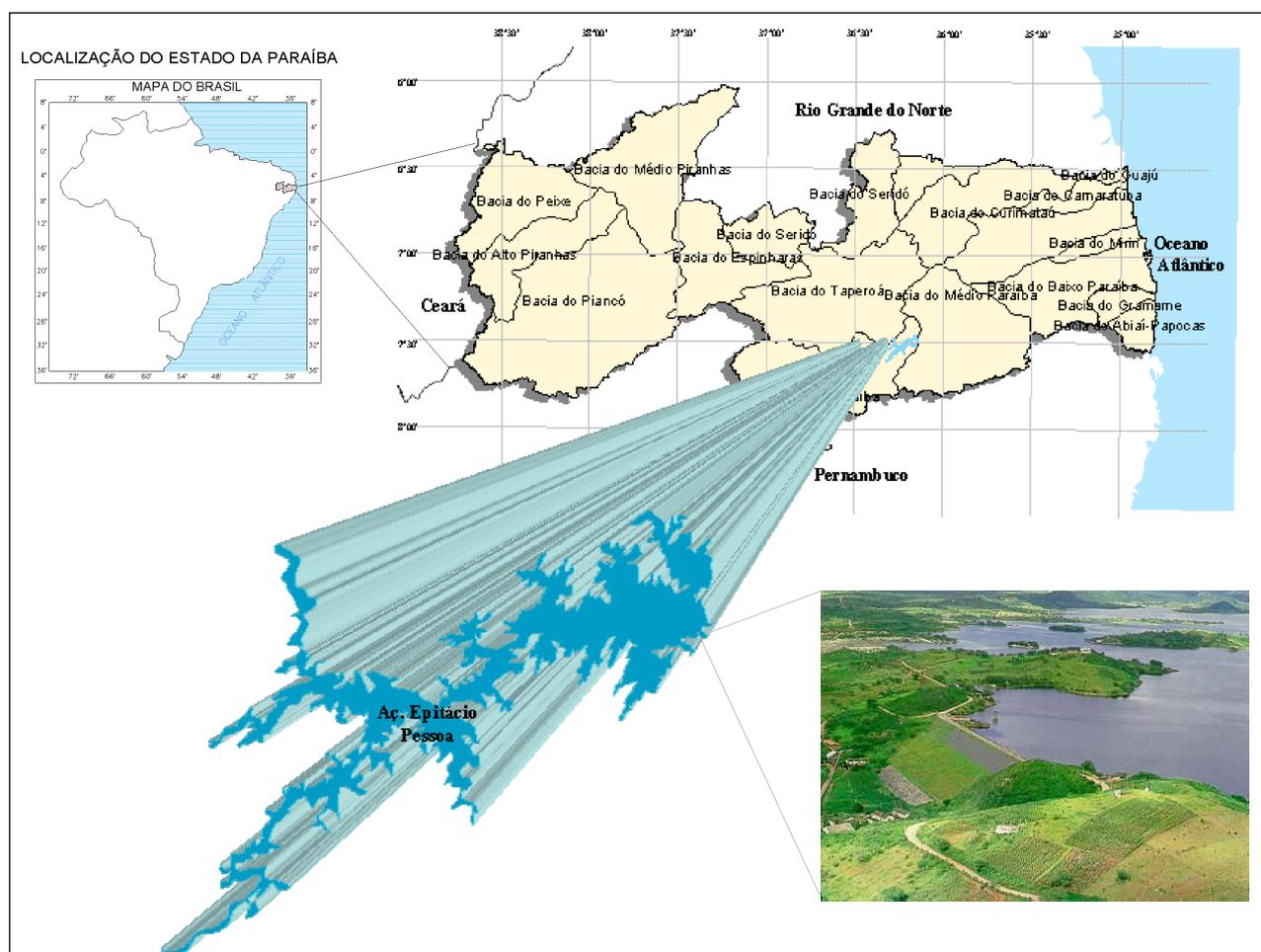


Figura 3.1 – Mapa de localização do açude Epitácio Pessoa no contexto do estado da Paraíba

Na Tabela 3.1 são apresentados os principais parâmetros que definem as características físico-morfológicas da bacia hidrográfica do açude Epitácio Pessoa (SCIENTEC, 2005).

Tabela 3.1 – Características físico-morfológicas da bacia hidrográfica do açude Epitácio Pessoa

Parâmetro Físico-Morfológico	Valor
Área de drenagem (A)	12.389,14 km ²
Perímetro (P)	753,32 km
Linha de fundo (L)	169,26 km
Largura média (Lm)	73,20 Km
Índice de compacidade (Kc)	1,89
Fator de forma (Kf)	0,43
Desnível (697,00 m – 350,00 m)	347,00 m

3.2 Características dos Solos da Área em Torno do Açude Epitácio Pessoa

Os solos encontrados na área em torno do açude Epitácio Pessoa são, na maioria das vezes, pouco profundos, de alta fertilidade e organizados em dois ambientes edafológicos: o primeiro se refere a uma superfície semi evoluída, formada pelos solos Bruno Não Cálculo e a segunda, por uma superfície não evoluída, formada pelos Litossolos e Afloramento de Rocha.

Na Tabela 3.2 pode-se observar a distribuição e extensão das classes de capacidade de uso do solo distribuído por município no entorno do reservatório Eptácio Pessoa (Boqueirão).

Tabela 3.2 – Extensão das classes de capacidade de uso por Município

Municípios	Classe de Capacidade	Área (ha)
Barra de São Miguel	IV	31.246,14
	VI	21.224,50
	VII	4.213,74
	Espelho d'água	607,23
	Total	57.291,61
Boqueirão	III	791,47
	IV	18.139,96
	VI	3.997,96
	VII	12.935,04
	Espelho d'água	3.921,25
	Total	39.008,97
Cabaceiras	IV	25.979,37
	VI	4.932,70
	VII	7.138,50
	VIII	1.120,34
	Espelho d'água	892,78
	Total	40.063,69
São Domingos do Cariri	IV	16.226,33
	VI	6.558,41
	VII	814,09
	Total	23.598,83

3.3 Vegetação e Uso do Solo

A área em torno do açude apresenta três feições distintas: vegetação, áreas de preservação permanente e antropismo (Figura 3.2). O antropismo tem provocado alterações na fisiografia da área. A primeira feição divide-se em três níveis de Vegetação de Caatinga, caracterizada segundo os aspectos fitossociológicos, delimitada quanto ao porte e condição de adensamento em: Vegetação Arbustiva Aberta, Vegetação Arbustiva Arbórea Fechada, Vegetação Arbórea Fechada; a segunda trata das Áreas de Preservação Permanente (APP) e a terceira e última feição são as áreas de exploração agrícola, também conferido a elas a denominação de áreas antrópicas.

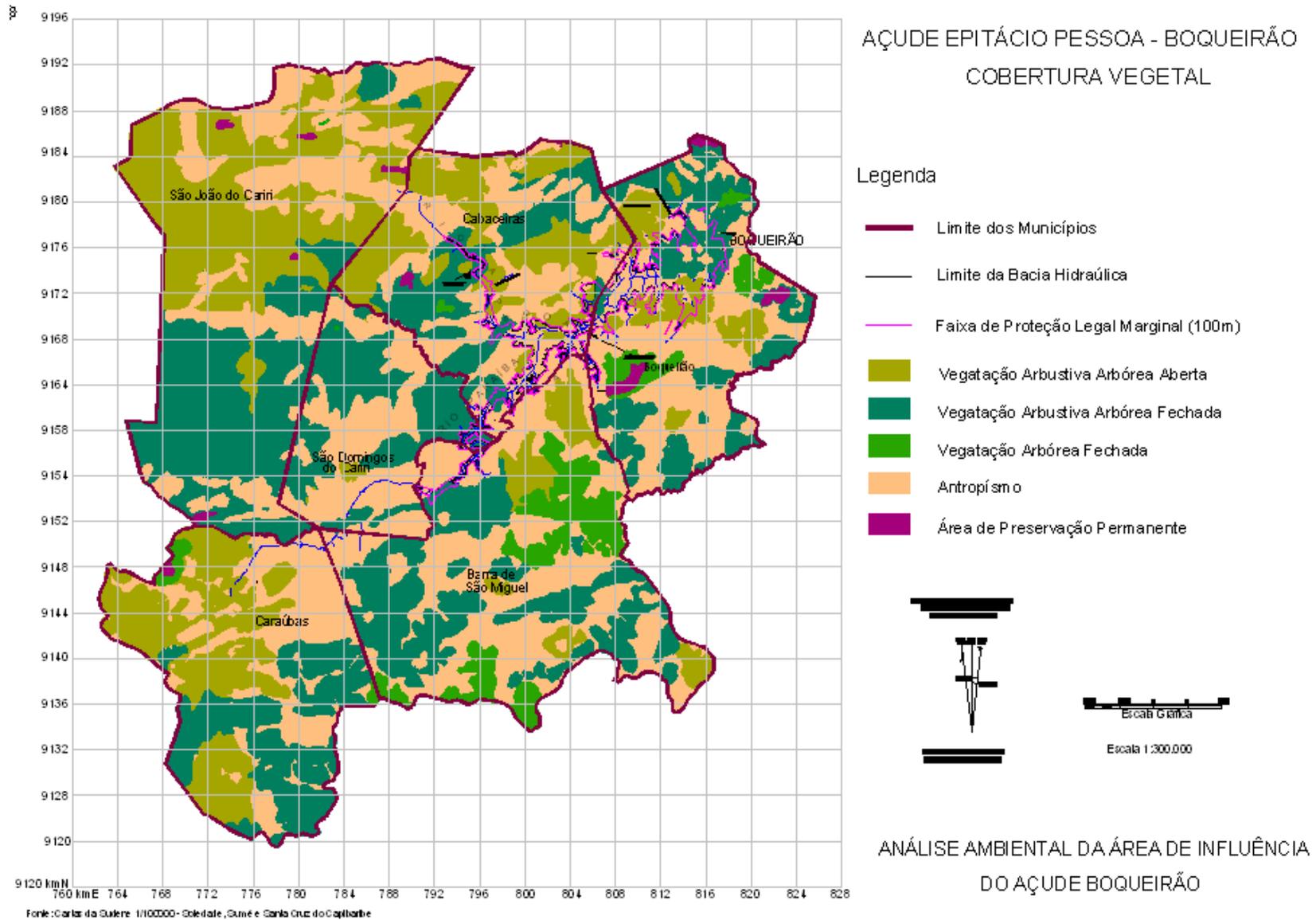


Figura 3.2 - Cobertura vegetal na área de entorno do açude Epitácio Pessoa.

A vegetação de caatinga assume papel de importância em todos os aspectos, tanto de caráter econômico como de preservação ambiental, com destaque para espécies frutíferas e medicinais, assim como suporte forrageiro, na exploração da caprinocultura e bovinocultura disseminada por toda a microrregião.

Com relação ao uso e ocupação do solo, a exploração agrícola com aplicação intensiva de agrotóxicos representa a sua grande totalidade. Isto ocorre em todos os municípios da área de influência do açude Epitácio Pessoa, inclusive dentro da faixa legal de preservação de 100 metros no seu entorno.

Na Tabela 3.3 são apresentadas as áreas antropizadas, inclusive as áreas que, pela legislação vigente, são de preservação permanente, e as diversas classes de vegetação, por município.

Tabela 3.3 – Cobertura vegetal e antropismo nos municípios que compõem o açude Epitácio Pessoa

Municípios	Tipo de Vegetação	Área (ha)	Índice (%)
Barra de São Miguel	Vegetação Arbustiva Arbórea Aberta	4.421,40	7,7
	Vegetação Arbustiva Arbórea Fechada	14.178,41	24,7
	Vegetação Arbustiva Fechada	6.673,45	11,6
	Antropismo	32.018,35	55,9
Boqueirão	Vegetação Arbustiva Arbórea Aberta	3.681,77	9,4
	Vegetação Arbustiva Arbórea Fechada	9.885,09	25,3
	Vegetação Arbustiva Fechada	1.877,30	4,8
	Antropismo	22.865,15	58,6
	Área de Preservação Permanente	699,66	1,8
Cabaceiras	Vegetação Arbustiva Arbórea Aberta	12.795,37	31,9
	Vegetação Arbustiva Arbórea Fechada	11.692,04	29,2
	Vegetação Arbustiva Fechada	50,97	0,1
	Área de Preservação Permanente	113,46	0,3
	Antropismo	15.411,85	38,5
São Domingos do Cariri	Vegetação Arbustiva Arbórea Aberta	2.141,21	9,1
	Vegetação Arbustiva Arbórea Fechada	10.889,13	46,1
	Antropismo	10.568,49	44,8

3.4 Características Geológicas e Geomorfológicas

A área do entorno do açude Epitácio Pessoa é de formação geológica cristalino. A mesma pertence à Província Borborema onde predominam as rochas do Pré-Cambriano Indiviso, como as do Complexo gnáissico - magmático, incluindo calcário cristalino e as rochas granitóides (granitos, granodioritos, tonalitos e monzonitos). Ao longo dos canais fluviais encontram-se os terrenos sedimentares, os aluviões, de origem Quaternária. Em algumas áreas da bacia hidráulica do açude de Boqueirão encontram-se os Diabásicos e

Basaltos e a Formação Campos Novos: argilas bentoníticas e montmoriloníticas, com níveis de fossilíferos, todos datando do Terciário.

As características da geomorfologia são evidenciadas por três feições geomorfológicas bastante distintas: a primeira refere-se a uma superfície dissecada denominada Pediplano Dissecado com altitudes variando entre 350 e 500 m, a segunda está relacionada ao Pediplano Pré-Dissecado com altitudes entre 500 e 650 m, e a terceira corresponde à Planície Aluvional que é uma área de acumulação, advinda do processo de transporte, seguida de diferentes períodos de deposições (DNOCS, 2005).

3.5 Levantamento Batimétrico

A capacidade máxima de acumulação do reservatório Epitácio Pessoa é de 535680000 m³ (cota 378,36 m), de acordo com o projeto original. Sua capacidade vem diminuindo ao longo do tempo. Segundo PARAIBA (2004), a capacidade atual é de apenas 418088514 m³ na cota 378,36 m ou 411686287 m³ na cota 377,90 m devido ao assoreamento de sua bacia hidráulica. A capacidade máxima de um açude é determinada pelo volume acumulável até a cota do vertedouro. Verifica-se, portanto, uma perda de capacidade de armazenamento em torno de 23%, ou seja, 0,48% ao ano, compatível com bacias hidrográficas do mesmo porte na região. Na Figura 3.3 pode-se observar as isolinhas de profundidades obtidas através do levantamento batimétrico.

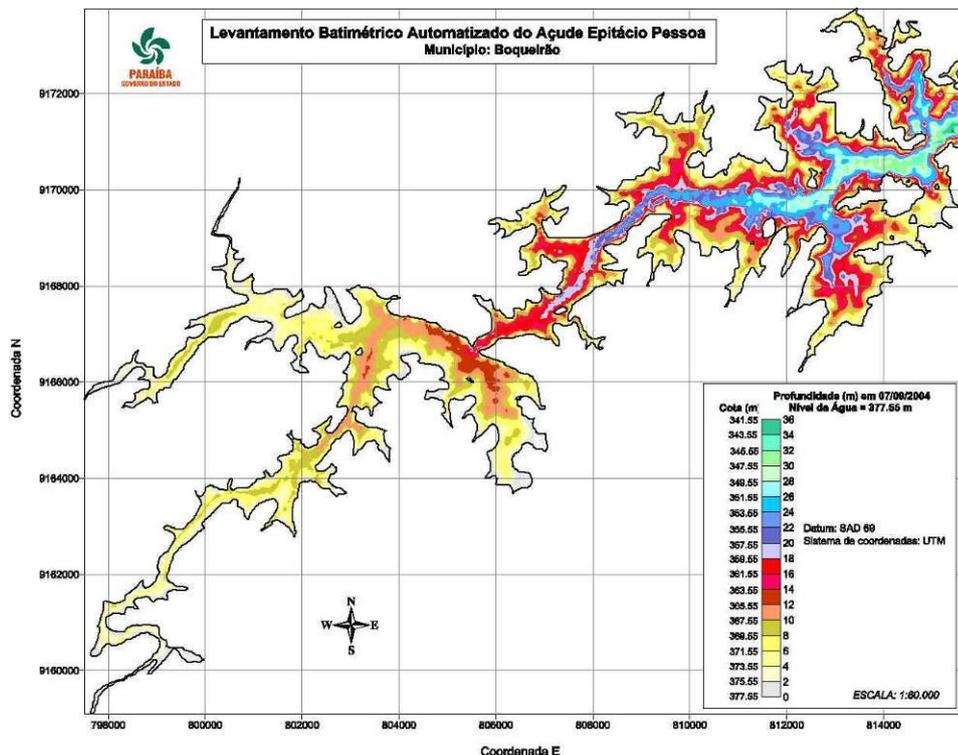


Figura 3.3 - Isolinhas de profundidades obtidas através do levantamento batimétrico.
Fonte: PARAIBA (2004)

3.6 Os Principais Problemas do Reservatório

O diagnóstico ambiental efetuado pelo DNOCS (2005) apontou os principais problemas enfrentados em torno do açude Epitácio Pessoa e do seu ecossistema. Uma articulação dos 5 principais problemas é apresentada na Figura 3.4.

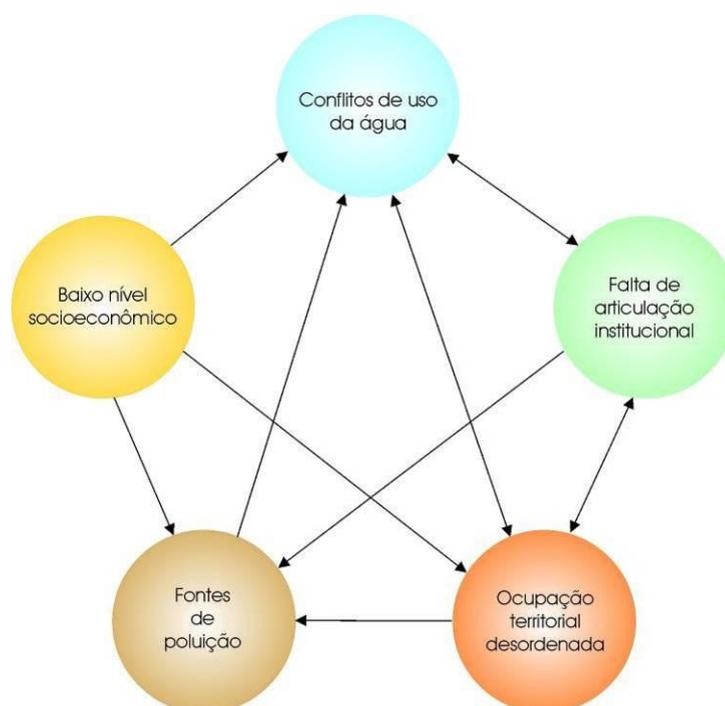


Figura 3.4 – Infograma das articulações entre os 5 principais problemas apontados
Fonte: DNOCS (2005)

No mesmo estudo, as fontes de poluição são tidas como um problema crescente, tendo sido apresentadas algumas diretrizes e recomendações. Prioritariamente, duas fontes de poluição devem ser combatidas: poluição por esgotos domésticos, cujo risco tende a crescer à medida que se promove o desenvolvimento em torno do açude, e poluição por agrotóxicos. Essas fontes são de efeito mais dramático nas áreas onde a ocupação do território se faz de forma desordenada, como nas áreas de vazante quando o nível do açude atinge uma cota abaixo de certa cota crítica, nas áreas de preservação permanente, e na zona urbana da cidade de Boqueirão diretamente em contato com o açude.

A poluição por esgoto doméstico apresenta um caráter mais urgente no município de Boqueirão, nas áreas em contato com o açude - problema que precisa ser analisado e tratado por meio do Plano Diretor da sede municipal de Boqueirão. Este plano deverá vincular a renovação de concessão de uso a critérios ambientais, particularmente ao tratamento dos esgotos domésticos e a um plano de coleta dos resíduos sólidos.

Para combater a poluição por agrotóxicos, há necessidade de se propiciar ao consórcio de municípios já citado, condições técnicas, financeiras e institucionais para fazer aplicar a legislação sobre a compra, o transporte, o armazenamento, o uso dos agrotóxicos e a destinação final das embalagens. Os vendedores dos produtos devem ser devidamente orientados e fiscalizados para que exijam o receituário agrônômico elaborado por técnico competente e devidamente credenciado. Os usuários de agrotóxicos devem ser também devidamente orientados por meio de um programa contínuo de educação ambiental, cuidados com o transporte, armazenamento e aplicação destes produtos.

Outra fonte de poluição mencionada diz respeito ao uso de embarcações a motor no açude, principalmente em período de veraneio, quando cresce o uso de lanchas e jets-ski. Não há legislação no Brasil a este respeito até o momento, porém, os motores de combustão interna de dois tempos, que equipam essas embarcações, são altamente poluentes (óleo e combustível), e as ondas provocadas pela esteira que se forma na passagem delas, são fatores de degradação das margens do açude. Assim sendo, o número destas embarcações no açude deve ser limitado, recomendando-se um estudo para definir a capacidade máxima, permitindo o seu uso através de licença a ser renovada a cada ano. Para não prejudicar o potencial atrativo do açude para o desenvolvimento de atividades de lazer ou de esporte aquático, recomenda-se fortemente que o consórcio dos municípios invista na promoção de atividades de recreação e de esportes aquáticos baseadas no uso de embarcações a remo e a vela.

Uma matriz de cadeia causal foi estabelecida para o problema Fontes de Poluição conforme mostrado na Figura 3.5.

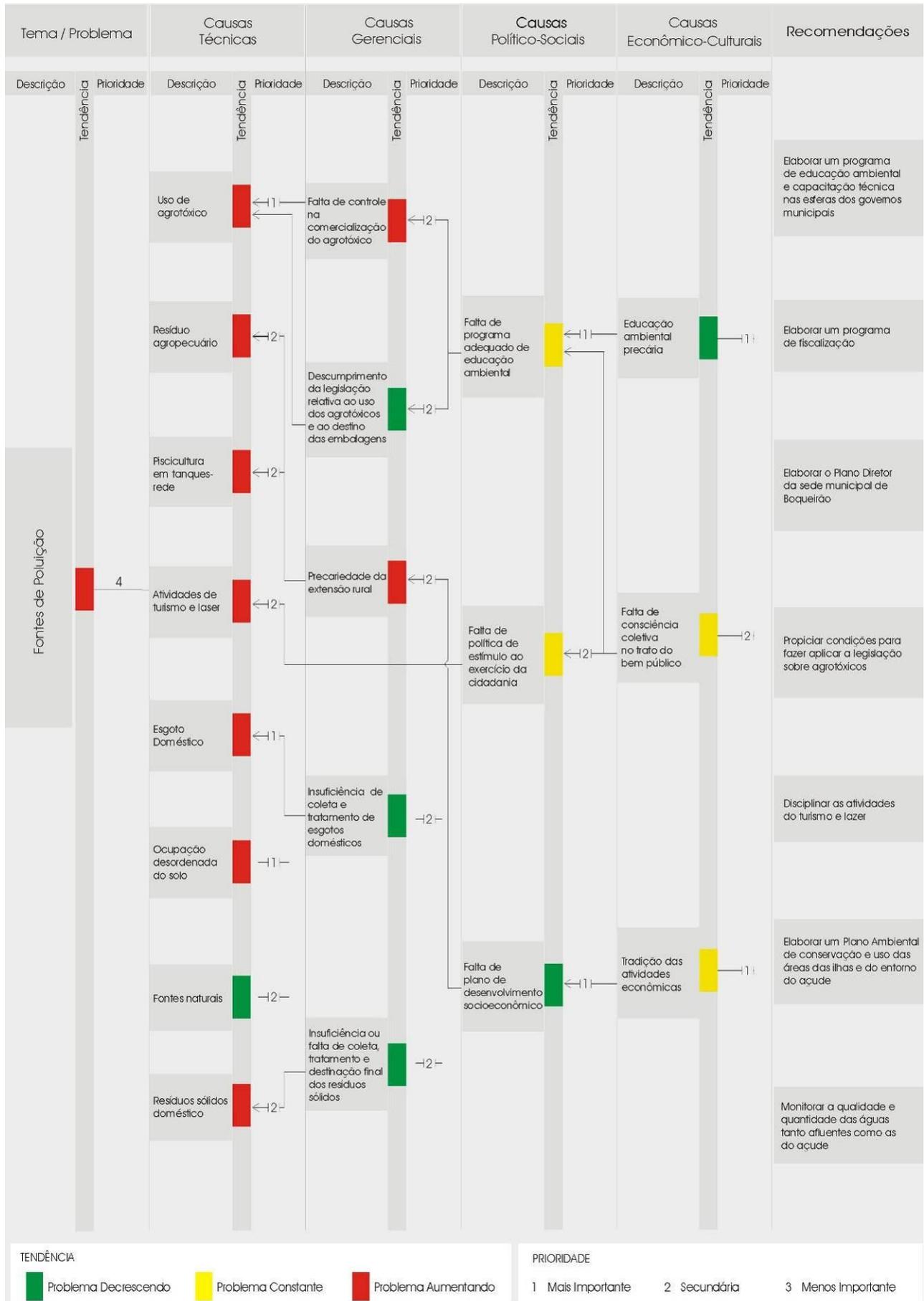


Figura 3.5 – Matriz de cadeia causal - Fontes de Poluição

3.7 Demanda de Água para o Consumo Humano

Para se estimar as demandas de água para a população foram consideradas duas categorias de consumidores: as populações rurais dispersas nas margens do açude Epitácio Pessoa e as populações urbanas concentradas nas cidades, distritos e aglomerados atendidos por abastecimentos públicos de água (AAGISA, 2004).

As demandas para irrigação e comércio foram incluídas junto às demandas de abastecimento da população (fixado o horizonte de projeto para 2020), pois, apesar de não serem prioritárias fazem uso dos mesmos sistemas de abastecimento. As demandas atuais e projeções das demandas para o horizonte de 2020 constam da Tabela 3.4.

Tabela 3.4– Demandas projetadas para o abastecimento de água a partir do açude Epitácio Pessoa

Ano	Demanda (L/s)			
	Sistema integrado de Campina Grande ⁽¹⁾	Sistema integrado de Canudos ⁽²⁾	Sistema integrado do Cariri ⁽³⁾	Total
2005	1.065,0	1,9	88,0	1.094,9
2010	1.174,0	2,0	103,5	1.279,5
2015	1.291,0	2,0	121,8	1.414,8
2020	1419,0	2,1	143,7	1.564,8

(1) Campina Grande, Barra de Santana, Queimadas, Caturité, Pocinhos, Galante e São José da Mata

(2) Riacho de Santo Antônio e Canudos

(3) Boa Vista, Soledade, Juazerinho, Seridó, São Vicente do Seridó, Pedra Lavrada, Cubati, Boqueirão, Cabaceiras e Olivedos.

Fonte: AAGISA (2004)

3.8 Demandas para a Irrigação

As demandas para irrigação no entorno do açude são de difícil projeção, pois dependem de diversos fatores, o principal sendo de fato a disponibilidade remanescente de água e as diretrizes propostas neste estudo. Assim, na estimativa das demandas para a irrigação, foram utilizadas as informações do cadastro dos usuários levantado em campo, complementado com outro cadastro levantado em campo pela Agência de Águas, Irrigação e Saneamento do Estado da Paraíba – AAGISA (AAGISA, 2004).

No cálculo das demandas, foi considerada uma demanda padrão de 0,57 L/s/ha, aplicável o ano inteiro. Este valor médio reflete corretamente a demanda real média por irrigação, apesar da mesma variar ao longo do ano, em função das variáveis meteorológicas, da cultura e do seu estado de desenvolvimento e do solo. Na Tabela 3.5, essas demandas estão consignadas.

Tabela 3.5 – Demandas para a irrigação no entorno do reservatório do açude Eptácio Pessoa (em L/s)

Município	Boqueirão	Barra de São Miguel	Cabaceiras	Total
Área (ha)	559,1	295,5	40,5	915,6
Demanda (l/s)	318,7	168,5	23,1	510,3

CAPÍTULO IV

4 METODOLOGIA: MATERIAIS E MÉTODOS

As etapas metodológicas desenvolvidas no estudo são sinteticamente apresentadas conforme o organograma da Figura 4.1.

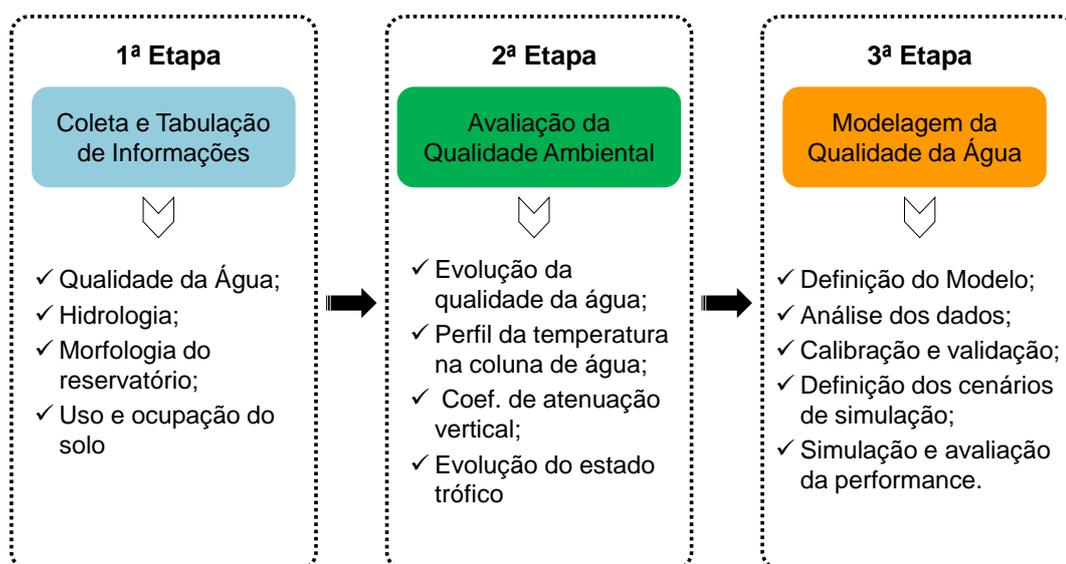


Figura 4.1 – Organograma das etapas desenvolvidas na metodologia

4.1 Coleta de Tabulação de Informações

4.1.1 Informações de Qualidade da Água do Reservatório

As informações de parâmetros de qualidade da água do reservatório foram obtidas junto a Agência Nacional de Águas (ANA). O período de investigação compreende os meses de abril a novembro de 2009, totalizando 16 observações com frequência de amostragem de 15 dias estando representados graficamente no Capítulo Resultados por S1 a S16. Os parâmetros de qualidade da água analisados foram: temperatura, transparência da água, fósforo total, nitrogênio total e clorofila-a. Como convenção foi utilizado a nomenclatura BC_i

como os pontos localizados no espelho de água do reservatório; BT_i nos tributários e BRP o rio principal. As coordenadas geográficas dos pontos de monitoramento são apresentadas na Tabela 4.1 e a distribuição espacial na Figura 4.2.

Tabela 4.1 – Coordenadas geográficas dos postos de monitoramento da qualidade da água

PONTO	Coordenada UTM (m)	
	E(X)	N(Y)
BC1	153106,77	9171038,18
BC2	151500,26	9172569,58
BC3	146829,67	9169394,48
BC4	143285,69	9166276,40
BT1	151086,68	9173334,24
BT2	149452,04	9172214,39
BT3	138382,22	9169514,45
BT4	135631,69	9165454,46
BT5	144144,75	9163665,84
BT6	151000,67	9167536,17
BRP	137243,96	9162155,94

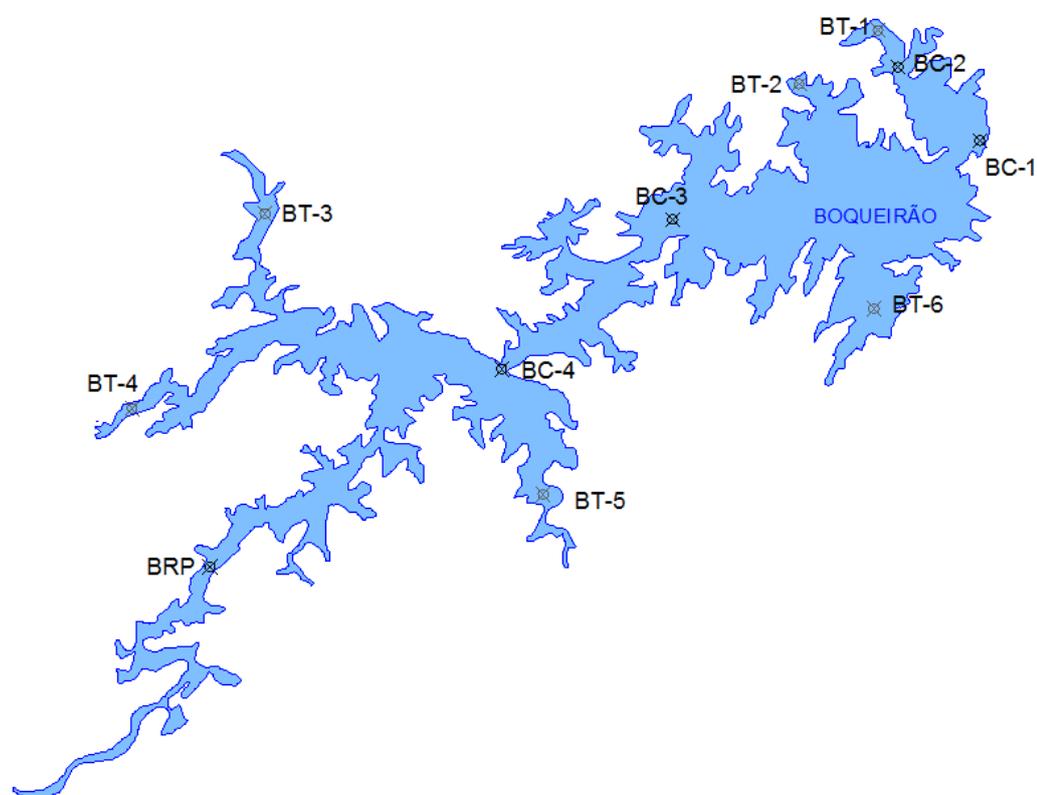


Figura 4.2 – Distribuição espacial dos pontos de monitoramento da qualidade da água no reservatório Epitácio Pessoa

4.1.2 Informações Hidrológicas

Através do Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba (LMRS) foram coletadas séries históricas do total mensal precipitado no posto pluviométrico bem como o total mensal evaporado em posto localizado no açude Boqueirão. Já no Departamento Nacional de Obras contra a Seca – DNOCS foram obtidos dados de séries históricas diárias de nível e volume de acumulação do açude. A série de vazões afluente ao reservatório foram obtidas através Sistema de Informações Hidrológicas – HIDRO (ANA, 2012) tomando como referência as seções do postos Caraubas e Poço de Pedras. A síntese das informações hidrológicas e a frequência de observação são apresentadas na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Síntese das informações hidrológicas e a frequência de observação

Tipo de Parâmetro	Unidade	Frequência	Período de Observação
Precipitação	mm	mensal	1994-2006
Nível	m	diário	2006-2011
Volume de acumulação	m ³	diário	2006-2011
Evaporação	mm	mensal	1994-2006
Vazão afluente	m ³ /s	mensal	1994-2008

4.2 Cálculo do Coeficiente de Atenuação Vertical

O coeficiente de atenuação vertical (k) corresponde ao somatório dos coeficientes de absorção e de dispersão no meio aquático, sendo considerados os principais fatores que determinam a quantidade de energia em uma certa profundidade da coluna d'água. O k é função da concentração de compostos dissolvidos e em suspensão e da distância percorrida pela radiação. O coeficiente de atenuação vertical (k) foi obtido utilizando a Equação (1).

$$k = \frac{\mu}{Z_{ds}} \quad (1)$$

Onde:

Z_{ds} = profundidade do disco de Secchi (m);

$\mu = 1,35$ = constante calculada utilizando como referência Margalef (1983).

4.3 Cálculo do Índice de Estado Trófico

A avaliação do estado trófico do reservatório Epitácio Pessoa foi desenvolvida através da aplicação do Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977) considerando sua ampla

aplicação em sistemas ambientais. Carlson (1977) desenvolveu um índice de estado trófico - IET baseado em equações que utilizam variáveis limnológicas, o qual passou a ser amplamente utilizado no monitoramento da qualidade da água em virtude da facilidade de aplicação e obtenção das variáveis de entrada no modelo. O índice considera apenas a camada superficial sendo calculado para as variáveis fósforo total (Equação 2), clorofila-a (Equação 3) e transparência da água (Equação 4) numa escala numérica que varia de 0 a 100.

$$\text{IET(P)} = 4,15 + 14,42 \cdot \ln(\text{P}) \quad (2)$$

$$\text{IET(CHL-A)} = 30,6 + 8,84 \cdot \ln(\text{CHL-A}) \quad (3)$$

$$\text{IET(SEC)} = 60,0 - 14,41 \cdot \ln(\text{SEC}) \quad (4)$$

Onde:

IET (P) = índice de estado trófico para fósforo total;

IET (CHL-A) = índice de estado trófico para clorofila-a;

IET (SEC) = índice de estado trófico para a transparência;

$\ln(\text{P})$ = logaritmo neperiano de fósforo total (mg/m^3);

$\ln(\text{CHL-A})$ = logaritmo neperiano para clorofila-a (mg/m^3);

$\ln(\text{SEC})$ = logaritmo neperiano da transparência (mg/m^3).

4.4 Aplicação do Modelo de Qualidade da Água BATHTUB

Na região semiárida do Brasil constata-se a incipiência na utilização da modelagem matemática da qualidade da água como ferramenta de auxílio a tomada de gestão, sobretudo em reservatórios públicos de abastecimento de água.

Diante de restrições na disponibilidade de informações de qualidade da água para representação de processos tróficos na região semiárida e visando a implementação de melhores práticas de gestão e avaliação ambiental em bacias hidrográficas foi selecionado o modelo computacional BATHTUB, desenvolvido para o Corpo de Engenheiros do Exército dos EUA por Walker (1999).

O processo de modelagem no estado estacionário foi escolhido como meio de simular a longo prazo concentrações médias anuais dos parâmetros de qualidade. Neste caso, uma abordagem de modelagem dependente do tempo teria acrescentado considerável complexidade, apenas para fornecer uma saída para a qual seria necessário posterior redução estatística para compatibilidade com os critérios que são expressos em valores médios.

4.4.1 Descrição do Modelo Bathtub

O BATHTUB é um modelo computacional projetado para facilitar a aplicação em estudos de eutrofização de reservatórios ou lagos. O programa é formulado no estado estacionário de balanços de massa em uma rede segmentada espacialmente que representa o transporte advectivo, por difusão e sedimentação de nutrientes conforme Equação 5.

$$V_i \frac{dc_i}{dt} = 0 = W_i + \sum_j \{Q_{ji}c_j - Q_{ij}c_i + E_{ij}(c_j - c_i)\} - k_i V_i c_i^2 \quad (5)$$

Onde:

V_i = volume do segmento i (hm^3);

c_i = concentração no segmento i ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

c_j = concentração no segmento adjacente j ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

W_i = carga externa direta para o segmento i ($\text{t}\cdot\text{ano}^{-1}$);

Q_{ji} = fluxo advectivo de entrada do segmento i para o segmento de montante j ($\text{hm}^3\cdot\text{ano}^{-1}$);

Q_{ij} = fluxo advectivo saída a partir do segmento i para o segmento de jusante j ($\text{hm}^3\cdot\text{ano}^{-1}$);

$E_{i,j}$ = fluxo difusivo entre segmentos adjacentes i e j ($\text{hm}^3\cdot\text{ano}^{-1}$);

k_i = coeficiente de sedimentação líquida de segunda ordem para o segmento i ($\text{m}^3\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$).

Para fornecer as perspectivas regionais da qualidade da água do reservatório é realizado o controle dos fatores e desempenho do modelo. O BATHTUB também pode ser configurado para a aplicação simultânea de coleções ou redes de reservatórios. A relação eutrofização-qualidade da água (expressa em termos de fósforo total, clorofila-a, nitrogênio orgânico, transparência, ortofosfato, e taxa de depressão do oxigênio no hipólímnio) são simulados utilizando relações empíricas desenvolvidas e testada para aplicações em reservatórios.

4.4.2 Balanço de Massa

O conceito de balanço de massa é fundamental para a modelagem da eutrofização de reservatórios. O modelo opera o balanço de água e nutrientes através do estabelecimento de um volume de controle em torno de cada segmento e avaliando os seguintes termos:

- Entradas = Saídas + Variação do armazenamento + Perdas líquidas
- Termos de entradas = Entradas externas + Advecção + Difusão + Precipitação
- Componentes de saídas = Descargas no reservatório + Advecção + Difusão + Evaporação

Os termos externos atmosféricos e evaporação são calculados diretamente a partir de informações fornecidas pelo usuário no arquivo de entrada.

Os termos advectivos refletem a descarga líquida a partir de um segmento para outro e são derivados a partir de cálculos de balanço de água.

Os termos de transporte difusivos são aplicáveis apenas aos problemas envolvendo a simulação de variações espaciais dentro de reservatórios. Eles refletem difusão turbulenta (como impulsionada pelas correntes de vento aleatórias e de mistura) e estão representados por fluxos de troca em massa entre pares de segmentos adjacentes.

Apesar de seu desenvolvimento original, baseada em dados de sistemas fluviais, a aplicabilidade da equação de Fischer para estimar as taxas de dispersão longitudinais em outros reservatórios foi demonstrado anteriormente por Walker (1985). Para um determinada largura de segmento e profundidade média, a dispersão numérica é proporcional ao comprimento do segmento. Ao selecionar comprimentos de segmento para manter as taxas de dispersão numéricas menores que os valores previstos, os efeitos de dispersão numérica nos cálculos podem ser controlados. Com base na equação de dispersão de Fischer, a taxa de dispersão numérica será menor do que a taxa de dispersão calculada, se a seguinte condição da Equação (6) for válida.

$$L < 200 \cdot W^2 \cdot Z^{-0,84} \quad (6)$$

Onde:

L = comprimento do segmento (Km)

W = largura média superior = área superficial/comprimento (Km)

Z = profundidade média (m).

A equação acima pode ser aplicada a condições médias do reservatório, a fim de estimar um limite superior para o comprimento apropriado do segmento. Na maioria dos casos, os perfis nutricionais simulados são relativamente insensíveis as taxas de dispersão longitudinal. O ajuste do intercâmbio de fluxo pode ser conseguido através do uso de fatores específicos de calibração dos segmentos.

Através de uma configuração adequada dos segmentos de modelo, BATHTUB pode ser aplicado a uma ampla variedade de configurações de reservatório e problemas de gestão de recursos hídricos.

Os limites do segmento podem ser definidos com base nas seguintes considerações:

- Morfometria do reservatório;

- Localizações das entradas principais e fontes de nutrientes;
- Variações espaciais observadas na qualidade da água;
- Localização das áreas de uso crítico no reservatório;

Embora cada um dos segmentos é modelado como verticalmente misto, o modelo BATHTUB é aplicável aos sistemas estratificados porque as formulações foram empiricamente calibradas a partir de uma ampla variedade de tipos de dados, incluindo os sistemas de reservatório bem misturado e verticalmente estratificado. Efeitos das variações verticais são incorporados nas estimativas de parâmetros de modelo.

4.4.3 Modelo de Sedimentação de Nutrientes

Os modelos de retenção de nutrientes foram utilizados para estimar a remoção líquida de fósforo ou de nitrogênio em cada segmento. Resultados de pesquisas realizadas por Walker (1999) indicam que o modelo de decaimento de segunda ordem (Equação 7) é a formulação mais geralmente aplicável para a representação da sedimentação de fósforo e nutrientes em reservatórios.

$$W_s = K_2 \cdot C^2 \quad (7)$$

Onde:

W_s = taxa de sedimentação de nutrientes ($\text{mg}/\text{m}^3 \cdot \text{ano}$);

K_2 = taxa de decaimento efetivo de segunda ordem ($\text{m}^3/\text{mg} \cdot \text{ano}$);

C = concentração de nutrientes no reservatório (mg/m^3).

4.4.4 Solução do Algoritmo

Os balanços hídricos são expressos através de um sistema de equações lineares que são resolvidos por meio de inversão de matriz para estimar o fluxo advectivo de saída de cada segmento do modelo. Os balanços de massa estão expressos como um sistema de equações não-lineares que são resolvidas iterativamente via Método de Newton. A solução do balanço de massa podem ser obtidas por até três constituintes (fósforo total, nitrogênio total, e uma substância conservativa definida pelo usuário).

4.4.5 Respostas do Modelo de Eutrofização

As respostas do modelos de eutrofização relacionam os níveis de nutrientes observados ou previstos no reservatório para medidas de densidade de algas e condições

relacionadas com a qualidade da água. As variáveis de diagnóstico incluídas na saída do modelo, juntamente com as diretrizes para a sua interpretação podem ser classificadas da seguinte forma:

- Variáveis básicas de rede: TP, TN, Chl-a, Secchi, nitrogênio orgânico, fósforo total e Ortofosfato;
- Taxas de depleção do oxigênio no hypolimnetic e metalimnetic;
- Primeira e segunda componentes principal das variáveis de estado trófico (indicadores de fornecimento de nutrientes e limitação de luz);
- Indicadores de limitação de nitrogênio versus fósforo total: $(N-150) / P$ total e relação N / P inorgânico;
- Indicadores de limitação da luz: turbidez não-algal, combinação de turbidez x profundidade, combinação de profundidade / profundidade de Secchi & Chl-a;
- Indicador de utilização de fósforo: Taxa Chl-a / Total P;
- Frequência de floração de algas;
- Índice de Estado Trófico de Carlson.

4.4.7 Análise de Erro

O primeiro procedimento de análise de erro implementado pelo modelo BATHTUB pode ser utilizado para estimar a incerteza em previsões do modelo derivada de incerteza em entradas do modelo e da incerteza inerente aos modelos empíricos. Para expressar a incerteza das entradas, as variáveis de entrada-chave são especificadas usando duas quantidades:

- Média = melhor estimativa
- EPR = Erro Padrão Relativo = Erro Padrão da Média / Média

O ERP reflete a incerteza no valor de entrada (não a variabilidade temporal), expressa como uma fração da média ou melhor estimativa. Valores de CV podem ser especificados para a maioria das categorias de entrada, incluindo fluxos atmosféricos (precipitação, evaporação, cargas de nutrientes), fluxos tributários e concentrações afluentes, taxas de dispersão e qualidade da água observada do reservatório.

4.5 Discretização Espacial do Reservatório

Para efeito de implementação do processo de modelagem, o reservatório Epitácio Pessoa foi discretizado em 7 segmentos, considerando as características morfológicas e ambientais (Figura 4.3).

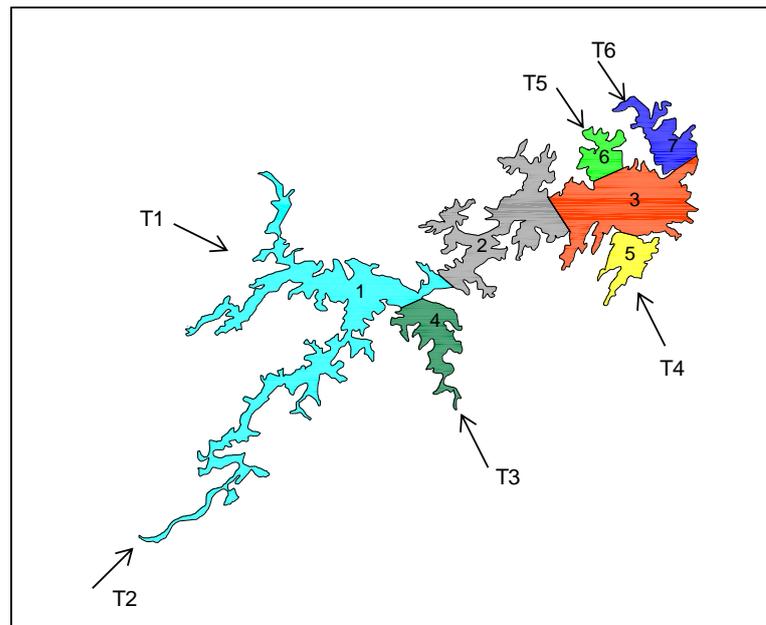


Figura 4.3 – Discretização espacial do reservatório Epitácio Pessoa

Os segmentos representam diferentes áreas do reservatório (por exemplo, reservatório superior, meio reservatório, perto da barragem) (Figura 4.4). As setas invertidas refletem a simulação de dispersão longitudinal. As ramificações no esquema de segmentação refletem os principais tributários ou entradas externas.

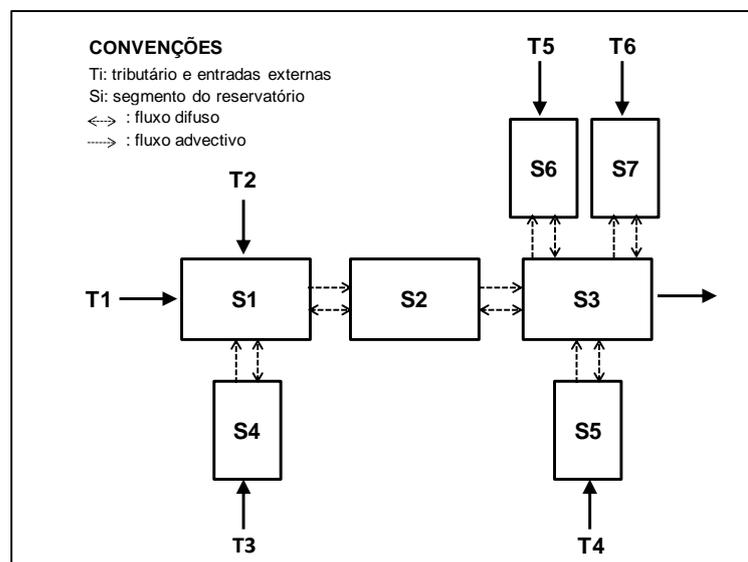


Figura 4.4 – Representação segmentada do reservatório Epitácio Pessoa

Os perfis longitudinais de nutrientes são previstos com base na simulação de transporte advectivo, o transporte difusivo, e sedimentação de nutrientes.

A Tabela 4.3 apresenta as características morfológicas dos elementos computacionais utilizados no processo de modelagem.

Tabela 4.3 – Características morfológicas dos elementos computacionais Utilizados no processo de modelagem

Elemento	Área (km²)	Comprimento (km)	Profundidade (m)
S1	17,1	9,27	6,5
S2	9,3	4,85	14,8
S3	10,6	5,37	29,8
S4	3,7	4,23	8,2
S5	2,5	2,71	15,3
S6	2,1	1,87	17,5
S7	3,3	3,19	18,7
T1	6717,4	-	-
T2	5668,3	-	-
T3	45,1	-	-
T4	84,0	-	-
T5	19,4	-	-
T6	16,1	-	-

4.6 Informações Utilizadas no Modelo Bathtub

4.6.1 Cargas de Nutrientes

As cargas de nutrientes superficiais foram calculadas considerando as concentrações médias das variáveis de qualidade da água foram obtidas através da Agência Nacional de Águas conforme descrito no item 4.2.1, bem como as vazões médias afluentes oriundas do banco de dados HIDRO.

A carga de nutrientes via deposição atmosférica utilizada no processo de modelagem foi calculada utilizando a Equação 8.

$$C_{\text{atm}} = C_o \cdot P_m \quad (8)$$

Onde:

C_{atm} = carga de nutrientes via deposição atmosférica (g/m².ano);

C_o = concentração de nutriente (mg/L);

P_m = precipitação anual média (mm/ano);

Considerando a não disponibilidade de informações locais de concentração atmosférica de nutrientes, utilizou-se como base os valores determinados por Lewis (1981), quais sejam 0,02 fósforo total (kg/km².ano) e 0,2 nitrogênio total (kg/km².ano). O valor de 314,8 mm/ano foi utilizado como referência local para precipitação média.

As cargas de nutrientes que aportam no reservatório Epitácio através de seus tributários do são apresentadas conforme a Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Carga de nutrientes que aportam no reservatório Epitácio Pessoa

Tributário	Seg.	Área (km ²)	Vazão (hm ³ /ano)		P Total (ppb)		N Total (ppb)	
			Média	CV	Média	CV	Média	CV
T1	1	6717,4	153,8	0,5	110,3	0,4	1718,8	0,4
T2	1	5668,3	118,6	0,5	133,8	0,3	1508,8	0,4
T3	4	45,1	14,18	0,2	132,1	0,4	1655	0,3
T4	5	84	26,45	0,2	130,5	0,4	1153,8	0,4
T5	6	19,4	6,11	0,2	110	0,2	1450	0,5
T6	7	16,1	5,07	0,2	107,5	0,1	1261,7	0,4

4.6.2 Cenários de Modelagem

Com vistas a avaliação e definição de planejamento e ações que visem a melhoria da qualidade da água, e conseqüentemente do estado trófico no reservatório Epitácio Pessoa, foram criados 5 cenários hipotéticos para simulação. Para efeito das simulações dos cenários para gestão da qualidade da água foi admitido constante as vazões afluentes, reduzindo as concentrações de nutrientes nas proporções dos cenários.

Os cenários delineados consideram a situação atual e a redução progressiva de cargas de nutrientes advindas da bacia de contribuição através de ações de curto, médio e longo prazo, tais como: investimentos do poder público na implantação de sistemas de esgotamento sanitário e melhorias das práticas de manejo e conservação do uso do solo, principalmente na agricultura de áreas de vazante no reservatório e recomposição da mata ciliar (Tabela 4.5).

Tabela 4.5 – Cenários de simulação

Cenário	Descrição
0	Situação atual
1	Redução de 10%
2	Redução de 30%
3	Redução de 50%
4	Redução de 70%
5	Redução de 90% nos níveis de nutrientes

4.7 Calibração e Validação

A calibração e validação do modelo foi realizada para garantir uma maior precisão e confiabilidade das respostas utilizando dados regionais, considerando sobreposição considerável entre as distribuições observadas e previstas. Reconhecendo que as diferenças entre as respostas observadas e previstas são pelo menos parcialmente, devido a erros de medição e do próprio modelo, os fatores de calibração foram utilizados com parcimônia.

O modelo BATHTUB inclui em sua rotina de cálculos, um procedimento para derivar estimativas de mínimos quadrados de fatores de calibração calculadas a partir transformação log do valores observados e preditos das concentrações das substâncias em cada segmento bem como teste estatísticos t para ajudar o usuário a avaliar se a calibração é apropriada. Como a série de dados no período de investigação é curta, foram aplicadas cargas hipotéticas distintas das utilizadas inicialmente, para verificação da resposta do modelo e sua coerência.

Os modelos empíricos implementados no BATHTUB são generalizações sobre o comportamento de reservatórios analisados. Quando aplicado aos dados a partir de um reservatório estudo da caso sem calibração específica, as observações podem ser diferentes das predições. Tais diferenças, refletem as limitações de dados (erros de medição ou estimativa nas concentrações médias de entrada e saída), bem como as características originais do reservatório analisado.

No procedimento para calibrar o modelo são combinados condições observadas do reservatório fornecida ao BATHTUB realizado através da aplicação dos fatores de calibração, que modificam as respostas previstas pelos modelos empíricos no reservatório, as velocidades de sedimentação de nutrientes, concentrações de clorofila-a, profundidade Secchi, velocidade de consumo de oxigênio e os coeficientes de dispersão.

O modelo calibrado pode ser aplicado posteriormente para prever mudanças nas condições prováveis do reservatório que podem resultar de cenários específicos de gestão dos recursos hídricos. Por conveniência, os fatores de calibração podem ser aplicados em duas escalas espaciais: global (aplicando a todos os segmentos) e individual (aplicando a cada segmento). O produto dos fatores de calibração globais e individuais é multiplicado pela resposta prevista do reservatório do modelo empírico para produzir a previsão calibrada.

CAPÍTULO V

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análise das Variáveis de Qualidade da Água

A transparência da água no reservatório, avaliada através do disco de Secchi, apresentou amplitude de variação que vai de 50 cm no ponto BC4 (semanas S12 e S13) a 200 cm no ponto BC1 (Figura 5.1). Observa-se uma tendência de redução da transparência no período chuvoso (semanas S11 a S15), ao passo que os valores aumentam no período de estiagem, o que pode acarreta no aumento da produtividade do ecossistema.

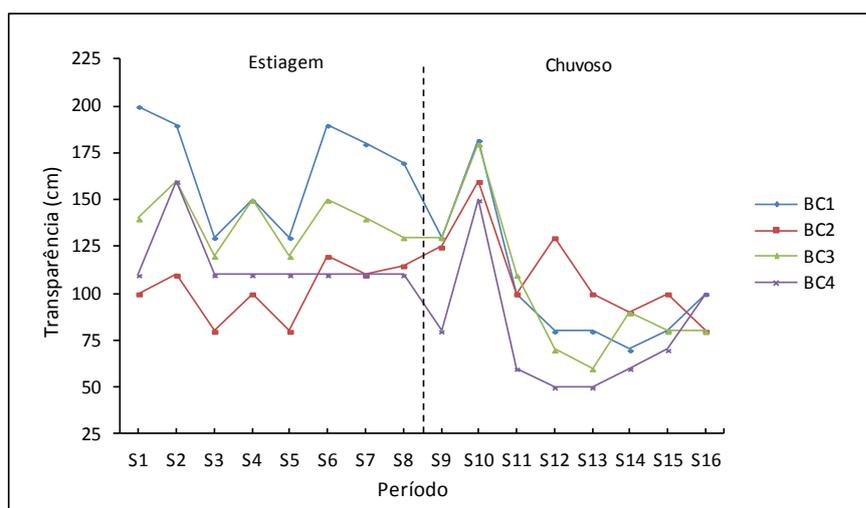


Figura 5.1 – Variação temporal da transparência da água no reservatório Epitácio Pessoa

A Tabela 5.1 apresenta os valores do coeficiente de atenuação vertical para o reservatório Epitácio Pessoa. Note que o ponto BC 4 no período de chuva apresentou a maior elevação nos valores do coeficiente de atenuação vertical. Esteves (2011) encontrou em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros valores de k entre 0,19 e 4,25.

Tabela 5.1 - Valores do coeficiente de atenuação vertical (k) para o reservatório Epitácio Pessoa

Ponto	k	
	Estiagem	Chuva
BC1	0,83	1,43
BC2	1,27	1,29
BC3	0,98	1,51
BC4	1,18	1,97

A temperatura da água apresentou sazonalidade com valores que vão de 30,8°C no ponto BC4 a 25°C no ponto BC1 que localiza-se próximo ao barramento (Figura 5.2). A Resolução CONAMA n° 357/05 não especifica valores limites de temperatura para quaisquer classes, todavia, elevadas temperaturas aumentam a taxa de transferência de gases, o que pode ocasionar liberação de gases com odores desagradáveis.

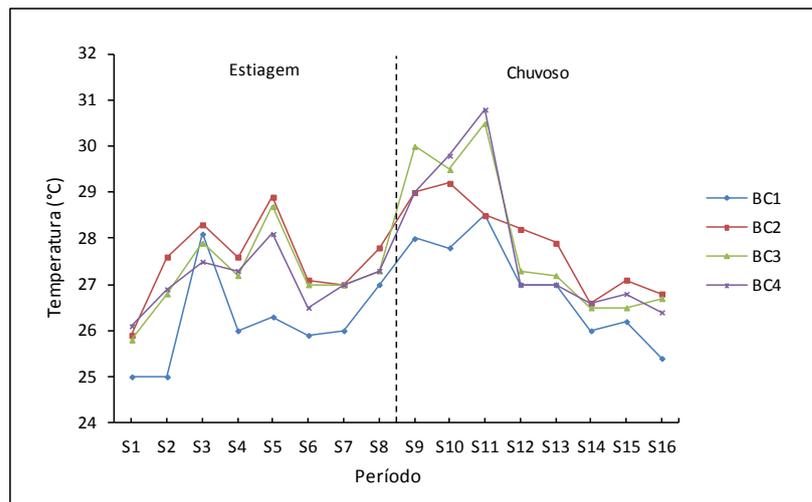


Figura 5.2 – Variação temporal da temperatura da água no reservatório Epitácio Pessoa

A concentração de oxigênio dissolvido no reservatório Epitácio Pessoa variou de 2,3 mg O₂/L a 8,9 mg O₂/L no ponto BC4 (Figura 5.3). Constata-se ainda, que os níveis de OD, em alguns poucos períodos de amostragem apresentaram-se abaixo do valores preconizados pela Resolução CONAMA N° 357/2005 para corpo hídrico enquadrado na classe 2 (5 mg O₂/L). Ressalta-se que os níveis de OD na água são vitais para a manutenção de condições oxidantes (aeróbias), para degradar a matéria orgânica e para manter, por exemplo, o fósforo no sedimento de reservatórios (PORTO et al, 1991).

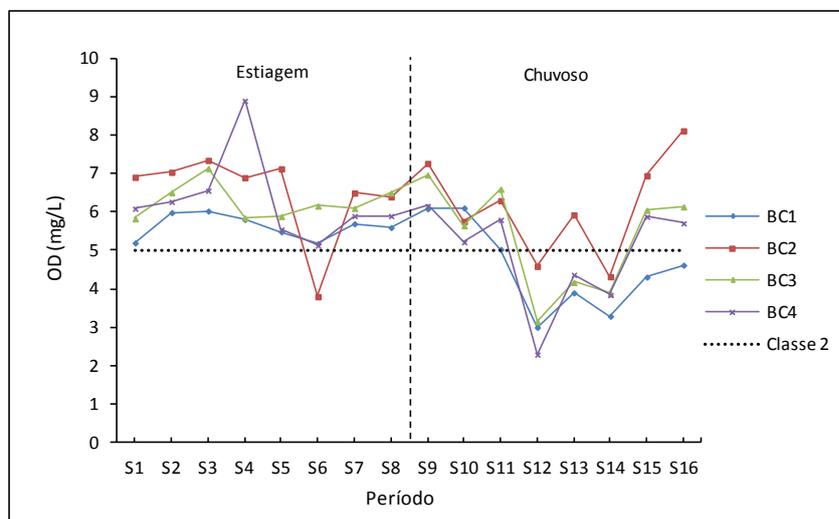


Figura 5.3 – Variação temporal do oxigênio dissolvido no reservatório Epitácio Pessoa

O pH da água apresentou amplitude de variação que vai de 7,0 a 10,0, ambas no ponto BC4 (Figura 5.4). Na maior parte do período investigado, os valores de pH estiveram em conformidade com os limites estabelecidos pelo CONAMA N° 357/2005 para classe 2, exceção ocorreu para os períodos S3, S13 e S16. As condições de pH na água podem afetar a quantidade e qual a forma do fósforo mais abundante na água, também determina se os organismos aquáticos podem utilizá-lo. No caso dos metais pesados, o grau de solubilidade determina sua toxicidade (USGS, 2012). Helawell (1986) considera que a intensa atividade fotossintética de algas e plantas superiores pode elevar o pH a 8,0 ou valores mais altos, já que a redução dos níveis de gás carbônico como resultado da fotossíntese pode causar rápidas mudanças de pH.

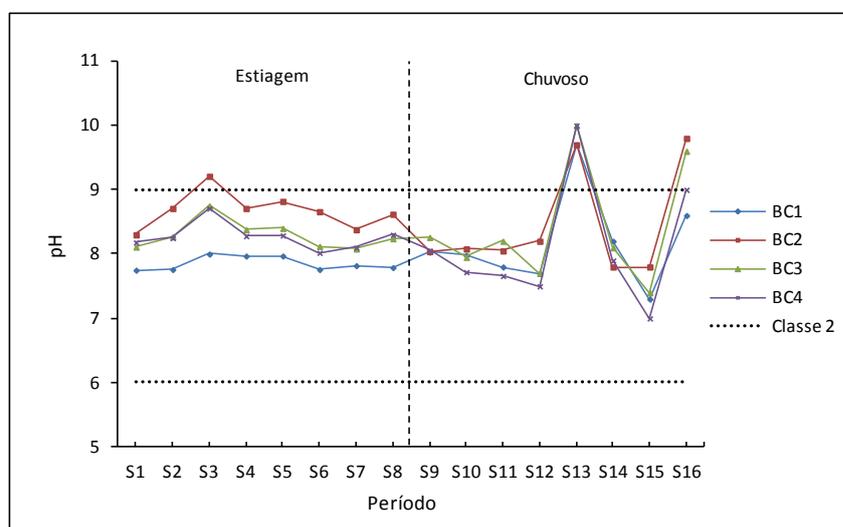


Figura 5.4 – Variação temporal do pH da água no reservatório Epitácio Pessoa

Os valores de fósforo total no reservatório variaram de 0,05 mg/L no ponto BC1 a 0,14 mg/L no ponto BC4 (Figura 5.5). Em todos os pontos de monitoramento, durante o período de investigação, as concentrações de fósforo total apresentaram-se superiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05 para Classe 2 para ambientes lênticos. As concentrações de fósforo total acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05 evidenciam a necessidade premente de ações de controle que visem a redução do aporte de nutrientes no reservatório Epitácio Pessoa.

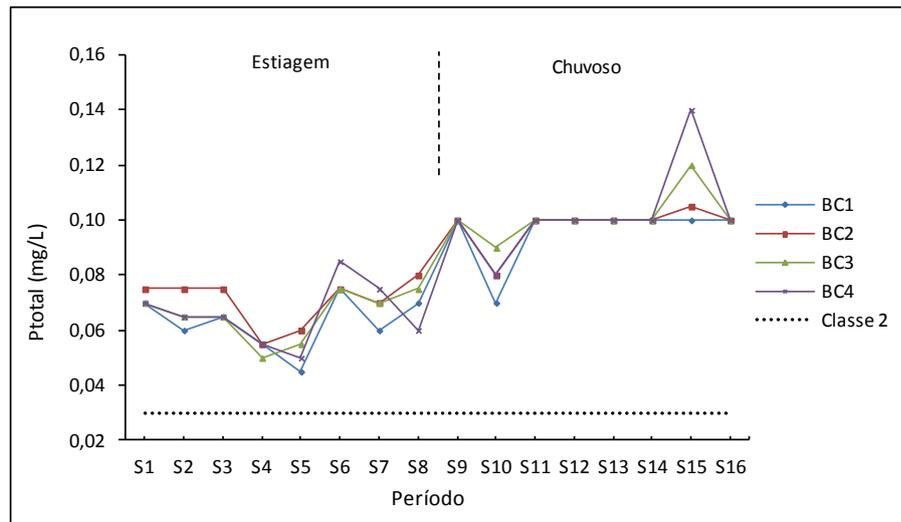


Figura 5.5 – Variação temporal do fósforo total no reservatório Epitácio Pessoa

A concentração de nitrogênio total na água no reservatório apresentou amplitude de variação que vai de 0,56 mg/L no ponto BC3 (semana S14) a 3,11 mg/L nos pontos BC1 e BC4 (Figura 5.6).

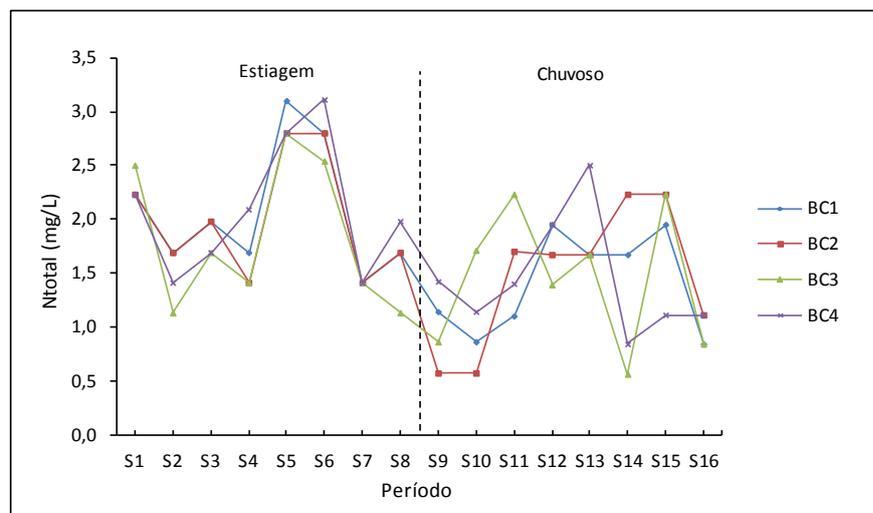


Figura 5.6 – Variação temporal do nitrogênio total no reservatório Epitácio Pessoa

As concentrações de clorofila-a no reservatório apresentaram-se acima do limite preconizado pela Resolução CONAMA 357/05 ($30\mu\text{g/L}=3\text{mg/L}$) nos períodos S4 e S5 para BC1, S12 para o ponto BC4 e S16 para o ponto BC2 (Figura 5.7). As variações de valores foram de 0,7 a $47\mu\text{g/L}$.

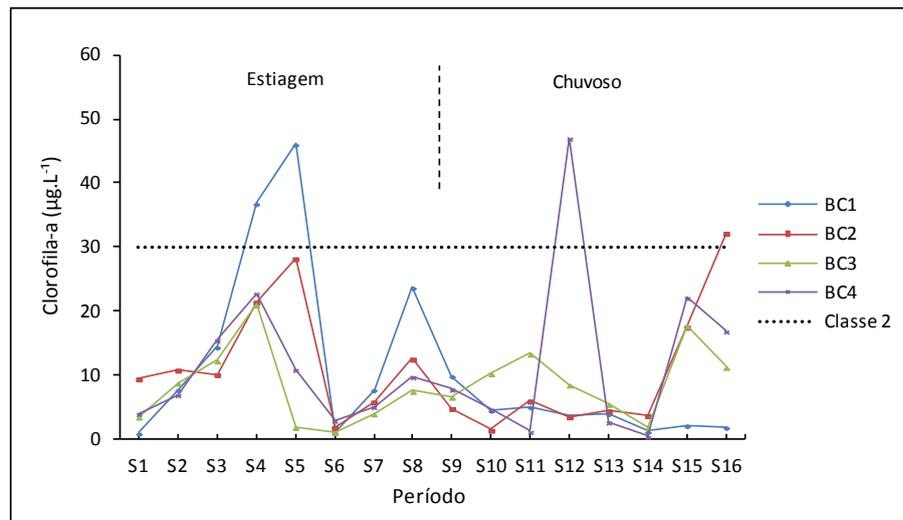


Figura 5.7– Variação temporal da clorofila-a total no reservatório Epitácio Pessoa

5.2 Perfil de Temperatura na Coluna de Água

A Figura 5.8 apresenta os perfis de temperatura na coluna de água do reservatório Epitácio Pessoa nos pontos BC1, BC2, BC3 e BC4. Os períodos T1, T2, T3 e T4 correspondem respectivamente as datas de amostragem em 09/09, 06/10, 27/10 e 10/11 do ano de 2009, no período caracterizado como estiagem para a região investigada.

Analisando os perfis de temperatura, constata-se a variabilidade espacial e temporal no comportamento térmico do reservatório Epitácio Pessoa, caracterizado pela formação de termoclinas (ponto BC2 no período T2), estratificação (ponto BC1 no período T2) e desestratificação térmica (ponto BC1 no período T3) na coluna de água, predominando a condição de mistura completa do reservatório). Observam-se gradientes de temperatura entre a superfície e fundo de 2,7 °C para os pontos BC1 e BC2, 2,8 °C para o BC3 e 1,7 °C para o ponto BC4.

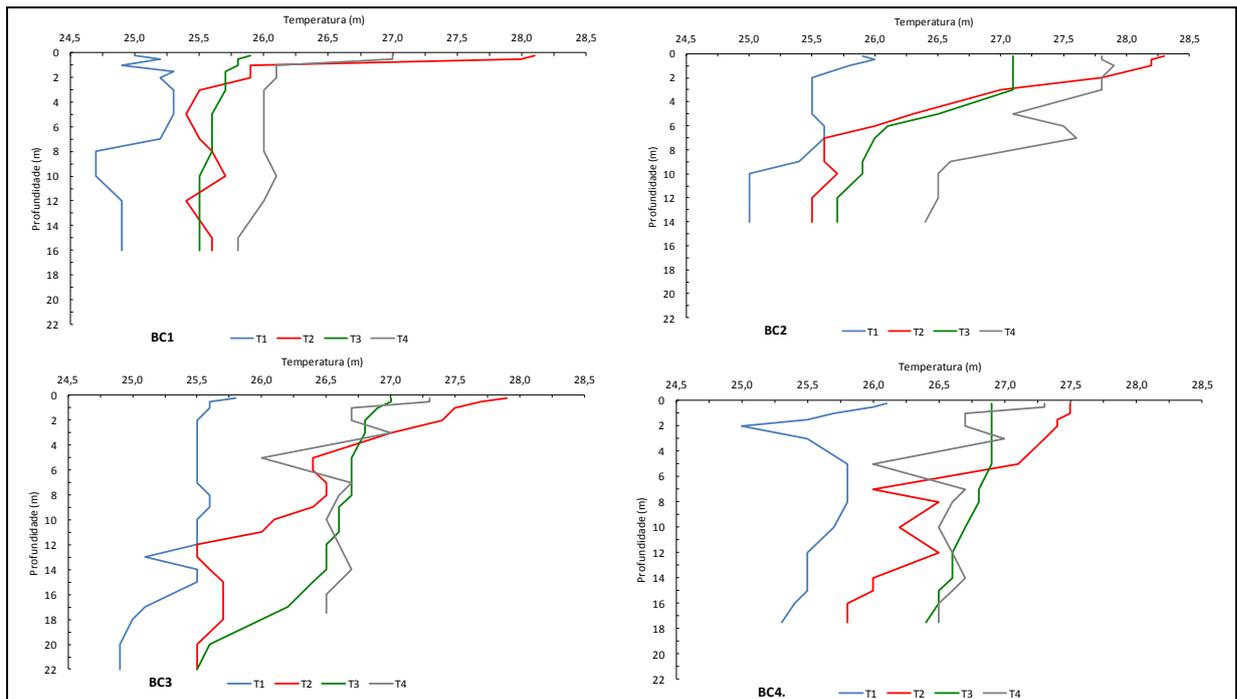


Figura 5.8- Perfis de temperatura na coluna de água do reservatório Epitácio Pessoa nos pontos BC1, BC2, BC3 e BC4.

5.3 Avaliação do Estado Trófico

A Figura 5.9 revela o comportamento do Índice de Estado Trófico de Carlson para o parâmetro nitrogênio total que variou de 59 (eutrófico) no ponto BC3 (período de estiagem) a 75 (hipereutrófico) no ponto BC4 (período chuvoso). Observa-se uma tendência de classificação do reservatório Epitácio Pessoa como eutrófico na maior parte do período de investigação.

O estado de eutrofia em ambientes lênticos pode estar associado à alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.

Considerando que florações de cianobactérias normalmente ocorrem em reservatórios eutróficos, entende-se que os organismos necessitavam de altas concentrações de fósforo e nitrogênio. Experimentos demonstraram que as cianobactérias possuem mais afinidade por fósforo e nitrogênio do que outros organismos fotossintetizantes, significando que as cianobactérias podem competir com outros organismos fitoplancônicos mesmo em condições de limitação por nutrientes (CARMICHAEL, 1992).

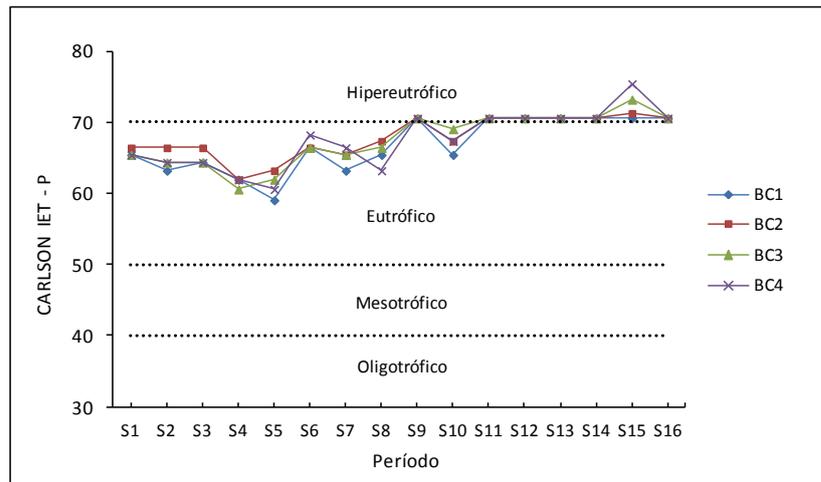


Figura 5.9 – Variação temporal do Índice de Estado Trófico de Carlson para nitrogênio total

O IET para clorofila-a apresentou comportamento assintótico, com valores oscilando entre 21,6 a 68,5, ambos no ponto BC4 (Figura 5.10). Em alguns períodos o reservatório Epitácio Pessoa apresentou-se no estado oligotrófico, passando para mesotrófico e por fim eutrófico. Kufe (2001) correlacionou a presença de clorofila-a com a concentração de fósforo em lagos mesotróficos. Xie et al, (2003) relataram a coincidência entre a ocorrência de florações de *Microcystis* e as concentrações de fósforo. No estado mesotrófico existem condições para o desenvolvimento e manutenção da comunidade fitoplanctônica, que eventualmente pode apresentar florações. Dentre estas condições destacam-se o aporte de nutrientes e iluminação subaquática, associadas ao tempo de residência da água

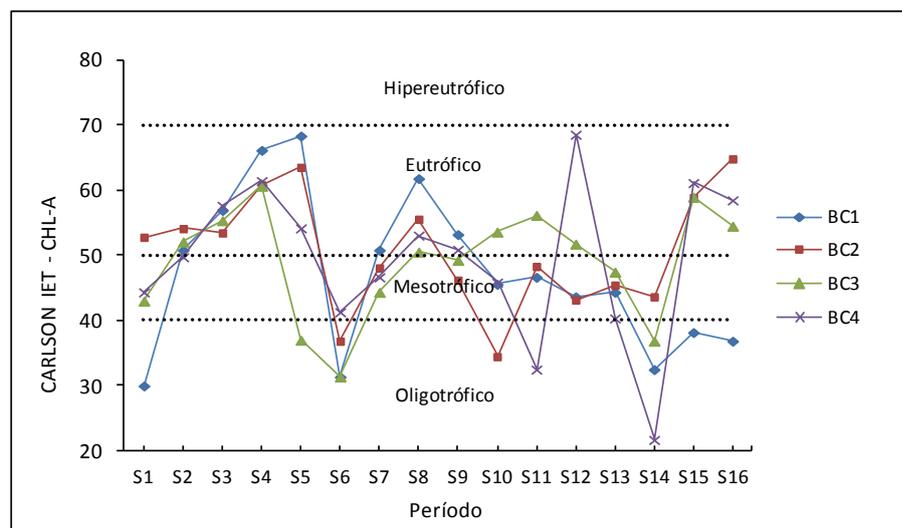


Figura 5.10 – Variação temporal do Índice de Estado Trófico de CARLSON para clorofila-a

A Figura 5.11 revela o comportamento do Índice de Estado Trófico de Carlson para o parâmetro transparência da água que variou de 50 (mesotrófico) no ponto BC1 (período de

estiagem) a 70 (eutrófico) no ponto BC4 (período chuvoso). Analogamente ao IET-Ptotal, também observa-se uma tendência de classificação do reservatório Epitácio Pessoa como eutrófico na maior parte do período de investigação. O trabalho de Bergman (1999) observou que a redução acentuada na transparência da água está associada com o aumento e concentrações de clorofila-a e fósforo.

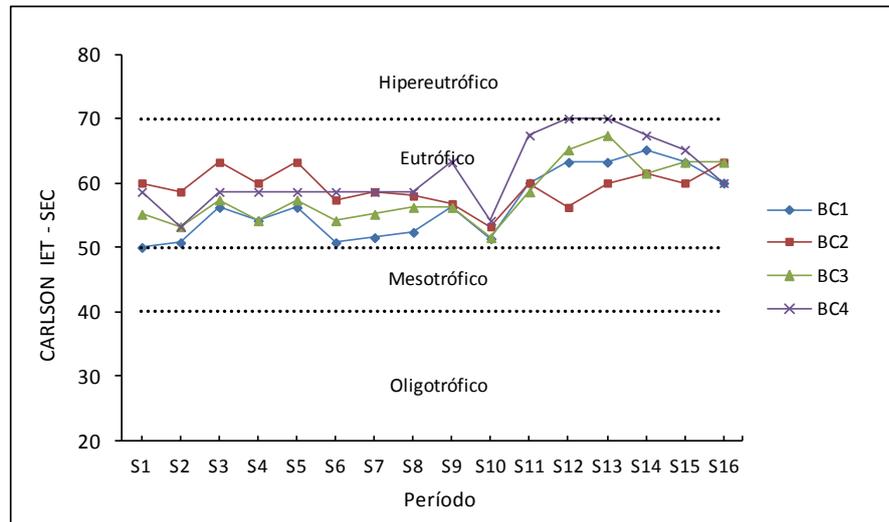


Figura 5.11 – Variação temporal do Índice de Estado Trófico de CARLSON para transparência da água

5.4 Resultado da Modelagem da Qualidade da Água

5.4.1 Resultado da Implantação do Modelo BATHHTUB

O resultado da 1ª simulação na etapa que antecede a simulação dos cenários hipotéticos com o modelo BATHHTUB é apresentado na Figura 5.12. Observa-se que numa aproximação inicial o modelo tende a subestimar as variáveis simuladas nos diversos segmentos do reservatório Epitácio Pessoa. As variáveis globais de entrada do modelo podem ser observadas na Tabela 5.2. Os testes estatísticos para avaliação da simulação do modelo são apresentados na Tabela A.1 do Apêndice A.

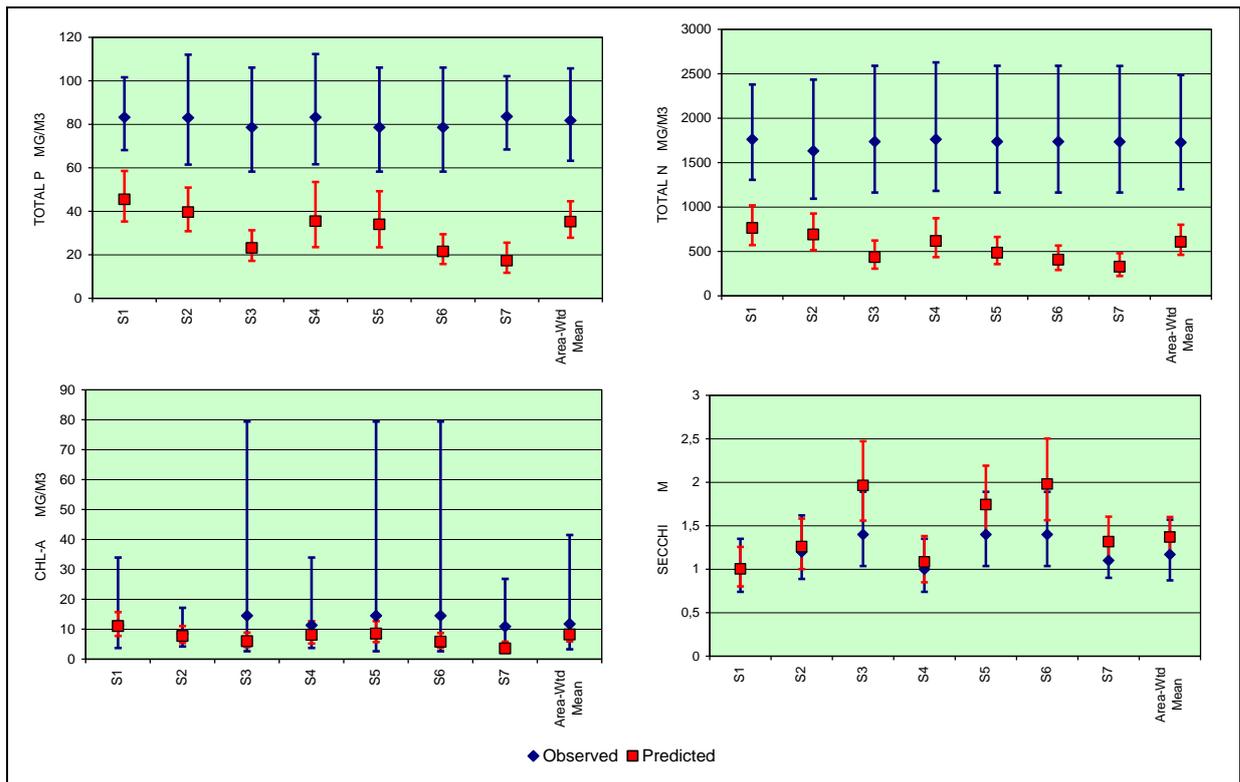


Figura 5.12 – Resultado da primeira aproximação da simulação com o modelo BATHTUB

Tabela 5.2 – Variáveis globais de entrada do modelo BATHTUB

Variáveis globais	Média	Opções do Modelo	Descrição
Período de simulação (ano)	1	Phosphorus Balance	2ND ORDER, AVAIL P
Precipitação (m)	0,314	Nitrogen Balance	2ND ORDER, AVAIL N
Evaporação(m)	1,9	Chlorophyll-a	P, LIGHT, T
		Secchi Depth	VS. CHLA & TURBIDITY
Carga atm. (kg/km²-ano)	Média	Dispersion	FISCHER-NUMERIC
Total P	0,02	Phosphorus Calibration	DECAY RATES
Total N	0,2	Nitrogen Calibration	DECAY RATES
Ortho P	0,01	Error Analysis	MODEL & DATA
Inorganic N	0,15	Mass-Balance Tables	USE ESTIMATED CONCS

Após a etapa de calibração (Figura 5.13), os resultados indicam aderência dos valores simulados aos preditos, exceção da transparência onde observa-se uma ligeira tendência de superestimar os valores a partir do segmento S2. Todavia o modelo BATHTUB foi capaz de simular com robustez o comportamento das variáveis que governam o estado trófico do reservatório. Detalhes de testes estatísticos para confirmação da calibração podem ser vistos na Tabela A2 do Apêndice A.

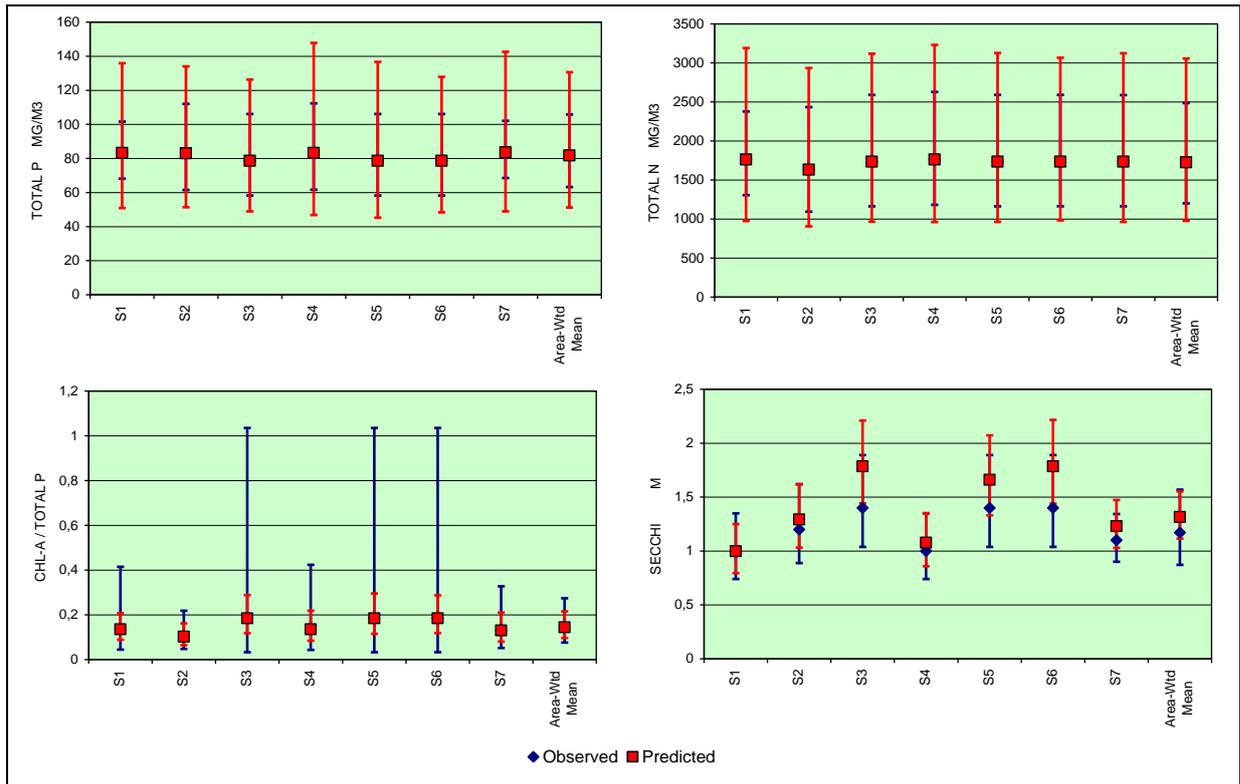


Figura 5.13 – Resultado da simulação após a etapa de calibração do modelo BATHTUB

5.4.2 Resultado dos Cenários de Simulação

A análise da simulação de cenários para o fósforo total revela que apenas no cenário 5 o reservatório Epitácio Pessoa alcançou o patamar de enquadramento preconizado pela Resolução N° 357/2005 para corpos hídricos da classe 2 (Figura 5.14). Observe que para todos os cenários simulados, o segmento 7 foi o que apresentou a maior concentração de fósforo total. Considerando, que o cenário 5 representa uma redução de 90% nos níveis de concentração de fósforo, essa situação remete à adoção de medidas de controle ambiental de curto, médio e longo prazo, capazes proporcionar, no futuro, um total enquadramento das águas do reservatório na Classe 2 da resolução CONAMA 357/05.

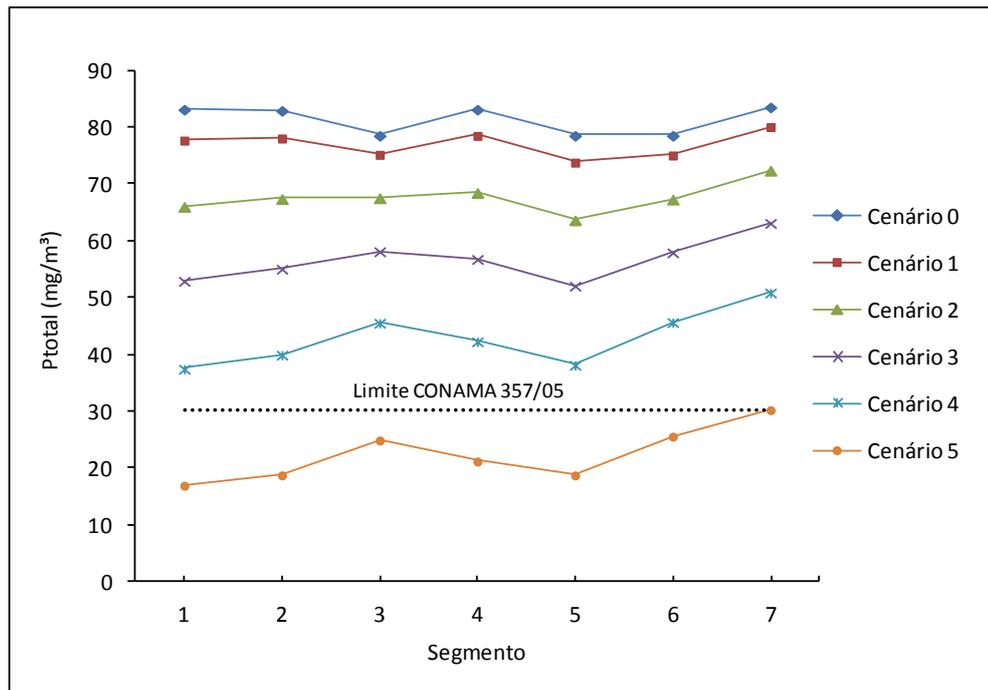


Figura 5.14 – Resultado da simulação dos cenários de intervenção para a variável fósforo total

As comparações entre os cenários simulados para variável nitrogênio mostra que a seção S2 apresentou os menores níveis de nitrogênio (Figura 5.15). A redução dos níveis de concentração entre os cenários 0 e 5 foi em média de 74,9%. A seção S7, que localiza-se próximo ao barramento apresentou os maiores valores de nitrogênio total para todos os cenários simulados.

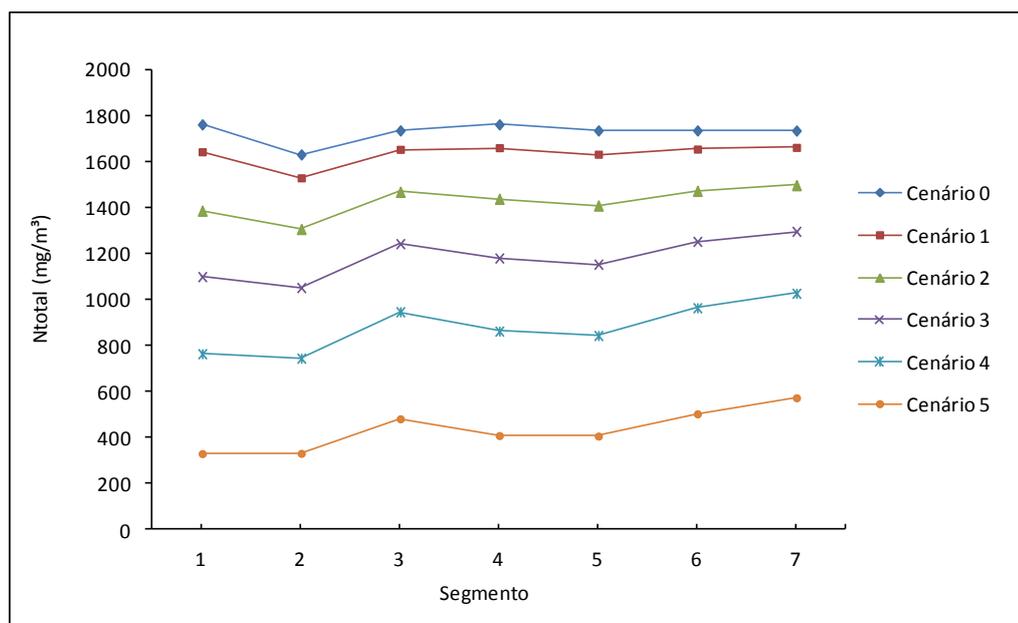


Figura 5.15 – Resultado da simulação dos cenários de intervenção para a variável nitrogênio total

Os níveis de concentração de clorofila-a estiveram sempre de acordo com os limites preconizados pela resolução CONAMA N° 357/05 em todos os cenários de simulação (Figura 5.16). Observe que as seções S3 e S6 apresentaram em média as maiores concentrações de clorofila-a.

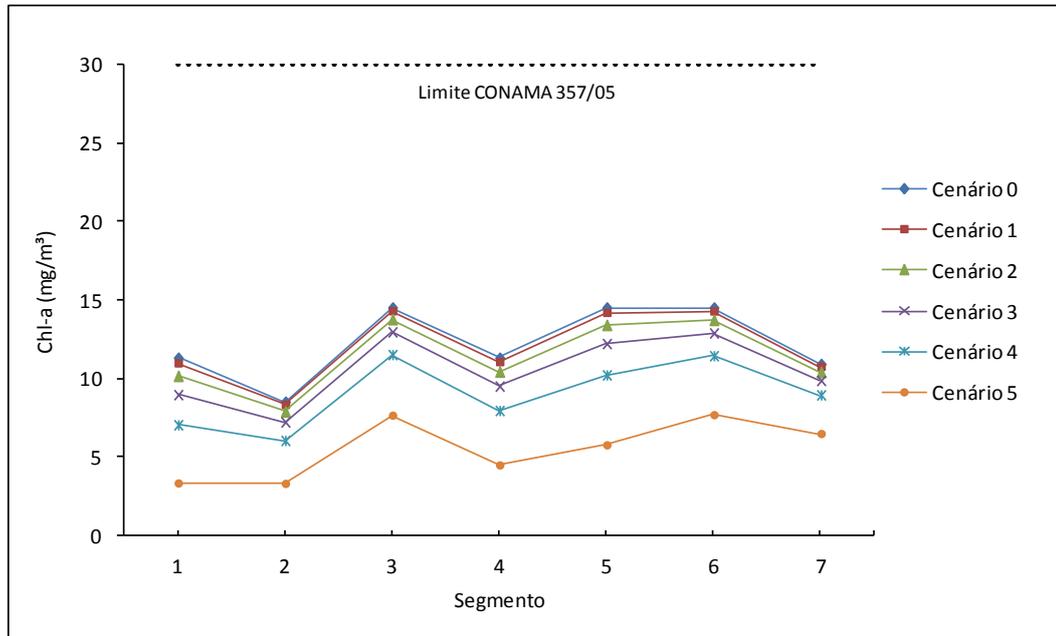


Figura 5.16 – Resultado da simulação dos cenários de intervenção para a variável clorofila-a

Com a redução da carga de nutrientes observa-se o aumento da transparência da água para os cenários simulados (Figura 5.17). No cenário 0 (situação atual) a transparência da água atinge 1,4 m nos segmentos S3 e S5, já no cenário 5 constata-se 2,4 m no segmento S5.

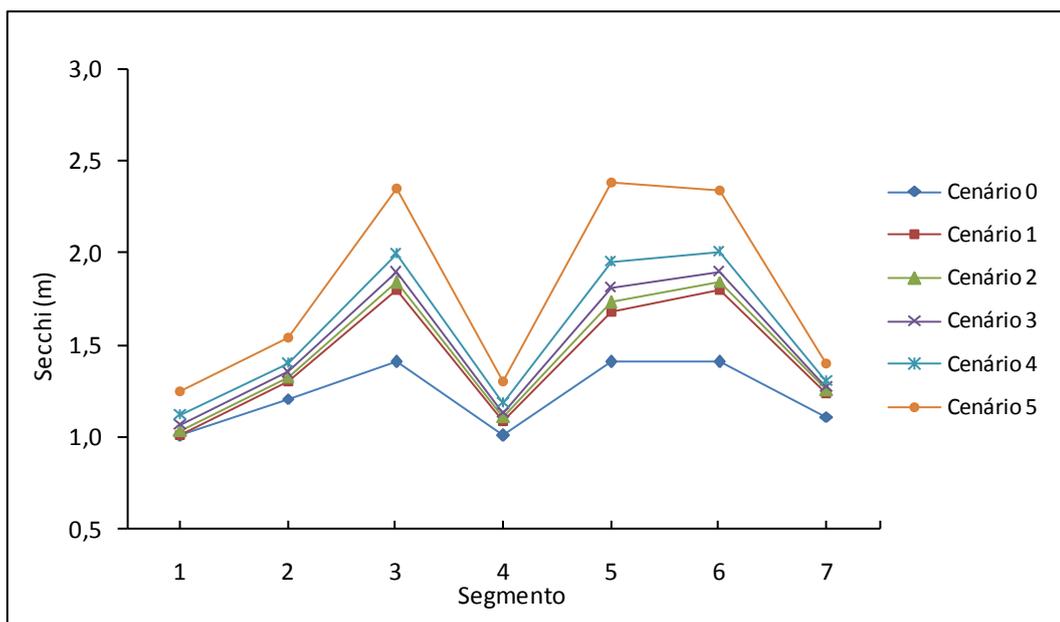


Figura 5.17 – Resultado da simulação dos cenários de intervenção para a variável transparência.

A simulação do estado trófico calculada através do IET de Carlson para as variáveis de estado fósforo total, clorofila-a e transparência revela uma predominância do reservatório Epitácio Pessoa no estado eutrófico. Só através das condições de carregamento simulados no cenário 5 foi possível atingir, em alguns segmentos, o estado de mesotrofia (Figura 5.18).

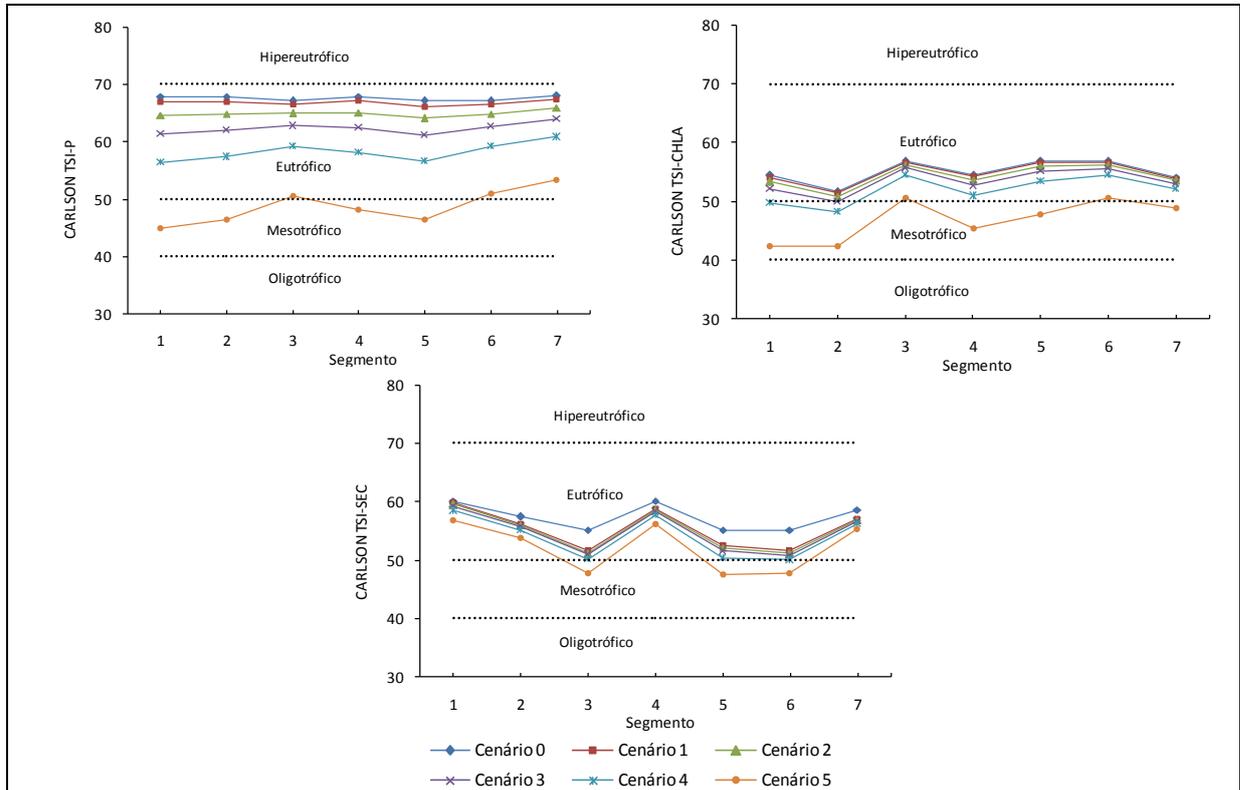


Figura 5.18 – Resultado da simulação dos cenários de intervenção para IET de Carlson

CAPÍTULO VI

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O estudo possibilitou uma avaliação da qualidade ambiental, com destaque para a análise do estado trófico do reservatório público Eptácio Pessoa. Foi utilizada a modelagem computacional como ferramenta de apoio para simulação de cenários hipotéticos que representem o aporte de nutrientes através do uso e ocupação do solo na bacia de contribuição.

A situação atual revela o estágio de degradação da qualidade da água através da constatação dos elevados níveis de fósforo no ambiente advinda das práticas de uso e ocupação do solo da bacia do rio Paraíba. Esse fato impossibilita a curto prazo a outorga de empreendimentos que venham a resultar no incremento de nutrientes no reservatório.

A reciclagem interna de fósforo no manancial também pode ser considerada como uma causa da elevação da concentração de fósforo na água, visto que em situações de anoxia, o fósforo do sedimento retorna à coluna de água.

O reservatório Eptácio Pessoa, além de estar sujeito a fatores climatológicos típicos de região semiárida, apresenta um conjunto de características morfométricas que possibilita o desenvolvimento de estratificação térmica e mistura completa em áreas distintas. A presença da camada de hipolímnio limita a propagação de calor e produção na superfície, afetando a reciclagem de nutrientes, produtividade biológica e regime de concentração de oxigênio dissolvido.

Predominantemente, o reservatório apresenta estado eutrófico, caracterizado como limite inferior de eutrofia clássica, diminuição da transparência da água, anóxia durante o verão da camada de hipolímnio e problemas de surgimento de macrófitas.

Desenvolvido originalmente em ambientes de clima temperado, o modelo BATHTUB foi aplicado de forma pioneira em reservatório da região semiárida do Brasil. O modelo

conseguiu agregar de forma satisfatória os dados de entrada, que são de distintas naturezas como: qualidade de água, morfologia do reservatório, hidrologia e uso e ocupação do solo na bacia. A calibração com as informações regionais resultou num bom ajuste entre as séries previstas e as observadas.

Os cenários hipotéticos de simulação traçados demonstram a necessidade precípua de ações de curto, médio e longo prazo que visem a redução do aporte de nutrientes na bacia de contribuição do reservatório Epitácio Pessoa e conseqüentemente, o atendimento aos padrões ambientais.

Pela sua simplicidade de descrever processos complexos de transformação, conservação e perda de nutrientes em ambiente lântico, o modelo BATHTUB mostrou ser uma ferramenta promissora para investigação de estado trófico em reservatório localizado em região semiárida. Também pode se utilizado como instrumento de auxílio na tomada de decisão, planejamento e gestão da qualidade da água. Uma aplicação de importância fundamental seria a avaliação dos efeitos do aporte de nutrientes de empreendimentos comerciais para efeito de licenciamento ambiental.

A gestão da qualidade da água e planejamento estratégico no reservatório Epitácio Pessoa tornam-se uma ação imprescindível para a bacia de drenagem do reservatório. Medidas como investimentos para melhorias das condições de saneamento básico da região, aplicação controlada de fertilizantes agrícolas, recomposição da mata ciliar e manejo adequado de práticas agrícolas tendem a minimizar o aporte de nutrientes oriundos de atividades antrópicas.

Recomenda-se, em trabalhos futuros, a aplicação do modelo BATHTUB a outros reservatórios de abastecimento humano no semiárido, verificando a validação dos seus resultados e a capacidade de adaptação às características intrínsecas do ambiente.

Não se pretende com o estudo descrever fidedignamente nem esgotar as discussões que envolvam a avaliação do estado trófico de reservatório do semiárido, mas sim, instigar a realização de outros estudos que possam aprimorar as discussões e contribuir com o estado da arte.

7 REFERÊNCIAS

AAGISA. Sustentabilidade hídrica do Açude Epitácio Pessoa. Agência de Águas, Irrigação e Saneamento do Estado da Paraíba – AAGISA. Secretaria Extraordinária do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e Minerais. Governo do Estado da Paraíba, 2004.

ANA. Sistema de Informações Hidrológicas (HIDRO). Superintendência de Informações Hidrológicas, Agência Nacional de Águas. Disponível em < <http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 05 de setembro de 2012.

ARAUJO, M.; COSTA, M. F.; AURELIANO, J. T.; SILVA, M. A. Mathematical modelling of hydrodynamics and water quality in a tropical reservoir, northeast Brazil. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, n. 12, v. 1, p. 19-30, 2008.

ARMY, 2012. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station. Environmental Laboratory. Disponível em < <http://el.erdc.usace.army.mil/products.cfm?Topic=model&Type=watqual>> Acesso em: 05 de junho de 2012.

BERGMAN, E. changes in the nutrient load and lake water chemistry in lake Ringsjoin, Southern Sweden from 1966-1996. *Hydrobiologia*. n. 404, p. 9-18, 1999.

BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. Elementos de Ciência do Ambiente. São Paulo. CETESB, 1982.

BRASIL. Decreto Nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de Águas. Rio de Janeiro, 1934.

BRASIL. Lei Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, 1981.

BRASIL. Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, 1997

BRASIL. Resolução n.º 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: CONAMA, 2005.

BRASIL. Resolução N°430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, DF: CONAMA, 2011.

CABECINHA, E.; LOURENÇO, M.; MOURA, J. P.; PARDAL, M. Â.; CABRAL, J. A. A multi-scale approach to modelling spatial and dynamic ecological patterns for reservoir's water quality management. *Ecological Modelling*, n. 220, p. 2559–2569, 2009.

CANFIELD, D. E.; BACHMANN, R. W. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a, and Secchi depths in natural and artificial lakes. *Can J Fish Aquat Sci* v. 38, p. 414–423, 1981.

CARLSON, R.E. A Trophic State Index for Lakes. *Limnology and Oceanography*, n. 2, vol. 22, p.361-369, 1977.

CARMICHAEL, W. W. A Status on Planktonic Cyanobacteria (Blue Green Algae) and their Toxins. Cincinnati: EPA, 141 p., 1992.

CARVALHO, L.; KIRKA, A. Changes in shallow lake functioning response to climate changes and nutrient reduction. *Hydrobiologia*. n. 506, p. 789-796, 2003.

CE. Aplicação da Directiva 91/271/CEE do Conselho de 21 de maio de 1991, Relativa ao Tratamento das Águas Residuais Urbanas, Alterada pela Directiva 98/15/CEE da Comissão de 27 de fevereiro de 1998. Comissão Europeia, 2002.

CHAPMAN, D. (Ed.). *Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring* – 7 ed., UNESO/WHO/ UNEP, 1992

CHAPRA, S. C. Comment on ‘An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes’ by W. B. Kirchner and P. J. Dillon. *Water Resour Res*. n. 11, p.1033–1034, 1975.

CHAPRA, S. C. *Surface water quality modeling*. New York: McGraw-Hill, 1997.

CHAPRA, S.; CANALE, R. R. Long-term phenomenological model of phosphorus and oxygen for stratified lakes. *Water Res*, n. 25, v. 6, 1991

CHAUDHRY, F. H. Saneamento ambiental e recursos hídricos: as múltiplas interfaces. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., 2003, Curitiba. Anais... Curitiba: ABRH, 2003. 1 CD-RON

CHEN, L.; KAO, S. J.; TRAORE, S. Predicting and managing reservoir total phosphorus bay using modified grammatical evolution coupled with a macro-genetic algorithm. *Environmental Modelling & Software*, n. 38, p. 89-100, 2012.

CURRIE, J. *World of Water 2000: The Past, Present and Future*. Water World and Water & Wastewater International. PennWell, Tulsa, AZ, EUA, 1999

DAVID, P. Hamilton and Geoffrey Schladow. Controlling the indirect effects of flow diversions on water quality in an Australian reservoir. *Environment International*, v. 21, n. 5, p. 583-590, 1995

DEMERS, E.; KALF, J.; A simple model for predicting the date of spring stratification in temperature and subtropical lakes, *Limnology and Oceanography*, n. 38, v.5, p. 1077-1081, 1993.

DILLON P. J.; RIGLER, F. H. The phosphorus-chlorophyll relationships in lakes. *Limnol Oceanogr.*, n. 19 p. 767–773, 1974.

DNOCS. Diagnóstico ambiental do açude público Epitácio Pessoa – Síntese e Recomendações. Vol. 3 Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – DNOCS. João Pessoa: SCIENTEC, 2005.

DNOCS. Diagnóstico ambiental do açude público Epitácio Pessoa. Vol. 2. Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – DNOCS. João Pessoa: SCIENTEC, 2005.

EC (Europe Community). **Drinking Water Directive**. Disponível em <http://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/index_en.html>. Acesso em: 18 de novembro de 2005.

ENDERLEIN, U. S., ENDERLEIN, R. E., WILLIAMS, W.P. Water Quality Requirements. In: Helmer, R., Hespanhol, I., eds., *Water Pollution Control*. E&FN Spon. Londres, 1997.

EPA, 2012. Water Quality Models. Disponível em <<http://water.epa.gov/scitech/datait/models/index.cfm>> Acesso em: 12 de julho de 2012.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 3ª Edição. Editora Interciência. Rio de Janeiro, 2011.

FERREIRA JUNIOR, M. G. Uso de Modelagem na Avaliação da Capacidade de Suporte de Reservatórios com Projetos de Aquicultura, tendo o Fósforo como Fator Limitante. Tese (doutorado) – UFRJ / COPPE / Programa de Engenharia Oceânica, 2011.

FERREIRA, A. C. S.; PÁDUA, V. L. Qualidade da água para consumo humano. In: HELLER, L.; PÁDUA, V. L. (Org.). *Abastecimento de água para Consumo Humano*. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2006.

FRAGOSO JÚNIOR, C. R.; MARQUES, D. M.; COLLISCHONN, W.; van NES, E. H. Modelagem Ecológica como Ferramenta Auxiliar para Restauração de Lagos Rasos Tropicais e Subtropicais. *RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, n. 2, v. 15, p. 15-25, 2010

GASTALDINI, M. C. C.; TEIXEIRA, E. C. Avaliação da qualidade da água. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. (Org.). *Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas*. p.453-490. Porto Alegre: ABRH, 2001.

GASTALDINI, M. C. C.; SOUZA, M. D. S. Diagnóstico do Reservatório do Vacacaí-Mirim através de Índices de Qualidade de Água. 1º Seminário sobre Qualidade de Águas Continentais no Mercosul, Porto Alegre, 1994.

HAMBRIGHT, K. D.; GOPHEN, M.; SERRUYA, S. Influence of long-term climatic changes on the stratification of a subtropical, warm monomictic lake. *Limnol. Oceanogr.*, n. 39, v.5, p. 1233-1242, 1994.

HAMILTON, D. P.; SCHLADOW, S. G. Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I – Model description. *Ecological Modelling*, n. 96, p. 91-110, 1997.

HARPER, D. Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration. Chapman & Hall, London, 1992.

HELLAWELL, J. M. Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental management. Chichester, Elsevier Applied, 546p. 1986.

JORGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. (Ed.). Guidelines of Lake Management. Vol. 1. Principles of Lake Management. ILEC/UNEP. Japan, 1989.

KLEEBERG, E; DUDE, G. E. Changes in the extent of phosphorus release in shallow lake Grodermiggelsee, Germany, Belgium due to climate factors and load. *Marine Geology*. n. 139, p. 61-75, 1977.

KUFE, L. Uncoupling of chlorophyll and nutrients in lakes-possible reasons, expected consequences. *Hydrobiologia*. n.443, p. 59-67, 2001.

KUOA, J. T.; HSIEHB, M. H.; LUNGC, W. S.; SHE, N. Using artificial neural network for reservoir eutrophication prediction. *Ecological modeling*, n. 200, p. 171–177, 2007.

LARSEN, D. P.; MERCIER, H. T. Phosphorus retention capacity of lakes. *J Fish Res Board Can.* n.33, p. 1742–1750, 1976.

LARSEN, H.; IPSEN, N.H. Framework for Water Pollution Control. . In: Helmer, R., Hesperhol, I., eds., *Water Pollution Control*. E&FN Spon. Londres, 1997.

LEWIS, W. Precipitation chemistry and nutrient loading by precipitation in a tropical watershed. *V. 17*, n.01, p. 169-181, 1981.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água. Campinas: Átomo, 2005

LINS, R. C. et al. Estudo da qualidade da Água do rio Jacarecica em Maceió – Al. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. Anais... João Pessoa: ABRH, 2005. 1 CD-RON

MARGALEF, R. *Limnologia*. Barcelona: OMEGA. 1009p., 1983.

MARSILI-LIBELLI, S. Fuzzy prediction of the algal blooms in the Orbetello lagoon. *Environmental Modelling & Software*, n. 19, p. 799–808, 2004.

MEYBECK, M. et al. *Global freshwater quality: a first assessment*. WHO/UNEP. Blackwell: Oxford, 1989.

MEYBECK, M.; HELMER, R., *The quality of rivers: from pristine state to global pollution*. *Global Planet*. n.7, v.75, 1989. p. 283-309

MILLER, G. T. *Ciência ambiental. Tradução All Tasks*. São Paulo: Thomson Learning, 123p. 2007.

Mooij et al. *Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modeling approaches*. *Aquatic Ecology*, n. 44, v.3,p 633 – 667, 2010.

NAIMAN, R. J. *Watershed Management: Balancing Sustainability and Environmental Change*. Springer-Verlag, 1992.

NASCIMENTO, N. O.; NAGHETTINI, M.; HELLER, L.; von SPERLING, M.. *Investigação científica em engenharia sanitária e ambiental. Parte 3: análise estatística de dados e de modelos*. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 4. p. 152-168, 1993

NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R; JORCIN, A. (org). *Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: Rima Editora, p. 299-347, 2005.

PARAÍBA. *Levantamento Batimétrico do açude Epitácio Pessoa*. Secretaria Extraordinária do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e Minerais. Campina Grande: Governo do Estado da Paraíba, 2004.

PARAÍBA. *Plano de desenvolvimento sustentável 1996-2010*. João Pessoa: Secretaria do Planejamento, 1997. 179p.

PARAÍBA. *Síntese do estudo de reconhecimento de solos em meio digital do estado da Paraíba*. In: *Plano Diretor de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba*. João Pessoa, PB: SCIENTEC, 1977.

PORTO, M. F. A. *Sistemas de gestão da qualidade das águas: uma proposta para o caso brasileiro*. Tese (Livre Docência) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002

PORTO, R. L. L. et al. *Hidrologia Ambiental*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. v. 3. 411 p. 1991

RANKOVIC, V.; RADULOVIC, J.; RADOJEVIC, I.; OSTOJIC, A.; COMI, L. Neural network modeling of dissolved oxygen in the Gruza reservoir, Serbia. *Ecological Modelling*, n. 221, p. 1239–1244, 2010.

RECKHOW, K. H. Water Resources Research Institute. Disponível em < <http://www2.ncsu.edu/ncsu/CIL/WRRI/news/>>. Acesso em: 02 de agosto de 2012.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. A simplified trophic state model for warm water tropical lakes. *Water Research*, v. 25, n. 3, p. 341-350, 1991.

SCHEFFER, M. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London, 1998.

SILVA JÚNIOR et al. Análise de séries temporais de qualidade da água de um reservatório utilizado para abastecimento público urbano no semiárido nordestino. Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 5., 2001, São Luiz. Anais... São Luiz: ABRH, 2005. 1 CD- RON

SILVA JÚNIOR, W. R. et al. Avaliação da qualidade da água em reservatórios utilizados para fins de abastecimento público urbano no estado da Paraíba. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. Anais... João Pessoa: ABRH, 2005. 1 CD- RON

SMITH, V.H., TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient Inputs on Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems. *Environmental Pollution*. v. 100, p. 179-196, 1999.

STRASKRABA, M. e TUNDISI, J. G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. V. 9. Gerenciamento da qualidade da água de represas. ILEC. IIE. 258 pp. 2000.

SULIS, A.; BUSCARINU, P. SECHI, G. Using reservoir trophic-state indexes in optimization modeling of water-resource systems. *Environmental Modelling & Software*, n. 26, p. 731-738, 2011.

TALLING, J. F.; The Incidence of vertical mixing and some biological and chemical consequences in a tropical African lake. *Verh. Internat. Verein Linmol.*, v. 17, p. 998-1012, 1969.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Eutrophication of Lakes and Reservoirs: A Comparative Analysis, Case Studies, Perspectives. In: *Algae and environment: a general approach*. Sociedade Brasileira de Ficologia, 131p., 1992.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Lagos e reservatórios – Qualidade da água: O impacto da eutrofização. (tradução), vol. 3. São Paulo: UNEP/IETC/ILEC/IIE, 2002.

USGS. Water Science for Schools. Water Basics. United States Geological Survey. Water Science for Schools. Disponível em: < <http://ga.water.usgs.gov/edu/mwater.html>. Acesso em 09 de outubro de 2012.

VOLLENWEIDER, R. A. Input-output models with special reference to phosphorus loading concept in limnology. *Schweizerische Zeitschrift Fur Hydrologie* n. 37, p. 53–84, 1975.

VOLLENWEIDER, R. A. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept. *Aquat Sci*, n. 37, p. 53–84, 1975.

VOLLENWEIDER, R. A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris. Tech. Rpt. DA 5/SCI/68.27, 1968.

VON SPERLING, M. *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais-DESA, 2005.

WALKER, W. W. Empirical Methods for Predicting Eutrophication in Impoundments - Report 3: Model Refinements. U.S. Army, Washington, D.C., Technical Report E-81-9, U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, 1985.

WALKER, W. W. Simplified procedures for eutrophication assessment and prediction: User Manual Instruction Report W -96-2. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. 1999.

WETZEL, R. G. *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian. 1011 p., 1993.

XIE L. Q; XIE P. & TANG H. J. Environment of dissolved phosphate release from sediment to lake water by *Microcystis* biomass - An enclosure experiment in a hyper eutrophic Chinese lake. *Environmental pollution*. N. 122, p. 391-399, 2003

ZHANG, J.; GURKAN, Z.; JØRGENSEN, S. E. Application of eco exergy for assessment of ecosystem health and development of structurally dynamic models. *Ecol Modell*, n. 221, p.693–702, 2010.

APÊNDICE A

**RESULTADO DE TESTES ESTATÍSTICO PARA AVALIAÇÃO DA SIMULAÇÃO NO
MODELO BATHTUB**

Tabela A.1 – Testes estatístico para avaliação da simulação do modelo BATHTUB –
1ª aproximação

T Statistics Compare Observed and Predicted Means Using the Following Error Terms:

1 = Observed Water Quality Error Only

2 = Error Typical of Model Development Dataset

3 = Observed & Predicted Error

Segment:		1 S1		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable		Observed Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P	MG/M3	83,2	0,20	45,5	0,25	1,83	3,02	2,25	1,88	
TOTAL N	MG/M3	1761,9	0,30	762,9	0,29	2,31	2,79	3,80	2,01	
C.NUTRIENT	MG/M3	70,7	0,24	34,0	0,22	2,08	3,08	3,65	2,25	
CHL-A	MG/M3	11,3	1,10	11,0	0,35	1,02	0,02	0,07	0,02	
SECCHI	M	1,0	0,30	1,0	0,22	1,00	-0,01	-0,02	-0,01	
ORGANIC N	MG/M3	200,0	0,30	462,6	0,22	0,43	-2,80	-3,35	-2,26	
ANTILOG PC-1		307,5	0,65	266,7	0,37	1,15	0,22	0,41	0,19	
ANTILOG PC-2		5,2	0,78	6,9	0,29	0,76	-0,35	-0,88	-0,33	
(N - 150) / P		19,4	0,38	13,5	0,41	1,44	0,95	1,12	0,64	

Segment:		2 S2		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable		Observed Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P	MG/M3	83,0	0,30	39,6	0,25	2,10	2,47	2,75	1,89	
TOTAL N	MG/M3	1631,3	0,40	690,0	0,29	2,36	2,15	3,91	1,73	
C.NUTRIENT	MG/M3	68,9	0,34	29,7	0,22	2,32	2,47	4,18	2,06	
CHL-A	MG/M3	8,5	0,70	7,8	0,35	1,10	0,13	0,27	0,12	
SECCHI	M	1,2	0,30	1,3	0,23	0,95	-0,16	-0,17	-0,13	
ORGANIC N	MG/M3	200,0	0,30	379,0	0,20	0,53	-2,13	-2,56	-1,78	
ANTILOG PC-1		237,2	0,47	169,8	0,34	1,40	0,72	0,95	0,58	
ANTILOG PC-2		4,9	0,53	6,3	0,30	0,78	-0,46	-0,79	-0,40	
(N - 150) / P		17,8	0,53	13,6	0,44	1,31	0,51	0,83	0,39	

Segment:		3 S3		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable		Observed Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P	MG/M3	78,6	0,30	23,2	0,30	3,39	4,07	4,54	2,88	
TOTAL N	MG/M3	1735,6	0,40	436,5	0,36	3,98	3,45	6,27	2,58	
C.NUTRIENT	MG/M3	67,6	0,34	16,6	0,33	4,06	4,16	6,97	2,99	
CHL-A	MG/M3	14,5	1,70	6,0	0,39	2,43	0,52	2,56	0,51	
SECCHI	M	1,4	0,30	2,0	0,23	0,71	-1,13	-1,21	-0,89	
ORGANIC N	MG/M3	200,0	0,30	320,3	0,20	0,62	-1,57	-1,88	-1,31	
ANTILOG PC-1		293,0	0,97	79,9	0,43	3,67	1,34	3,70	1,22	
ANTILOG PC-2		7,9	1,19	7,7	0,28	1,02	0,02	0,06	0,02	
(N - 150) / P		20,2	0,53	12,4	0,59	1,63	0,93	1,51	0,62	

Segment:		4 S4		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable		Observed Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P	MG/M3	83,2	0,30	35,5	0,41	2,35	2,84	3,17	1,68	
TOTAL N	MG/M3	1761,9	0,40	616,6	0,35	2,86	2,62	4,77	1,98	
C.NUTRIENT	MG/M3	70,7	0,34	26,2	0,38	2,70	2,94	4,94	1,97	
CHL-A	MG/M3	11,3	1,10	8,1	0,45	1,39	0,30	0,96	0,28	
SECCHI	M	1,0	0,30	1,1	0,24	0,92	-0,27	-0,29	-0,21	
ORGANIC N	MG/M3	200,0	0,30	396,2	0,23	0,50	-2,28	-2,73	-1,80	
ANTILOG PC-1		307,5	0,66	176,5	0,52	1,74	0,84	1,58	0,66	
ANTILOG PC-2		5,2	0,79	6,0	0,33	0,87	-0,18	-0,45	-0,17	
(N - 150) / P		19,4	0,53	13,2	0,44	1,47	0,74	1,19	0,56	

Segment:		5 S5		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable		Observed Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P	MG/M3	78,6	0,30	34,0	0,37	2,31	2,80	3,12	1,76	
TOTAL N	MG/M3	1735,6	0,40	486,1	0,31	3,57	3,18	5,78	2,52	
C.NUTRIENT	MG/M3	67,6	0,34	21,6	0,33	3,13	3,38	5,67	2,40	
CHL-A	MG/M3	14,5	1,70	8,5	0,40	1,70	0,31	1,53	0,30	
SECCHI	M	1,4	0,30	1,7	0,23	0,80	-0,73	-0,78	-0,58	
ORGANIC N	MG/M3	200,0	0,30	378,8	0,23	0,53	-2,13	-2,55	-1,68	
ANTILOG PC-1		293,0	0,97	127,4	0,48	2,30	0,86	2,37	0,77	
ANTILOG PC-2		7,9	1,19	8,9	0,26	0,89	-0,10	-0,39	-0,10	
(N - 150) / P		20,2	0,53	9,9	0,51	2,04	1,35	2,20	0,97	

Segment:		6 S6		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable		Observed Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P	MG/M3	78,6	0,30	21,6	0,31	3,64	4,31	4,81	2,99	
TOTAL N	MG/M3	1735,6	0,40	406,2	0,33	4,27	3,63	6,60	2,80	
C.NUTRIENT	MG/M3	67,6	0,34	15,2	0,32	4,45	4,43	7,43	3,19	
CHL-A	MG/M3	14,5	1,70	5,8	0,41	2,50	0,54	2,64	0,52	
SECCHI	M	1,4	0,30	2,0	0,23	0,71	-1,15	-1,24	-0,91	
ORGANIC N	MG/M3	200,0	0,30	316,6	0,20	0,63	-1,53	-1,84	-1,26	
ANTILOG PC-1		293,0	0,97	74,0	0,45	3,96	1,42	3,92	1,29	
ANTILOG PC-2		7,9	1,19	7,8	0,29	1,02	0,01	0,05	0,01	
(N - 150) / P		20,2	0,53	11,9	0,58	1,70	1,01	1,63	0,68	

Segment:		7 S7		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable		Observed Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P	MG/M3	83,6	0,20	17,3	0,39	4,83	7,87	5,85	3,58	
TOTAL N	MG/M3	1735,0	0,40	328,0	0,38	5,29	4,16	7,57	3,01	
C.NUTRIENT	MG/M3	70,6	0,28	11,3	0,49	6,27	6,62	9,13	3,26	
CHL-A	MG/M3	10,9	0,90	3,6	0,49	3,04	1,24	3,22	1,09	
SECCHI	M	1,1	0,20	1,3	0,20	0,84	-0,90	-0,64	-0,64	
ORGANIC N	MG/M3	200,0	0,30	289,1	0,18	0,69	-1,23	-1,47	-1,05	
ANTILOG PC-1		287,9	0,54	55,9	0,55	5,15	3,04	4,67	2,14	
ANTILOG PC-2		5,5	0,64	4,4	0,34	1,23	0,33	0,68	0,29	
(N - 150) / P		19,0	0,48	10,3	0,68	1,84	1,28	1,89	0,73	

Tabela A.2 – Testes estatístico para avaliação da efetividade da calibração do modelo
BATHTUB

Simulação S5 MT
File:

T Statistics Compare Observed and Predicted Means Using the Following Error Terms:
1 = Observed Water Quality Error Only
2 = Error Typical of Model Development Dataset
3 = Observed & Predicted Error

Segment:		1 S1		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable	Observed	Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P MG/M3	83,2	83,2	0,20	83,2	0,49	1,00	0,00	0,00	0,00	
TOTAL N MG/M3	1761,9	1762,2	0,30	1762,2	0,59	1,00	0,00	0,00	0,00	
C.NUTRIENT MG/M3	70,7	70,7	0,24	70,7	0,40	1,00	0,00	0,00	0,00	
CHL-A MG/M3	11,3	11,3	1,10	11,3	0,38	1,00	0,00	0,00	0,00	
SECCHI M	1,0	1,0	0,30	1,0	0,23	1,00	0,01	0,01	0,01	
ORGANIC N MG/M3	200,0	187,5	0,30	187,5	0,23	1,07	0,21	0,26	0,17	
ANTILOG PC-1	307,5	300,7	0,65	300,7	0,48	1,02	0,03	0,06	0,03	
ANTILOG PC-2	5,2	5,2	0,78	5,2	0,29	1,01	0,02	0,04	0,01	
(N - 150) / P	19,4	19,4	0,38	19,4	0,79	1,00	0,00	0,00	0,00	
Segment:		2 S2		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable	Observed	Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P MG/M3	83,0	83,0	0,30	83,0	0,48	1,00	0,00	0,00	0,00	
TOTAL N MG/M3	1631,3	1631,5	0,40	1631,5	0,59	1,00	0,00	0,00	0,00	
C.NUTRIENT MG/M3	68,9	68,9	0,34	68,9	0,38	1,00	0,00	0,00	0,00	
CHL-A MG/M3	8,5	8,5	0,70	8,5	0,36	1,00	0,00	0,00	0,00	
SECCHI M	1,2	1,3	0,30	1,3	0,23	0,93	-0,25	-0,27	-0,20	
ORGANIC N MG/M3	200,0	158,4	0,30	158,4	0,21	1,26	0,78	0,93	0,64	
ANTILOG PC-1	237,2	210,5	0,47	210,5	0,43	1,13	0,26	0,34	0,19	
ANTILOG PC-2	4,9	5,0	0,53	5,0	0,30	0,99	-0,02	-0,04	-0,02	
(N - 150) / P	17,8	17,9	0,53	17,9	0,79	1,00	0,00	0,00	0,00	
Segment:		3 S3		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable	Observed	Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P MG/M3	78,6	78,6	0,30	78,6	0,47	1,00	0,00	0,00	0,00	
TOTAL N MG/M3	1735,6	1735,1	0,40	1735,1	0,59	1,00	0,00	0,00	0,00	
C.NUTRIENT MG/M3	67,6	67,6	0,34	67,6	0,39	1,00	0,00	0,00	0,00	
CHL-A MG/M3	14,5	14,5	1,70	14,5	0,35	1,00	0,00	0,00	0,00	
SECCHI M	1,4	1,8	0,30	1,8	0,21	0,78	-0,81	-0,87	-0,66	
ORGANIC N MG/M3	200,0	205,9	0,30	205,9	0,25	0,97	-0,10	-0,12	-0,07	
ANTILOG PC-1	293,0	263,8	0,97	263,8	0,48	1,11	0,11	0,30	0,10	
ANTILOG PC-2	7,9	9,3	1,19	9,3	0,21	0,84	-0,14	-0,55	-0,14	
(N - 150) / P	20,2	20,2	0,53	20,2	0,77	1,00	0,00	0,00	0,00	
Segment:		4 S4		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable	Observed	Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P MG/M3	83,2	83,2	0,30	83,2	0,57	1,00	0,00	0,00	0,00	
TOTAL N MG/M3	1761,9	1761,9	0,40	1761,9	0,61	1,00	0,00	0,00	0,00	
C.NUTRIENT MG/M3	70,7	70,7	0,34	70,7	0,48	1,00	0,00	0,00	0,00	
CHL-A MG/M3	11,3	11,3	1,10	11,3	0,39	1,00	0,00	0,00	0,00	
SECCHI M	1,0	1,1	0,30	1,1	0,23	0,93	-0,25	-0,27	-0,20	
ORGANIC N MG/M3	200,0	187,5	0,30	187,5	0,24	1,07	0,21	0,26	0,17	
ANTILOG PC-1	307,5	290,0	0,66	290,0	0,54	1,06	0,09	0,17	0,07	
ANTILOG PC-2	5,2	5,5	0,79	5,5	0,29	0,96	-0,05	-0,13	-0,05	
(N - 150) / P	19,4	19,4	0,53	19,4	0,78	1,00	0,00	0,00	0,00	
Segment:		5 S5		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable	Observed	Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P MG/M3	78,6	78,6	0,30	78,6	0,55	1,00	0,00	0,00	0,00	
TOTAL N MG/M3	1735,6	1735,1	0,40	1735,1	0,59	1,00	0,00	0,00	0,00	
C.NUTRIENT MG/M3	67,6	67,5	0,34	67,5	0,45	1,00	0,00	0,00	0,00	
CHL-A MG/M3	14,5	14,5	1,70	14,5	0,36	1,00	0,00	0,00	0,00	
SECCHI M	1,4	1,7	0,30	1,7	0,22	0,84	-0,57	-0,61	-0,46	
ORGANIC N MG/M3	200,0	205,9	0,30	205,9	0,26	0,97	-0,10	-0,12	-0,07	
ANTILOG PC-1	293,0	273,0	0,97	273,0	0,54	1,07	0,07	0,20	0,06	
ANTILOG PC-2	7,9	8,9	1,19	8,9	0,21	0,89	-0,10	-0,39	-0,10	
(N - 150) / P	20,2	20,2	0,53	20,2	0,81	1,00	0,00	0,00	0,00	
Segment:		6 S6		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable	Observed	Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P MG/M3	78,6	78,6	0,30	78,6	0,49	1,00	0,00	0,00	0,00	
TOTAL N MG/M3	1735,6	1735,5	0,40	1735,5	0,57	1,00	0,00	0,00	0,00	
C.NUTRIENT MG/M3	67,6	67,6	0,34	67,6	0,40	1,00	0,00	0,00	0,00	
CHL-A MG/M3	14,5	14,5	1,70	14,5	0,35	1,00	0,00	0,00	0,00	
SECCHI M	1,4	1,8	0,30	1,8	0,22	0,78	-0,81	-0,87	-0,66	
ORGANIC N MG/M3	200,0	205,9	0,30	205,9	0,25	0,97	-0,10	-0,12	-0,07	
ANTILOG PC-1	293,0	263,9	0,97	263,9	0,50	1,11	0,11	0,30	0,10	
ANTILOG PC-2	7,9	9,3	1,19	9,3	0,21	0,84	-0,14	-0,55	-0,14	
(N - 150) / P	20,2	20,2	0,53	20,2	0,77	1,00	0,00	0,00	0,00	
Segment:		7 S7		Predicted		Obs/Pred		T-Statistics ---->		
Variable	Observed	Mean	CV	Mean	CV	Ratio	T1	T2	T3	
TOTAL P MG/M3	83,6	83,6	0,20	83,6	0,53	1,00	0,00	0,00	0,00	
TOTAL N MG/M3	1735,0	1734,6	0,40	1734,6	0,59	1,00	0,00	0,00	0,00	
C.NUTRIENT MG/M3	70,6	70,6	0,28	70,6	0,44	1,00	0,00	0,00	0,00	
CHL-A MG/M3	10,9	10,9	0,90	10,9	0,36	1,00	0,00	0,00	0,00	
SECCHI M	1,1	1,2	0,20	1,2	0,18	0,89	-0,56	-0,40	-0,42	
ORGANIC N MG/M3	200,0	182,4	0,30	182,4	0,23	1,10	0,31	0,37	0,25	
ANTILOG PC-1	287,9	264,0	0,54	264,0	0,49	1,09	0,16	0,25	0,12	
ANTILOG PC-2	5,5	5,8	0,64	5,8	0,24	0,94	-0,10	-0,20	-0,09	
(N - 150) / P	19,0	19,0	0,48	19,0	0,76	1,00	0,00	0,00	0,00	

Tabela A.3 – Exemplo de saída de dados do modelo BATHTUB

Simulação S5 MT

Predicted & Observed Values Ranked Against CE Model Development Dataset

Segment:	8 Area-Wtd Mean			Observed Values-->		
	Predicted Values-->			Observed Values-->		
	<u>Variable</u>	<u>Mean</u>	<u>CV</u>	<u>Rank</u>	<u>Mean</u>	<u>CV</u>
TOTAL P MG/M3	81,7	0,47	72,4%	81,8	0,26	72,4%
TOTAL N MG/M3	1726,7	0,57	80,2%	1726,7	0,36	80,2%
C.NUTRIENT MG/M3	69,4	0,37	79,7%	69,4	0,30	79,7%
CHL-A MG/M3	11,7	0,32	61,4%	11,7	1,26	61,4%
SECCHI M	1,3	0,17	60,2%	1,2	0,29	54,2%
ORGANIC N MG/M3	187,3	0,22	3,4%	200,0	0,30	4,5%
TP-ORTHO-P MG/M3	30,6	0,26	50,8%			
ANTILOG PC-1	269,0	0,44	52,8%	288,1	0,35	54,9%
ANTILOG PC-2	6,5	0,18	50,5%	6,0	0,44	44,9%
(N - 150) / P	19,3	0,77	57,4%	19,3	0,21	57,4%
INORGANIC N / P	30,2	0,94	50,7%			
TURBIDITY 1/M	0,6	0,15	47,9%	0,6	0,15	47,9%
ZMIX * TURBIDITY	3,9	0,15	60,7%	3,9	0,15	60,7%
ZMIX / SECCHI	5,4	0,17	58,3%	5,9	0,14	64,7%
CHL-A * SECCHI	15,9	0,24	73,5%	13,9	0,67	67,1%
CHL-A / TOTAL P	0,1	0,40	31,5%	0,1	0,64	31,5%
FREQ(CHL-a>10) %	47,0	0,42	61,4%	47,0	0,75	61,4%
FREQ(CHL-a>20) %	12,6	0,82	61,4%	12,6	1,73	61,4%
FREQ(CHL-a>30) %	3,8	1,10	61,4%	3,8	2,54	61,4%
FREQ(CHL-a>40) %	1,3	1,31	61,4%	1,3	3,23	61,4%
FREQ(CHL-a>50) %	0,5	1,48	61,4%	0,5	3,83	61,4%
FREQ(CHL-a>60) %	0,2	1,62	61,4%	0,2	4,36	61,4%
CARLSON TSI-P	67,6	0,10	72,4%	67,6	0,02	72,4%
CARLSON TSI-CHLA	54,6	0,06	61,4%	54,6	0,10	61,4%
CARLSON TSI-SEC	56,5	0,04	39,8%	57,9	0,03	45,8%

Segment:	1 S1			Observed Values-->		
	Predicted Values-->			Observed Values-->		
	<u>Variable</u>	<u>Mean</u>	<u>CV</u>	<u>Rank</u>	<u>Mean</u>	<u>CV</u>
TOTAL P MG/M3	83,2	0,49	73,0%	83,2	0,20	73,0%
TOTAL N MG/M3	1762,2	0,59	81,1%	1761,9	0,30	81,1%
C.NUTRIENT MG/M3	70,7	0,40	80,4%	70,7	0,24	80,4%
CHL-A MG/M3	11,3	0,38	59,5%	11,3	1,10	59,5%
SECCHI M	1,0	0,23	45,8%	1,0	0,30	46,0%
ORGANIC N MG/M3	187,5	0,23	3,5%	200,0	0,30	4,5%
TP-ORTHO-P MG/M3	33,1	0,27	54,1%			
ANTILOG PC-1	300,7	0,48	56,2%	307,5	0,65	56,9%
ANTILOG PC-2	5,2	0,29	34,0%	5,2	0,78	34,8%
(N - 150) / P	19,4	0,79	57,6%	19,4	0,38	57,6%
INORGANIC N / P	31,4	0,98	52,3%			
TURBIDITY 1/M	0,7	0,30	57,5%	0,7	0,30	57,5%
ZMIX * TURBIDITY	3,9	0,32	60,7%	3,9	0,32	60,7%
ZMIX / SECCHI	5,4	0,24	58,6%	5,4	0,32	58,4%
CHL-A * SECCHI	11,3	0,41	55,6%	11,3	1,14	55,8%
CHL-A / TOTAL P	0,1	0,42	28,2%	0,1	1,12	28,2%
FREQ(CHL-a>10) %	45,5	0,53	59,5%	45,5	1,53	59,5%
FREQ(CHL-a>20) %	10,9	1,05	59,5%	10,9	3,08	59,5%
FREQ(CHL-a>30) %	3,0	1,39	59,5%	3,0	4,15	59,5%
FREQ(CHL-a>40) %	0,9	1,66	59,5%	0,9	4,96	59,5%
FREQ(CHL-a>50) %	0,3	1,86	59,5%	0,3	5,61	59,5%
FREQ(CHL-a>60) %	0,1	2,04	59,5%	0,1	6,16	59,5%
CARLSON TSI-P	67,9	0,10	73,0%	67,9	0,04	73,0%
CARLSON TSI-CHLA	54,4	0,07	59,5%	54,4	0,20	59,5%
CARLSON TSI-SEC	60,0	0,05	54,2%	60,0	0,07	54,0%