



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

CAMILA CRISTINA SOUZA LIRA

**MODELAGEM DO IMPACTO DO MANEJO DO SEDIMENTO SOBRE O NÍVEL
TRÓFICO DO AÇUDE TIJUQUINHA**

FORTALEZA

2017

CAMILA CRISTINA SOUZA LIRA

MODELAGEM DO IMPACTO DO MANEJO DO SEDIMENTO SOBRE O NÍVEL
TRÓFICO DO AÇUDE TIJUQUINHA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientador: Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros.

FORTALEZA

2017

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

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

L745m Lira, Camila Cristina Souza.
Modelagem do impacto do manejo do sedimento sobre o nível trófico do Açude Tijuquinha / Camila Cristina Souza Lira. – 2017.
103 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2017.
Orientação: Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros.

1. Modelagem da qualidade da água. 2. Interação água-sedimento. 3. Eutrofização. 4. Reúso de sedimento. 5. Reservatórios. I. Título.

CDD 630

CAMILA CRISTINA SOUZA LIRA

MODELAGEM DO IMPACTO DO MANEJO DO SEDIMENTO SOBRE O NÍVEL
TRÓFICO DO AÇUDE TIJUQUINHA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovada em: 29/09/2017.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros (Orientador)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE-Maracanaú)

Prof. Dr. José Carlos de Araújo
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profª. Dra. Helba Araújo de Queiroz Palácio
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE-Iguatu)

A meus avós (*in memoriam*), minhas raízes espalhadas pelo Ceará, e suas histórias que me ensinaram a admirar o povo, simples e alegre do Ceará.

AGRADECIMENTOS

Acredito que tudo acontece por um motivo, uns chamam de acaso outros dizem que é a mão de Deus, independente disso, eu gostaria de deixar registrado aqui para quem ler ou até mesmo para a Camila do futuro, que eu estou muito feliz e satisfeita com esse trabalho, e gostaria de agradecer a todo pequeno ato que me levou a estar onde eu estou.

Agradeço em especial ao meu amado parceiro Daniel von Glehn dos Santos, por sempre elevar minha autoestima e mostrar que sou muito mais capaz do que eu possa imaginar, além de sempre estar disposto a me ajudar. Por trás de uma grande mulher também há um grande homem. Agradeço a minha mãe Maria Silvelena, minha amiga, pelo cuidado eterno e por sempre me incentivar a querer chegar cada vez mais longe. Ao meu pai João Bosco pelo carinho e apoio na minha formação acadêmica e pessoal e por ser esse exemplo de pessoa que me faz querer ser tão boa quanto. A meu irmão João Paulo pela proteção e pelas lembranças mais doces e alegres. Ao meu irmão Diego Hermys por me servir com os melhores cafés do mundo, que por muitas vezes foram combustível das melhores reflexões descritas nesse trabalho.

Agradeço a Thais, Bianca, Caio, Jonas, Ana Deborah e, de uma forma mais especial, a minha comadre Hannah pela companhia nos trabalhos da vida e pela eterna amizade. Aos meus colegas do Laboratório de Hidrologia do IFCE-Maracanaú e toda equipe do projeto RESED, Tati, Bruno Pereira, Allison Macambira, Larissa, Nayara, Brennda, Profa. Cynara, Prof. Franklin, Prof. Bruno e Prof. Pedro, por terem feito uma equipe de trabalho incrível e por sempre estarem dispostos a me ajudar. Aos meus colegas de turma do programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Júnio, Alisson, Danniele, Pedro Henrique, Paulilo, Thayslan e, em especial, a Jairo e Léa, meus mais que amigos, irmãos de mestrado, todos vocês fizeram tudo ficar mais leve e feliz.

Aos professores e funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, em especial ao Coordenador mais sensacional de todos os tempos, Prof. Dr. Calos Alexandre, por sempre me receber com um abraço, me ceder sua sala e proporcionar um ambiente alegre e agradável, com aquele cafezinho especialmente gostoso e sem açúcar. Aos professores participantes da banca examinadora, Prof. Dr. José Carlos de Araújo, Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto e Profa. Dra. Helba Araújo de Queiroz Palácio pelo apoio, presteza e por serem exemplos de vida e de dedicação a pesquisa, se não fossem vocês, a humanidade estaria um pouco mais atrasada. Ao melhor professor orientador, Pedro Medeiros, obrigada principalmente pela paciência, pela ajuda nos trabalhos escritos conjuntamente e por enxergar

em mim o potencial para a pesquisa, algo que nem eu tinha conseguido enxergar ainda, e por fim confiar à minha pessoa esse trabalho, foi uma honra para mim.

Ao grupo Hidrosed, devo boa parte da minha pesquisa às pessoas que fazem parte desse grupo, se hoje eu consegui chegar um pouco mais longe foi por causa de todos vocês.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelo financiamento do Projeto RESED (processo 468355/2014-6) e à Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará – COGERH, demandante e parceira no referido projeto. Agradecimentos também à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico – FUNCAP pela bolsa de mestrado à primeira autora e a FUNCEME, CAGECE e INMET pela presteza no fornecimento dos dados.

“O sedimento é um recurso natural que fornece a base para viver, trabalhar e construir em áreas de delta de terras baixas. Uma sociedade sustentável, portanto, reutiliza o material dragado como um recurso valioso.” (BRILS; BOER; MULDER; BOER, 2014)

RESUMO

O processo de eutrofização prejudica gradativamente os reservatórios do Ceará, não somente qualitativamente como também quantitativamente. O projeto RESED, do qual esse trabalho fez parte, teve como objetivo geral demonstrar que o método do reúso do sedimento depositado em açudes é uma técnica de controle eficaz na melhoria do estado trófico dos reservatórios superficiais e também no aumento da produtividade na agricultura de pequena escala. O objetivo desta pesquisa é avaliar o impacto da retirada do sedimento sobre o nível trófico do açude. Para isso, fez-se necessária a utilização de um modelo matemático pela rapidez e praticidade de respostas comparada à realização do projeto na prática. O modelo escolhido foi o desenvolvido por Chapra (1997), em que ele descreve o balanço de fósforo total na água e nos sedimentos com o intuito de simular a interferência que a retroalimentação do sedimento causa no estado trófico do corpo hídrico. Em etapa inicial, estudou-se o padrão espacial de assoreamento com a principal finalidade de identificar as condições de deposição do sedimento e de estimar a área assoreada, informações fundamentais para a utilização do modelo e para a adoção de medidas de desassoreamento e manejo do sedimento. Por último, a partir da utilização do modelo, pode-se concluir que o impacto do sedimento sobre o nível trófico do Tijuquinha, durante 40 anos de análise, foi em torno de 6 %, ou seja, ao se retirar a parcela sedimentada, anualmente, apenas 6% do período analisado passaria de elevado nível trófico para um estado trófico aceitável. Um dos fatores que pode ter levado a esse pequeno impacto no melhoramento da qualidade da água foi o pequeno tempo de detenção hidráulica, uma particular característica do Tijuquinha, não havendo, assim, “tempo” suficiente para o acúmulo de nutriente.

Palavras-chave: Modelagem da qualidade da água. Interação água-sedimento. Eutrofização. Reúso de sedimento. Reservatórios. Economia circular.

ABSTRACT

The eutrophication process gradually damages the reservoirs of Ceará, not only qualitatively but also quantitatively. The RESED project – of which this work takes part – had as general objective to demonstrate that the reuse method of the sediment deposited in dams is an effective control technique for the trophic state improvement of the superficial reservoirs and also in the increase of the productivity in the small-scale agriculture. The objective of this research is to evaluate the impact of sediment removal on the trophic level of the reservoir. Therefore, it was necessary to use a mathematical model for its quick and practical answers compared to the project realization in practice. The chosen model was developed by Chapra (1997), in which he describes the balance of total phosphorus in water and sediments in order to simulate the interference that the sediment feedback causes in the body's trophic state water. In the initial stage, the spatial pattern of sedimentation was studied with the main purpose of identifying sediment deposition conditions and estimating the sedimentation area, which are fundamental information for the model usage and for the adoption of de-sanding measures and sediment management. Finally, from the use of the model, it can be concluded that the impact of the sediment on the trophic level of Tijuquinha, during 40 years of analysis, was around 6%, that is, when the sedimented portion is removed annually, only 6% of the analyzed period would go from a high trophic level to an acceptable trophic state. One of the factors that may have led to this small impact on the improvement of water quality was the small hydraulic detention time – a particular characteristic of Tijuquinha – thus not enough time for nutrient accumulation.

Keywords: Modeling of water quality. Water-sediment interaction. Eutrophication. Sediment reuse. Reservoirs. Circular economy.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Economia circular do projeto RESED	21
Figura 2 – Esquema simplificado da dinâmica do fósforo na água e no sedimento	27
Figura 3 – Diagrama do modelo de balanço de fósforo para um lago com sedimento no fundo	30
Figura 4 – Esquema com os principais compartimentos e vetores de fluxos e trocas entre os compartimentos de reservatórios. (A) Zona fluvial; (B) Zona de transição; (C) Zona lacustre; (a) Epilímnio e (b) Hipolímnio	34
Figura 5 – Relação da Estratificação (Isotermas) e de Oxigênio Dissolvido (escala de cinza) ao longo de três dias no rio Curu	35
Figura 6 – Mapa de localização da Bacia Hidrográfica	38
Figura 7 – Imagens do açude Tijuquinha: a) Barragem sem stop-log; b) Barragem com stop-log após reforma de 2009; c) Vista de montante da barragem antes da limpeza da bacia hidráulica; d) Vista de montante da barragem após a limpeza	41
Figura 8 – Mapa com dados da Bacia Hidrográfica do Açude Tijuquinha	42
Figura 9 – Mapa de Declividade da bacia do Açude Tijuquinha	43
Figura 10 – Mapa de perfil longitudinal do rio principal da bacia	43
Figura 11 – Imagens do Tijuquinha em diferentes períodos do ano de 2015	45
Figura 12 – Tipos de solos presentes na bacia hidrográfica do açude Tijuquinha	47
Figura 13 – Volume de controle representativo da equação do balanço hídrico (Equação 11)	48
Figura 14 – Diagrama do modelo de balanço de fósforo e suas respectivas parcelas de quantificação de carga	50
Figura 15 – Metodologia utilizada para quantificação do fósforo a cada passo mensal, representativo da equação do balanço de fósforo total na coluna d'água (Equação 15)	51

Figura 16 – Mapa de localização dos pontos de coleta de água e sedimento do projeto RESED	54
Figura 17 – Informações topográficas do Açude Tijuquinha: a) Modelo Digitaldo Terreno de acordo com a batimetria realizada em 2016 por Chaves (2016); b) bacia hidráulica do Açude Tijuquinha apresentada no trabalho de topografia e geotecnia disponibilizado pela CAGECE (GEONORTE, 1984)	56
Figura 18 – Concentrações médias pontuais de fósforo total de junho e setembro de 2015	65
Figura 19 – Mapa de concentrações de fósforo total no sedimento em junho de 2015	67
Figura 20 – Mapa de concentrações de fósforo total no sedimento em janeiro de 2016 ..	68
Figura 21 – Imagens de bananeiras e plantações de feijão na bacia hidráulica	69
Figura 22 – Mapa da bacia hidráulica identificando a região que recebe o maior volume de sedimento	72
Figura 23 – Identificação dos pontos onde foram obtidas informações altimétricas em ambos modelos digitais da bacia hidráulica, em 1984 e 2016	73
Figura 24 – Mapa das áreas assoreadas e erodidas ao longo de 30 anos no Açude Tijuquinha	75
Figura 25 – Localização dos pontos de coleta de sedimento superficial para análises físicas	98
Figura 26 – Cilindro metálico utilizado na análise de densidade do solo	99
Figura 27 – Balões contendo uma parcela do solo seco aferidos com álcool etílico	101

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Volume do Açude Tijuquinha do período de 2009 a 2016	45
Gráfico 2 – Grau de Eutrofização do açude Tijuquinha de acordo com a concentração em mgP/l para as análises feitas pela GGERH	64
Gráfico 3 – Grau de Eutrofização de acordo com a concentração em mgP/l para os dados do projeto RESED	66
Gráfico 4 – Diagrama de caixa para os teores	69
Gráfico 5 – Tendência de decréscimo no incremento percentual das áreas para as CAVS original (GGERH) e atual (Chaves, 2016)	72
Gráfico 6 – Espessura da camada de assoreamento em função da cota na bacia hidráulica do Açude Tijuquinha	74
Gráfico 7 – Concentração de fósforo no reservatório a partir da simulação do modelo de interação água-sedimento juntamente com os dados medidos	77
Gráfico 8 – Diagrama de caixa para os valores de concentração de fósforo medidas e respectivos valores obtidos a partir da simulação	78
Gráfico 9 – Relação de concentração de fósforo no reservatório simulada pelo modelo de interação água-sedimento versus os dados medidos	79
Gráfico 10 – Diagramas de caixa dos dados de concentração de fósforo na água: a) Valores medidos e os respectivos valores obtidos a partir da simulação com o modelo com demanda variável e demanda média; b) Todos os dados obtidos na simulação com demanda variando e demanda média	81
Gráfico 11 – Diagramas de caixa das concentrações de fósforo no sedimento obtidos na simulação com demandas variáveis e demanda média	82
Gráfico 12 – Resultado do modelo de interação água-sedimento para demanda hídrica média de 50 L/s	83
Gráfico 13 – Relação do fósforo na água com o fósforo no sedimento	84

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Adsorção máxima de fósforo por constituintes do solo	28
Quadro 2 – Dados de estratificação para o Lago Shagawa	32
Quadro 3 – Medidas de erro e índices estatísticos com suas respectivas formulações, melhores e piores valores e sua quantidade de escores atribuída	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– CAV do reservatório Tijuquinha proposta pelo projeto RESED	40
Tabela 2	– Resumo das características fisiográficas	44
Tabela 3	– Evaporação mensal média dos postos de Guaramiranga e Fortaleza e seu valor médio representativo do município de Baturité	53
Tabela 4	– Níveis Tróficos com seus respectivos IET e equivalência medidas de fósforo total (FT)	55
Tabela 5	– Precipitações do posto pluviométrico de Baturité (22) dos anos de 2009 a 2016 e suas médias mensais do período de 1976 a 2016	63
Tabela 6	– Curvas cota-área-volume original e atual e comparação entre as áreas inundadas.....	71
Tabela 7	– Comparação entre as velocidades do fósforo para regiões de clima tropical (Tijuquinha) e clima temperado	77
Tabela 8	– Medidas de erro e índices estatísticos e seus respectivos valores de referências	79
Tabela 9	– Medidas de erro e índices estatísticos para o programa com valor médio de demanda hídrica e seus respectivos valores de referências	80
Tabela 10	– Divisão do tempo analisado de acordo com o estado trófico do reservatório	84
Tabela 11	– Comparação da divisão do tempo analisado de acordo com o estado trófico do reservatório entre os dados de referência e o cenário de retirada de sedimento anual	86
Tabela 12	– Comparação das porcentagens do período de acordo com o estado trófico do reservatório entre os dados de referência, o cenário de retirada anual e o cenário sem o retorno da parcela de fósforo ressuspensa	87
Tabela 13	– Resultado das análises de densidade do solo	100
Tabela 14	– Resultado das análises de densidade das partículas	101
Tabela 15	– Resultado das análises da porosidade do solo	102

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CAV	Curva cota-área-volume
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IOCS	Inspetoria de Obras Contra as Secas
PLOAD	<i>Pollutant Loading Application Overview</i>
RESED	Projeto reúso de sedimento em açudes eutrofizados
SRH	Secretaria Dos Recursos Hídricos
WASA-SED	<i>Water Availability in Semi-Arid - Extended to include sedimenttransport</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

v_s	Velocidade de sedimentação do fósforo da água para os sedimentos
v_r	Coefficiente de transferência de massa reciclada dos sedimentos para a água
v_b	Coefficiente de transferência de massa enterrada da superfície enriquecida para os sedimentos profundos
A_s	Área de superfície da zona de deposição
V_1	Volume do reservatório
V_2	Volume do sedimento
p_1	Média de concentração do fósforo na água
p_2	Concentração média do fósforo no sedimento
t	Tempo
Q	Vazão de saída
W	Carga de entrada do fósforo no reservatório
o_h	Nível de oxigênio dissolvido no hipolímnio
o_i	Concentração inicial de oxigênio no princípio da estratificação
$AHOD$	Demanda de oxigênio no hipolímnio por área
H_h	Espessura média do hipolímnio
t_s	Tempo no princípio da estratificação
T_s	Temperatura no verão
T_w	Temperatura no inverno
$AHOD_s$	Demanda de oxigênio no hipolímnio por área durante o verão
$AHOD_w$	Demanda de oxigênio no hipolímnio por área durante o inverno
$F_{a,v}$	Fração do ano em que o hipolímnio do verão é anóxico
$F_{a,i}$	Fração do ano em que o hipolímnio do inverno é anóxico
$hexc$	Precipitação excedente
P	Precipitação
S	Retenção potencial do solo
Ia	Abstração inicial
CN	Número de curva
V_{t+1}	Volume acumulado no reservatório no final do intervalo de tempo
V_t	Volume acumulado no reservatório no início do intervalo de tempo
Esc	Volume escoado na bacia hidrográfica no intervalo de tempo

E_v	Volume evaporado do reservatório no intervalo de tempo
R	Volume retirado do reservatório no intervalo de tempo
V_{ert}	Volume vertido do reservatório no intervalo de tempo
CA	Coefficiente de abertura
CF	Coefficiente de forma
A	Área do espelho d'água
Φ_i	Resultado das simulações
Ψ_i	Dados observados
B	Viés estatístico
AM	Erro Absoluto Médio
QM	Raiz do Erro Quadrático Médio
R_σ	Razão entre os Desvios padrão modelado e observado
A_d	Erro Absoluto Médio dos desvios
E_d	Raiz do Erro Quadrático Médio dos desvios
D	Índice de Concordância de Willmott
R	Índice de Correlação
Φ'_i	Desvio das séries simuladas
Ψ'_i	Desvio das séries observadas
σ_Φ	Desvios padrões das séries simuladas
σ_Ψ	Desvios padrões das séries observadas
IET	Índice de estado trófico
PT	Concentração de fósforo total
A_u	Áreas de cada tipo de uso do solo
L_{pu}	Taxa de carga poluidora de fósforo para cada uso do solo
A_t	Áreas da bacia hidrográfica
L_p	Taxa de carga poluidora de fósforo para o reservatório
W_{out}	Efluência de fósforo total
tdh	Tempo de detenção hidráulica
K_s	Coefficiente de perda de fósforo por sedimentação
$P\%$	Teor médio de fósforo total no sedimento
α_{sed}	Porosidade do sedimento
ρ_{sed}	Densidade do sedimento
W_{retido}	Carga retida média

K	Coeficiente de decaimento do fósforo equação de Vollenweider
NSE	Coeficiente de Nash e Sutcliffe
Y_{med}	Valor medido da variável no tempo j
Y_{sim}	Valor simulado da variável no tempo j
\bar{Y}_{med}	Média dos valores medidos
P	Densidade do solo
m_{solo}	Massa do solo
V_{solo}	Volume coletado do solo
P_s	Densidade dos sólidos
$m_{sólido}$	Peso da amostra seca
$v_{sólido}$	Volume total dos sólidos da amostra
$V_{álcool}$	Volume de álcool
A	Porosidade do solo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	20
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	24
2.1	Economia circular	24
2.2	Assoreamento de açudes e acúmulo de nutrientes	25
2.3	Modelo de interação água-sedimento de Chapra	28
2.3.1	<i>Modelo de balanço de Fósforo Total.....</i>	29
2.3.2	<i>Modelo de oxigênio hipolimnético para estimativa da velocidade de reciclagem – vr (m/mês).....</i>	30
2.4	Estratificação térmica na área de estudo	33
2.5	Técnica de reúso de sedimento	36
3	METODOLOGIA	38
3.1	Área de estudo	38
3.1.1	<i>Análise documental acerca do reservatório Tijuquinha.....</i>	39
3.1.2	<i>Características fisiográficas.....</i>	42
3.2	Modelagem do balanço de massa de fósforo	44
3.2.1	<i>Estimativa do escoamento-CN-SCS.....</i>	46
3.2.2	<i>Balanço hídrico</i>	48
3.2.3	<i>Modelo de interação água-sedimento adaptada para regiões tropicais</i>	49
3.3	Dados e parâmetros de entrada do modelo.....	53
3.3.1	<i>Dados climáticos.....</i>	53
3.3.2	<i>Concentrações de fósforo e avaliação do nível trófico.....</i>	53
3.3.2.1	<i>Avaliação do nível trófico do açude.....</i>	55
3.3.3	<i>Padrão de deposição de sedimentos</i>	55
3.3.4	<i>Parâmetros do modelo (conforme Chapra e calibração).....</i>	57
3.3.4.1	<i>Carga de Fósforo Total afluente – Win (mg/mês).....</i>	57
3.3.4.2	<i>Efluência de Fósforo total – Wout (mg/mês).....</i>	58
3.3.4.3	<i>Concentração de Fósforo Total na água - P1 (mg/m³).....</i>	58
3.3.4.4	<i>Concentração de Fósforo Total no sedimento - P2 (mg/m³).....</i>	59
3.3.4.5	<i>Velocidade de fixação - vb (m/mês)</i>	60
3.3.4.6	<i>Velocidade de sedimentação - vs (m/mês).....</i>	61
3.3.4.7	<i>Velocidade de reciclagem – vr (m/mês)</i>	62
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	63

4.1	Concentrações de fósforo e dinâmica do nível trófico.....	63
4.1.1	<i>Resultados referentes aos dados disponibilizados pela COGERH.....</i>	63
4.1.2	<i>Resultados referentes aos dados produzidos pelo projeto RESED.....</i>	65
4.1.2.1	<i>Concentração de fósforo total na água.....</i>	65
4.1.2.2	<i>Concentração de fósforo total no sedimento.....</i>	67
4.2	Padrão espacial de deposição de sedimentos	70
4.2.1	<i>Comparação entre curvas cota-área-volume.....</i>	70
4.2.2	<i>Análise entre modelos digitais de terreno.....</i>	73
4.3	Modelagem do balanço de fósforo	76
4.3.1	<i>Calibração dos parâmetros vs, vr e vb para otimização do modelo.....</i>	76
4.3.2	<i>Avaliação do modelo.....</i>	78
4.4	Simulação do impacto da retirada do sedimento sobre a qualidade da água	86
5	CONCLUSÃO	89
	REFERÊNCIAS	91
	APÊNDICE A- DADOS PARA O AÇUDE TIJUQUINHA.....	97
	APÊNDICE B - RELATÓRIO DE ANÁLISES FÍSICAS DO SOLO.....	98
	ANEXO A - TELEGRAMA OFICIAL DO PREFEITO DE BATURITÉ PARA O GOVERNADOR DO ESTADO.	103

1 INTRODUÇÃO

A pouca disponibilidade hídrica do semiárido brasileiro é um problema que dificulta o seu desenvolvimento econômico, oferecendo baixa qualidade de vida para as pessoas residentes na região. Quando comparadas a outras regiões do Brasil, a região do norte de Minas Gerais e região Nordeste são as únicas regiões em que se é possível notar alguma correlação entre essas variáveis, segundo Libânio, Chernicharo e Nascimento (2005), “não há dúvidas de que a indisponibilidade de água em quantidade suficiente para atendimento das demandas estabelecidas ou potenciais constitui-se em um fator crítico para o desenvolvimento” dessa região. Lisboa (1984 *apud* CAMPOS, 2015) também afirma que a escassez de chuva afeta o homem, uma vez que as modificações produzidas por esse fenômeno físico interferem indiretamente nas condições econômicas da região.

A sociedade do Nordeste Brasileiro teve que se adaptar ao meio ambiente, em decorrência dos padrões climáticos. É a partir da “Grande Seca”, como ficou conhecida a seca de 1877, que começa a ser noticiada de forma mais veemente a migração de grandes massas humanas para outras localidades. Esse êxodo, que já acontecia em outras épocas, no entanto, torna-se mais intenso a partir dessa estiagem e força o Estado a atuar de forma mais tenaz com políticas públicas que aproveitassem a mão de obra sertaneja nas cidades que os recebiam (RODRIGUES, 2016).

Com isso, uma das primeiras atitudes tomadas pelos governantes contra a seca, para a sua atenuação, foi a construção de reservatórios em larga escala. As políticas públicas contra a seca foram caracterizadas por esta abordagem desde o início da sua formulação em 1877, sendo mais efetivas a partir de 1909 com a criação da Inspetoria de Obras Contra as Secas – IOCS (CAMPOS, 2015).

Nessas circunstâncias, criou-se uma densa rede de reservatórios sem planejamento adequado. Apesar disso, com o estudo de Malveira, de Araújo e Güntner (2012), que teve como amostra o arranjo dos açudes da Bacia do Alto Jaguaribe, localizada no estado do Ceará, mostrou-se que a sustentabilidade hidrológica aumentou ao longo do período da construção dos inúmeros reservatórios, chegando a sua saturação no final da década de 90.

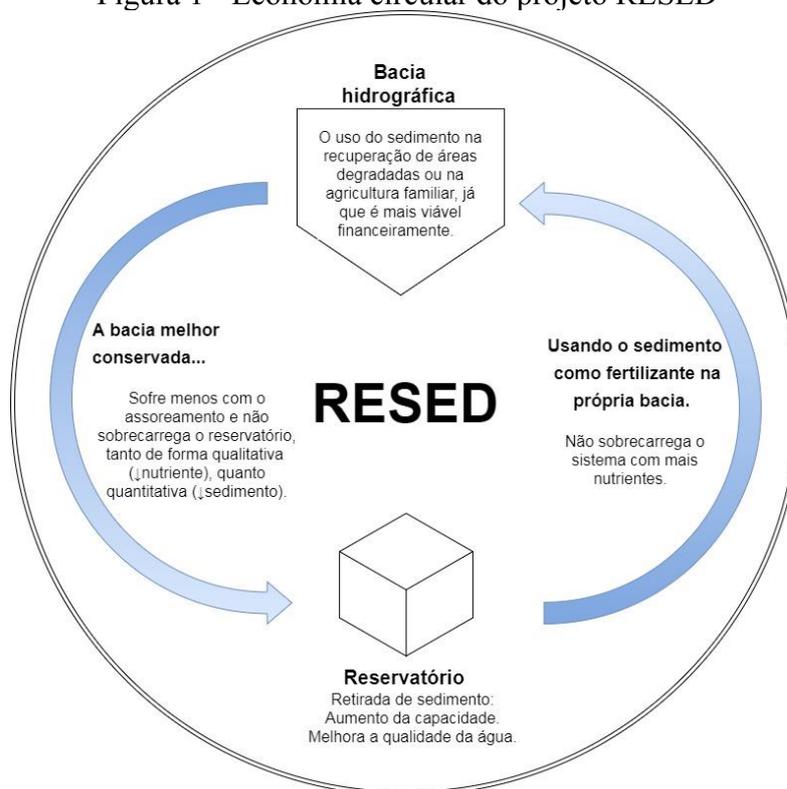
Entretanto, os reservatórios superficiais do Ceará, que respondem por mais de 90% da oferta hídrica do estado (de ARAÚJO; GÜNTNER; BRONSTERT, 2006), vêm sofrendo com o processo de eutrofização, acelerada pelo uso indevido das bacias hidrográficas. Dos 153 açudes monitorados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – COGERH, 80,2% foram classificados como eutróficos ou hipereutróficos, segundo boletim divulgado em agosto

de 2017, referente às análises feitas entre 1º de abril a 30 de junho de 2017.

Adicionalmente à gradativa degradação da qualidade da água, devido ao aporte e aos altos níveis de nutrientes, os reservatórios também sofrem com a diminuição da sua capacidade, já que o assoreamento de reservatórios do semiárido é responsável por uma redução da capacidade a uma taxa média de 2% por década (de ARAÚJO, 2003). Além disso, com a deposição de sedimentos, têm-se a modificação da geometria dos reservatórios, tornando-os mais rasos e, portanto, mais susceptíveis a perdas por evaporação.

Diante do exposto, fica evidente a necessidade de adoção de medidas de controle dos processos de eutrofização e assoreamento de açudes, os quais provocam severos impactos socioeconômicos por reduzirem a disponibilidade hídrica. No entanto, a abrangência territorial do uso inadequado do solo, que ultrapassa a capacidade operacional dos órgãos de fiscalização e controle, exige a adoção também de medidas corretivas para a manutenção da disponibilidade hídrica nos níveis desejados.

Figura 1 - Economia circular do projeto RESED



Fonte: Autora, 2017.

Com essa perspectiva criou-se então o projeto de “Reúso de sedimento em açudes eutrofizados - RESED”, que teve como objetivo geral demonstrar que o método do reúso do sedimento depositado em açudes é uma técnica de controle eficaz na questão da melhoria do

estado trófico dos reservatórios superficiais e também no aumento da produtividade na agricultura de pequena escala (MEDEIROS *et al.*, 2015), contribuindo assim, para uma filosofia de economia circular (Figura 1).

Para a execução do projeto, previu-se a realização das seguintes atividades: 1) Quantificação de nutrientes na água e no sedimento depositado em açudes; 2) Utilização do sedimento depositado como substrato para cultivo de girassol; 3) Avaliação do impacto do manejo do sedimento sobre o nível trófico do açude.

Braga *et al.* (2017), responsável pela segunda atividade do projeto, conseguiu demonstrar em seu estudo a eficiência do reúso do sedimento como fertilizante para o setor agrícola, promovendo uma melhoria no padrão de crescimento da vegetação, quando comparado com a utilização do substrato obtido comercialmente.

A remediação dos processos de eutrofização e assoreamento recaem necessariamente na retirada dos elementos indesejados dos reservatórios. Diante disso, para a concretização da terceira atividade do projeto RESED, na qual esse trabalho se inclui, fez-se necessário a utilização de um modelo matemático, pois com o intervalo de tempo relativamente pequeno, tornar-se-ia difícil separar os efeitos da sazonalidade decorrentes da remoção de sedimentos sobre as alterações no estado trófico do açude.

O modelo escolhido para a realização desse trabalho foi o desenvolvido por Chapra (1997), que descreve o balanço de fósforo total na água e nos sedimentos com o intuito de simular a interferência que a retroalimentação do sedimento causa no estado trófico do corpo hídrico.

A partir dessas reflexões obteve-se a seguinte questão científica e hipótese:

Questão científica:

- A técnica de reúso de sedimento melhoraria a qualidade da água do reservatório?

Hipótese:

- Os nutrientes contidos no sedimento do açude dificultam a depuração do corpo hídrico, prejudicando a sua recuperação para um melhor nível trófico.

OBJETIVOS

Objetivo geral

Avaliar o impacto da retirada do sedimento sobre o nível trófico do açude Tijuquinha- CE, através de modelo de balanço de massa de fósforo na água e no sedimento.

Objetivos específicos

- Quantificar as concentrações de nutrientes, incluindo sua variabilidade temporal, presentes na água e no sedimento, a partir de levantamentos em campo e fontes de dados secundários;
- Avaliar o padrão espacial de deposição de sedimentos no reservatório Tijuquina;
- Codificar, em linguagem MATLAB, o modelo de Chapra e Canale (1991) de balanço de massa de fósforo em reservatório;
- Aplicar o modelo de balanço de massa de fósforo em reservatório para avaliar o impacto da retirada do sedimento sobre a qualidade da água do açude Tijuquina.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Economia circular

O modo de produção atual ainda baseia-se na economia linear de “extração – fabricação – uso – descarte”, herdado da Revolução Industrial. Uma das consequências desse modelo “é a degradação da capacidade de oferecimento dos serviços ecossistêmicos, tanto pela humanidade consumir acima da capacidade de suporte do planeta, como pela contaminação ou degradação dos ecossistemas, comprometendo sua capacidade metabólica” (EMF, 2012 *apud* RIBEIRO; KRUGLIANSKAS, 2014).

Ribeiro e Kruglianskas (2014) apresentaram em sua revisão a seguinte definição de economia circular: A Economia Circular é o modelo econômico que “se afasta do modelo atual da economia linear (fabricar – usar – dispor), em direção a um no qual os produtos, e os materiais que o compõe, são valorados de forma diferenciada, criando uma economia mais robusta” (HOUSE OF COMMONS, 2014, *apud* RIBEIRO; KRUGLIANSKAS, 2014). Já Leitão (2005), de forma mais sucinta, explica que a Economia Circular é um “modelo que otimiza o fluxo de bens, maximizando o aproveitamento dos recursos naturais e minimizando a produção de resíduos.”

Stahel (2016) alerta que a Economia Circular deve ter ações em varias frentes, para isso pesquisas e inovações são necessárias em todos os níveis: social, tecnológico e comercial. Stahel (2016) enfatiza ainda, que além dos cientistas trabalharem descobrindo novos horizontes para a inserção da Economia Circular, os governantes devem incentivar a promoção da mesma. A Coréia do Sul, a China e os Estados Unidos iniciaram, na última década, programas de pesquisa para promover Economias Circulares, aumentando a remanufatura e a reutilização (STAHEL, 2016).

De acordo com Brils *et al.* (2014) a prática da reutilização de material de dragagem de reservatórios combina perfeitamente com a filosofia de uma Economia Circular. Brils *et al.* (2014) enfatiza ainda que o tratamento de material de dragagem para criar um produto de maior valor é possível, no entanto, em nossa economia atual, ainda não totalmente circular, ainda é um procedimento muito dispendioso para competir com recursos primários obtidos por outros meios, pois consome muita energia e emite muito CO². Porém para Brils *et al.* (2014) esse fator encontrado na técnica de reúso sedimento deve ser visto não como um problema e sim como mais um desafio. Com isso, acredita-se, nesse estudo, que essa técnica possa ser uma alternativa viável tendo como finalidade o suprimento da demanda de fertilizante dos pequenos agricultores na própria bacia hidrográfica.

2.2 Assoreamento de açudes e acúmulo de nutrientes

A erosão do solo pela água é um dos principais problemas de degradação da terra em vários lugares do planeta, e é resultante de uma combinação de alteração da vegetação natural, intensificação agrícola e tempestades intensas. A perda de solo e o aporte de sedimentos para os cursos d'água causam impacto na qualidade da água e aceleração da sedimentação natural de rios e reservatórios, afetando assim, sua vida útil (de ARAÚJO; GÜNTNER; BRONSTERT, 2006).

Os reservatórios são importantes ferramentas na gestão da água para o estado do Ceará, sendo estruturas amplamente utilizadas para disponibilizar água (CAMPOS, 2015). Estudar cenários da ocorrência de disposição dos sedimentos torna o gerenciamento das bacias mais eficiente. Morris e Fan (1998) defendem que o conhecimento da taxa e do padrão de deposição de sedimentos em um reservatório é necessário para prever os tipos de deficiências na operação dos reservatórios, o período em que ocorrerão e os tipos de estratégias corretivas que podem ser praticadas.

No Nordeste brasileiro, diversos estudos têm sido realizados visando a quantificação do assoreamento de açudes como, por exemplo, o trabalho de Mamede (2008), de Araújo (2003), e Lima Neto, Wiegand e de Araújo (2011), mas o padrão de deposição de sedimentos é ainda pouco estudado.

Os reservatórios podem apresentar diferentes processos de deposição, resultando em um padrão deposicional complexo, apesar disso, Morris e Fan (1998) descreveram quatro processos de deposição de sedimento que usualmente ocorrem. Entre eles, o “*Delta*”, que é a deposição na zona de entrada do reservatório, contém a fração mais grosseira da carga do sedimento, mas que também pode conter frações mais finas de sedimento. Há também o “*Wedge*” que é tipicamente causado pelo transporte de sedimentos finos para a barragem por correntes de turbidez. O “*Tapering*” ocorre quando os depósitos se tornam progressivamente mais finos movendo-se em direção à represa, semelhante ao “*Delta*”, porém mais alongado, muito comum em longos reservatórios. E por último os autores comentam do tipo que mais raramente ocorre, o “*Uniform*”, que são frequentes em reservatórios estreitos com flutuações no nível da água e uma pequena carga de sedimentos finos. Essa série de fatores pode produzir profundidades de deposição quase uniformes.

Juntamente com o processo de aporte de sedimento dos reservatórios, há também a introdução de uma grande quantidade de nutrientes, especialmente de nitrogênio e fósforo (CEARÁ, 2017), e assim, como o processo de sedimentação vem provocando a gradativa

redução da capacidade dos reservatórios, o aporte de nutrientes ocasionando a gradativa poluição dos mananciais.

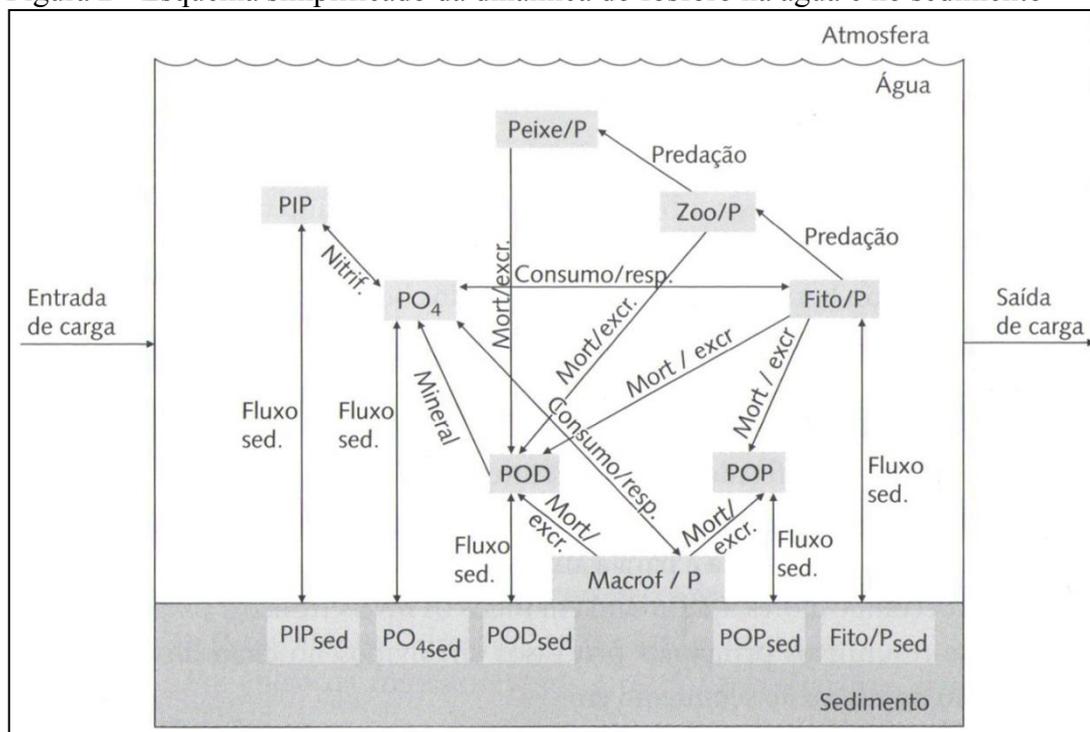
A poluição dos mananciais que é decorrente de vários motivos, como, por exemplo, a falta de coleta e tratamento de efluentes domésticos, o uso de fertilizantes sintéticos na agricultura, exploração de piscicultura intensiva no espelho d'água do açude e a pecuária extensiva, na qual os rebanhos acessam diretamente os açudes e produzem suas excretas diretamente nas bacias hidráulicas dos mesmos. Esses exemplos citados são apontados como as principais fontes de nutrientes no semiárido brasileiro (ESTEVES, 2011; PAULINO; OLIVEIRA; AVELINO, 2013; MEDEIROS *et al.*, 2015).

Uma das consequências da poluição dos mananciais é a eutrofização, que é um fenômeno ocorrido devido ao aumento da concentração de nutrientes nos sistemas lacustres derivando também no aumentando dos seres ali existentes, estressando o corpo hídrico ao ponto de deixa-lo impróprio para consumo humano. Esse fenômeno ocorre de forma natural passando do menor grau de eutrofização até o maior grau, em seguida seu assoreamento e desaparecimento do lago ou açude, sendo um processo bem lento, tendo escalas geológicas. Com a ação antrópica, esse processo de eutrofização pode se dar de uma forma mais rápida, diminuindo a vida útil do ecossistema em décadas e dificultando o gerenciamento da bacia hidrográfica em que ele se engloba (ESTEVES, 2011).

O fósforo e o nitrogênio são os principais nutrientes para caracterizar a eutrofização dos lagos. Segundo Green e Finlay (2010), esses nutrientes são consumidos pelo fitoplâncton em uma proporção N:P de 10:1. Razões de N/P abaixo de 10 significa que o crescimento do fitoplâncton passa a ser limitado pela disponibilidade de nitrogênio no meio, caso esteja acima de 10 o nutriente limitante seria o fósforo (COTOVICZ JÚNIOR *et al.*, 2013). No trabalho discorrido por Vidal e Capelo (2014), por exemplo, que foi desenvolvido com base na análise de balanço de cargas no açude Gavião no Ceará, o autor relata que na maior parte do tempo durante o período de análise, o nutriente limitante foi o nitrogênio, porém, na maioria dos casos, o fósforo é o nutriente limitante para eutrofização de lagos e reservatórios. Essa importância se dá pelo fato de que o fósforo participa de processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos como, por exemplo, armazenamento de energia, pois compõe a molécula de ATP e também como componente da membrana celular (ESTEVES, 2011).

Por esse fato, vários modelos que analisam a qualidade de água utilizam a concentração de fósforo para determinar o estado trófico do corpo hídrico, como, por exemplo, o modelo desenvolvido por Vollenweider (1975 *apud* CHAPRA, 1997) e o modelo desenvolvido por Lamparelli (2004).

Figura 2 - Esquema simplificado da dinâmica do fósforo na água e no sedimento



Fonte: Fragoso Júnior, Ferreira e Marques, 2009.

Fragoso Júnior, Ferreira e Marques (2009) resumem o ciclo do fósforo (Figura 2) na água e no sedimento em sete etapas:

- A. Mineralização do fósforo orgânico dissolvido (POD) em fósforo inorgânico (PO₄).
- B. Assimilação biológica de PO₄ pelo fitoplâncton e macrofitas aquáticas.
- C. Fluxos na interface água-sedimento de PO₄, POD e fósforo orgânico particulado (POP).
- D. Decomposição de POP para POD.
- E. Mortalidade biológica e excreção em POD e POP.
- F. Adsorção e dessorção de PO₄ em fósforo inorgânico (PIP).
- G. Consumo da fração de fósforo contido no POP, no POD e no fitoplâncton por zooplâncton e peixes.

Observa-se na Figura 2 que existem varias vias de interação do fósforo entre a coluna d'água e o sedimento do reservatório, assim como foi relatado da etapa "C" do ciclo do fósforo. Segundo Chapra (1997) e Wiegand (2014), o sedimento do fundo tem sido reconhecido como uma potencial fonte de fósforo para os reservatórios. De acordo com Fragoso Júnior, Ferreira e Marques (2009) o fósforo é adsorvido pela matéria inorgânica, principalmente quando tem uma grande porcentagem de argila mineral, já a adsorção na matéria orgânica não é considerada significativa, de acordo com Rijkeboer, Otten e Gons (1992 *apud* FRAGOSO JÚNIOR; FERREIRA; MARQUES, 2009). A adsorção depende das condições ambientais do

corpo hídrico, como, por exemplo, as condições de redox, pH e concentrações de fósforo na água e no sedimento. Fragoso Júnior, Ferreira e Marques (2009) relatam valores de proporções máximas de fósforo por matérias inorgânicas constituintes do solo (Quadro 1), ou seja, quanto mais o solo for constituído dessas matérias inorgânicas, maior será a capacidade do sedimento de adsorver o fósforo do corpo hídrico.

Quadro 1 - Adsorção máxima de fósforo por constituintes do solo

Constituinte do Solo	(g) P máximo
Peso seco de matéria inorgânica (g)	0,00003
Ferro (g)	0,065
Alumínio (g)	0,134

Fonte: Adaptado de Fragoso Júnior, Ferreira e Marques, 2009.

Além desses constituintes de solos comentados por Fragoso Júnior, Ferreira e Marques (2009), Wiegand *et al.* (2014) também relata que as concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} são relevantes para a adsorção do fósforo no sedimento, porém como também são nutrientes consumidos pelo fitoplâncton, a sua concentração no sedimento pode ser reduzida facilmente.

Assim como há a adsorção do fósforo no sedimento do açude, também há o retorno desse sedimento à coluna d'água, tal fluxo depende do gradiente de concentração da interface sedimento-água (FRAGOSO JÚNIOR; FERREIRA; MARQUES, 2009). Isso ocorre em lagos temperados principalmente quando a razão molar Fe:P no sedimento é menor que 10 (JENSEN *et al.*, 1992). Com o retorno do fósforo ao corpo hídrico, haveria um impacto negativo sobre a recuperação do sistema.

2.3 Modelo de interação água-sedimento de Chapra

Antes do modelo desenvolvido por Chapra (1997), outros modelos anteriores foram pensados para estimativa de fósforo total em reservatórios, como o modelo de Vollenweider (1976), apesar dele já ser bastante utilizado, ele não faz referências direta à interação que ocorre entre a água e o sedimento em suas formulações (CHAPRA, 1997). Para analisar o impacto do sedimento rico em nutrientes em reservatórios, Chapra (1997) desenvolveu formulações semi-empíricas em conjunto com simples balanço de fósforo total para simular o retorno do fósforo contido no sedimento para a coluna d'água.

Chapra (1997) descreve um modelo de interação água-sedimento, que é constituído por dois componentes: o primeiro é um modelo de balanço de fósforo total e o segundo é um

modelo de déficit de oxigênio no hipolímnio.

2.3.1 Modelo de balanço de Fósforo Total

Esse modelo é o que descreve a interação água-sedimento. É através dessas equações que se pretende alterar a fração de fósforo total que retornaria ao açude para assim observar a possível melhora no seu estado trófico (Figura 3).

O modelo de sedimento-água para fósforo total no lago e sua sedimentação pode ser expresso da seguinte forma:

$$V_1 \frac{dp_1}{dt} = W - Qp_1 - v_s A_s p_1 + v_r A_s p_2 \quad (1)$$

$$V_2 \frac{dp_2}{dt} = v_s A_s p_1 - v_r A_s p_2 - v_b A_s p_2 \quad (2)$$

Os subscritos 1 e 2, estão relacionados respectivamente à água e à camada de sedimento de superfície enriquecida.

Em que:

v_s - Velocidade de sedimentação do fósforo da água para os sedimentos (m/ano);

v_r - Coeficiente de transferência de massa reciclada dos sedimentos para a água (m/ano);

v_b - Coeficiente de transferência de massa enterrada da superfície enriquecida para os sedimentos profundos (m/ano);

A_s - Área de superfície da zona de deposição (m²);

V_1 - Volume do reservatório (m³);

V_2 - Volume do sedimento (m³);

p_1 - Média de concentração do fósforo na água (mg/m³);

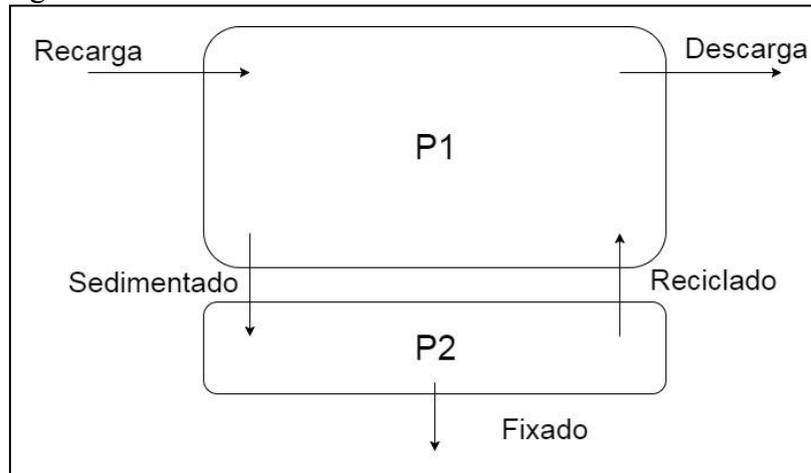
p_2 - Concentração média do fósforo no sedimento (mg/m³);

t - Tempo (ano);

Q - Vazão de saída (m³/ano);

W - Carga de entrada do fósforo no reservatório (mg/ano).

Figura 3 - Diagrama do modelo de balanço de fósforo para um lago com sedimento no fundo



Fonte: Chapra, 1997.

2.3.2 Modelo de oxigênio hipolimnético para estimativa da velocidade de reciclagem – v_r (m/mês)

Apesar de Chapra (1997) comentar sobre o modelo de oxigênio hipolimnético após o modelo de balanço de fósforo total, esse segundo modelo comentado é utilizado primeiramente, de acordo com a metodologia desenvolvida por Chapra (1997), com a finalidade de encontrar a velocidade de reciclagem e com isso aplicar essa informação no modelo do balanço do fósforo total.

A velocidade de retorno do sedimento para o estudo realizado pelo Chapra (1997) é calculada de acordo com as características ambientais do local, pois ele baseia-se na concentração de oxigênio no corpo hídrico que é decorrente da estratificação do mesmo. O modelo de oxigênio hipolimnético, de ordem-zero, é aplicado na metodologia com o intuito de determinar em quantos dias o hipolimnion torna-se anóxico nos períodos de estratificação do lago, ou seja, é empregado para simular a demanda de oxigênio no hipolimnion durante o período em que o lago é estratificado.

O modelo de oxigênio hipolimnético é expresso pela seguinte fórmula:

$$o_h = o_i - \frac{AHOD}{H_h}(t - t_s) \quad (3)$$

Em que:

o_h - Nível de oxigênio dissolvido no hipolimnion (g/m^3);

o_i - Concentração inicial de oxigênio no princípio da estratificação (g/m^3);

$AHOD$ - Demanda de oxigênio no hipolímnio por área ($\text{g}/\text{m}^2\text{d}$);

H_h - Espessura média do hipolímnio (m);

t - Tempo (d);

t_s - Tempo no princípio da estratificação (d).

Para a estimativa de demanda de oxigênio no hipolímnio durante a estratificação que ocorre no verão, pode-se usar a equação desenvolvida por Chapra (1997) para determinação de AHOD com a concentração de fósforo total.

$$AHOD = 0,086p_1^{0,478} \quad (4)$$

Em que:

p_1 - Concentração média de fósforo total ($\mu\text{gP}/\text{L}$).

Para a estimativa de demanda de oxigênio durante a estratificação inversa, decorrente do período do inverno, Chapra (1997), utiliza-se da seguinte equação:

$$AHOD_w = AHOD_s 1,08^{T_w - T_s} \quad (5)$$

Em que:

T_s - Temperatura no verão ($^{\circ}\text{C}$);

T_w - Temperatura no inverno ($^{\circ}\text{C}$);

$AHOD_s$ - Demanda de oxigênio no hipolímnio por área durante o verão ($\text{g}/\text{m}^2\text{d}$);

$AHOD_w$ - Demanda de oxigênio no hipolímnio por área durante o inverno ($\text{g}/\text{m}^2\text{d}$).

Aplicação de Chapra (1997)

De acordo com Chapra e Canale (1991) a velocidade de reciclagem é um valor variável e baseado na anoxicidade do meio. Caso o hipolímnio não se encontre em um estado anóxico, não haverá retorno do sedimento, ou seja, a velocidade de reciclagem será igual a zero.

Usando o limiar de concentração menor que $1,5\text{mg}/\text{L}$, ele considera que o hipolímnio se torna anóxico. A partir dessa afirmação, através do modelo de oxigênio hipolimnético, consegue-se identificar em quantos dias o hipolímnio se torna anóxico durante a estratificação do verão e estratificação inversa do inverno, e, a partir da Equação 6, consegue-se achar a velocidade de reciclagem em metros por ano.

Apesar de Mortimer (1971 *apud* CHAPRA; CANALE, 1991) relatar que o *feedback*

anaeróbio é geralmente acionado quando o nível de oxigênio na parte inferior da hipolímnia está abaixo de 1 mg/L, Chapra e Canale (1991) utilizou no seu estudo um limiar de concentração de 1,5 mg/L, pois, de acordo com ele, o hipolímnia não é bem misturado e que, portanto, a liberação intensificada começa antes da concentração média de oxigênio cair para 1 mg/L.

A concentração de oxigênio no início da estratificação em altas latitudes é em torno de 8 mg/L, ou seja, o hipolímnia não se encontra anóxico durante todo o período da estratificação. No estudo do lago Shagawa em Minnesota, Estados Unidos, percorrido por Chapra (1997), precisou-se identificar primeiramente os períodos de estratificação (Quadro 2), para em seguida calcular a fração desses dias que o hipolímnia seria anóxico.

Quadro 2 - Dados de estratificação para o Lago Shagawa

Evento	Dia
Início do período misturado da primavera	120
Início da estratificação do verão	150
Início do período misturado do outono	255
Início da estratificação no inverno	320

Fonte: Chapra, 1997.

I) Determinar a taxa AHOD, para o verão (Equação 4).

Concentração média de fósforo total ($\mu\text{gP/L}$)=56,3.

$$AHOD = 0,086(56,3)^{0,478} = 0,5905 \text{ g/m}^2\text{d}$$

II) Determinar quanto tempo após a estratificação do lago ficará anóxico, ou seja, abaixo de aproximadamente 1,5 mg/L. De acordo com a equação 4, temos:

$$(t - t_s) = \frac{(o_i - o_{anóxico})(H_h)}{AHOD} = \frac{(8 - 1,5)(2,2)}{0,5905} = 24,2 \text{ dias}$$

III) No verão o lago será anóxico: 105 (Início da estratificação do verão - Quadro 2) - 24,2 = 80,8 dias.

IV) Com um cálculo semelhante com determinação da taxa AHOD para o inverno (Equação 6), obtém-se que o lago seria anóxico durante 108,5 dias do inverno.

V) De acordo com o Chapra (1997) a quantidade total de fósforo ressuspensionado é igual à soma dos termos representativos dos períodos de verão e inverno em que o hipolimnion encontra-se anóxico.

$$W_{reciclado} = F_{a,v} v_r 1,08^{(T_{h,v}-T)} A_2 p_2 + F_{a,i} v_r 1,08^{(T_{h,i}-T)} A_2 p_2 \quad (6)$$

Em que:

$F_{a,v}$ = fração do ano em que o hipolimnion do verão é anóxico.

$F_{a,i}$ = fração do ano em que o hipolimnion do inverno é anóxico.

Com os dados lago Shagawa em Minnesota, retirado da pesquisa desenvolvida por Chapra(1997), temos que a velocidade de ressuspensão do fósforo é:

$$v_r = \frac{W_{reciclado}}{A_2 p_2 (F_{a,v} 1,08^{(T_{h,v}-T)} + F_{a,i} 1,08^{(T_{h,i}-T)})}$$

$$v_r = \frac{9476 \cdot 10^6}{4,6 \cdot 10^6 \cdot (500000) \cdot \left(\frac{80,8}{365} \cdot 1,08^{(15-20)} + \frac{108,5}{365} \cdot 1,08^{(4-20)} \right)}$$

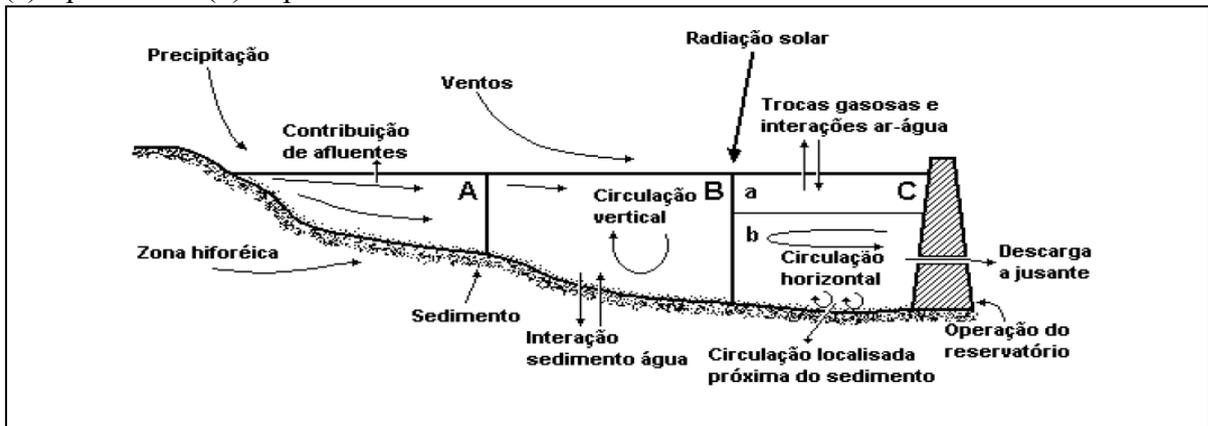
$$v_r = 0,01735 \text{ m/ano}$$

2.4 Estratificação térmica na área de estudo

No presente estudo, não foi utilizado o modelo de oxigênio hipolimnético, uma vez que a área de estudo localiza-se em uma região com estratificação térmica distinta. Para Chapra (1997), o impacto negativo do acúmulo do fósforo no sedimento pode ser significativo, principalmente em lagos rasos ou com hipolimnion anaeróbia, por esse motivo ele utiliza o modelo de oxigênio hipolimnético.

O hipolimnion é uma das camadas de um fenômeno denominado estratificação (Figura 4). Tal fenômeno faz parte da dinâmica do corpo hídrico e ocorre em um determinado período que depende da situação ambiental em que o sistema se encontra.

Figura 4 - Esquema com os principais compartimentos e vetores de fluxos e trocas entre os compartimentos de reservatórios. (A) Zona fluvial; (B) Zona de transição; (C) Zona lacustre; (a) Epilímnio e (b) Hipolímnio



Fonte: Adaptado de Tundisi, 1999 *apud* Rodrigues, 2002.

Na Figura 4 pode-se observar esse fenômeno ocorrendo na zona lacustre do reservatório, em que há a separação do mesmo em duas regiões, que é decorrente da diferença de temperatura.

Por exemplo, para o lago Shagawa em Minnesota, Estados Unidos, demonstrado no trabalho do Chapra (1997), o retorno de carga de fósforo do sedimento para a água só inicia quando o lago encontra-se estratificado e seu hipolímnio anóxico.

A estratificação de um açude ou lago ocorre quando o corpo hídrico apresenta três camadas diferentes de temperatura: uma camada superior chamada epilímnio, uma camada inferior chamada hipolímnio, mais fria e densa que o epilímnio, e uma camada de interseção chamada metalímnio com descontinuidade de temperatura. Esse fenômeno pode ocorrer também de forma inversa, em que a camada superior é mais fria e a inferior é mais quente.

A estratificação em regiões temperadas acontece de forma constante no verão e no inverno, porém a estratificação no inverno ocorre de forma inversa. No verão das regiões tropicais, durante o primeiro semestre do ano, ocorre a estratificação e a desestratificação diárias da coluna d'água (ESTEVEVES, 2011). Porém, no verão em algumas regiões tropicais, há frequentemente estratificações mais duradouras devido a alguns fatores, como, por exemplo, o alto nível d'água do açude por consequência do aumento da precipitação nessa época, pouca influência do vento e a pequena variação térmica diária do ar (ESTEVEVES, 2011).

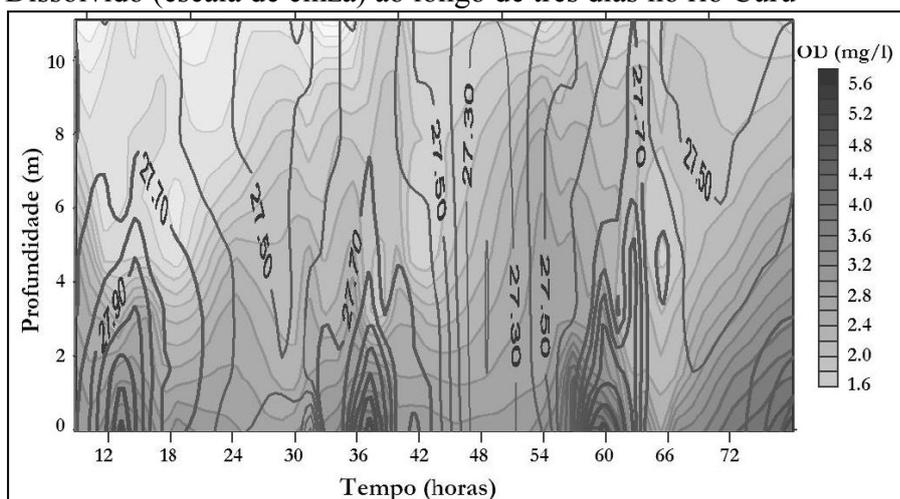
Hondso e Stefan (1996) puderam concluir em seu trabalho que “a temperatura máxima próxima ao fundo do lago tem na geometria do lago fator determinante juntamente com as condições meteorológicas”. Nesse trabalho, observou-se também que quando a razão geométrica da área da superfície do lago elevado a 0,25 pela profundidade máxima do lago

fosse maior que 8, os lagos permaneceriam permanentemente desestratificados.

Em regiões tropicais, durante o segundo semestre do ano ocorre a desestratificação, segundo Esteves (2011) isso ocorre devido ao resfriamento do epilímnio e posteriormente de toda a coluna d'água. Porém, devido à situação dos açudes do Ceará, a desestratificação ocorre por outros fatores como o aumento da velocidade do vento, pela alta taxa de evaporação e também pela demanda hídrica da região que conseqüentemente diminui o volume do açude ao ponto de frequentemente deixa-lo no volume morto.

Souza Filho e Martins (2006) relatam sobre o processo de mistura do reservatório Frios, localizado na bacia do rio Curu no semiárido brasileiro. O reservatório com profundidade em torno de 10 metros apresentou estratificação e desestratificação diárias durante os 3 dias de análise ocorridas no mês de Outubro de 2001 (Figura 5).

Figura 5 – Relação da Estratificação (Isotermas) e de Oxigênio Dissolvido (escala de cinza) ao longo de três dias no rio Curu



Fonte: Souza Filho e Martins, 2006.

Outra questão relevante é que a parte mais profunda do reservatório torna-se anóxica em alguns períodos do dia, tendo como referência o limiar de 1,5mg/L, de acordo com a definição de meio anóxico percorrido por Chapra e Canale (1991), ou seja, pode-se concluir que esse açude se encontra em condições de retorno de sedimento ideais, de acordo com a metodologia de Chapra e Canale (1991), por algumas horas do dia.

Em seu trabalho realizado no açude Marengo, na cidade de Madelena, Ceará, Wiegand *et al.* (2015) confirmam que “a liberação do fósforo sedimentar é uma relevante fonte interna desse nutriente em açudes do semiárido, podendo explicar a variação do seu índice de estado trófico, especialmente, em épocas de estiagem”. Com isso, pode-se deduzir que apesar

do local de estudo desse trabalho encontrar-se em uma região ambientalmente distinta de onde o modelo proposto foi analisado, a utilização do mesmo se mostra apropriada pelo fato da interação água-sedimento ser comprovada nos açudes do semiárido brasileiro.

2.5 Técnica de reúso de sedimento

Na pesquisa desenvolvida, propõe-se a utilização do sedimento como substrato para o cultivo agrícola, técnica ainda desconhecida no Brasil. Assim, o sedimento que era considerado como um resíduo da prática de desassoreamento passa a ser um insumo para o setor agrícola. Além do ganho na área ambiental, a prática proporciona ganhos financeiros através de economia com os gastos para aquisição de fertilizantes sintéticos.

Vale destacar que a prática de reúso de sedimentos como substrato para o cultivo agrícola, proposta neste projeto, é algo pouco documentado na literatura. O estudo mais antigo identificado na revisão bibliográfica foi o conduzido por Fonseca, Barriga e Fyfe (1998), no qual os sedimentos de fundo de dois reservatórios no sul de Portugal foram submetidos a estudos químicos, físicos e mineralógicos para testar sua aplicabilidade na agricultura. Concluíram, então, que sedimentos arenosos podem ser bons solos para agricultura e os mais argilosos, como fertilizantes para solos de baixa qualidade. Ainda segundo Fonseca, Barriga e Fyfe (1998), se a remoção dos sedimentos de reservatórios se tornar algo economicamente viável, a aplicação na agricultura poderia eventualmente resolver alguns problemas clássicos como: o período de vida da barragem, a qualidade da água e a escassez de solos em algumas regiões, transformando um problema global em um recurso global.

Alguns anos depois, Fonseca, Barriga e Fyfe (2003) estenderam suas análises a mais outros 2 reservatórios em Portugal e dois no Brasil (Passo Real e Capingui, ambos localizados no estado do Rio Grande do Sul). A partir de então, o tema tem sido abordado de maneira mais recorrente.

Yozzo, Wilber e Will (2004) descreveram os potenciais benefícios e aplicações do uso do sedimento dragado na criação, aprimoramento e restauração de habitats no porto de Nova York/Nova Jersey, mostrando que tal prática é possivelmente a melhor solução para os problemas de dragagem do porto, que não tem definido um fim adequado para o sedimento dragado.

Sigua, Holtkamp e Coleman (2004) quantificaram o efeito do uso do sedimento extraído do Lago Panasoffkee, na Flórida, nas propriedades físico-químicas do solo da região de disposição, fornecendo uma avaliação da eficiência desse sedimento em relação ao ambiente

(qualidade do solo) e à agricultura (qualidade da pastagem). Por sua vez, Sigua (2009) avalia se o reúso do sedimento é realmente uma prática inofensiva e segura em todos os climas, solos e, em longo prazo, concluindo que se trata de uma atividade positiva tanto ambiental quanto economicamente.

Usando a Holanda como exemplo, Brils *et al.* (2014) apresentam possíveis soluções ao reúso do sedimento dragado e sua compatibilidade com a filosofia da economia circular, além de afirmar que esta prática pode ser genericamente aplicada.

Pelo cultivo de pastagem sob condições controladas (em vasos), Capra *et al.* (2015) avaliaram o potencial benefício de se utilizar os sedimentos dragados de um reservatório em estratégias de reconstrução de solos mediterrâneos afetados por processos de erosão superficiais. Capra *et al.* (2005) ainda mostraram que há de fato a possibilidade de transformar o que atualmente é um material inútil e incômodo em uma comodidade que pode ser utilizado de forma vantajosa em pedotécnicas de reconstrução de solos e recuperação e proteção da terra.

Através de investigações com sedimentos dragados de um lago localizado em Sardinia, na Itália, Bondi *et al.* (2016) demonstraram que este sedimento pode ser um material útil para melhorar a funcionalidade bioquímica de solos extremamente degradados, além de ter a vantagem ecológica, de reciclar o que é comumente considerado como um resíduo, e socioeconômica, por representar uma nova alternativa de baixo custo aos produtos e procedimentos complexos e de alto custo utilizados na recuperação de solos.

Destaca-se que pouco foi analisado em regiões de clima tropical, e nenhum estudo investigou o reúso de sedimento em região com densa rede de reservatórios, como no Nordeste do Brasil, onde se estima uma densidade de até 1 açude a cada 6 km² (Malveira *et al.*, 2012). Nesse contexto, o Projeto RESED ganha caráter de ineditismo, contribuindo significativamente para o avanço do conhecimento no tema.

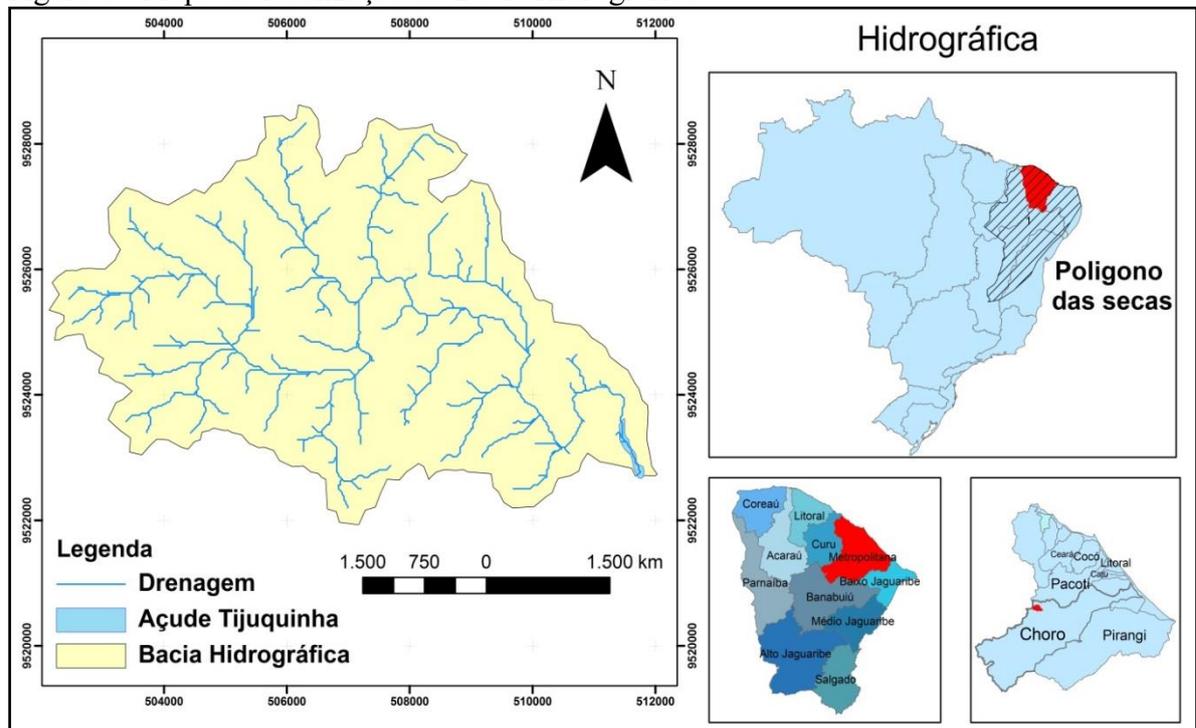
3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

Localizada a aproximadamente 80 km a sudoeste de Fortaleza, no estado do Ceará, a área de estudo situa-se em região conhecida por seu ambiente semiárido. Apesar disso, a bacia hidrográfica do Açude Tijuquinha, localizada na serra de Baturité, é considerada uma paisagem de exceção, com temperaturas mais amenas, entre 17,5 e 25,2°C e precipitações acima da média do Ceará, em torno de 1730 mm/ano, de acordo com as Normais Climatológicas do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET.

O clima da região é caracterizado por um regime pluviométrico de apenas uma estação chuvosa concentrada em poucos meses, na chamada quadra chuvosa, que vai de fevereiro a maio. Mesmo assim, a distribuição chuvosa é induzida também orograficamente pela existência do Maciço do Baturité, agindo como uma barreira montanhosa aos ventos alísios. O clima caracteriza-se como uma zona úmida correspondente à parte central do maciço, e em estreita relação com essa estrutura climática, a área de estudo apresenta vegetação mais arbustiva e densa, característica da Mata Atlântica (BETARD, 2012).

Figura 6 - Mapa de localização da Bacia Hidrográfica



Fonte: Autora, 2017.

A bacia hidrográfica do açude Tijuquinha abrange parte de três municípios: Guaramiranga, Mulungu e Baturité. A área de estudo faz parte da Região Hidrográfica Metropolitana, mais precisamente da bacia do rio Choró de acordo com a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME (Figura 6).

Segundo a ficha técnica do açude, disponibilizado pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos - COGERH, a área da bacia hidrográfica do reservatório Tijuquinha é de 45,41 km², a capacidade máxima do reservatório é de aproximadamente 403.871 m³. O Tijuquinha, juntamente com o açude Aracoiaba, atualmente supre o abastecimento do sistema Aracoiaba/Baturité. Anteriormente, a cidade de Baturité era abastecida por gravidade, unicamente pelo Açude Tijuquinha, porém foi preciso a implantação de outro sistema de abastecimento do açude Aracoiaba, devido a pequena capacidade do Açude Tijuquinha e a alta probabilidade de impossibilidade de abastecimento caso a pluviometria anual fosse abaixo da média (CEARÁ, 2004).

3.1.1 Análise documental acerca do reservatório Tijuquinha

No Atlas Eletrônico dos Recursos Hídricos do Ceará consta que o açude Tijuquinha foi construído em 1917, porém no trabalho da COGERH (CEARÁ, 2009) consta que o ano de construção não é uma informação precisa, mas conforme dados colhidos, o açude teria em 2009 aproximadamente 91 anos de construção, o que corresponde a 99 anos de existência atualmente. No Jornal Gazeta Oficial do Estado do Ceará (03, abr, 1917, p. 2) o prefeito de Baturité daquela época, Alfredo Dutra, comunicou ao Governador através de um telegrama oficial a inauguração da empresa de abastecimento de água (ANEXO A). Essa informação foi o vestígio mais próximo, da provável construção do açude Tijuquinha, encontrado durante o ano de 1917.

Durante as décadas de 1980, 1990 e 2000 observou-se, através de documentos, que o Açude Tijuquinha possa ter passado por diversas intervenções. A primeira seria o aumento da parede em aproximadamente 7 metros. O relatório do projeto de ampliação da barragem Tijuquinha redigido pela empresa GEONORTE (1984) mostra que a Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE decidiu aumentar a parede do vertedouro, o que representaria um “volume de acumulação de 738.100 m³ (0,74 hm³), segundo o gráfico cota-volume apresentado no relatório da PLANAT de julho de 1982” (GEONORTE, 1984).

No trabalho da COGERH (2009) menciona-se que o açude recebeu uma ampliação em 1992 por uma obra do governo do Estado do Ceará, que elevou sua capacidade de armazenamento de 0,46 hm³ para 0,88 hm³. Antes do início desse presente trabalho, a COGERH

estimava a capacidade do açude em 0,94 hm³, que é um valor próximo ao de 0,88 hm³, o que poderia comprovar que esse segunda ampliação podia realmente ter ocorrido. E por esse motivo, o trabalho proposto pela empresa GEONORTE (1984), tinha sido desconsiderado, já que eles previam que o volume do açude para 0,74 hm³, e as duas obras só seriam possível se em apenas oito anos o açude Tijuquinha assoreasse aproximadamente 38% do volume anterior. Como esse valor é muito elevado em relação à média do estado do Ceará, que de acordo com de Araújo (2003) é de 2% por década, concluiu-se que essa primeira obra pode não ter sido executada.

A partir da curva cota-área-volume (CAV) construída no âmbito do projeto RESED em 2016 (Tabela 1), não se sabe ao certo se essa segunda obra, datada em 1992, também tenha sido realizada, uma vez que estimou-se a capacidade atual do Tijuquinha em 580.848 m³.

Tabela 1 - CAV do reservatório Tijuquinha proposta pelo projeto RESED

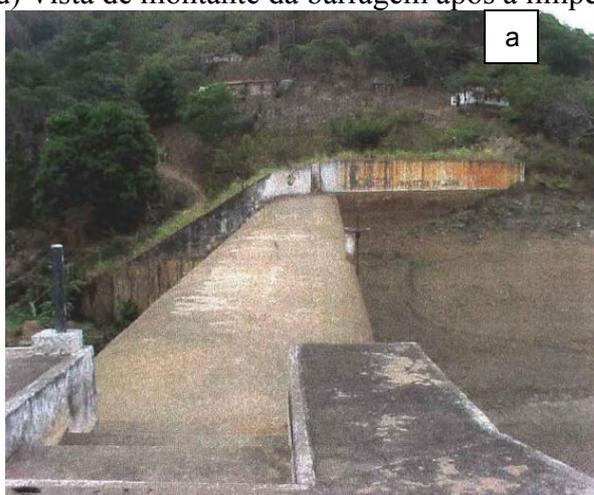
Cota (m)	Vol. Incr. (m ³)	Volume (m ³)	Área(m ²)
352,3	0	0	181
352,6	186	186	1.060
353,1	948	1.134	2.730
353,6	1.763	2.897	4.323
354,1	2.868	5.766	7.150
354,6	4.222	9.987	9.737
355,1	5.782	15.769	13.391
355,6	7.605	23.375	17.030
356,1	9.376	32.750	20.473
356,6	11.186	43.936	24.269
357,1	12.967	56.903	27.598
357,6	14.826	71.728	31.705
358,1	17.542	89.270	38.462
358,6	21.436	110.707	47.284
359,1	25.483	136.189	54.646
359,6	28.918	165.107	61.025
360,1	31.958	197.065	66.809
360,6	34.870	231.935	72.671
361,1	37.962	269.897	79.177
361,6	41.294	311.191	85.997
362,1	44.749	355.940	93.000
362,6	48.414	404.354	100.656
363,1	52.543	456.897	109.517
363,6	58.273	515.171	123.577
364,1	65.677	580.848	139.132

Fonte: Projeto RESED, 2016.

Relatando essa deficiência de informação em relação à atual capacidade do reservatório ao órgão responsável pelo gerenciamento, o mesmo providenciou uma nova medição, e atualmente a capacidade oficial do reservatório é de 403.871 m³. Porém para as análises feitas nesse estudo optou-se usar o dado produzido no projeto RESED.

As únicas intervenções que possuem registro fotográfico, e com isso a certeza que realmente foram executadas, é a realizada no final do ano de 1999 pela CAGECE e a de 2009 pela COGERH. Em 1999, a CAGECE fez a ampliação da barragem em um metro realizado com stop-log de madeiras sustentados por perfis metálicos (Figuras 7a e 7b). No ano de 2009 o Açude Tijuquinha passou a ser administrado pela COGERH e nesse mesmo ano foi realizada a limpeza da Bacia Hidráulica, a instalação das régua liminométricas e recuperação da comporta da descarga de fundo (Figuras 7c e 7d).

Figura 7 - Imagens do açude Tijuquinha: a) Barragem sem stop-log; b) Barragem com stop-log após reforma de 2009; c) Vista de montante da barragem antes da limpeza da bacia hidráulica; d) Vista de montante da barragem após a limpeza



Fonte: CAGECE, 1999.



Fonte: COGERH, 2009.



Fonte: COGERH, 2009.



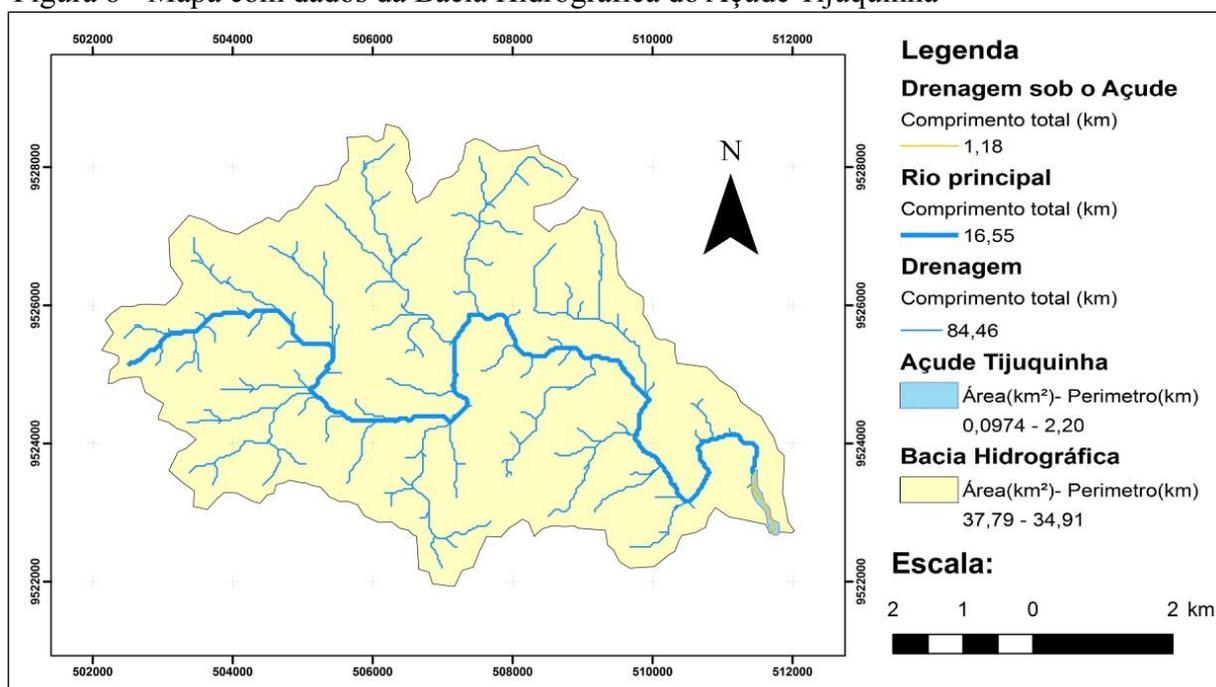
Fonte: COGERH, 2009.

Apesar de apenas duas intervenções no Tijuquinha serem realmente comprovadas através de fotos, esses outros documentos mostram que há tempos, os órgãos gestores têm um grande interesse em aumentar a capacidade do Tijuquinha, que pode ter ocorrido por duas problemática, que é a diminuição do volume, devido ao processo de assoreamento, ou pelo aumento da demanda hídrica da região.

3.1.2 Características fisiográficas

A primeira análise feita foi a delimitação da bacia e obtenção de informações básicas acerca dela.

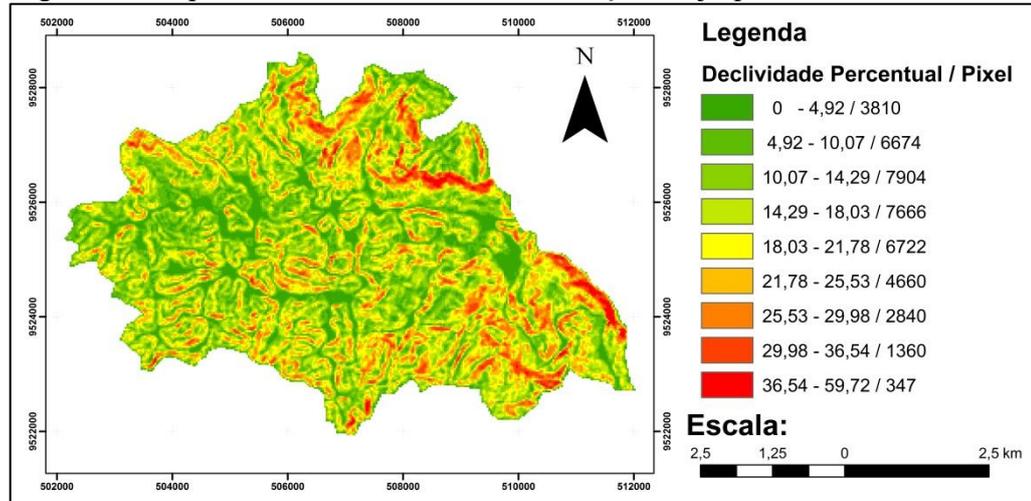
Figura 8 - Mapa com dados da Bacia Hidrográfica do Açude Tijuquinha



Fonte: Autora, 2016.

No que diz respeito à declividade da bacia, pode-se observar as informações do mapa da Figura 9. Após a análise da declividade percentual obtivemos a quantidade de pixels em cada intervalo a fim de quantificar a área de cada intervalo. Com a análise dos dados obtidos observou-se que aproximadamente 10% da bacia hidrográfica apresenta declividade inferior a 0,10 m/m e 20% da área apresenta declividade superior a 0,25 m/m, que é considerado um valor bastante elevado, caracterizando assim, um terreno acidentado.

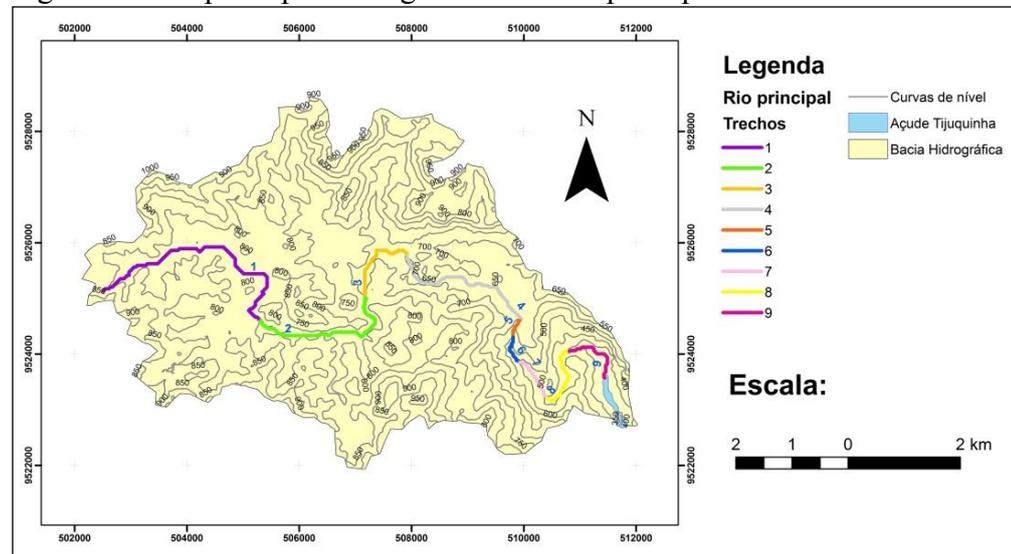
Figura 9 - Mapa de Declividade da bacia do Açude Tijuquinha



Fonte: Autora, 2016.

De acordo com análise do perfil longitudinal do rio (Figura 10), o quinto trecho foi o que obteve o maior valor de declividade, com 0,14 m/m. A segunda maior declividade foi obtida no trecho logo em seguida com um valor de 0,08 m/m. Os trechos restantes tiveram valores entre 0,06 e 0,02, sendo o primeiro trecho o de menor declividade dentre todos.

Figura 10 - Mapa de perfil longitudinal do rio principal da bacia



Fonte: Autora, 2016.

Na análise feita da bacia hidrografia do Açude Tijuquinha, observou-se que as características fisiográficas, especificamente a declividade da bacia e do rio principal, indicam que o tempo de percurso da água até o exutório deve ser baixo. A velocidade do escoamento superficial e nos cursos d'água é determinada pela declividade do terreno, por o terreno da bacia ser bem acidentado, essa velocidade tende a ser relativamente grande.

Tabela 2 - Resumo das características fisiográficas

Características fisiográficas	
Área da bacia	37,79 km ²
Perímetro da bacia	34,91Km
Comprimento do curso principal	16,55 km
Comprimento da bacia	10,01 Km
Comprimento do Talvegue	9,51km
Índice de compacidade	1,59
Fator de forma	0,38
Hierarquia fluvial de ordem	4
Sinuosidade do rio principal	1,7
Declividade do rio principal	0,027194
Declividade da bacia	15,83%
Perfil longitudinal do rio principal	0,02117

Fonte: Autora, 2016.

Por outro lado, a sinuosidade relativamente elevada dos cursos d'água, que indica que a cada um quilômetro em linha reta do rio ao exutório o curso d'água é de aproximadamente 1,7 km, faz com que a velocidade seja quase a metade do que seria se o rio principal fosse em linha reta, com isso há mais tempo para que a variação do balanço hídrico não seja tão drástica. O fator de forma, que na bacia em estudo foi de 0,38, diz o quanto a mesma é estreita e longa, quanto menor for o valor do fator, mais essa característica será evidente. Tal característica dificulta a possibilidade de ocorrência de chuvas intensas cobrindo simultaneamente toda sua extensão.

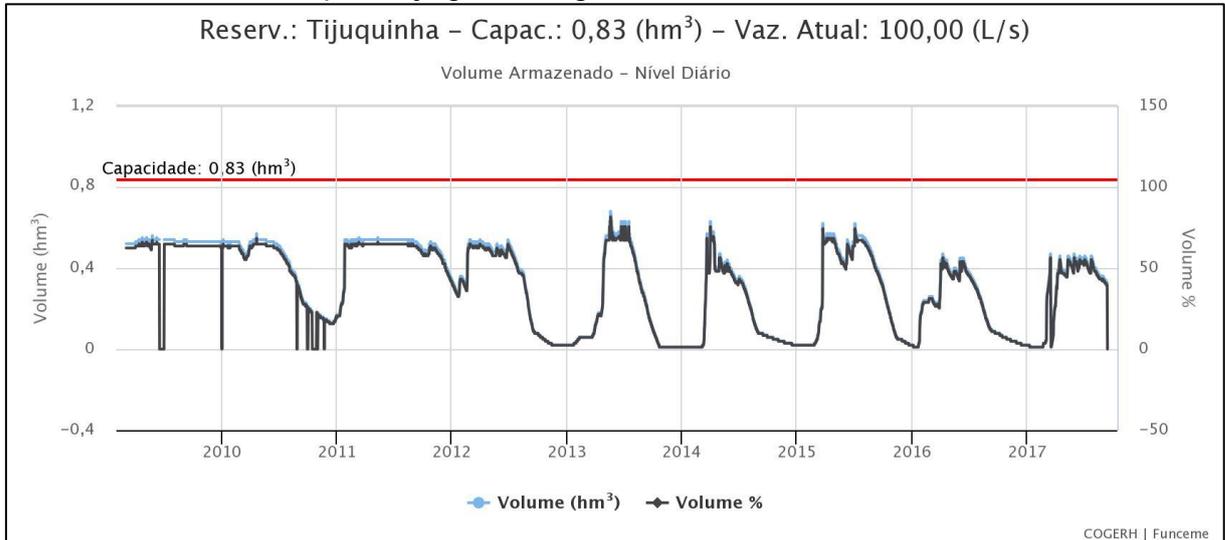
Sendo o coeficiente de compacidade a relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual da bacia, deduz-se que quanto maior for o perímetro mais deformado será a bacia e, portanto, menos compacta. De acordo com Villela e Mattos “um coeficiente mínimo igual à unidade corresponderia a uma bacia circular” (1974). Na bacia do Tijuquina, o coeficiente de compacidade é de 1,59.

3.2 Modelagem do balanço de massa de fósforo

O modelo de Chapra (1997) foi desenvolvido e analisado com passo de tempo anual, observa-se isso nos parâmetros v_s , v_r , v_b , Q e W do modelo que se encontram em uma razão de medida por ano (Seção 2.3.1). Para reservatórios característicos do semiárido brasileiro deve-se usar passos de tempo menores, pois existe uma sazonalidade anual, em que no primeiro semestre do ano os reservatórios normalmente encontram-se cheios e no segundo semestre encontram-se no seu volume morto. Para o caso da área de estudo desse projeto pode-se

observar esse fenômeno de volumes variáveis nos dois semestres do ano no Gráfico 1 e na Figura 11.

Gráfico 1 - Volume do Açude Tijuquinha do período de 2009 a 2016



Fonte: COGERH/FUNCEME, 2017.

Figura 11 - Imagens do Tijuquinha em diferentes períodos do ano de 2015



Fonte: Projeto RESED, 2015.

Caso fosse feito em passos anuais, como o exemplo do Chapra (1997), não seria possível identificar a variação anual característica da área de estudo, pois o modelo estaria atribuindo um único valor para o ano inteiro. Então, para representar essa variação de forma mais fidedigna é necessário utilizar um passo de tempo menor, ou seja, deve-se usar uma maior resolução temporal, para isso optou-se em fazer as análises mensalmente. Com essa mudança do passo de simulação a ser adotada no modelo de Chapra (1997), todos os parâmetros envolvidos devem estar em uma razão de medida por mês.

Ao aplicar o modelo, deve-se lembrar de que, à medida que são feitos os passos

mensais, leva-se em consideração a perda de volume por evaporação do açude, que apesar de ser uma perda considerável de volume, não há perda de fósforo por essa via (Figura 2). Por esse motivo estimou-se essa informação de forma mensal por método de balanço hídrico. Para que esse cálculo fosse possível, precisou-se ainda estimar os valores de escoamento, que é um dos dados de entrada do método do balanço hídrico, pelo método empírico do Número de Curva – CN.

3.2.1 Estimativa do escoamento-CN-SCS

O método empírico do Número de Curva (CN) proposto pelo Serviço de Conservação do Solo (SCS) (USDA, 1986) estima a chuva efetiva, através da seguinte fórmula:

$$h_{exc} = \frac{(P-0,2S)^2}{P+0,8S} \quad (7)$$

Em que a precipitação excedente (h_{exc} , em mm) é expressa em função da precipitação (P , em mm) e da retenção potencial do solo (S , em mm). Tal formula deve obedecer a regra de que a precipitação deve ser maior que a abstração inicial (I_a), que de acordo com o método é em torno de 20 % da retenção potencial (S), caso contrario o escoamento será zero.

A retenção potencial (S) abrange informações relativas ao componente solo-vegetação, considerando o tipo, o uso, a umidade inicial e a condição hidrológica do solo é estimada em função do parâmetro CN (número de curva), que varia entre 0 e 100.

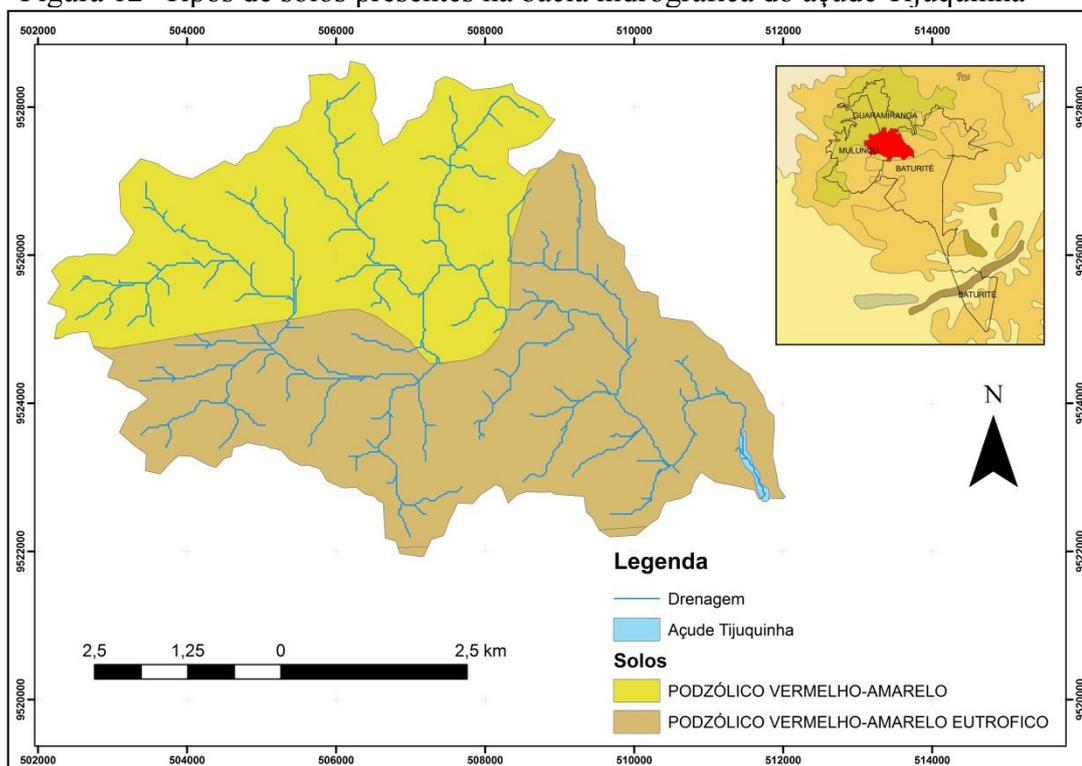
$$S = \frac{254(100-CN)}{CN} \quad (8)$$

Em que:

CN - é o parâmetro retirado do Número de Curva.

Os valores de CN para condições média de umidade são tabelados e facilmente encontrados em livros renomados de hidrologia como, o Tucci (2009) e o de Chow, Maidment e Mays (1988). Para identificar o melhor CN, no caso desse trabalho, foi primeiro identificasse o tipo de solo (Figura 12) e depois as condições de uso do mesmo.

Figura 12- Tipos de solos presentes na bacia hidrográfica do açude Tijuquinha



Fonte: Autora, 2017.

A área em estudo apresenta dois tipos de solo, o Podzólico Vermelho-Amarelo Eutrófico e o Podzólico Vermelho-Amarelo, de acordo com o *shape* de classificação dos solos do Ceará fornecidos pela FUNCEME. Sartori, Lombarde Neto e Genovez (2005) classificam esses tipos de solos nos tipos “C” e “D” da metodologia envolvida para estimativa do *CN*. Optou-se, nesse trabalho, pelas características do tipo “C”, pois observou-se uma maior semelhança entre as informações do volume do açude estimado pelo método do Número de Curva e o volume real, obtido através das cotas fornecidos COGERH em parceria com a FUNCEME. Associando essa informação ao uso do solo da área de estudo, que é considerada uma floresta em um bom estado de conservação, o *CN* teria um valor igual a 70, pelas estimativas de Chow, Maidment e Mays (1988).

O valor de *CN* ainda pode variar de acordo com a umidade antecedente, que, de acordo com Chow, Maidment e Mays (1988) depende da precipitação ocorrida nos cinco dias antecedentes a precipitação do dia, em diferentes estações do ano. No programa desenvolvido nesse trabalho foi utilizado o valor médio das umidades antecedente das diferentes estações do ano, estimado por Chow, Maidment e Mays (1988). Se a precipitação antecedente for menor que 24 mm, é considerado um solo em condição seca (*CNI*). Caso a precipitação antecedente seja maior que 41 mm, o solo é considerado saturado, portanto em condição úmida (*CNIII*). Os

novos valores de CN para essas duas condições de solos é calculado a partir da condição umidade média (CNII) do solo:

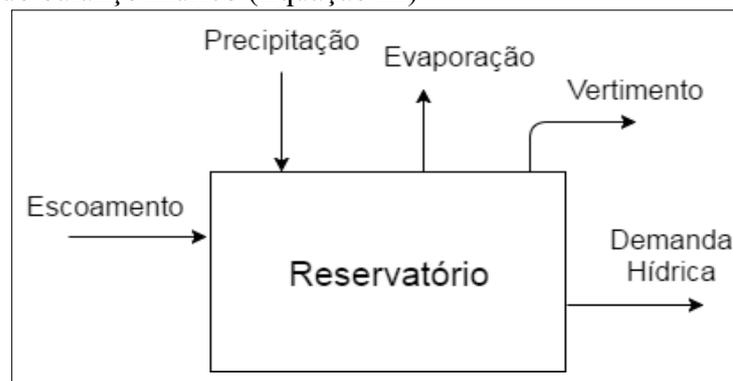
$$CN(I) = \frac{4,2CN(II)}{10-0,058CN(II)} \quad (9)$$

$$CN(III) = \frac{23CN(II)}{10+0,13CN(II)} \quad (10)$$

3.2.2 Balanço hídrico

O Balanço Hídrico foi calculado levando em consideração a precipitação e o escoamento como entrada do sistema, e a evaporação, a demanda hídrica e o volume vertido como saídas, tendo o reservatório como o volume de controle (Figura 13).

Figura 13 - Volume de controle representativo da equação do balanço hídrico (Equação 11)



Fonte: Autora, 2017.

Sendo assim a equação representativa do balanço hídrico utilizada nesse trabalho foi a seguinte:

$$V_{t+1} = V_t + Esc + P - (Ev + R + Vert) \quad (11)$$

Na qual:

V_{t+1} (m³) – volume acumulado no reservatório no final do intervalo de tempo;

V_t (m³) – volume acumulado no reservatório no início do intervalo de tempo;

Esc (m³) – volume escoado na bacia hidrográfica no intervalo de tempo;

P (m³) – precipitação sobre o reservatório no intervalo tempo;

Ev (m³) – volume evaporado do reservatório no intervalo de tempo;

R – (m³) volume retirado do reservatório no intervalo de tempo;

$Vert$ (m³) – volume vertido do reservatório no intervalo de tempo.

Os principais parâmetros de interesse ao utilizar o balanço hídrico foram a vazão de saída, que é o somatório da demanda hídrica (R) mais o volume vertido (V_{vert}), o volume final (V_{t+j}) e o inicial (V_i), pois tais informações serviram como dado de entrada para o modelo de interação água-sedimento (Seção 3.2.3).

Os dados mensais a cerca do escoamento foram obtidos na primeira parte do programa utilizando o método empírico do Número de Curva (CN), como mostrado no tópico anterior (Seção 3.2.1). Para o cálculo de precipitação e evaporação no reservatório foi utilizado o coeficiente de abertura (A) e o de forma (F), obtidos através da equação do gráfico cota-volume do projeto RESED, que tem a seguinte forma:

$$V = CA \cdot h^{CF} \quad (12)$$

Em que V é o volume e h é a profundidade do reservatório.

Para estimativa da área, derivou-se então a Equação (12), obtendo a seguinte fórmula:

$$A = CF \cdot CA \cdot h^{(CF-1)} \quad (13)$$

A informação da área do espelho d'água também foi utilizada como base de informação para o cálculo da parcela sedimentada e ressuspensa, existente dentro do modelo de interação água-sedimento (Seção 3.2.3).

Os dados de evaporação foram obtidos das Normais Climatológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2009) e estão melhor discutidos no tópico 3.3.1. As demandas hídricas do reservatório utilizadas no processo de estimativa do CN foram fornecidas pela COGERH, já no processo de utilização do modelo foi estimado um valor único, de 50 l/s, obtido a partir da média dos valores disponibilizado.

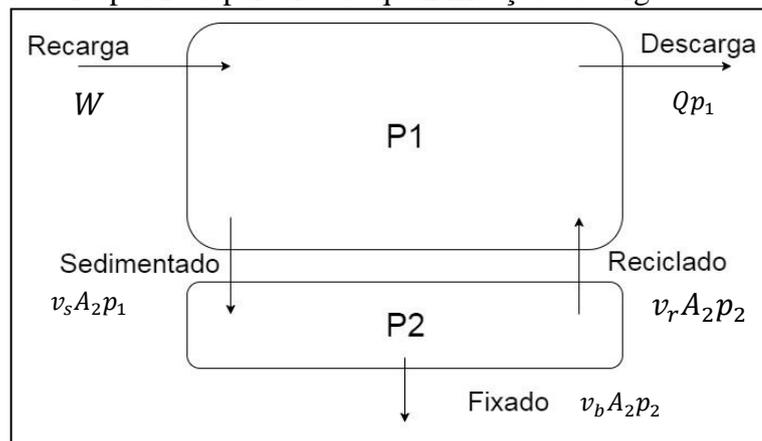
3.2.3 Modelo de interação água-sedimento adaptada para regiões tropicais

Chapra (1997) descreve um modelo de interação água-sedimento, que é constituído por dois componentes: o primeiro é um modelo de balanço de fósforo total e o segundo é um modelo de déficit de oxigênio no hipólímnio (Seção 2.3). Nesse trabalho foi utilizado o modelo de Chapra (1997) composto apenas pelo modelo de balanço de fósforo total com intuito de prever o quanto a qualidade da água melhora com manejo dos sedimentos.

De acordo com a proposta de remediação da eutrofização de um corpo hídrico do projeto RESED, após a calibração do modelo, foi alterada apenas a carga reciclada

$(v_r A_s p_2)$ (Figura 14) para um valor menor do que ela está sendo retornada usualmente, pois ao retirar sedimento do fundo do açude retira-se também uma boa parte do nutriente acumulado no sedimento que provavelmente retornaria ao açude.

Figura 14 - Diagrama do modelo de balanço de fósforo e suas respectivas parcelas de quantificação de carga



Chapra (1997) desenvolveu ambas as equações para volumes de reservatórios praticamente constantes, por esse motivo os parâmetros $V1$ e $V2$ estão alocados fora da derivada

(

E

q

u

Já para as condições hidrológicas dos reservatórios da região do semiárido, onde há uma grande variação no volume dos corpos hídricos, tais parâmetros devem estar alocados dentro da derivada para que o balanço de carga de fósforo no reservatório seja coerente.

Então a equação de Chapra (1997) representativa para a coluna d'água de um reservatório de uma região semiárida, seria:

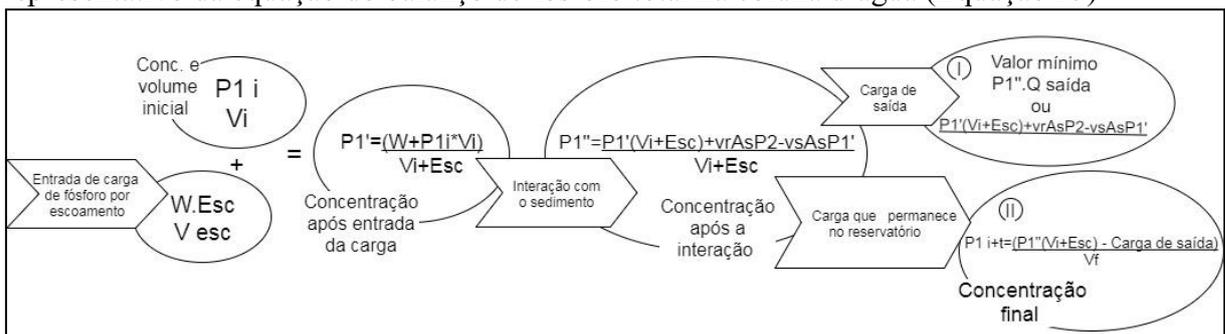
$$\frac{dV_1 p_1}{dt} = W - Qp_{in} - v_s A_2 p_1 + v_r A_2 p_2 \quad (14)$$

Resolvendo a primeira equação de forma Euleriana, tem-se que a concentração de fósforo no final do tempo de análise, seria:

$$p_{1(i+t)} = \frac{V_1 p_{1(t)} + (W - Qp_{in} - v_s A_2 p_1 + v_r A_2 p_2)}{V_{1(i+t)}} \quad (15)$$

Para facilitar a aplicação dessa fórmula nos dados do modelo, decidi ainda desmembrá-la em etapas, para a estimativa de várias concentrações de fósforo que o reservatório teria ao longo do processo. A primeira é representativa da chegada de fósforo pelo escoamento, realizando uma mistura com a quantidade de fósforo contida no reservatório. A segunda seria a interação entre a coluna de água com a parcela de sedimento, através de uma concentração estimada a partir de toda a água que esteve presente no reservatório durante o passo de tempo, o que seria uma simplificação do modelo. A terceira etapa seria a quantificação da carga de fósforo que deixou o sistema e a partir dessa informação a estimativa da concentração final do reservatório. Os cálculos utilizados estão demonstrados de uma forma mais instrutiva no esquema da Figura 15.

Figura 15- Metodologia utilizada para quantificação do fósforo a cada passo mensal, representativo da equação do balanço de fósforo total na coluna d'água (Equação 15)



Fonte: Autora, 2017.

Já para o volume representativo do sedimento, manteve-se de forma análoga à de Chapra (1997), com o volume constante, calculado a partir da multiplicação da área da bacia hidráulica que recebe o sedimento e espessura estimada no trabalho de Chapra (1997) de 10 cm. Com isso, a solução Euleriana da equação representativa da parcela do sedimento, seria:

$$p_{2(i+t)} = p_{2(t)} + \frac{v_s A_2 p_1 - v_r A_2 p_2 - v_b A_2 p_2}{A_2 10cm} \quad (16)$$

A utilização dessa fórmula se deu uma forma mais prática, sem a necessidade do desmembramento da mesma em várias etapas, uma vez que se estimou uma única concentração de fósforo no sedimento.

Para a comparação do resultado das simulações (Φ_i) com os dados observados (Ψ_i) calculou-se diversas medidas de erro e índices estatísticos. Os índices usados na avaliação

foram: Viés estatístico (b), Erro Absoluto Médio (A), Raiz do Erro Quadrático Médio (E), Razão entre os Desvios padrão modelado e observado (R_σ), Erro Absoluto Médio dos desvios (A_d), Raiz do Erro Quadrático Médio dos desvios (E_d), Índice de Concordância de Willmott (d) e Índice de Correlação (r); mostrados no Quadro 3 com suas respectivas formulações, melhores e piores valores. Em algumas das formulações, são utilizadas as definições de desvio das séries simuladas (Φ'_i) e observadas (Ψ'_i); e os desvios padrões das séries simuladas (σ_Φ) e observadas (σ_Ψ), em que:

$$\Phi'_i = \Phi_i - \bar{\Phi}_i \quad (17)$$

$$\Psi'_i = \Psi_i - \bar{\Psi}_i \quad (18)$$

$$\sigma_\Phi = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (\Phi_i - \bar{\Phi})^2} \quad (19)$$

$$\sigma_\Psi = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (\Psi_i - \bar{\Psi})^2} \quad (20)$$

Quadro 3 - Medidas de erro e índices estatísticos com suas respectivas formulações, melhores e piores valores e sua quantidade de escores atribuída

Índice	Formulação	Melhor valor	Pior valor
Viés estatístico	$b = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\Phi_i - \Psi_i)$	0	$\pm \infty$
Erro Absoluto Médio	$AM = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \Phi_i - \Psi_i $	0	∞
Raiz do Erro Quadrático Médio	$QM = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\Phi_i - \Psi_i)^2}$	0	∞
Razão entre os Desvios Padrão	$R_\sigma = \frac{\sigma_\Phi}{\sigma_\Psi}$	1	0 ou ∞
Erro Absoluto Médio dos Desvios	$A_d = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \Phi'_i - \Psi'_i $	0	∞
Raiz do Erro Quadrático Médio dos Desvios	$E_d = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\Phi'_i - \Psi'_i)^2}$	0	∞
Índice de Concordância	$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\Phi_i - \Psi_i)^2}{\sum_{i=1}^n [\Phi_i - \bar{\Psi} + \Psi_i - \bar{\Phi}]^2}$	1	0
Índice de Correlação	$r = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{\Phi'_i \Psi'_i}{\sigma_\Phi \sigma_\Psi}$	1	0

Fonte: Autora, 2017.

3.3 Dados e parâmetros de entrada do modelo

3.3.1 Dados climáticos

No pré-processamento dos dados do modelo de interação água-sedimento, que seria a etapa de estimativa do escoamento e cálculo do balanço hídrico, precisou-se de informações climáticas de precipitação e evaporação potencial média, fornecida respectivamente pela FUNCEME e pelo INMET.

Os dados de precipitação foram obtidos do site da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). Foi escolhido o posto da sede de Baturité de número 22. Tendo sua data de implantação em janeiro de 1974, possuindo hoje mais de 40 anos de dados de precipitação ininterruptos.

Como o município de Baturité encontra-se em condições intermediárias entre as plataformas de coleta de dados de Fortaleza e Guaramiranga do INMET, decidiu-se usar o valor médio de evaporação total das normais climatológicas produzidas também pelo INMET (2009) na tentativa de melhor representar a evaporação da área de estudo (Tabela 3).

Tabela 3 - Evaporação mensal média dos postos de Guaramiranga e Fortaleza e seu valor médio representativo do município de Baturité

Mês	Guaramiranga	Fortaleza	Médio
Janeiro	55,1	127,7	91,4
Fevereiro	41,2	93,8	67,5
Março	28	72,4	50,2
Abril	25,4	67,5	46,45
Mai	27,2	80,5	53,85
Junho	31,6	93,5	62,55
Julho	44,7	115,2	79,95
Agosto	64,6	153,2	108,9
Setembro	71,6	159,2	115,4
Outubro	75,1	163,9	119,5
Novembro	73,3	158,9	116,1
Dezembro	68,1	149,4	108,75

Fonte: INMET, 2009.

3.3.2 Concentrações de fósforo e avaliação do nível trófico

Foi preciso ter uma base de informações acerca da quantidade de fósforo contida

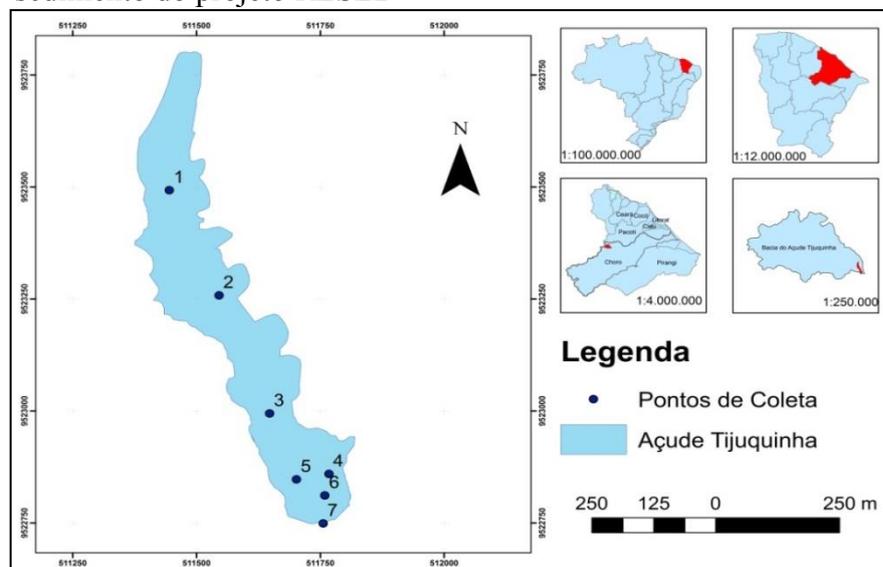
tanto na coluna d'água como no sedimento para estimar dados de entrada do modelo, como, por exemplo, a carga de fósforo na entrada do sistema e a quantidade inicial de fósforo contida no sedimento. Além disso, os dados de concentração de fósforo na água também servirem como parâmetros para a calibração do modelo.

A COGERH disponibilizou ao todo 30 análises de fósforo total realizadas em 18 dias distintos. A coleta é sempre feita em um único ponto do reservatório e em perfil. O monitoramento da água pela COGERH vem sendo realizado desde 2009, e os dados fornecidos datam desde esse ano até 2016.

Já no projeto RESED, foram realizadas duas campanhas em que houve análises da qualidade da água, uma ocorreu em junho e a outra em setembro de 2015. Em cada campanha foi feita a coleta de água em cinco pontos do reservatório em profundidade. Em ambas as campanhas as amostras foram realizadas nas mesmas localizações, pode-se observar essas localizações na Figura 16, do ponto 1 ao 5.

O projeto RESED ainda realizou análise de nutrientes no sedimento do reservatório, coletando seis pontos distintos em junho de 2015, ponto 1 ao 6 da Figura 16 e um único ponto em setembro de 2015 (Ponto 7 da Figura 16). Essas análises foram realizadas quando o açude encontrava-se ainda cheio, com ajuda de uma draga manual. Ainda foi feita uma análise mais completa do sedimento, onde coletou-se 37 amostras de forma espacial e 3 amostras em profundidade, em uma campanha realizada em janeiro de 2016, quando o açude encontrava-se seco.

Figura 16- Mapa de localização dos pontos de coleta de água e sedimento do projeto RESED



Fonte: Autora, 2017.

3.3.2.1 Avaliação do nível trófico do açude

O projeto parte do princípio da melhora da qualidade da água de um reservatório a partir da retirada de sedimento de fundo do mesmo. Para isso, precisa-se analisar um açude que apresente um alto nível de estado trófico, ou seja, que se encontre em condições desfavoráveis, com altas cargas de nutrientes. Decidiu-se que, para a análise do estado trófico do açude Tijuquinha, seria utilizado o modelo desenvolvido por Lamparelli (2004).

O modelo de Lamparelli (2004) é um modelo empírico desenvolvido para ambientes tropicais. Em seu cálculo completo, considera as medidas de transparência, concentração de clorofila-a e de fósforo total. Porém, para análise de estado trófico nesse trabalho, utilizou-se apenas a fórmula que leva em consideração a concentração de fósforo. De acordo com Lamparelli (2004), o cálculo do índice de estado trófico (IET) em reservatórios, a partir dos valores de fósforo, é feito pela seguinte equação:

$$IET(PT) = 10. \left(6 - \left(1,77 - 0,42. \left(\frac{\ln(PT)}{\ln 2} \right) \right) \right) \quad (21)$$

Em que:

PT - Concentração de fósforo total ($\mu\text{g/L}$).

A classificação dos níveis tróficos, a partir do cálculo do IET (PT) de Lamparelli (2004) encontra-se descrita na Tabela 4.

Tabela 4 - Níveis Tróficos com seus respectivos IET e equivalência medidas de fósforo total (FT)

Nível Trófico	Fósforo total (mg/L)	IET (Fósforo)
Ultraoligotrófico	$\leq 0,008$	47
Oligotrófico	$0,008 < FT \leq 0,019$	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$0,019 < FT \leq 0,052$	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$0,052 < FT \leq 0,120$	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$0,120 < FT \leq 0,233$	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$>0,233$	>67

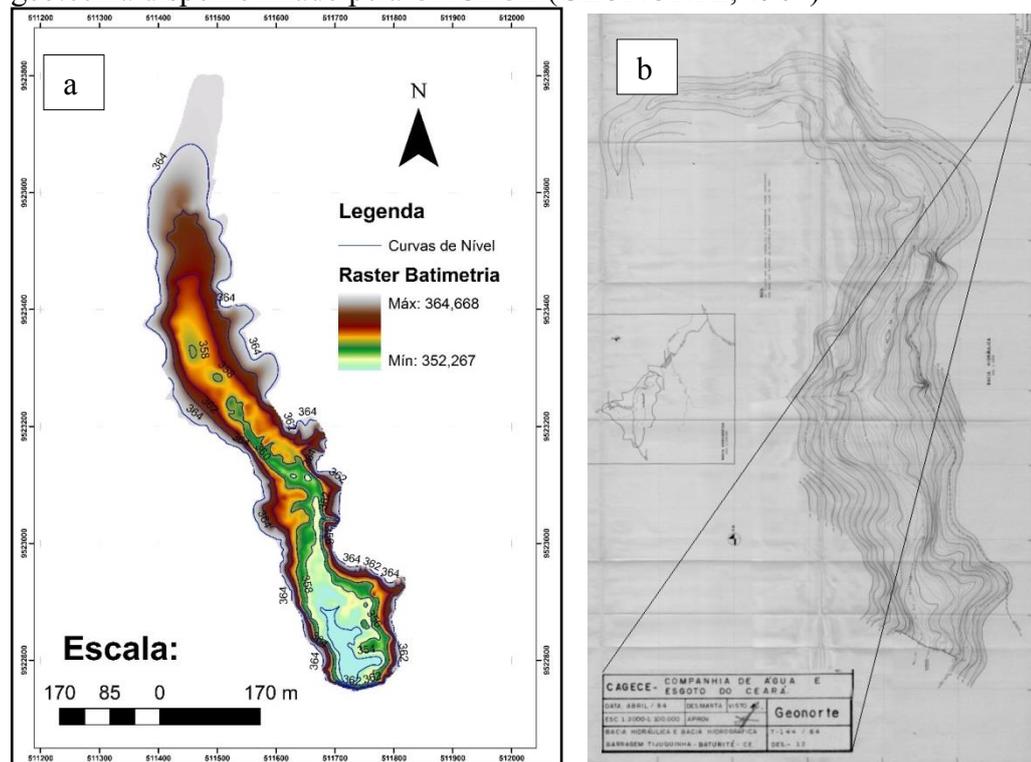
Fonte: Adaptado de Lamparelli, 2004.

3.3.3 Padrão de deposição de sedimentos

Nesse trabalho foram feitas duas análises para identificação do padrão de deposição de sedimentos, a primeira foi comparando-se as curvas cota-área-volume (CAV) obtidas em

diferentes momentos. Uma das CAVs foi fornecida pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará - COGERH, a qual foi utilizada até o ano de 2016 para o gerenciamento do Açude Tijuquinha. Não se sabia ao certo o ano em que a curva cota-área-volume da COGERH foi produzida, por esse motivo não se conseguiu estimar em quanto tempo houve a modificação analisada no presente estudo. A outra CAV foi produzida no trabalho de Chaves (2016), também no âmbito do projeto RESED. Chaves (2016) realizou levantamento por batimetria e analisou os dados em *software* de geoprocessamento para obtenção da nova CAV, após o processo de assoreamento do açude. Neste estudo, foram analisadas as informações de cota versus área inundada com intuito de identificar a área de assoreamento.

Figura 17 - Informações topográficas do Açude Tijuquinha: a) Modelo Digitaldo Terreno de acordo com a batimetria realizada em 2016 por Chaves (2016);b) bacia hidráulica do Açude Tijuquinha apresentada no trabalho de topografia e geotecnia disponibilizado pela CAGECE (GEONORTE, 1984)



Fonte: Chaves, 2016.

Fonte: GEONORTE, 1984.

A segunda análise foi feita através de comparação entre o modelo digital de elevação produzido por Chaves (2016) para a bacia hidráulica (Figura 17a), e o modelo topográfico produzido a partir do georreferenciamento do mapa da topografia da bacia hidráulica de 1984 (Figura 17b) fornecido pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE, seguido da vetorização das curvas de nível. A comparação entre os dois modelos do

terreno permitiu a identificação dos padrões de deposição no açude, utilizando ferramentas de análises espaciais em software de geoprocessamento.

3.3.4 *Parâmetros do modelo (conforme Chapra e calibração)*

Muitos dos parâmetros necessários para o funcionamento do modelo foram discutidos ao longo desse trabalho e todos encontra-se de forma resumida no Apêndice A. O restante dos dados de entrada do modelo foi estimado por metodologias desenvolvidas principalmente por Chapra e Canale (1991), e o restante dos métodos foram encontrados através de revisão de literatura.

3.3.4.1 *Carga de Fósforo Total afluyente – W (mg/mês)*

Primeiramente tentou-se estimar esse parâmetro a partir de informações de uso do solo e seus respectivos valores estimados de geração de carga poluidora para fontes não pontuais, através da seguinte fórmula:

$$W = Esc \sum (Au \cdot Lpu) \quad (22)$$

Em que:

Esc - Escoamento da bacia (m);

Au - Áreas de cada tipo de uso do solo (m²);

Lpu - Taxa de carga poluidora de fósforo para cada uso do solo (KgP/m³/mês).

Porém os valores de geração de carga poluidora para os tipos de uso do solo da região encontrados em literatura, não condiziam com a realidade, uma vez que essas informações subestimavam o modelo, fazendo com que ele não se aproximasse de valores reais de concentrações de fósforo do reservatório Tijuquinha. Usaram-se informações obtidas do modelo PLOAD- *Pollutant Loading Application Overview* e da tese de Feitosa (2016), com isso, obteve-se concentração média da afluência de 0,2 mg/L/mês, porém as concentrações médias do reservatório são em torno de 0,3mg/L. Isso pode ser explicado, por esse método não levar em consideração fontes pontuais de poluição que por ventura possam existir. Peixoto (2004) encontrou valores médios mensais próximo a esse, que foram 0,37 e 0,38 mgP/L em seções de rios na bacia do açude Acarape do Meio, que é uma região muito próxima à estudada nesse trabalho, relatando a existência de fontes pontuais de poluição. Com isso, decidiu-se

então, que seria usado um único valor taxa de carga poluidora de fósforo, estimado em 0,34 mg/L/mês, para a área total da bacia. Esse valor foi obtido a partir do percentil 90 dos valores de fósforo total medidos no reservatório.

Com esse ajuste no método, a fórmula para estimativa da carga de Fósforo Total afluyente é a seguinte:

$$W = Esc. At. Lp \quad (23)$$

Em que:

Esc - Escoamento da bacia (m);

At - Área da bacia hidrográfica (m²);

Lp - Taxa de carga poluidora de fósforo para o reservatório Tijuquinha (KgP/m³/mês).

3.3.4.2 Efluência de Fósforo total – *Wout* (mg/mês)

O cálculo da carga de fósforo total de saída do sistema é feita pela multiplicação da vazão de saída pela concentração média de fósforo total no corpo hídrico, e foi estimada a cada passo mensal (Equação 24). Além da vazão controlada do sistema de abastecimento, levou-se em consideração a vazão que verte quando o açude se encontra cheio.

$$Wout = Q . P1 \quad (24)$$

Em que:

Q - Vazão de saída (m³/mês) a ser obtida a partir de dados fornecidos pela COGERH;

P1 - Média de concentração de F na água (mg/m³).

3.3.4.3 Concentração de Fósforo Total na água - *PI* (mg/m³)

Para a estimativa da concentração de fósforo inicial no reservatório foi utilizado o modelo preditivo de Vollenweider (1976), segundo a Equação 25, conforme realizado por Feitosa (2016).

$$P = \frac{Lp \cdot 10^3}{V \cdot \left(\frac{1}{t} + Ks\right)} \quad (25)$$

Em que:

P - Concentração de fósforo no corpo d'água (mgP/m³);

L_p - Carga afluyente de fósforo (kgP/ano);

tdh - Tempo de detenção hidráulica (ano);

K_s - Coeficiente de perda de fósforo por sedimentação (1/ano);

V - Volume da represa (m³).

O K_s utilizado foi estimado para região tropical no trabalho discorrido por Salas e Martino (1991), segundo a equação 26.

$$K_s = \frac{2}{\sqrt{t}} \quad (26)$$

Em que:

tdh - Tempo de detenção hidráulica (ano).

O valor médio de concentração de fósforo na água (p_1) foi atualizado ao final de cada passo mensal da simulação, de acordo com o resultado da variação de fósforo (dp_1/dt) do mês anterior, obtido através do modelo de Chapra (1997) referente à água (Equação 2).

3.3.4.4 Concentração de Fósforo Total no sedimento - P_2 (mg/m³)

A partir da porosidade e densidade do sedimento deve-se utilizar a equação 27 para estimar um valor inicial de concentração do fósforo total no sedimento (CHAPRA; CANALE, 1991).

$$P_2 = P\%(1 - \alpha)\rho \cdot 10^6(10^3) \quad (27)$$

Em que:

$P\%$ - Teor médio de fósforo total no sedimento (%);

α_{sed} - Porosidade do sedimento;

ρ_{sed} - Densidade do sedimento (g/cm³).

Chapra e Canale (1991) encontraram em seu trabalho um teor médio de fósforo total no sedimento na ordem de 0,2%. O teor médio de fósforo total no sedimento foi estimado no âmbito do projeto RESED e será melhor discutido na Seção 4.1.2.2 dos resultados.

A densidade das partículas e porosidade do sedimento foi quantificada com sedimento coletado em campo, quando o açude encontrava-se seco. As metodologias das análises laboratoriais, para a estimativa desses parâmetros, foram desenvolvidas pela EMBRAPA (2011). Os valores médios de porosidade e a densidade de partículas do sedimento foram respectivamente, 65% e 2,58 g/cm³, de acordo com os relatórios das análises do Apêndice B.

Porém subentende-se que a porosidade utilizada no modelo de Chapra e Canale (1991) foi estimada para o sedimento submerso por água, já que o lago em que os autores fazem a aplicação do modelo não esvaziou durante o período de análise. Como a densidade do sedimento foi praticamente o mesmo valor em ambas as pesquisas, pressupôs que a porosidade do sedimento do Tijuquinha submersos em água se comporte da mesma forma que no trabalho de Chapra e Canale (1991), que foi em torno de 90%.

3.3.4.5 Velocidade de fixação - v_b (m/mês)

A velocidade de fixação foi estimada levando em consideração a média da concentração de fósforo total retida durante os meses estudados. Se considerarmos que esse valor médio é aproximadamente equivalente à quantidade de fósforo que é incorporada aos sedimentos mais profundos, a velocidade de fixação pode ser estimada pela equação 28 (CHAPRA; CANALE, 1991).

$$v_b = \frac{W_{retido}}{A2.P2} \quad (28)$$

Em que:

W_{retido} - Carga retida média (mg/mês);

$A2$ - Área da zona de deposição (m²);

$P2$ - Concentração média de fósforo total no sedimento (mg/m³).

Sabendo disso, a velocidade de fixação de entrada no modelo foi estimada por iteração com a resposta da equação 12, que leva em consideração a afirmação do Chapra e Canale (1991).

3.3.4.6 Velocidade de sedimentação - v_s (m/mês)

A velocidade de sedimentação é calculada a partir da taxa de decaimento da concentração do fósforo total na interface da água. Chapra e Canale (1991) não comentam detalhadamente como se obteve a velocidade a partir da taxa de decaimento. Então, para esse trabalho, a taxa de decaimento foi estimada a partir de uma comparação entre a equação do modelo de balanço de fósforo total representativo da parcela da coluna d'água e uma equação mais simples de balanço de fósforo desenvolvida por Vollenweider (1976 *apud* CHAPRA, 1997) (Equação 29).

$$V \frac{dP}{dt} = W - Qp_{in} - kVP \quad (29)$$

Em que:

K - coeficiente de decaimento do fósforo (ano^{-1});

V - Volume do reservatório (m^3);

P - Média de concentração do fósforo na água (mg/m^3);

p_1 - Média de concentração do fósforo na saída do reservatório (mg/m^3);

t - Tempo (ano);

Q - Vazão de saída (m^3/ano);

W - Carga de entrada do fósforo no reservatório (mg/ano).

Isso foi feito pelo fato de os parâmetros envolvidos no modelo de Vollenweider (1976 *apud* CHAPRA, 1997) já serem amplamente estudados, como por exemplo, no trabalho de Toné e Lima Neto (2016), e de fácil estimativa em relação aos parâmetros do modelo mais complexo desenvolvido por Chapra (1997). Resumidamente, a velocidade de sedimentação, foi obtida ao se igualar a Equação 1 com a Equação 29, dando o seguinte resultado:

$$v_s = \frac{k.V}{A_2} + \frac{v_r.P_2}{P_1} \quad (30)$$

Em que:

K - coeficiente de decaimento do fósforo (mês^{-1});

V - Volume do reservatório (m^3);

A_2 - Área de superfície da zona de deposição (m^2);

p_1 - Média de concentração do fósforo na água (mg/m^3);

p_2 - Concentração média do fósforo no sedimento (mg/m^3);

v_r - Velocidade de reciclagem (m/mês).

3.3.4.7 Velocidade de ressuspensão – v_r (m/mês)

Como comentado por Esteves (2011) e também relatado no estudo de Souza Filho e Martins (2006), sabe-se que a estratificação e a desestratificação em baixas latitudes ocorre em passos diários (Seção 2.4), com isso para o estudo desse trabalho, optou-se por afirmar que a interação ocorre durante todo o ano e de forma contínua, tanto no sentido sedimento-água como no sentido água-sedimento, ou seja, ao passo que uma carga de fósforo está sedimentando, outra está sendo reciclada. Com isso, o processo para obter o valor da velocidade de reciclagem torna-se mais simples, não precisando utilizar o modelo de oxigênio hipolimnético. A proposta para calibração desse parâmetro nesse trabalho foi a maximização do coeficiente de eficiência proposto por Nash e Sutcliffe (1970):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_j (Y_{med}^j - Y_{sim}^j)^2}{\sum_j (Y_{med}^j - \bar{Y}_{med})^2} \quad (31)$$

Em que:

Y_{med} valor medido da variável no tempo j ;

Y_{sim} valor simulado da variável no tempo j ;

\bar{Y}_{med} média dos valores medidos.

O coeficiente NSE varia de $-\infty$ a 1, sendo que, quanto maior for o coeficiente, melhor o desempenho do modelo. Se NSE for menor que zero, a capacidade de previsão do modelo é inferior a simplesmente adotar o valor médio medido (de Araújo, 2007).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Concentrações de fósforo e dinâmica do nível trófico

4.1.1 Resultados referentes aos dados disponibilizados pela COGERH

Para a avaliação do estado trófico do reservatório Tijuquinha foi utilizado o limiar de concentrações de fósforo total estimado por Lamparelli (2004), primeiramente nos dados de concentrações disponibilizados pela COGERH, dos anos de 2009 a 2016.

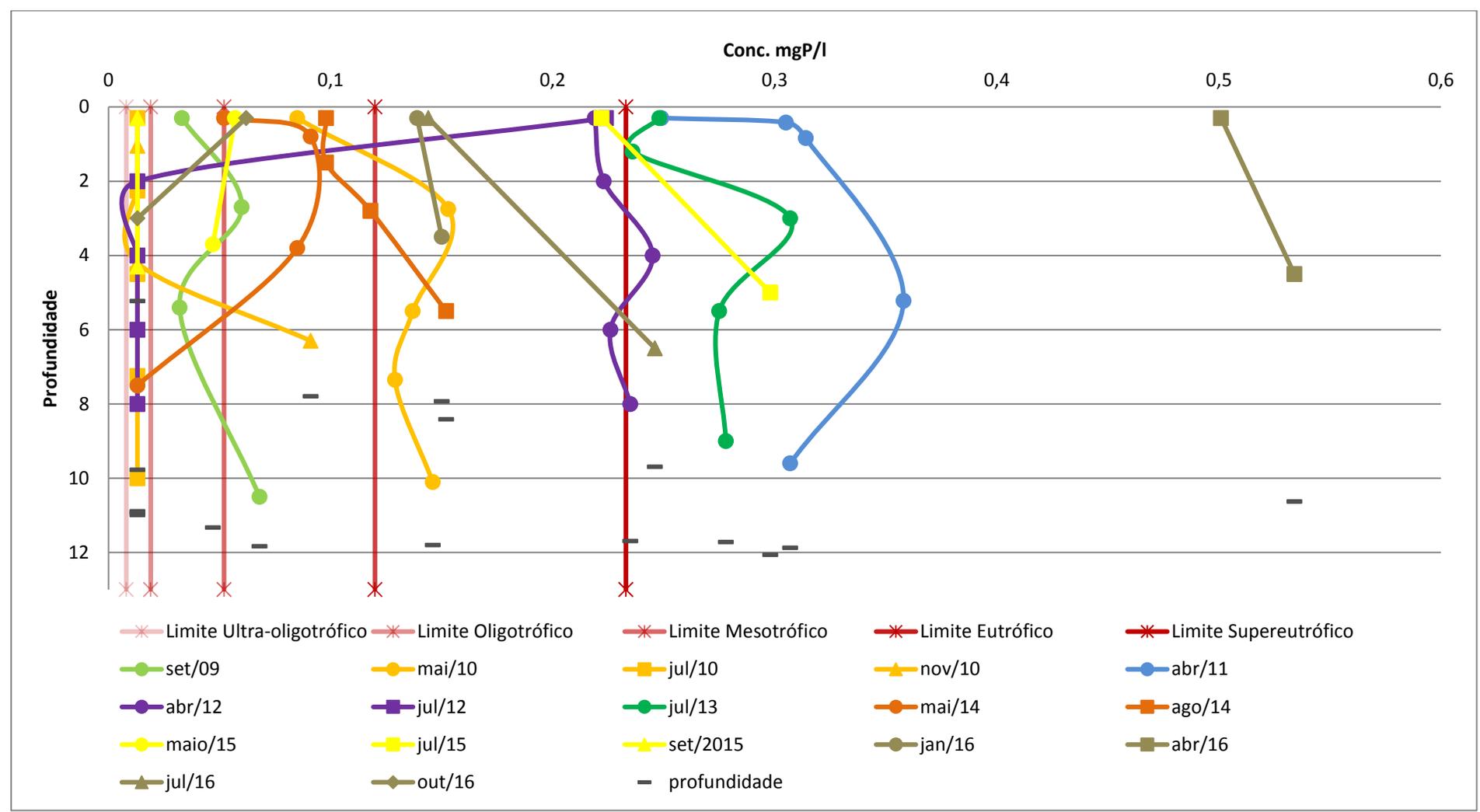
No período analisado, o grau de eutrofização varia de forma descontínua, pois depende diretamente dos fatores ambientais do local de estudo. As três análises com maior grau trófico foram, respectivamente, em julho de 2013, abril de 2011 e abril de 2016. Dentre esses, apenas julho de 2013 foi um mês com precipitação acima da média nesse período (Tabela 5). As outras duas análises com maior grau de estado trófico tiveram chuvas abaixo da média, porém foram feitas no penúltimo mês da quadra chuvosa, ou seja, é possível que os meses anteriores possam ter contribuído de forma significativa para a carga de entrada de fósforo total e consecutivamente, para um resultado de eutrofização elevado.

Tabela 5 - Precipitações do posto pluviométrico de Baturité (22) dos anos de 2009 a 2016 e suas médias mensais do período de 1976 a 2016

Mês\Ano	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Média anual
1	39,3	142,3	252,2	34,5	37,6	62,8	44,6	202,4	101,91
2	226,9	29,3	132,8	222,5	78,8	117,3	130,6	64,5	129,74
3	323,7	72,4	221,3	105,3	111,8	292,7	250,9	111,6	212,01
4	261,7	187,3	143	43,6	218,5	194,4	134	142,8	222,88
5	273,5	22,5	141,8	69,1	195,8	141,4	61,2	96,1	147,70
6	136,3	31,1	41,4	75,4	126,4	35,1	77,2	41,4	101,75
7	101,4	0	121,4	0	59,8	0	156,4	0	48,80
8	49,8	0	30,4	0	0	0	0	0	11,73
9	0	0	3,6	0	0	12,7	0	0	2,73
10	0	0	57,3	0	0	14	0	0	4,50
11	0	0	15,5	0	0	22,3	1,8	0	5,89
12	0	115,7	6,7	0	15	0	42,3	0	24,58

Fonte: Autora, 2017.

Gráfico 2 - Grau de Eutrofização do açude Tijuquinha de acordo com a concentração em mgP/l para as análises feitas pela GGERH



Fonte: Autora, 2017.

Já as melhores análises de grau trófico, sendo as mais baixas em julho de 2010 e setembro de 2015, ocorreram principalmente no segundo semestre do ano, onde o índice pluviométrico é menor, e consequentemente o grau de turbilhonamento da água e carregamento de substratos também são menores.

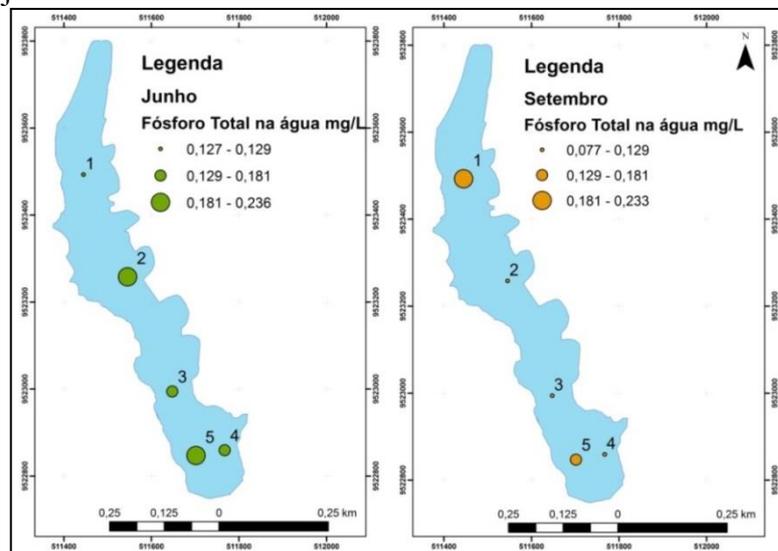
Observa-se a diminuição da profundidade à medida que as análises são feitas no segundo semestre do ano devido à sazonalidade de rebaixamento do nível do açude no segundo semestre do ano. Percebe-se também que, para as análises realizadas no segundo semestre, os pontos mais próximos ao sedimento tendem a ter uma maior carga de fósforo total. Esse fato pode ser observado nitidamente na análise feita em novembro de 2010. Esse padrão também se repete para as análises de setembro de 2009 e agosto de 2014 e levemente para as análises de maio de 2010 e abril de 2012, o que pode indicar que o fósforo presente no sedimento pode estar sendo transferido para a água nesse período.

4.1.2 Resultados referentes aos dados produzidos no projeto RESED

4.1.2.1 Concentração de fósforo total na água.

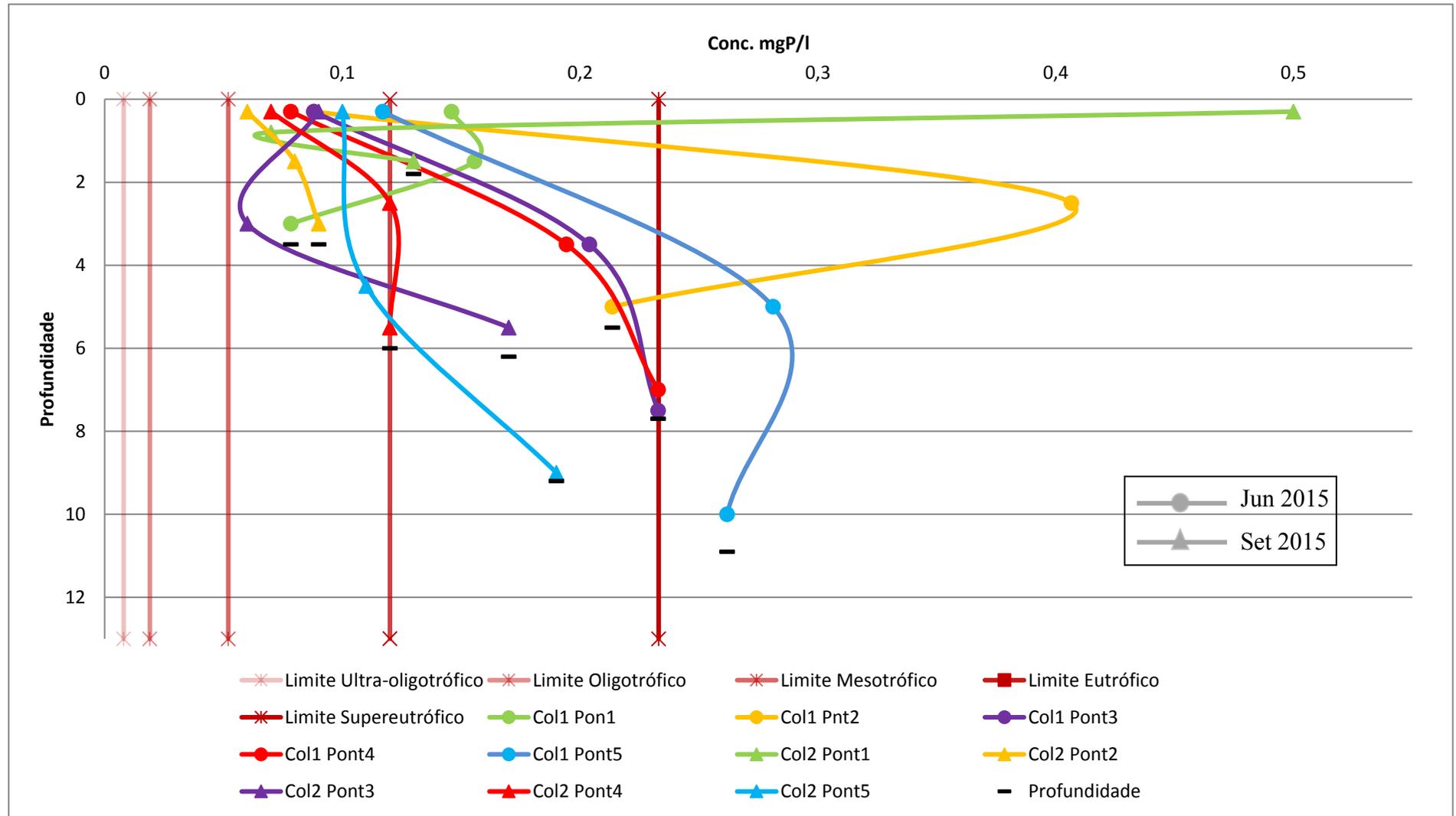
Assim como realizado com os dados da COGERH, foi utilizado o limiar de concentrações de fósforo total estimado por Lamparelli (2004) para a avaliação do estado trófico do reservatório. Porém, com os dados do projeto, pode-se fazer uma observação espacial da qualidade da água no açude.

Figura 18- Concentrações médias pontuais de fósforo total de junho e setembro de 2015



Fonte: Autora, 2017.

Gráfico 3 - Grau de Eutrofização de acordo com a concentração em mgP/l para os dados do projeto RESED



Fonte: Autora, 2017.

Os pontos em que se obteve maior concentração de fósforo total na primeira e segunda campanha respectivamente, foram os pontos 2 e 1, e ambos possuem valores similares de concentração média. Esses pontos encontram-se na parte mais central do reservatório para a primeira campanha e na parte mais à montante na segunda (Figura 18).

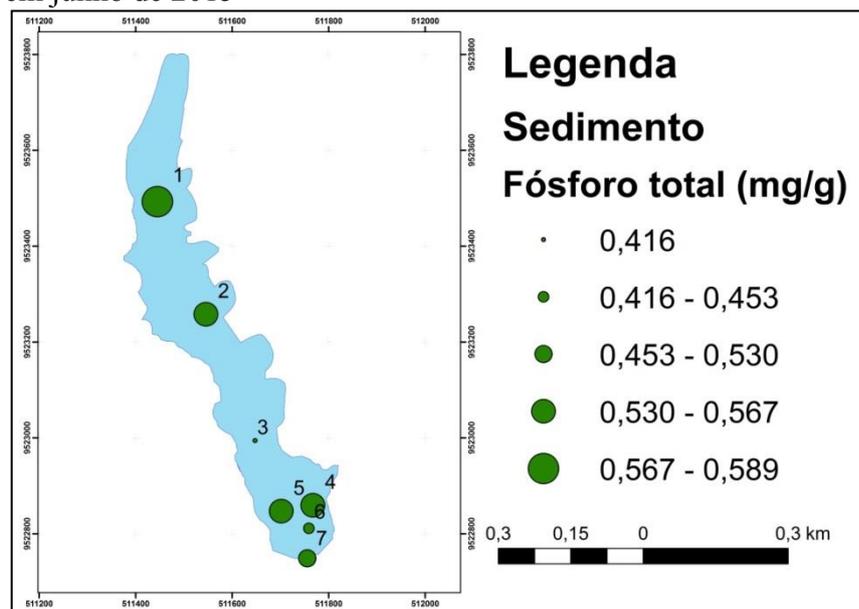
A partir dos gráficos produzidos, observou-se que houve uma diminuição das concentrações de fósforo total e conseqüentemente uma melhora no estado trófico do açude Tijuquinha na campanha realizada em setembro de 2015 em relação à campanha realizada em junho do mesmo ano, porém de acordo com o modelo de Lamparelli (2004) todos os pontos, de ambas as campanhas, ficaram acima do limite Mesotrófico.

Assim como foi observado nos dados da COGERH, a existência do padrão das análises feitas mais próximo ao sedimento com uma concentração maior também foi encontrada em apenas alguns pontos de coleta de setembro, como, por exemplo, os pontos 3 e 5.

4.1.2.2 Concentração de fósforo total no sedimento.

Os resultados para as concentrações de fósforo total contidas no sedimento durante as coletas realizadas em junho de 2015 podem ser observadas na Figura 19.

Figura 19 – Mapa de concentrações de fósforo total no sedimento em junho de 2015

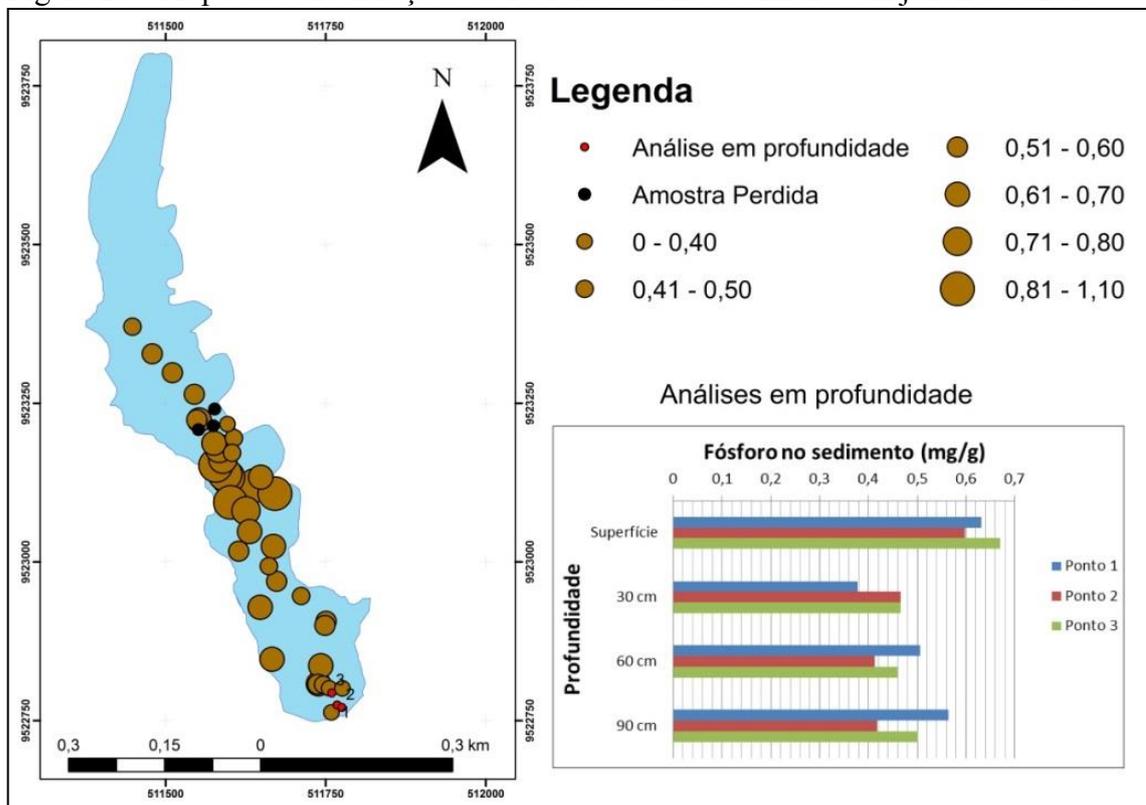


Fonte: Autora, 2017.

Observa-se que o ponto 3, seguido do ponto 6, são os que contêm um menor teor de fósforo total no sedimento (Figura 19), o que pode explicar usualmente uma maior

concentração na análise de água mais próximo ao sedimento na mesma região (Figura 18). De forma contrária, observa-se que na região que contém mais teor de fósforo no sedimento, pontos 1 e 2, há uma menor concentração nos pontos de coleta de água próximo ao sedimento. A partir dessa análise, pode-se inferir que as condições ambientais no corpo hídrico podem melhorar de acordo com a absorção de nutrientes, representados nesse estudo pelo fósforo total, ou podem piorar de acordo com sua liberação. No modelo do Chapra (1997), esse retorno da carga de fósforo total para a água seria representado por uma quantidade de carga reciclada ($v_r A_2 p_2$) maior do que a sedimentada ($v_s A_2 p_1$), e isso se daria de forma contrária para situações de adsorção do nutriente no sedimento.

Figura 20 - Mapa de concentrações de fósforo total no sedimento em janeiro de 2016



Fonte: Autora, 2017.

Na Figura 20 estão demonstradas de forma espacial as análises feitas no sedimento enquanto o açude encontrava-se em seu volume morto. Nessa campanha foram medidos valores de concentração de fósforo duas vezes maiores em relação à coleta realizada em junho de 2015. A região onde encontram-se as maiores concentrações não foi analisada na campanha anterior e com isso não conseguiu-se fazer uma comparação, mas uma das explicações plausíveis para dessa elevada concentração e por conta dessa região do reservatório ser próximo a plantações

de bananeira e de feijão na própria bacia hidráulica (Figura 21).

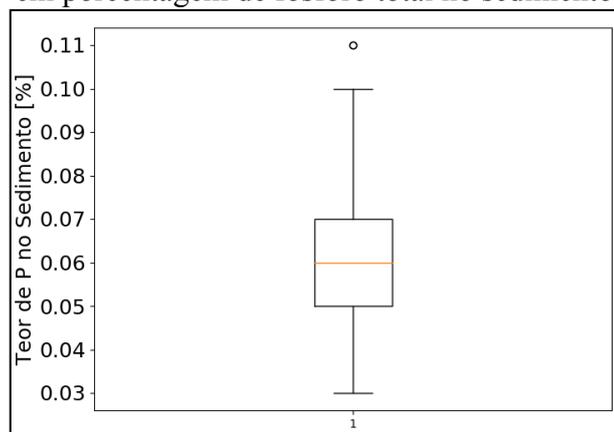
Figura 21 - Imagens de bananeiras e plantações de feijão na bacia hidráulica



Fonte: Projeto RESED, 2017.

Em relação às análises em profundidade, observa-se que a camada superficial sempre possui uma maior quantidade de fósforo total no sedimento em relação às camadas mais profundas. Nessa análise também se pode constatar, através das medições dos pontos 1 e 3 da profundidade de 30 a 90cm, que quanto mais profundo, maior a quantidade de fósforo em relação a sua medida anterior do ponto menos profundo. Esses dados podem exemplificar o que o Chapra (1997) relata sobre o fósforo fixado, que é perdido ao longo do tempo, pois o nutriente se transforma inativo por estar longe da camada de interação com o corpo hídrico.

Gráfico 4 - Diagrama de caixa para os teores em porcentagem de fósforo total no sedimento



Fonte: Autora, 2017.

Os valores de teor de fósforo total no sedimento variam de 0,03% a 0,11%, porém, através do Gráfico 4, nota-se que a maioria dos valores é maior que 0,07 %. Levando em consideração esse fato, decidiu-se então para estimativa de concentração de fósforo no

sedimento no modelo de Chapra, usar um teor de 0,1%, relativo ao valor médio, de uma casa decimal, da maioria dos dados medidos.

4.2 Padrão espacial de deposição de sedimentos

4.2.1 Comparação entre curvas cota-área-volume

Na comparação entre as curvas cota-área-volume antes (curva original) e após (curva de 2016) o assoreamento, procedeu-se o cálculo do aumento percentual da área inundada em uma cota em relação à cota superior da CAV, que consiste, em termos práticos, ao cálculo da declividade entre as cotas. Quanto maior for o valor da relação entre o aumento da área e o desnível entre cotas, menor será a declividade.

Em condição natural, característica de açudes recém construídos, o valor dessa relação normalmente diminui à medida que se elevam as cotas, admitindo-se intervalos iguais entre cotas. Assim, bacias hidráulicas não impactadas pelo assoreamento apresentam um padrão de aumento de declividade do fundo à cota máxima do açude.

De acordo com Molle (1994) e de Araújo, Güntner e Bronstert (2006), como consequência do assoreamento, o açude muda sua geometria, diminuindo sua profundidade. Levando em consideração a forte variabilidade dos processos hidrológicos no Nordeste brasileiro (MEDEIROS *et al.*, 2014), o que resulta em intensas variações de nível d'água nos açudes, as regiões mais profundas dos açudes devem receber mais sedimentos, sendo, portanto, mais impactadas pelo processo de assoreamento. Essa hipótese tem sido adotada para a modelagem do assoreamento de açudes, por exemplo, sendo incorporada no modelo hidrossedimentológico WASA-SED (MAMEDE *et al.*, 2008; MÜLLER *et al.*, 2010; BRONSTERT *et al.*, 2014), desenvolvido especialmente para regiões de clima sub-úmido e semiárido. Assim, é possível detectar a região que concentra o assoreamento, onde há um aumento da área inundada em relação à cota inferior, maior que na condição original, ou seja, quando há uma quebra no padrão da tendência de aumento da área.

Aplicando essa análise aos dados da CAV fornecida pela COGERH, observou-se uma quebra na tendência entre as curvas 355,5 e 356,5, o que deve ter ocorrido devido ao assoreamento posterior ao levantamento da referida curva. Lira e Medeiros (2016) relatam, através de análises documentais, que o Açude Tijuquinha tem aproximadamente 100 anos e que passou por diversas intervenções, sendo possível que a CAV utilizada pela COGERH tenha sido elaborada com o açude já em processo de assoreamento. Isso pode explicar a descontinuidade

entre as cotas 355,5 e 356,5 (Tabela 6).

Tabela 6 - Curvas cota-área-volume original e atual e comparação entre as áreas inundadas

Cota (m)	CAV Original (COGERH)		CAV (Chaves, 2016)		Redução da área original – 2016
	Área (m ²)	Aumento da área (%)	Área (m ²)	Aumento da área (%)	
349,5	0				
350,5	1.000				
351,5	4.000	300%	0		
352,5	7.000	75%	1.060		85%
353,5	10.000	43%	4.323	308%	57%
354,5	17.000	70%	9.737	125%	43%
355,5	28.000	65%	17.030	75%	39%
356,5	45.000	61%	24.269	43%	46%
357,5	58.000	29%	31.705	31%	45%
358,5	74.000	28%	47.284	49%	36%
359,5	85.000	15%	61.025	29%	28%
360,5	101.000	19%	72.671	19%	28%
361,5	114.000	13%	85.997	18%	25%
362,5	127.000	11%	100.656	17%	21%
363,5	138.000	9%	123.577	23%	10%

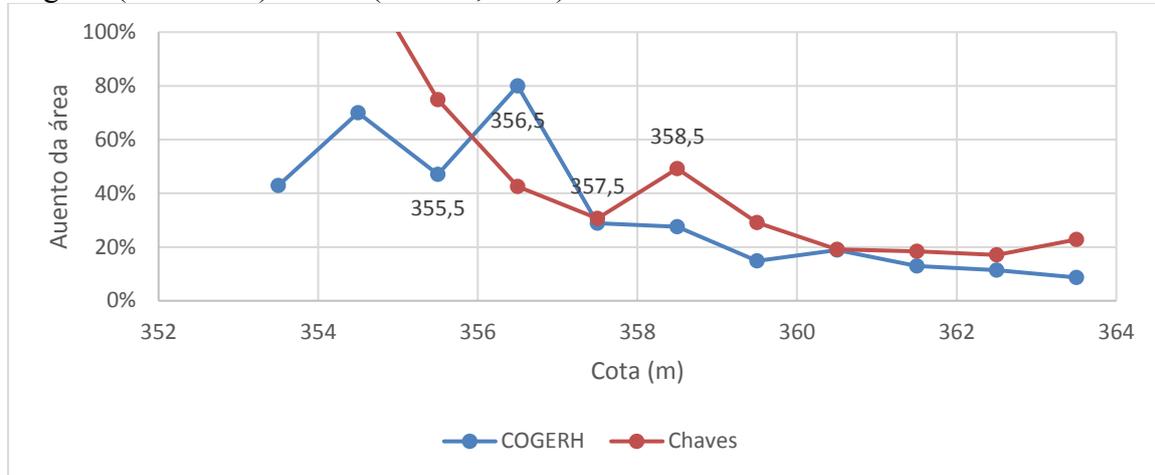
Fonte: Autora, 2017.

Observa-se na CAV original uma quebra na tendência de decréscimo no incremento percentual da área entre as cotas 355,5 e 356,5, ao invés do gráfico decrescer houve uma tendência crescente. Enquanto que na curva cota-área-volume de 2016 há uma descontinuidade, com grande aumento da área na transição das cotas 357,5 para 358,5 (Gráfico 5). Isso evidencia que a área vinha aumentando e nessa transição o aumento foi mais intenso, ou seja, houve uma forte redução da declividade do leito do açude formando um patamar mais horizontalizado, indicando uma zona de deposição de sedimentos. Com isso, conclui-se que a área assoreada passou da cota 356 para a cota 358, ou seja, a área assoreada vem aumentando ao longo do tempo.

Calculou-se também, para cada cota da CAV, a redução da área inundada entre a curva original e a de 2016, observando-se novamente a tendência decrescente, o que indica maior assoreamento nas partes mais profundas do açude. No entanto, entre as cotas 354,5 e 357,5 há uma estabilização entre 40% e 45%, voltando a cair a partir de 357,5 (Tabela 6), que é a mesma cota identificada como zona de deposição, o que reforça ser esta a região de

assoreamento mais intenso no açude Tijuquinha.

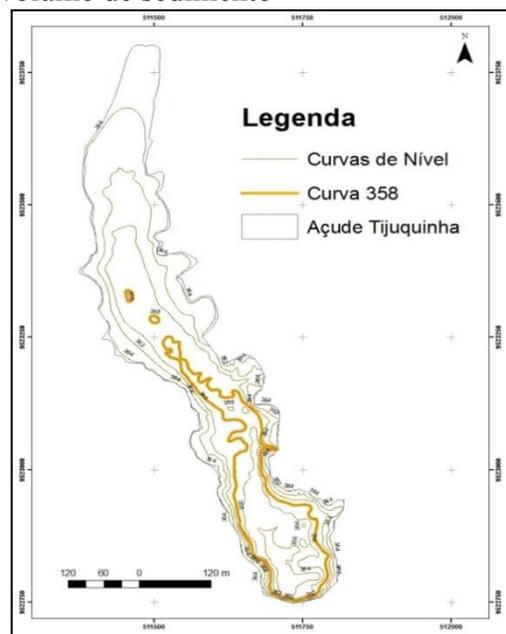
Gráfico 5- Tendência de decréscimo no incremento percentual das áreas para as CAVS original (COGERH) e atual (Chaves, 2016)



Fonte: Autora, 2017.

Com isso, constata-se a existência de uma área de assoreamento preferencial entre as cotas 357,5 e 358,5, o que equivale a uma área da ordem de 40.000 m² na nova CAV. A partir dessa primeira análise, decidiu-se que a área da cota 358, de aproximadamente 32.000 m², seria a região equivalente a área de maior assoreamento (Figura 22).

Figura 22 - Mapa da bacia hidráulica identificando a região que recebe o maior volume de sedimento



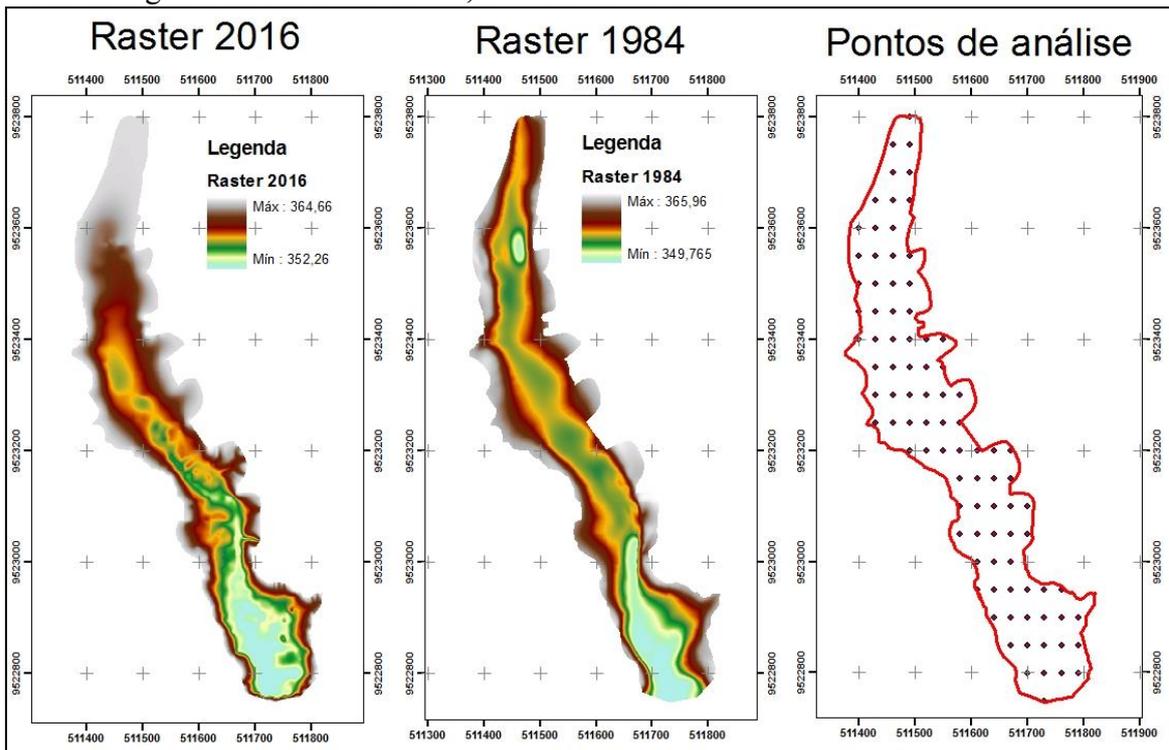
Fonte: Autora, 2017.

4.2.2 Análise entre modelos digitais de terreno

Apesar de se ter identificado uma única área preferencial de deposição na análise entre as curvas cota-área-volume, sabe-se que raramente a deposição do sedimento se dá de uma forma uniforme em reservatórios. De acordo com Morris e Fan (1998), a deposição de sedimento depende de vários fatores, como por exemplo, o tamanho do grão do sedimento, a geometria do reservatório, velocidade da água ao entrar no reservatório, flutuabilidade do nível do reservatório, entre outros.

Sabendo da complexidade da deposição de sedimento em reservatório, realizou-se também uma análise mais detalhada acerca do padrão de assoreamento do Açude Tijuquinha, particularmente sobre o grau de assoreamento em diferentes locais da bacia hidráulica.

Figura 23 - Identificação dos pontos onde foram obtidas informações altimétricas em ambos modelos digitais da bacia hidráulica, em 1984 e 2016



Fonte: Autora, 2017.

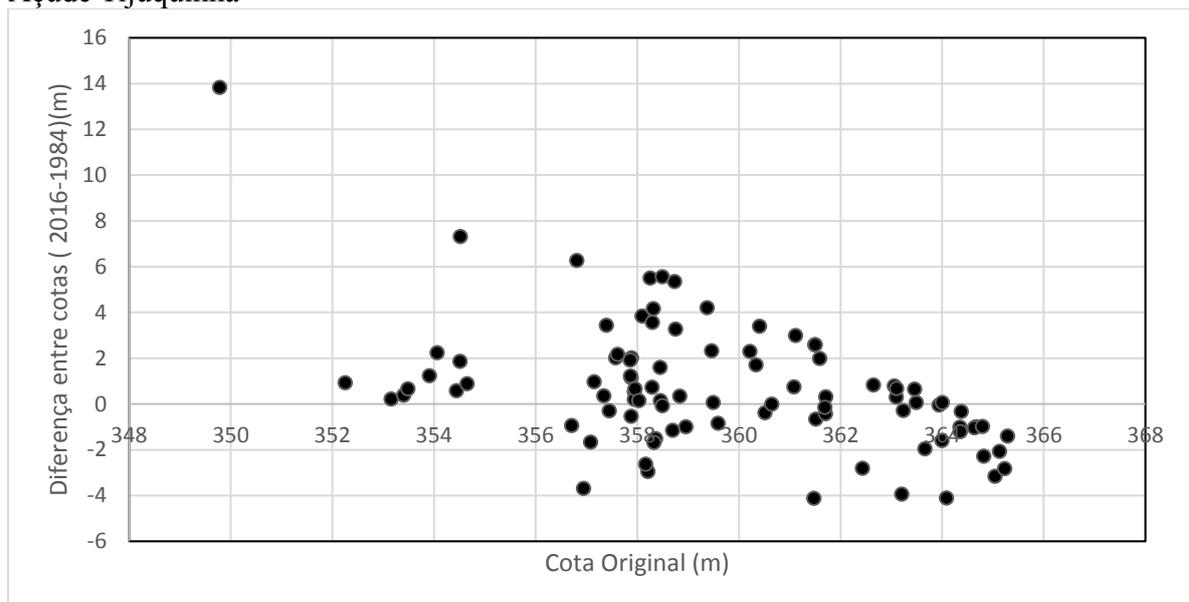
Para isso, procedeu-se a comparação da topografia da bacia hidráulica em diferentes épocas (Figura 23), tendo-se utilizado o modelo digital do terreno elaborado por Chaves (2016) e as informações espaciais de acordo com levantamento topográfico realizado por GEONORTE (1984), portanto com intervalo temporal de aproximadamente 3 décadas em que o reservatório esteve submetido ao processo de assoreamento.

As informações obtidas através do levantamento topográfico de Geonorte não se mostraram muito precisas em comparação com o modelo digital do terreno de Chaves (2016), o que pode ocasionar imprecisão nos resultados expostos neste trabalho.

Para a comparação dos dois levantamentos, foram coletadas informações em uma malha de pontos (Figura 23) em ambos os modelos do terreno para a análise da altura de sedimento depositado em relação à profundidade do açude em cada um desses pontos. O assoreamento foi quantificado através da subtração do valor da cota no modelo do terreno de 2016 (após o assoreamento) pelo valor da cota no modelo do terreno original.

Os dados foram plotados juntamente com as cotas mais antigas, permitindo a análise da espessura da camada de assoreamento ao longo do tempo decorrido entre os dois levantamentos (Gráfico 6).

Gráfico 6 - Espessura da camada de assoreamento em função da cota na bacia hidráulica do Açude Tijuquinha



Fonte: Autora, 2017.

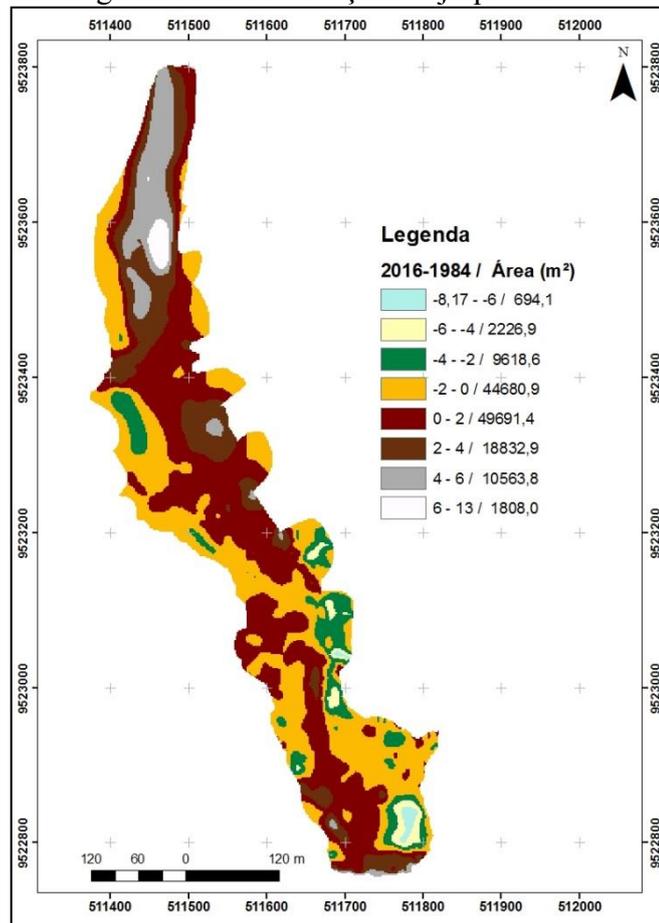
De um modo geral, os pontos mais profundos, que aparecem com menor cota original no Gráfico 6, apresentam maior diferença entre os dois modelos digitais do terreno, indicando maior assoreamento nesses locais.

Esse resultado confirma a hipótese simplificadora adotada em diversos modelos hidrossedimentológicos para o cálculo do assoreamento de açudes, como é o caso do modelo WASA-SED (MÜLLER *et al.*, 2010; BRONSTERT *et al.*, 2014). No modelo WASA-SED, Mamede (2008) descreve que “como o sedimento em suspensão é admitido como sendo

uniformemente distribuído ao longo da seção transversal e se deposita verticalmente, a elevação do leito da seção transversal mudará proporcionalmente à profundidade da água”.

Alguns pontos apresentaram diferença negativa entre o modelo atual e o modelo original, o que indica que teria havido erosão localizada ao invés de assoreamento. Tal resultado pode ter ocorrido, principalmente, devido ao baixo nível de detalhamento no modelo digital da bacia hidráulica de 1984, obtido por levantamento topográfico convencional com densidade desconhecida de pontos amostrados. Outro fator que pode ter colaborado para esse resultado são as diversas intervenções antrópicas no Açude Tijuquinha, discutidas por Lira e Medeiros (2016), que podem ter resultado em algum movimento de terra localizado para a execução das obras.

Figura 24 - Mapa das áreas assoreadas e erodidas ao longo de 30 anos no Açude Tijuquinha



Fonte: Autora, 2017.

Procedeu-se ainda a plotagem da diferença entre os modelos de elevação do terreno, nos respectivos pontos ao longo da bacia hidráulica do Açude Tijuquinha (Figura 24).

É possível observar alguma semelhança com a geometria de depósito longitudinal descrita por Morris e Fan (1998), como por exemplo o delta alongado. Apesar de Morris e Fan

(1998) comentarem que esse padrão de deposição decorre da grande quantidade de partículas finas, acredita-se que, no caso do Açude Tijuquinha, seu formato estreito e alongado pode ter contribuído com o padrão observado de assoreamento.

É possível observar também uma deposição considerável na lateral da bacia hidráulica mais ao leste, o que pode ter ocorrido devido ao deslizamento do solo diretamente para o açude. Tendo em vista as elevadas declividades verificadas na bacia hidrográfica de um modo geral (LIRA; MEDEIROS, 2016) e especificamente no entorno da bacia hidráulica, a elevação do nível d'água provocada pela construção da barragem pode ter criado condições de instabilidade dos taludes, resultando em possíveis deslizamentos.

Considerando a região com diferença de cota na faixa de -2 a 2 metros entre os dois modelos de elevação do terreno (original e atual) como região próxima da neutralidade, em que não há predominância de processos erosivos ou de assoreamento, observa-se que 9% da área sofreu erosão, com cotas em 2016 menores que as medidas em 1984. Essa proporção de área sob erosão é relativamente pequenas, especialmente se consideradas as incertezas, como o baixo detalhamento do levantamento topográfico de 1984 e intervenções antrópicas na bacia, que podem ter promovido movimentos de terra, como mencionado anteriormente no texto.

De forma análoga, as áreas que sofreram deposição significativa de sedimentos, consideradas aquelas com diferença de cota maior que 2 metros entre os dois levantamentos, correspondem a 23% da bacia hidráulica do açude Tijuquinha.

Apesar da área assoreada não ser exatamente a mesma da curva 358, ao se somar as três regiões que mais assoreiam, mostrada no mapa (Figura 24), o valor se aproxima dos 30.000 m² indicados na comparação entre as curvas cota-área-volume, mostrando assim, uma compatibilidade entre os resultados obtidos nas análises entre as CAV e entre os modelos digitais do terreno.

4.3 Modelagem do balanço de fósforo

4.3.1 Calibração dos parâmetros v_s , v_r e v_b

Os parâmetros de velocidade do fósforo foram calibrados de acordo com a metodologia descrita na Seção 3.3.4 dos parâmetros do modelo, obtendo os resultados mostrados na Tabela 7.

Tabela 7 - Comparação entre as velocidades do fósforo para regiões de clima tropical (Tijuquinha) e clima temperado

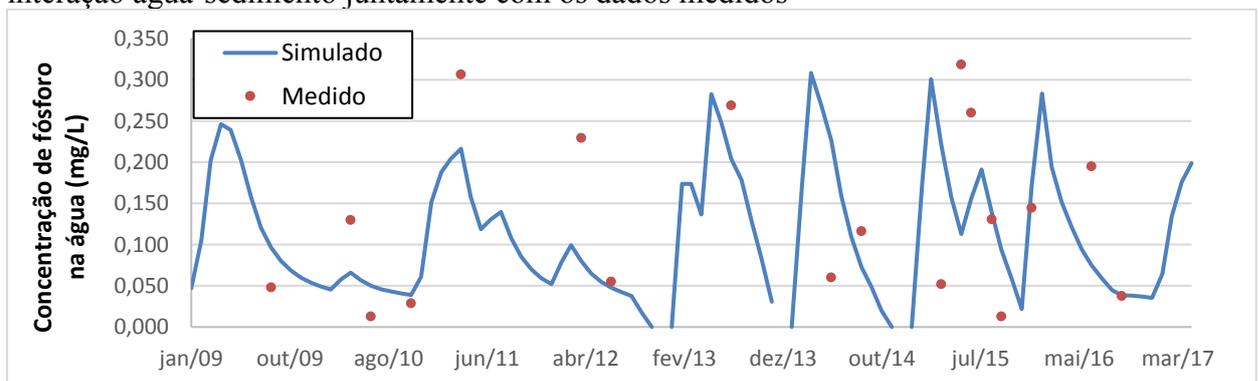
Parâmetros	Velocidades Tijuquinha	Velocidades Chapra
vs	6,45 m/mês	3,52 m/mês
vr	0,00097 m/mês	0,00096 (Verão) m/mês
vb	0,00256 m/mês	0,00041 m/mês

Fonte: Autora, 2017.

Utilizando a ferramenta *Solver* do *software Excel* conseguiu-se maximizar o coeficiente de Nash e Sutcliffe (1970) para 0,2, obtendo uma velocidade de ressuspensão (v_r) mostrada na Tabela 7. Apesar de ser um valor positivo, o valor do coeficiente de Nash e Sutcliffe (1970) não atingiu um valor satisfatório. Porém, vale ressaltar que se tem apenas 19 dados medidos de concentração de fósforo medidos, sendo a maioria medida de forma pontual no reservatório. Contudo o valor obtido de v_r nesse trabalho foi semelhante ao proporcional mensal de 0,00096 m/mês obtido por Chapra e Canale (1991) para períodos de verão do lago Shagawa, estudado por eles (Tabela 7). Como a velocidade de ressuspensão está relacionada à temperatura, esse resultado mostra coesão, uma vez que as temperaturas são semelhantes para ambas as áreas de estudo, levando em consideração apenas o período de verão do trabalho desenvolvido por Chapra e Canale (1991).

Sabendo que os coeficientes de decaimento de fósforo (k) são duas vezes maiores para regiões tropicais em relação encontrados em climas temperados (TONÉ; LIMA NETO, 2016), encontrou-se também uma proporção parecida, de 1,8, para a velocidade de sedimentação obtida nesse trabalho (6,45m/mês) e a proporcional mensal, de 3,52m/mês, obtida por Chapra e Canale (1991), apresentando, assim, uma coerência dos resultados obtidos nesse estudo (Tabela 7).

Gráfico 7 - Concentração de fósforo no reservatório a partir da simulação do modelo de interação água-sedimento juntamente com os dados medidos



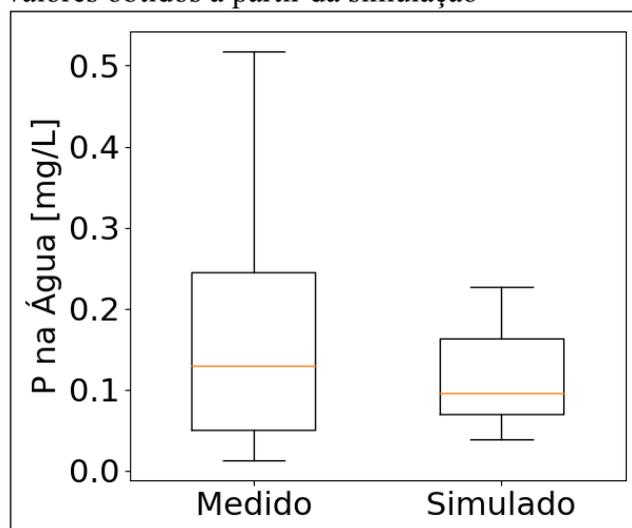
Fonte: Autora, 2017.

A partir da definição das velocidades representativas da dinâmica do fósforo na água, pode-se observar a resposta do modelo de interação água-sedimento adaptada para regiões tropicais (Gráfico 7).

4.3.2 Avaliação do modelo

Com a otimização do modelo pode-se então comparar os dados medidos com os observados. Para uma referência estatística inicial dos dados foi gerado um gráfico de diagrama de caixa com os valores de fósforos medidos e os simulados extraídos de forma pontual nas mesmas datas das medições (Gráfico 8).

Gráfico 8 - Diagrama de caixa para os valores de concentração de fósforo medidas e respectivos valores obtidos a partir da simulação



Fonte: Autora, 2017.

A partir das informações mostradas no diagrama de caixa conclui-se que os dados medidos possuem uma maior dispersão que os correspondentes obtidos através do modelo. Apesar disso, os valores médios em ambos os dados foram próximos. Vale ressaltar que os dados medidos são, na maioria, informações pontuais no açude e podem, em alguns casos, não ser representativos do real estado trófico do reservatório.

Os cálculos dos índices demonstrados na Tabela 8 foram estimados de acordo com a descrição apresentada na metodologia (Seção 3.2.3).

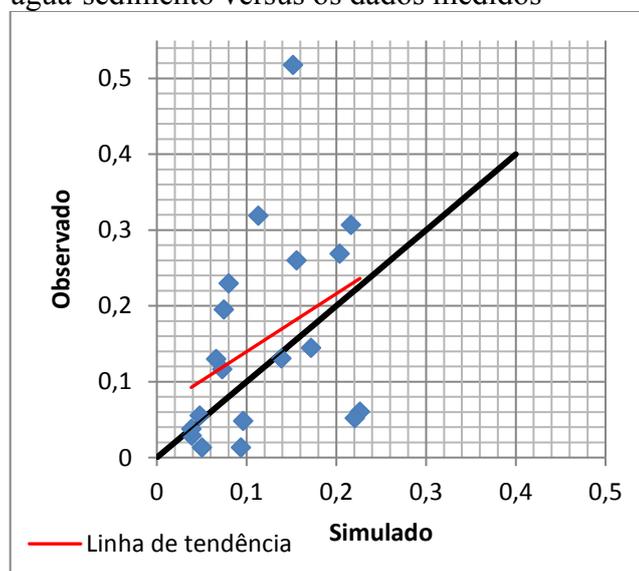
Tabela 8 - Medidas de erro e índices estatísticos e seus respectivos valores de referências

Índices	Valor	Melhor valor	Pior valor
Viés	-0,035	0	$\pm \infty$
Erro Médio Absoluto	0,0928	0	∞
Raiz do Erro Quadrático Médio	0,1276	0	∞
Razão entre os desvios padrões	0,4841	1	0 ou ∞
Erro Médio Absoluto dos desvios	0,0928	0	∞
Raiz do Erro Quadrático Médio dos desvios	0,1226	0	∞
Concordância (Willmott, d)	0,5339	1	0
Correlação (Pearson, r)	0,37	1	0

Fonte: Autora, 2017.

O viés próximo de zero mostra que o modelo analisado possui na média uma boa representatividade. Juntamente com a informação do erro médio absoluto pode-se ainda concluir que o modelo erra de forma proporcional, compensando os valores de concentração de fósforo para mais e para menos de forma semelhante. Apesar do valor do erro médio absoluto ser próximo ao melhor valor de referência, ele representa 60 % do valor médio de 0,154mg/L da série dos dados observados, ou seja, as respostas do modelo apresentam erros consideráveis quando comparados à magnitude dos dados. O parâmetro de raiz do erro quadrático médio indica que o modelo não extrapola seus resultados, mantendo-se sempre na mesma ordem de grandeza.

Gráfico 9 - Relação de concentração de fósforo no reservatório simulada pelo modelo de interação água-sedimento versus os dados medidos



Fonte: Autora, 2017.

O modelo mostrou valores relativamente dispersos, principalmente quando maior o valor de concentração de fósforo, sendo o simulado menos disperso que o observado (Gráfico 8 e 9). Obteve-se bons valores de erro médio absoluto dos desvios e da raiz do erro quadrático médio dos desvios, ou seja, a modelo dispersa de forma semelhante ao real e não possui valores exorbitantes de dispersão.

Como os resultados dos coeficientes de correlação foram baixos, se pode afirmar que o modelo não é eficiente em mostrar a realidade de forma detalhada, porém a partir dos outros parâmetros, incluindo o coeficiente de Nash e Sutcliffe (1970), pode-se concluir que na média o modelo consegue extrair uma boa resposta.

No script desenvolvido do modelo de interação água-sedimento para a construção dos cenários analisados, foi decidido a utilização de um único valor de demanda hídrica de 50 L/s, estimada a partir do valor médio das demandas calibradas. Como comentado na metodologia, as demandas hídricas foram ajustadas a partir dos volumes fornecidos pelos órgãos de gestão e monitoramento do reservatório, para uma maior representatividade do balanço hídrico do reservatório. Com a utilização dessa demanda hídrica, o reservatório possuiria uma garantia de aproximadamente 56,3 %, mostrando uma compatibilidade de informação quando comparado com o Gráfico 1 na Seção 3.2, onde observa-se visualmente que ele permanece metade do ano vazio.

Foram analisados novamente os índices estatísticos, a partir dos dados observados e os dados de saída do programa representativos do mesmo período (Tabela 9).

Tabela 9 - Medidas de erro e índices estatísticos para o programa com valor médio de demanda hídrica e seus respectivos valores de referências

Índices	Valor	Melhor valor	Pior valor
Viés	-0,062	0	$\pm \infty$
Erro Médio Absoluto	0,1126	0	∞
Raiz do Erro Quadrático Médio	0,1529	0	∞
Razão entre os desvios padrões	0,6518	1	0 ou ∞
Erro Médio Absoluto dos desvios	0,1022	0	∞
Raiz do Erro Quadrático Médio dos desvios	0,1396	0	∞
Concordância (Willmott, d)	0,5114	1	0
Correlação (Pearson, r)	0,2218	1	0

Fonte: Autora, 2017.

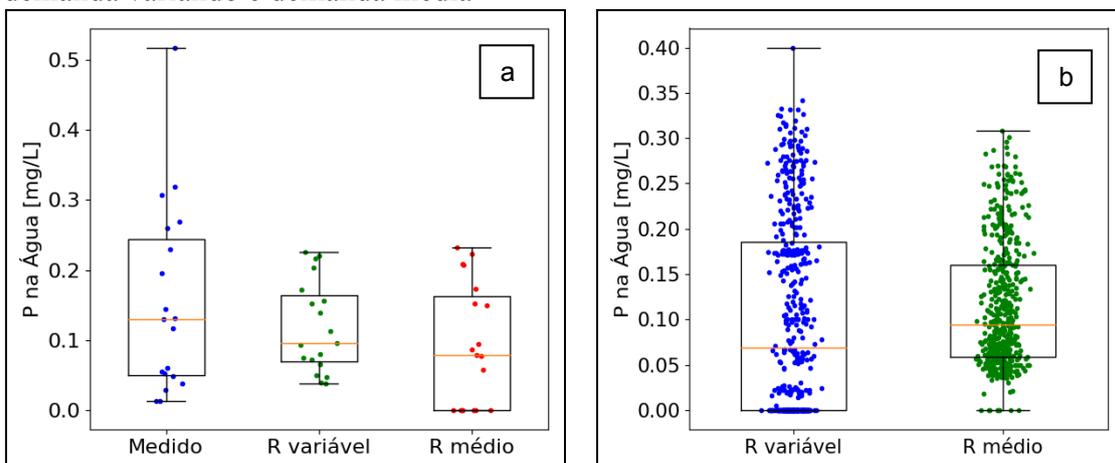
Em comparação aos dados observados, constatou-se que, com essa alteração no

programa, os novos resultados apresentam informações inferiores. Porém não foram observadas grandes diferenças entre os valores dos índices estatísticos, ou seja, ao utilizar um único valor de demanda hídrica as respostas obtidas ficaram próximas em termos estatísticos quando comparadas às do programa anterior, com demandas hídricas variáveis, evidenciando, assim, que o modelo pode ser utilizado para as análises dos cenários. Isto é, os resultados obtidos a partir de uma única demanda hídrica foram os utilizados como valores de referência para as análises da sessão seguinte.

Nos diagramas de caixa (Gráfico 10-a) pode-se observar uma discrepância maior entre os dados medidos e os fornecidos pelos modelos, pela existência de um único valor tendo como consequência o aumento 4º quartil dos dados medidos. Esse único dado fora do padrão dos demais, pode ser consequência da metodologia de coleta de dados, como já comentado anteriormente, ou seja, essa informação pontual pode não ser representativa do real estado trófico no período. Levando em consideração a pequena amostragem de dados medidos, identifica-se uma semelhança entre os dados obtidos pelo modelo nas distintas situações de inserção de dados de demanda hídrica. Já no Gráfico 10-b observa-se uma pequena amplitude dos primeiros quartis, devido a boa parte do tempo o reservatório encontrar-se vazio, e consequentemente ter o valor de concentração de fósforo anuladas. Observa-se uma pequena diminuição na amplitude e uma melhor distribuição dos dados quando se insere apenas um valor constante de demanda hídrica.

Gráfico 10 - Diagramas de caixa dos dados de concentração de fósforo na água:

a) Valores medidos e os respectivos valores obtidos a partir da simulação com o modelo com demanda variável e demanda média; b) Todos os dados obtidos na simulação com demanda variando e demanda média

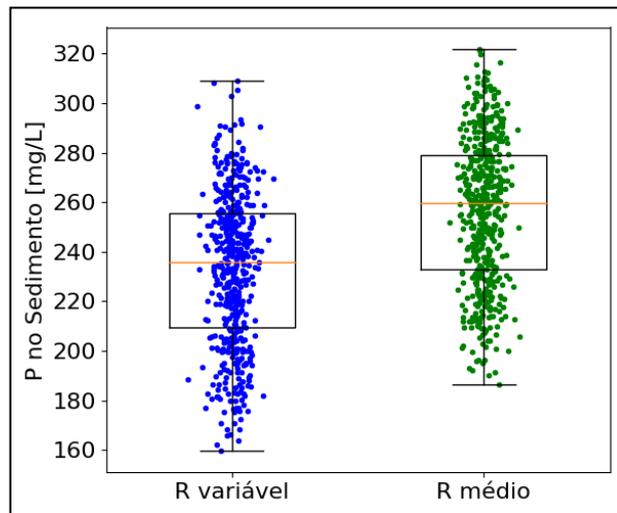


Fonte: Autora, 2017.

Os dados de fósforo no sedimento ficaram entre 160 e 310mg/L na primeira

simulação em que são inseridos vários valores de demanda hídrica de acordo com a calibração do balanço hídrico. Já na segunda simulação, em que é inserido apenas um valor médio de demanda hídrica, os valores de concentração no sedimento variaram de 190 a 320mg/L, possuindo um valor médio um pouco maior que a primeira simulação (Gráfico 11).

Gráfico 11 - Diagramas de caixa das concentrações de fósforo no sedimento obtidos na simulação com demandas variáveis e demanda média

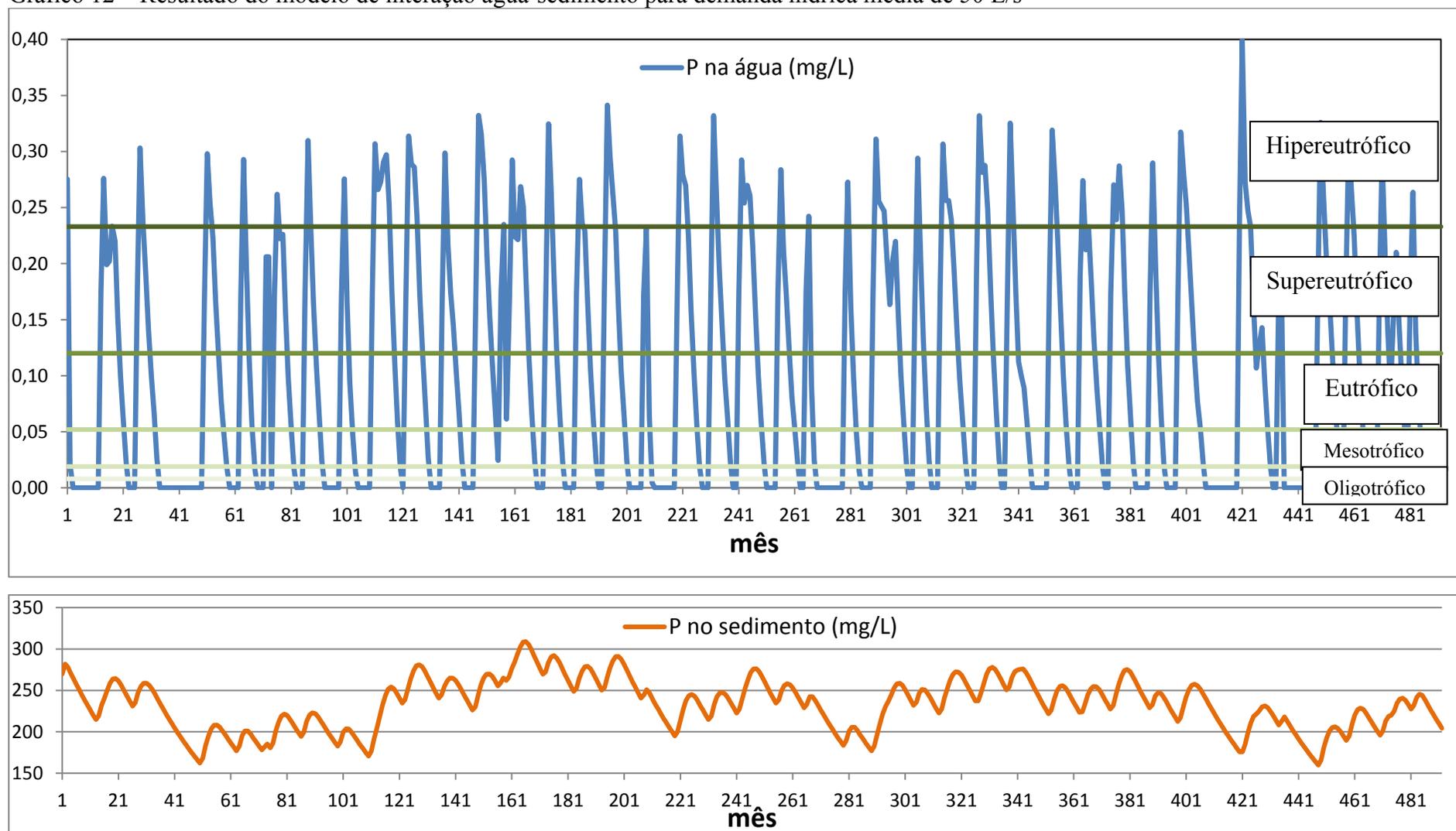


Fonte: Autora, 2017.

Com a utilização de um único valor médio de demanda hídrica constatou-se que o modelo subestimou a concentração de fósforo na água e superestimou a concentração de fósforo no sedimento em comparação com a primeira simulação, em que as informações do volume do reservatório são reais, ou seja, nas simulações aqui analisadas foi inserida mais essa incerteza do volume do reservatório que afeta diretamente os resultados da concentração de fósforo no sistema reservatório-sedimento.

Apesar da mudança dos dados de demanda hídrica em ambas as simulações mudar a dinâmica do fósforo no sistema, ao se comparar os resultados das simulações com os valores medidos através do coeficiente de Nash e Sutcliffe (1970), ambas atingiram aproximadamente um valor de 0,2, que apesar de ser 20 por cento do ideal, foi considerado satisfatório, considerando as poucas medições analisadas de forma pontual no reservatório.

Gráfico 12 – Resultado do modelo de interação água-sedimento para demanda hídrica média de 50 L/s



Fonte: Autora, 2017.

No Gráfico 12 pode-se observar resumidamente a dinâmica do fósforo no sistema reservatório-sedimento ao longo do período analisado. Para uma melhor análise foi extraído a porcentagem do período para cada situação trófica em que o reservatório se encontrava (Tabela 10).

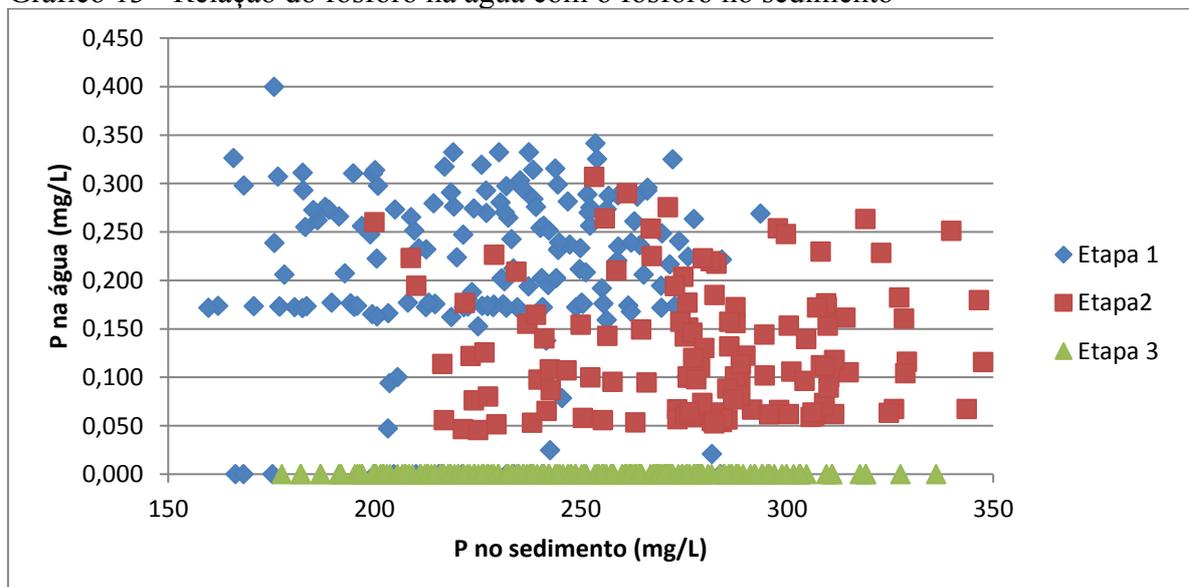
Tabela 10 – Divisão do tempo analisado de acordo com o estado trófico do reservatório

IET	% Período	% Período (Desc. período do volume morto)
Concentração nula	35,57	-
Ultraoligotrófico	0,20	0,31
Oligotrófico	1,83	2,84
Mesotrófico	6,50	10,09
Eutrófico	14,63	22,71
Supereutrófico	24,19	37,55
Hipereutrófico	17,07	26,49

Fonte: Autora, 2017.

Com isso constatou-se primeiramente que, devido à dinâmica hídrica do Tijuquinha, o açude encontra-se vazio em maior parte do tempo, não possuindo, assim, um estado trófico. Em segundo, terceiro e quarto o reservatório encontra-se Supereutrófico, Hipereutrófico e Eutrófico, ou seja, em mais da metade do período analisado ele encontra-se com baixa qualidade d'água de acordo com Lamparelli (2004).

Gráfico 13 - Relação do fósforo na água com o fósforo no sedimento



Fonte: Autora, 2017.

Com os resultados do programa percebeu-se ainda que quando o sedimento encontra-se com baixos valores de fósforo, entre 150 e 190 mg/L, a coluna d'água encontra-se em concentrações sempre acima de 0,15 mg/L, incluindo ainda o maior valor obtido do modelo. Para um melhor entendimento da dinâmica do fósforo representativa da resposta que o modelo fornece, os dados foram analisados de forma mais minuciosa e pode-se perceber um padrão durante os anos de análises, podendo ser identificada usualmente 3 etapas.

A primeira etapa identificada foi durante o período chuvoso, em que há grandes volumes escoados para o reservatório e com isso o carreamento de uma grande quantidade de nutrientes. Nesse caso ambas as concentrações, tanto da água (P1) como no sedimento (P2), aumentam de forma gradativa.

Na segunda etapa em que o açude ainda encontra-se cheio, mas não há mais escoamento pelo término do período chuvoso, a concentração da água (P1) diminui e a concentração no sedimento (P2) continua aumentando durante dois ou três meses. Como P1 vai diminuindo geralmente no final dessa etapa a quantidade que é sedimentado, é menor do que a soma do que é fixado e ressuspensionado, ou seja, no final dessa etapa P2 começa a decair.

Por último, a terceira etapa é caracterizada quando o reservatório encontra-se vazio, nessa situação a concentração de P1 se mantém sempre com valores nulos e P2 vai decrescendo, como consequência da parcela de fósforo que é fixada no solo.

A região do Gráfico 13 em que P1 apresenta valores nulos e baixos valores de P2 é referente ao final da terceira etapa, já nessa mesma região de baixos valores de P2 encontram-se também altos valores de P1, representativo do início da primeira etapa em que P1 aumenta seu valor de forma súbita e P2 se mantém baixo como consequência da etapa anterior.

Com isso percebeu-se que esse modelo não leva em consideração a parcela de fósforo que provavelmente é revolvida por turbulência no início da primeira etapa. Conjecturou-se ainda, de forma empírica, que para a dinâmica dos reservatórios da região semiárida brasileira os parâmetros v_s e v_r podem variar de acordo com a temperatura e turbulência da água. No período chuvoso em que a temperatura é mais amena e uma grande parcela d'água adentrando o reservatório, o v_s pode ser menor e o v_r maior do que os valores representativos para o período de estiagem. Neste estudo está sendo considerado um único valor representativo de ambas as estações climáticas, acrescentando assim, mais essa incerteza aos resultados.

4.4 Simulação do impacto da retirada do sedimento sobre a qualidade da água

Primeiramente foi testado a retirada de sedimento a cada 10 anos e a cada 5 anos, porém não percebeu-se grandes alterações na quantidade de fósforo no reservatório. Então foi considerado que essa prática seria anual e feito principalmente por agricultores da região. Com isso, em todos os meses de Dezembro a quantidade de fósforo no sedimento foi igualada a 0,0387 kg/m³ referente teor médio de fósforo de 0,015% estimado a partir de análises do solo da bacia hidrográfica do Tijuquinha.

Como comentado anteriormente a maior parte do tempo o reservatório não possui concentrações de fósforo total, devido ao fato do reservatório estar vazio durante aproximadamente um terço do ano. Nessa análise, assim como nos dados de referência, na maior parte do tempo quando o reservatório está cheio ele encontra-se, respectivamente, Supereutrófico, Hipereutrófico e Eutrófico, ou seja, aproximadamente 49% do tempo ele encontra-se com baixa qualidade d'água de acordo com Lamparelli (2004). Melhorando, considerando como ruim as concentrações de fósforo obtidas acima do limiar mesotrófico, apenas 6,31% em relação aos valores de referência. Porém quando se considerou porcentagens apenas no período em que o reservatório encontrava-se cheio observou-se uma melhora em 10% do tempo (Tabela 11).

Tabela 11 – Comparação da divisão do tempo analisado de acordo com o estado trófico do reservatório entre os dados de referência e o cenário de retirada de sedimento anual

IET	% Período	% Período (Cenário1)	% Período Desc. período do volume morto)	% Período (Cenário1 -Desc. período do volume morto)
Concentração nula	35,57	35,77	-	-
Ultraoligotrófico	0,20	3,05	0,31	4,75
Oligotrófico	1,83	4,27	2,84	6,65
Mesotrófico	6,50	7,52	10,09	11,71
Eutrófico	14,63	9,55	22,71	14,87
Supereutrófico	24,19	24,19	37,55	37,66
Hipereutrófico	17,07	15,65	26,50	24,37

Fonte: Autora, 2017.

Em relação ao teor de fósforo no sedimento, caso fosse retirado o sedimento no final de cada ano do período analisado, ao ponto de o teor de fósforo na bacia hidráulica ser o mesmo da bacia hidrográfica, haveria no sedimento apenas 33% de fósforo do que foi apurado em todo o período dos dados da análise de referência. Nesse caso o sedimento chegava a no

máximo concentrações em torno 150 mg/L tendo em média 78 mg/L, enquanto que nos dados de referência as concentrações chegam a no máximo 300mg/L e possui em média 233 mg/L.

O outro cenário hipotético analisado foi o considerando o não retorno da parcela de fósforo proveniente do sedimento para a coluna d'água, isso seria possível a partir da disponibilização de material argiloso livre de nutrientes, isolando, assim, a parcela sedimentada. Nesse novo cenário foi utilizada apenas a disponibilização constante de argila no reservatório, não havendo a substituição para um menor valor de fósforo no sedimento, simulando a retirada do sedimento como no cenário anterior. Com isso, conseguiu-se identificar a quantidade de fósforo que parte do sedimento e contribui para agravamento do estado trófico do reservatório. Porém sabe-se que essa técnica sem a retirada de sedimento não resolveria o assoreamento do reservatório, que é outro problema decorrente de toda a rede de reservatório do semiárido.

Os resultados obtidos a partir desse novo cenário (Tabela 12) foram semelhantes aos do cenário anterior obtendo apenas uma pequena melhora. Manteve-se a mesma ordem de grandeza dos cenários anteriores em termos de qualidade hídrica.

Tabela 12 - Comparação das porcentagens do período de acordo com o estado trófico do reservatório entre os dados de referência, o cenário de retirada anual e o cenário sem o retorno da parcela de fósforo ressuspendida

IET	% Período	% Período (Cen. 1)	% Período (Cen. 2)	% Período (Desc. período do vol. morto)	% Período (Cen.1 -Desc. período do vol. morto)	% Período (Cen.2 -Desc. período do vol. morto)
Conc. nula	35,57	35,77	35,77	-	-	-
Ultraoligotrófico	0,2	3,05	7,12	0,31	4,75	11,08
Oligotrófico	1,83	4,27	2,44	2,84	6,65	3,80
Mesotrófico	6,5	7,52	6,10	10,09	11,71	9,49
Eutrófico	14,63	9,55	9,35	22,71	14,87	14,56
Supereutrófico	24,19	24,19	23,78	37,55	37,66	37,02
Hipereutrófico	17,07	15,65	15,45	26,50	24,37	24,05

Fonte: Autora, 2017.

De acordo com a classificação de trofia proposta por Lamparelli (2004), nesse cenário o reservatório permaneceria aproximadamente 48% do tempo com baixa qualidade d'água, melhorando apenas 7% em relação aos valores de referência. Isto é, nesse novo cenário o reservatório estaria melhor em apenas 1 % do tempo que no cenário anterior. Quando se considera apenas o período em que o reservatório manteve-se cheio observou-se uma melhora de 11%, observando também uma melhora na qualidade da água de apenas 1% do tempo do cenário anterior.

Com a velocidade de ressuspensão mantida igual a zero, observou-se acúmulo de 10,64 % a mais de fósforo no sedimento, ou seja, a quantidade de fósforo acumulada a mais em 41 anos nesse cenário foi de 12159,46 mg/L.

Com os cenários aqui apresentados constatou-se que as medidas mitigadoras corretivas são menos eficientes em comparação com as medidas preventivas, que seria a preservação do solo da bacia hidrográfica, evitando, assim, a entrada de grandes quantidades de carga poluidora no açude. A utilização do sedimento como fonte de nutriente na agricultura na própria bacia ao invés de fertilizante, ajudaria em parte na diminuição da carga poluidora inserida na mesma e conseqüentemente no reservatório, ou seja, essa prática aliviaria o sistema bacia-reservatório evitando a poluição gradativa dos corpos hídricos.

5 CONCLUSÃO

As análises acerca da dinâmica de fósforo indicam que, assim como representado pelo modelo de interação água-sedimento, o reservatório encontra-se em elevados graus de estado trófico na maior parte do tempo e isso está diretamente relacionado aos eventos de precipitação ocorridos anteriormente à medição.

Percebeu-se também, tanto nos dados fornecidos pela COGERH como nos produzidos no projeto RESED, que existe um padrão nas análises em perfil na coluna d'água, principalmente as realizadas no segundo semestre do ano, em que os pontos mais próximos ao sedimento tendem a ter uma maior concentração de fósforo total, o que poderia ser um indício de que o fósforo presente no sedimento pode estar sendo transferido para a água nesse período, dificultando a depuração da região mais profunda do reservatório.

A partir das análises do sedimento, concluiu-se que, como o reservatório Tijuquinha tem uma maior dinâmica em relação ao seu volume, quando comparado aos reservatórios de maior relação capacidade/vazão afluente, característicos do semiárido, entende-se que não há muito tempo para que o fósforo total consiga sedimentar, acumulando poucos nutrientes no fundo. Apesar disso, o teor encontrado na bacia hidráulica ainda é bem maior que o solo da bacia hidrográfica, podendo ser utilizado como substrato para o cultivo agrícola.

O estudo do padrão de assoreamento do açude Tijuquinha mostrou que a curva cota-área-volume utilizada pela COGERH até 2016, não era representativa da bacia hidráulica do açude, devido ao processo de assoreamento desde sua construção. Para a gestão eficiente dos recursos hídricos em regiões com muitos reservatórios, como é o caso do Nordeste do Brasil, é importante a atualização das informações, especialmente da topografia do reservatório, que está sujeita a mudanças consideráveis. Observou-se que o assoreamento do açude se aproxima do padrão descrito como geometria de depósito longitudinal, tendo em vista o formato alongado do manancial.

Conclui-se também que a espessura da camada de sedimentos depositados aumenta de acordo com a cota do leito do açude, com pontos mais profundos tendendo a assorear de forma mais intensa que pontos mais rasos, situados próximos às margens. Essa conclusão reforça a hipótese simplificadora comumente adotada em modelos de assoreamento, que admitem que a cota do leito muda proporcionalmente à profundidade da água.

Apesar das adaptações feitas na metodologia da estimativa dos parâmetros de entrada do modelo, devido a estratificação térmica diária na área de estudo, e na quantificação

da concentração do fósforo total na água, devido a alta variabilidade do volume do reservatório Tijuquinha, o modelo de balanço de fósforo de Chapra obteve um coeficiente de Nash e Sutcliffe (1970) de 0,2.

Há fatores que podem ter levado o modelo a fornecer valores relativamente baixos de eficiência, como, por exemplo: a pequena quantidade de dados para a calibração, e consequentemente a inviabilização da validação; os dados utilizados para a calibração podem não refletir a concentração de fósforo total no reservatório, uma vez que a maioria dessas informações foi adquirida por uma única medição em todo o reservatório; o modelo não leva em consideração a quantidade de fósforo que pode ser revolvida no início do período chuvoso, ou seja, não leva em consideração a variabilidade da velocidade de ressuspensão pelo turbilhonamento da água na entrada do reservatório; o modelo também não leva em consideração a variabilidade da velocidade de sedimentação pelas diferentes condições climatológicas de temperatura durante o ano; outro fator que pode ter contribuído para a ineficiência do modelo seria o biológico, como a presença de micro-organismos ou peixes, que pode contribuir para a variação de fósforo no reservatório e não são considerados no modelo; por fim, o modelo é considerado como mistura completa durante o passo mensal, porém o tempo de residência hidráulica do reservatório Tijuquinha é de 0,3 ao ano, ou seja, não se pode afirmar que durante um mês ele possua valores de concentração fósforo total homogênea em todo o reservatório.

Levando em consideração as incertezas atribuídas ao modelo, admitiu-se que o mesmo consegue representar as variações da concentração de fósforo total na água e no sedimento. A simulação de retirada de sedimento de forma anual, realizada todo mês de dezembro (Primeiro cenário), e a simulação sem o retorno da parcela de fósforo ressuspensa (Segundo cenário) promoveram melhoria do nível trófico em 6,5% e 7,5% do tempo, respectivamente, considerando como ruim as concentrações de fósforo obtidas acima do limiar mesotrófico. Entretanto, considerando apenas o período em que o reservatório encontrava-se cheio, pois o mesmo manteve-se aproximadamente um terço do tempo vazio, observou-se uma melhora de 10 % para o primeiro cenário e de 11% para o segundo. Contudo o reúso de sedimento como substrato em cultivos agrícolas de pequena escala é importante, porque, além de ser uma fonte de baixo custo de nutrientes, essa ação evita a sobrecarga do sistema bacia hidrográfica-reservatório tornando-o mais sustentável.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, J. C. de. Assoreamento em Reservatórios do Semi-árido: Modelagem e Validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n.2, p. 39-56, abr/jun, 2003.
- ARAÚJO J. C. de.; GÜNTNER A.; BRONSTERT A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, v. 51, n. 1, p. 157-170, 2006.
- ARAÚJO, J. C. de. Entropy-based equation to assess hillslope sediment production. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 32, n. 13, p. 2005-2018, 2007.
- BETARD, F. Spatial variations of soil weathering processes in a tropical mountain environment: The Baturité massif and its piedmont (Ceará, NE Brazil). **Catena**, Paris, ano 93, p. 18-28, 2012.
- BONDI, G.; CAPRA, G. F.; MACCI, C.; CECCANTI, B.; GRILLI, E.; VACCA, S.; DURAS, M. G.; DESSENA, M. A.; MARRAS, G.; BUONDONNO, A.; MASCIANDARO, G. Biochemical performance of degraded soil recovered by lake-dredged materials (LDM) as pedotechnomaterials. **Journal of Soils Sediments**, v. 16, n. 7, p. 1871–1888, 2016.
- BRAGA, B. B.; NUNES JÚNIOR, F. H.; BARBOSA, R. M.; BRITO, P. O. B.; MARTINS, K.; MEDEIROS, P. H. A.; GONDIM, F. A. Biomass production and antioxidative enzyme activities of sunflower plants growing in substrates containing sediment from a tropical reservoir. **Journal of Agricultural Science**, v. 9, n. 5, p. 1-12, 2017.
- BRASIL. Instituto Nacional de Meteorologia. **Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990**. Edição revista e ampliada. Brasília, DF, 2009.
- BRILIS, J.; DE BOER, P.; MULDER, J.; DE BOER, E. Reuse of dredged material as a way to tackle societal challenges. **Journal of Soils Sediments**, v. 14, n. 9, p. 1638–1641, 2014.
- BRONSTERT, A.; de ARAÚJO, J. C.; BATALLA, R.; COSTA, A. C.; FRANCKE, T.; FÖRSTER, S.; GÜNTNER, A.; LOPEZ-TARAZON, J. A.; MAMEDE, G. L.; MEDEIROS, P. H. A.; MÜLLER, E. N.; VERICAT, D. Process-based modelling of erosion, sediment transport and reservoir siltation in mesoscale semi-arid catchments. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 12, p. 2001-2018, 2014.
- CAMPOS, J. N. B. Paradigms and public policies on drought in Northeast Brazil: a historical perspective. **Environmental Management**, v. 55, n. 5, p. 1052-1063, 2015.
- CAPRA, G. F.; GRILLI, E.; MACCI, C.; VACCA, S.; MASCIANDARO, G.; CECCANTI, B.; BONDI, G.; DURAS, M. G.; DESSENA, M. A.; MARRAS, G.; GAVIANO, C.; BUONDONNO, A. Lake-dredged material (LDM) in pedotechnique for the restoration of Mediterranean soils affected by erosion/entisolization processes. **Journal of Soils Sediments**, v. 15, n. 1, p. 32–46, 2015.
- CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Plano de operação e manutenção (PAOM) da adutora de Aracoiaba/Baturité**. Fortaleza, 2004.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Limpeza da bacia hidráulica, instalação da bateria de réguas liminométricas e recuperação da comporta da descarga de fundo do Açude Tijuquinha**. Fortaleza, 2009.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Atlas eletrônico dos recursos hídricos do Ceará (Açude Tijuquinha, Baturité)**. Disponível em: <<http://atlas.srh.ce.gov.br>>. Acesso em: 19 out. 2016.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. Diretoria de Operações Gerência de Desenvolvimento Operacional. **Qualidade das águas dos açudes monitorados pela cogerh – campanha de maio/2017**. Fortaleza, 2017.

CHAPRA, S. C. Phosphorus Loading Concept. In: _____. **Surface water-quality modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997. cap. 29, p. 534-559.

CHAPRA, S. C.; CANALE, R. P. Long-term Phenomenological Model of Phosphorus and Oxygen for Stratified Lakes. **Water Research**, v. 25, n. 6, p. 707-715, 1991.

CHAVES, L. A. **Quantificação do assoreamento do açude Tijuquinha com vista ao reúso do sedimento**. 2016. 44 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Maracanaú, 2016.

CHOW, V.T.; MAIDMENT, D.R. ; MAYS, L.W. **Applied hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1988.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ. **Sistema de abastecimento de águas: ampliação e recuperação da Barragem Tijuquinha –Baturité**. Fortaleza, 1999.

COTOVICZ JÚNIOR, L. C., BRANDINI, N., KNOPPERS, B. A., MIZERKOWSKI, B. D., STERZA, J. M., OVALLE, A. R. C., MEDEIROS, P. R. P. Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 3297-3311, 2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, **Manual de Métodos de Análise de Solos**. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa, 2011

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011. 826p.

FEITOSA, L. S. **Manejo da mata ciliar e eutrofização de reservatórios do semiárido Nordeste**. 2016. 172 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

FONSECA, R.; BARRIGA, F. J. A. S.; FYFE, W. S. Reversing desertification by using dam reservoir sediments as agriculture soils. **Episodes**, v. 21, p. 218-224, 1998.

FONSECA, R.; BARRIGA, F. J. A. S.; FYFE, W. S. Dam reservoir as fertilizers and artificial soils: case studies from Portugal and Brazil. **Intern. Symp**. Kanazawa University, p. 55-62,

2003.

FONTENELE, S. B.; ARAÚJO, A. O.; ARRAES, F. D. D.; LANDIM, R. B. T. V.; MENDONÇA, L. A. R.; ARAÚJO, J. C. Estimativa de assoreamento do reservatório Tijuquinha, Baturité, Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XX, 2013, BENTO GONÇALVEZ. **Anais...** BENTO GONÇALVEZ: ABRH, 2013. p. 1-8. ISSN 2318-0358

FRAGOSO JR., C. R.; FERREIRA, T. F.; MARQUES, D. M. Ciclos Químicos. In: _____. **Modelagem Ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. cap. 7, p. 89-103.

_____. Processos Abióticos. In: _____. **Modelagem Ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. cap. 8, p. 104-129.

GARCEZ, Lucas Nogueira. **Hidrologia**. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda, 1974.

GEONORTE. **Projeto de engenharia de ampliação da Barragem Tijuquinha**, Baturité, Ceará. Fortaleza, 1984.

GREEN, M. B.; FINLAY, J. C. Patterns of hydrologic control over stream water total nitrogen to total phosphorus ratios. **Biogeochemistry**, v. 99, p. 15-30, 2010.

HONDZO, M.; STEFAN H.G. Long-term lake water quality predictors. **Water Research**, v. 30, i. 12, p. 2835-2852, dez. 1996.

JENSEN, H. S.; KRISTENSEN, P.; JEPPESEN, E.; SKYTTHE, A. Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 235/236, p.731-743, 1992.

JORNAL GAZETA OFFICIAL DO ESTADO DO CEARÁ. **Telegrammas oficiais**. Fortaleza, 03 abr. 1917. p. 2.

LAMPARELLI, Marta Condé. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos)– Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEITÃO, A. Economia circular: uma nova filosofia de gestão para o séc. XXI. **Portuguese Journal of Finance, Management and Accounting**, v. 1, n. 2, p. 149-171, 2015. Disponível em: <<http://u3isjournal.isvouga.pt/index.php/PJFMA>> Acesso em: 13 set. 2017.

LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. L.; NASCIMENTO, N. O. A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v.10, n.3, p.219-228, jul./set. 2005.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. Piracicaba: Ed. USP, 2005.

LIMA NETO, I. E.; WIEGAND, M. C.; ARAÚJO, J. C. de Sediment redistribution due to a

dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. **Hydrological Sciences Journal**, v. 56, n. 2, p. 319-333, 2011.

LIRA, C. C. S.; MEDEIROS, P. H. A. Revisão bibliográfica e caracterização fisiográficas da bacia do Açude Tijuquinha – Baturité. In: WORKSHOP DE RECURSOS NATURAIS DO SEMIÁRIDO, 2., 2016, Campina Grande.

LIRA, C. C. S.; MEDEIROS, P. H. A. Padrão espacial de assoreamento de um reservatório tropical: caso do açude Tijuquinha, CE. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE HIDROSSEDIMENTOLOGIA, 2., 2017, Foz do Iguaçu. **Anais...II Congresso Internacional de Hidrossedimentologia**, 2017. Disponível em: < <http://www.cong-hidrossedimentologia.com.br/anais/>> Acesso em: 13 set. 2017.

MALVEIRA, V. T. C.; de ARAÚJO, J. C.; GÜNTNER, A. Hydrological impact of a high-density reservoir network in the semiarid north-eastern Brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 17, n. 1, p. 109-117, 2012.

MAMEDE, G. L. **Reservoir sedimentation in dryland catchments: modelling and management**. Tese de doutorado, Instituto de Geocologia, Universidade de Potsdam, Alemanha, 2008.

MEDEIROS, P. H. A.; DE ARAÚJO, J. C.; MAMEDE, G. L.; CREUTZFELDT, B.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Connectivity of sediment transport in a semiarid environment: a synthesis for the Upper Jaguaribe Basin, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 12, p. 1938-1948, 2014.

MEDEIROS, P.; GONDIM, F.; SALGADO, B.; AGUIAR, C.; BRAGA, B; ALMEIDA, N.; CHAVES, L.; LIMA, B.; GESTEIRA, C. Proposta de reúso de sedimento assoreado no Açude Tijuquinha, CE – resultados preliminares. In: Congresso Internacional de Hidrossedimentologia, 1., 2015, Porto Alegre. **Anais... I Congresso Internacional de Hidrossedimentologia**, 2015. Disponível em: < <http://www.cong-hidrossedimentologia.com.br/anais/>> Acesso em: 13 set. 2017.

MOLLE, F. **Geometria dos pequenos açudes**. Recife: SUDENE, DPG. PRN. HME, 1994.

MORRIS, G. L.; FAN, J. **Reservoir Sedimentation Handbook: Design and Management of Dams, Reservoirs, and Watershed for Sustainable Use**. New York: McGraw-Hill Book Co, 1998.

MÜLLER, E. N.; GÜNTNER, A.; FRANCKE, T.; MAMEDE, G. Modelling sediment export, retention and reservoir sedimentation in drylands with the WASA-SED model. **Geoscientific Model Development**, v. 3, p. 275-291, 2010.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models – Part I: A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

PAULINO, W. D.; OLIVEIRA, R. R. A.; AVELINO, F. F. Classificação do estado trófico para o gerenciamento de reservatórios no semiárido: a experiência da Cogerh no estado do Ceará. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 20., 2013, Bento Gonçalves. **Anais... Bento Gonçalves, XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2013. Disponível em: <

<https://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=3&ID=155&PUBLICACAO=SIMPOSIOS>
> Acesso em: 13 set. 2017.

PEIXOTO, F. S. **Análise da relação espaço-temporal do uso e ocupação do solo com a qualidade da água na bacia do açude Acarape do Meio.** Fortaleza: UFC/ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2014. 123f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2014.

REICHARDT, K. **Processos de transferência no sistema solo-planta-atmosfera.** 4.ed. Campinas, Fundação Cargill, 1985.

RIBEIRO, F. M.; KRUGLIANSKAS, I. A Economia Circular no contexto europeu: Conceito e potenciais de contribuição na modernização das políticas de resíduos sólidos. In: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 16., 2014, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Anais XVI ENGEMA, 2014. Disponível em: < <http://www.engema.org.br/XVIENGEMA/473.pdf> > Acesso em: 13 set. 2017.

RODRIGUES, H. J. O. **Ser Tão Rachel: As representações dos sertões nos romances “O Quinze” e “Memorial de Maria Moura” de Rachel de Queiroz.** 2016. 87f. Monografia (Graduação em História) – Centro de Humanidades, Universidade Estadual do Ceara, Fortaleza, 2016.

RODRIGUES, L. M. **Alterações espaciais e temporais de características limnológicas resultantes da transformação rio-reservatório na área do reservatório da usina hidrelétrica Dona Francisca, RS, Brasil.** 2002. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

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

SARTORI, A.; GENOVEZ, A. M.; LOMBARDI NETO, F. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos Parte 2: Aplicação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 19-29, out./dez., 2005.

SIGUA, G. C.; HOLTKAMP, M. L.; COLEMAN, S. W. Assessing the efficacy of dredged materials from Lake Panasoffkee, Florida: implication to environment and agriculture. Part 1: soil and environmental quality aspect. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 11, n. 5, p. 321–326, 2004.

SIGUA, G. C. Recycling biosolids and lake-dredged materials to pasture-based animal agriculture: alternative nutrient sources for forage productivity and sustainability. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 11, n. 6, p. 394–399, 2009.

SOUZA FILHO, F.A.; MARTINS, E. S.P.R. O Processo de mistura em reservatórios do semi-árido e sua implicação na qualidade da água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 109-119, out./dez., 2006.

STAHEL, W. R. The circular economy. **Nature**, v. 531, n. 7595, p. 435 -438, 2016.

TONÉ, A. J. A. ; LIMA NETO, I. E. Dinâmica do fósforo em reservatórios do semiárido brasileiro. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 13., 2016, Aracaju. **Anais...** Aracaju: Anais do XIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste , 2016.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2009.

ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. United States Department of Agriculture. **Urban Hydrology for Small Water sheds**. Washington, 1986.

VIDAL, Ticiania Fontoura; CAPELO NETO, José. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.18, n.4, p.402-407, 2014.

VILLELA, Swami Marcondes; MATTOS, Arthur. **Hidrologia Aplicada**. São Paula, Brasil: McGraw-Hill, 245 p, 1974.

WIEGAND, M. C.; RIBEIRO, D. C.; NASCIMENTO, A.T.P.; ARAÚJO, J.C. O sedimento como fonte de fósforo em açudes eutrofizados do semiárido. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DO SEDIMENTOS, 11., 2014, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: Anais do XI ENES, 2014. Disponível em: < <http://www.abrh.org.br/xienes/index.php?ID=29>> Acesso em: 13 set. 2017.

YOZZO, D. J.; WILBER, P.; WILL, R. J. Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement, and restoration in New York–New Jersey Harbor. **Journal of Environmental Management**, v. 73, p. 39–52, 2004.

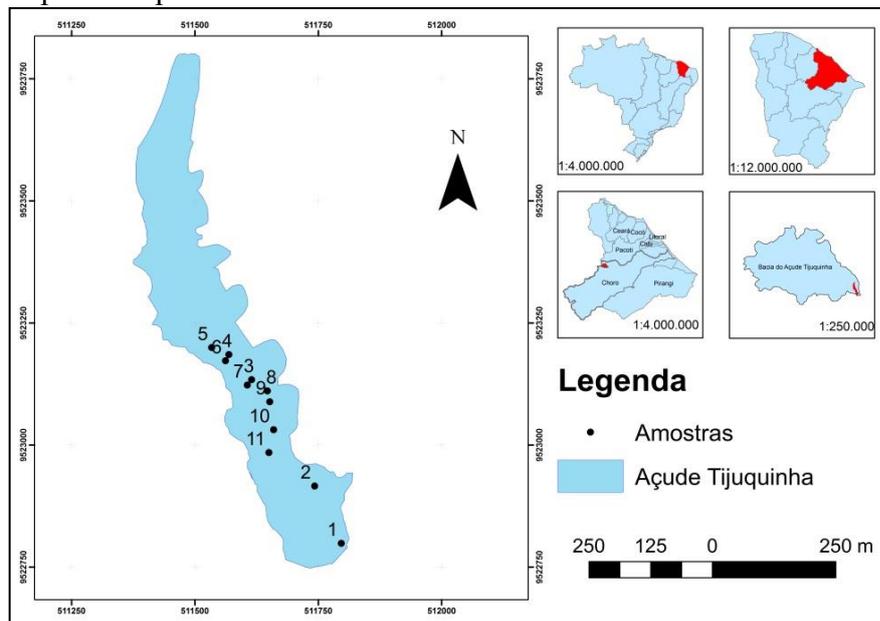
APÊNDICE A- DADOS PARA O AÇUDE TIJUQUINHA

Rotina	Parâmetro	Valor	Unidade	Seção	Fonte
Método empírico do número de curva	CN	70	Adimensional	3.2.1	Método CN-SCS
	Valores de precipitações antecedentes para condições de solo úmido	41	Mm	3.2.1	Método CN-SCS
	Valores de precipitações antecedentes para condições de solo seco	24	Mm	3.2.1	Método CN-SCS
	Dados diários de precipitação do posto Baturité	n	Mm	3.3.1	FUNCEME
Balanço Hídrico	Dados mensais de precipitação do posto de Baturité	n	Mm	3.3.1	FUNCEME
	Dados mensais de Escoamento	n	Mm	3.2.1	Pré-processamento - CN-SCS
	Área da Bacia (m ³)	37,95	m ³	3.1.2	Lira e Medeiros (2016)
	Evaporação (mm)	n	Mm	3.3.1	INMET
	Demanda Hídrica	129600	m ³ /mês	3.2.2	COGERH
	Coeficientes de abertura do açude (CA)	256,6	Adimensional	3.2.2	Própria do autor
	Coeficiente de forma do açude (CF)	3	Adimensional	3.2.2	Própria do autor
	Capacidade do açude	580848	m ³	3.1.1	RESED
MIAS - Modelo de balanço de Fósforo Total	Área do Sedimento (A2)	30000	m ²	4.2	Própria do autor
	Camada que apresenta interação com a água (h2)	0,1	M	3.2.3	Chapra e Canale(1991)
	Volume do sedimento (V2)	3000	m ³	3.2.3	Definição (A2*h2)
	Fósforo (P)	0,1	%	4.1.2.2	RESED
	Porosidade (alfa)	0,9	%	3.3.4.4	Chapra e Canale (1991)
	Densidade(ro)	2,5	g/cm ³	3.3.4.4	Própria do autor
	Tempo de residência hidráulica	0,3	Ano	3.3.4.3	Definição
	Taxa de decaimento do fósforo	3,5	ano ⁻¹	3.3.4.3	Salas e Martino (1991)
	Velocidade sedimentação	6,45	m/mês	3.3.4.6	Chapra e Canale (1991)
	Velocidade reciclagem	9,58E-04	m/mês	3.3.4.7	Chapra e Canale (1991)
	Velocidade de fixação	2,56E-03	m/mês	3.3.4.5	Chapra e Canale (1991)
	Volume mensal escoado na Bacia	n	m ³	3.2.1	Pré-processamento - BH
	Área do espelho d'água	n	m ²	3.2.2	Pré-processamento - BH
	Volume do reservatório no tempo (t)	n	m ³	3.2.2	Pré-processamento - BH
	Volume do reservatório no tempo (t+1)	n	m ³	3.2.2	Pré-processamento - BH
Vazão de saída do reservatório	n	m ³ /mês	3.2.2	Pré-processamento - BH	

APÊNDICE B - RELATÓRIO DE ANÁLISES FÍSICAS DO SOLO

O estudo da densidade e da porosidade é importante, pois estão diretamente relacionados à textura e estrutura dos solos, no caso desse trabalho foram estimadas com o principal objetivo de quantificar concentração de Fósforo Total no sedimento (P2). Para isso foram analisados 11 pontos superficiais do sedimento da bacia hidráulica (Figura 25).

Figura 25 - Localização dos pontos de coleta de sedimento superficial para análises físicas



Fonte: Autora, 2017.

Densidade do solo (ρ)

A densidade do solo descreve o estado da estrutura do solo e está associada à capacidade do solo de ser preenchido por sólidos e por vazios, são considerados espaços porosos a parte preenchida por água e ar, ou seja, esse atributo está relacionado também à permeabilidade do solo e está intrinsecamente ligado à sua composição, teor de argila, silte e areia que gera maior ou menor porcentagem de vazios. Quanto mais argiloso o solo, menor sua densidade (LIBARDI, 2005).

A densidade do solo (ρ) expressa a relação entre a quantidade de massa de solo seco (m_s) por unidade de volume do solo (V_t). A sua determinação é importante como indicador da compactação e para medir alterações na estrutura e porosidade do solo. O cálculo da densidade do solo é feito utilizando a seguinte fórmula:

$$\rho = \frac{m_{solo}}{V} \quad (32)$$

ρ – densidade do solo (kg/m^3 ou g/cm^3)

m_{solo} – massa do solo (kg ou g) correspondente ao volume retirado

V – volume coletado (m^3 ou cm^3)

Os valores normais para solos arenosos variam de 1,2 a 1,9 g/cm^3 , enquanto solos argilosos apresentam valores mais baixos, de 0,9 a 1,7 g/cm^3 . De acordo com Libardi (2005), a densidade do solo em amostras de solo mineral natural varia de 700 a 2000 kg/m^3 . Em termos de maiores concentrações de determinado material, tem-se que:

- solos arenosos: 1300 – 1800 kg/m^3
- solos argilosos: 1000 – 1400 kg/m^3
- solos orgânicos: 200 – 600 kg/m^3

Figura 26 - Cilindro metálico utilizado na análise de densidade do solo



Fonte: Própria do autor.

Dentre os métodos de determinação da densidade do solo, o de maior utilização e considerado padrão, é o do anel volumétrico, o qual consiste na amostragem de solo com estrutura indeformada num anel (cilindro metálico) de volume conhecido. No caso da análise feita nesse trabalho o anel possuía 7 cm de diâmetro e 2,5 cm de profundidade (Figura 26), dando um volume de aproximadamente 96,21 cm^3 . Como foi utilizado um único anel, cada amostra foi transferida pra uma lata de alumínio numerada e de peso conhecido. Todas as amostras foram colocadas na estufa a 105°C e, após 24 e 48 horas, retiradas e depois de um tempo para o resfriamento das mesmas, pesadas (EMBRAPA, 2011).

Após a realização do experimento, obteve-se os seguintes resultados mostrados na Tabela 13. Baseados nos resultados apresentados, pode-se afirmar que o sedimento possui uma densidade a de maior grau de argila.

Tabela 13 - Resultado das análises de densidade do solo

Pontos	P Lata	ms+Lata	ms (g)	V (cm ³)	ρ (g/cm ³)
P1	45,36	130,35	84,99	96,21	0,88
P2	45,91	126,16	80,25	96,21	0,83
P3	44,88	143,57	98,69	96,21	1,03
P4	45,32	143,29	97,97	96,21	1,02
P5	40,24	133,45	93,21	96,21	0,97
P6	45,01	128,19	83,18	96,21	0,86
P7	43,04	120,17	77,13	96,21	0,80
P8	42,13	115,21	73,08	96,21	0,76
P9	45,41	131,45	86,04	96,21	0,89
P10	45,08	138,65	93,57	96,21	0,97
P11	45,77	133,14	87,37	96,21	0,91
Média					0,90

Densidade de sólidos (ρ_s)

A densidade dos sólidos de uma amostra de solo é, por definição, a razão entre a massa total da amostra seca e o volume total dos sólidos da amostra, isto é:

$$\rho_s = \frac{ms_{\text{sólido}}}{Vs_{\text{sólido}}} \text{ (kg/m}^3\text{)} \quad (33)$$

Para Libardi (2005) um solo mineral médio, pode-se, numa primeira aproximação, assumir ρ_s como sendo igual a 2650 kg /m³. Este valor aumenta quando o solo contém alta porcentagem de minerais como dióxido de manganês e dióxido de titânio e diminui quando se aumenta o seu teor de matéria orgânica, que pode variar de 1300 a 1500 kg /m³ (LIBARDI, 2005). Libardi (2005) ainda classifica o solo em seus minerais comuns a partir de intervalos de valores de densidade de partículas:

- feldspato = 2500 - 2600 kg /m³;
- mica = 2700 - 3000 kg /m³;
- quartzo = 2500 - 2800 kg /m³;
- minerais de argila = 2200 - 2600 kg /m³;
- média= 2650 - 2650 kg /m³.

O cálculo de densidade dos sólidos (ρ_s) de uma amostra de solo, por meio da equação, envolve, portanto, a medida de massa seca (ms) e volume ocupado pela massa seca (Vs). Então, para a estimativa da densidade das partículas, foi primeiramente pesado 20 gramas de solo, e então colocados em lata de alumínio de peso conhecido, levados à estufa por 6 a 12 horas a 105°C, e após as amostras resfriadas foram novamente pesadas. As amostra foi

transferida para um balão de 50ml e aferido com álcool etílico, sempre agitando bem para eliminar as bolhas de ar que se formavam (Figura 27). E então foi anotado o volume do álcool gasto (EMBRAPA, 2011).

Após o procedimento utilizou-se a seguinte fórmula, de acordo com o manual da EMBRAPA (2011), para calcular a densidade dos sólidos:

$$\rho_s = \frac{m_s}{50 - V_{\text{álcool}}} \quad (34)$$

Em que:

ρ_s – densidade dos sólidos

m_s – peso da amostra seca a 105 °C

$V_{\text{álcool}}$ – volume de álcool gasto

Figura 27 – Balões contendo uma parcela do solo seco aferidos com álcool etílico



Fonte: Autora, 2017.

Tabela 14 - Resultado das análises de densidade das partículas

Pontos	P Lata	ms+Lata	Ms	V álcool ml	50-V	ρ (g/cm ³)
P1	45,52	59,07	13,55	44,7	5,3	2,56
P2	46,06	59,54	13,48	44,9	5,1	2,64
P3	44,97	58,43	13,46	44,5	5,5	2,45
P4	45,47	61,64	16,17	43,6	6,4	2,53
P5	40,37	53,87	13,5	44,7	5,3	2,55
P6	45,15	57,68	12,53	45,3	4,7	2,67
P7	43,13	55,00	11,87	45,4	4,6	2,58
P8	42,28	55,32	13,04	44,9	5,1	2,56
P9	45,47	59,00	13,53	44,8	5,2	2,60
P10	45,21	58,74	13,53	44,7	5,3	2,55
P11.1	45,97	58,22	12,25	45,5	4,5	2,72
					Média	2,58

A média da densidade foi de 2,58 g/cm³. Como os valores de densidade dos sólidos são menores que o valor médio para um solo mineral, que é de 2,65 g /cm³, pode-se afirmar que, de acordo com os cálculos, o solo em questão tem mais características de um solo orgânico. Se enquadrando mais especificamente em um solo com característica de minerais de argila.

Porosidade do solo (α)

Assim como a densidade do solo a porosidade depende do nível de compactação do solo, quanto maior a densidade do solo (ρ) menor será a porosidade (α) (REICHARDT, 1985). Para determina o volume de poros totais do solo ocupado por água e o ar utilizou-se a seguinte formula de cálculo de porosidade do solo (α) (EMBRAPA, 2011):

$$\alpha = \left(1 - \frac{\rho}{\rho_s}\right) \cdot 100 (\%) \quad (35)$$

Em que:

ρ – densidade do solo (g/cm³)

ρ_s – densidade dos sólidos (g/cm³)

α – porosidade do solo, em %.

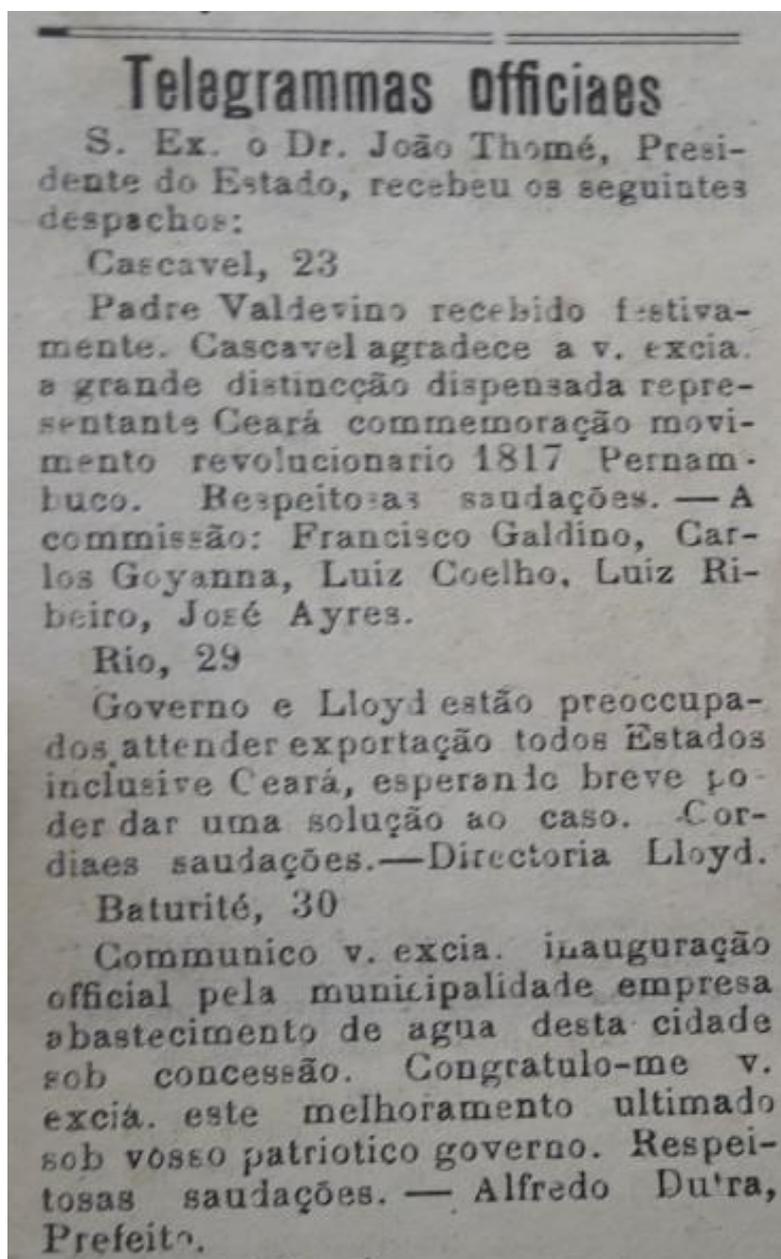
A partir do resultado do cálculo da porosidade, de acordo com Libardi (2005), tem-se que o sedimento do reservatório se enquadra fortemente na classe textural de argila.

Tabela 15 - Resultado das análises da porosidade do solo

Solo ρ (g/cm ³)	Sólidos ρ (g/cm ³)	Porosidade α %
0,88	2,56	65%
0,83	2,64	68%
1,03	2,45	58%
1,02	2,53	60%
0,97	2,55	62%
0,86	2,67	68%
0,80	2,58	69%
0,76	2,56	70%
0,89	2,60	66%
0,97	2,55	62%
0,91	2,72	67%
Média		65%

A partir dos resultados de todas as análises, aqui relatadas e discutidas, pode-se concluir então que o sedimento de fundo do reservatório é argiloso e possui um alto grau de matéria orgânica.

ANEXO A - TELEGRAMA OFICIAL DO PREFEITO DE BATURITÉ PARA O
GOVERNADOR DO ESTADO.



Fonte: Jornal Gazeta Official do Estado do Ceará, 1917.