



**UNIVERSIDADE DA INTEGRAÇÃO INTERNACIONAL
DA LUSOFONIA AFRO-BRASILEIRA
INSTITUTO DE ENGENHARIA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
MESTRADO EM ENERGIA E AMBIENTE**

LARISSA DINIZ CAVALCANTE

**MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA COM O WASA-SED E AS
INTERAÇÕES COM O FÓSFORO: O CASO DO AÇUDE TIJUQUINHA**

ACARAPE

2022

MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA COM O WASA-SED E AS INTERAÇÕES COM O FÓSFORO: O CASO DO AÇUDE TIJUQUINHA

Dissertação apresentada para como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de mestre em Energia e Ambiente na Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, UNILAB – Campus de Auroras

Orientador: George Leite Mamede

MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA COM O WASA-SED E AS INTERAÇÕES COM O FÓSFORO: O CASO DO AÇUDE TIJUQUINHA

Dissertação apresentada para como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de mestre em Energia e Ambiente na Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, UNILAB – Campus de Auroras

Orientador: George Leite Mamede

Aprovado em 11/08/2022

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto

Universidade Federal do Ceará – UFC



Prof. Dr. Luiz Martins De Araújo Junior

Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, UNILAB



Prof. Dr. George Leite Mamede (Orientador)

Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, UNILAB

Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira Sistema
de Bibliotecas da UNILAB
Catalogação de Publicação na Fonte.

Cavalcante, Larissa Diniz.

C377m

Modelagem hidrossedimentológica com o Wasa-Sed e as interações com o
fósforo: o caso do açude Tijuquinha / Larissa Diniz Cavalcante. -
Redenção, 2022.
88f: il.

Dissertação - Curso de Mestrado Acadêmico em Energia e Ambiente, Programa
de Pós-graduação em Energia e Ambiente, Universidade da Integração
Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, Redenção, 2022.

Orientador: Prof.º Dr.º George Leite Mamede.

1. Modelagem hidrossedimentológica. 2. Fósforo. 3. Água -
Qualidade. 4. Água - Análise. I. Título

CE/UF/BSCA

CDD 628.16

A Deus, aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela força, pelo dom da vida e por tudo que tenho conseguido.

Agradeço aos meus amados pais, Odilon e Daniela, pelo incentivo e apoio em mais uma etapa, carinho, amor e por toda a dedicação, paciência, e companheirismo, de maneira incondicional, durante toda a minha vida.

Agradeço também ao meu irmão, Rafael. Obrigada pela amizade e pela constante motivação.

Minha gratidão especial ao professor Dr. George Leite Mamede, meu orientador, por todo cuidado na orientação e paciência, pelos incansáveis incentivos, por todo o aprendizado proporcionado e, acima de tudo, pela confiança. Agradeço por acreditar no meu trabalho e por ter depositado a sua confiança em mim.

Aos professores do Instituto de Engenharia e Desenvolvimento Sustentável da Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira pela dedicação, competência e aprendizado.

Agradeço à minha família: tios e tias, primos, avós e todos que sempre incentivaram e torceram pelo meu êxito. Em especial à minha Tia Michelle Diniz e prima Maria Eduarda, por sempre me darem forças e coragem para alcançar meus objetivos.

Aos meus grandes amigos, Luccas Gois, Maria Gabriela, Judah Leite, Emília França, Beatriz Câmara, Raquel Gomes, Italo Rodrigues, Mirlleny Moraes, Lucas Batista pelos momentos de companheirismo e encorajamento nessa jornada.

Agradeço também a todos aqueles que contribuíram direta ou indiretamente com a execução deste trabalho: aos meus amigos de classe Madson Junior, Tharcia Priscila, Késya Bernado, Rosaliny Lourencio, Sandy Kelly, Antônio José.

Obrigada!

Agradeço à banca pelas contribuições enriquecedoras e pela disponibilidade. Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, UNILAB – Campus de Auroras pela possibilidade de me tornar Mestre em Energia e Ambiente.

Agradeço a todos que de alguma maneira contribuíram para que eu completasse mais esta etapa da minha vida.

Agradeço a 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 e CAGECE pelo fornecimento dos dados.

Enfim, a todos que fizeram deste sonho uma realidade, o meu...

“Muito Obrigada”!

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Mapa de localização da Bacia Hidrográfica	31
Figura 2 - Mapa de declividade da Bacia Hidrográfica	32
Figura 3 - Mapa de concentração de fósforo total na coluna de água reservatório Tijuquinha nos meses de junho e setembro de 2015	34
Figura 4 - Dados históricos medidos de concentração de fósforo no açude Tijuquinha	41
Figura 5 - Volumes medidos e modelados no açude Tijuquinha para o período entre 2011 e 2019, usando o SF calibrado de 13.....	45
Figura 6 - Mapa de uso e ocupação da bacia do Açude Tijuquinha	46
Figura 7 - Série histórica de dados medidos de volumes no reservatório Tijuquinha considerando o uso do solo do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2006) e o mapa de uso do solo gerado nesta pesquisa.....	48
Figura 8 - Evolução da Capacidade de armazenamento do reservatório Tijuquinha no período de 1980 a 2019 com o mapa de uso do solo para o Estado do Ceará BRASIL, 2006).....	49
Figura 9 - Evolução da Capacidade de armazenamento do reservatório Tijuquinha no período de 1980 a 2019 com o mapa de uso do solo atualizado nesta pesquisa.....	50
Figura 10 - Evolução de volumes no reservatório Tijuquinha considerando o uso do solo gerado nesta pesquisa e a equação da MUST	51
Figura 11 – Curva de regressão do fósforo como função da vazão afluyente.....	52
Figura 12 – Valores de concentração de fósforo afluyente ao açude Tijuquinha estimados com base na equação de regressão com a vazão afluyente	54
Figura 13 – Valores de concentração de fósforo no açude Tijuquinha estimados com base na equação combinada proposta neste estudo	55
Figura 14 – Relação entre carga de fósforo e de sedimentos afluentes ao açude Tijuquinha	56
Figura 15 – Relação entre descargas sólidas e líquidas afluentes ao açude Tijuquinha	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - CAV do reservatório Tijuquinha em 1992	39
Tabela 2 - CAV do reservatório Tijuquinha COGERH em 2020	39
Tabela 3 - CAV do reservatório Tijuquinha Estimada 1980	40
Tabela 4 - Qualidade de água equivalente à classe 03 de acordo com a resolução do CONAMA	41
Tabela 5 - Ajuste do fator de escala SF em processo de calibração do modelo WASA-SED.....	44
Tabela 6 - Síntese de resultados da modelagem hidrológica com o WASA-SED para a bacia hidrográfica do Tijuquinha no período de 1980-2019 considerando o uso do solo do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2006) e o mapa de uso do solo gerado nesta pesquisa.....	47
Tabela 7 - Síntese do assoreamento no reservatório Tijuquinha na simulação com o mapa de uso do solo do Estado do Ceará (BRASIL, 2006)	49
Tabela 8 - Síntese do assoreamento no reservatório Tijuquinha na simulação com o mapa de uso do solo gerado neste estudo.....	50
Tabela 9 – Parâmetros considerados no estabelecimento da curva de decaimento do fósforo no reservatório Tijuquinha.....	53
Tabela 10 – Comparação de valores de Lâmbda em reservatório do Ceará.....	54
Tabela 11 - Resumo das abordagens do modelo sedimentológico e as escalas espaciais relacionadas no modelo WASA-SED (componente de vegetação do solo SVC, componente de terreno TC, unidade de paisagem LU)	73

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

COGERH - Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará

ER - Eficiência de retenção de sedimentos

FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

LU - Landscape Unit

NEB – Nordeste Brasileiro

SVC - Soil-Vegetation Component

SESAM - Exportação de Sedimentos de Bacias Semi-Áridas: Medição e Modelagem

TC - Terrain Component

USLE - Universal Soil Loss Equation

WASA-SED - Model of Water Availability in Semi-Arid Environments and sediment

WASA – Model of Water Availability in Semi-Arid Environments

RESUMO

A modelagem computacional de processos hidrossedimentológicos é uma técnica que já tem avançado substancialmente nas últimas décadas. Neste estudo, o objetivo geral é a estimativa do aporte de fósforo em reservatórios superficiais e seus efeitos na qualidade da água destas estruturas a partir de relações com descargas líquidas afluentes geradas com o modelo WASA-SED. O reservatório Tijuquinha, localizado no Maciço de Baturité, no Estado do Ceará, foi selecionado como área de estudo nesta pesquisa, com bacia hidrográfica de 45,41 km² e capacidade de armazenamento atual de 482.920 m³. A modelagem hidrossedimentológica é realizada com o WASA-SED, um modelo semi-distribuído, com bases físicas, adaptado para características hidroclimatológicas de regiões semiáridas, com componentes que possibilitam a simulação de processos hidrológicos e de transporte de sedimentos nas vertentes e rios e deposição nos reservatórios superficiais. Para estimativa da carga de fósforo afluente no período úmido, realizou-se o balanço de fósforo nos meses com monitoramento de concentração de fósforo e estabeleceu-se uma relação deste parâmetro com a vazão líquida afluente, com R² de 0,58. A partir desta relação gerou-se a série histórica de carga de fósforo afluente no período de estudo de 1980 a 2019. Os resultados mostram que a concentração de fósforo é, em geral, superior aos limites estabelecidos pelo CONAMA 357/2005, com concentrações superiores a 0,05 mg/L (limite superior para classe 3) para o período estudado, corroborando com os dados medidos deste parâmetro.

Palavras chaves: Modelagem hidrossedimentológica; Fósforo total em reservatórios; Qualidade de água.

ABSTRACT

Computational modeling of hydrosedimentological processes is a technique that has advanced substantially in recent decades. In this study, the general objective is to estimate the phosphorus input in surface reservoirs and its effects on the water quality of these structures from relationships with influent liquid discharges generated with the WASA-SED model. The Tijuquinha reservoir, located in Maciço de Baturité, in the State of Ceará, was selected as the study area in this research, with a hydrographic basin of 45.41 km² and current storage capacity of 482,920 m³. The hydrosedimentological modeling is carried out with WASA-SED, a semi-distributed model, with physical bases, adapted to the hydroclimatological characteristics of semi-arid regions, with components that allow the simulation of hydrological processes and sediment transport in slopes and rivers and deposition in surface reservoirs. To estimate the influent phosphorus load in the wet season, a phosphorus balance was carried out in the months with phosphorus concentration monitoring and a relationship of this parameter with the influent net flow was established, with R^2 of 0.58. From this relationship, the historical series of influent phosphorus load was generated in the study period from 1980 to 2019. The results show that the phosphorus concentration is, in general, higher than the limits established by CONAMA 357/2005, with higher concentrations at 0.05 mg/L (upper limit for class 3) for the period studied, corroborating the measured data of this parameter.

Key words: Hydrosedimentological modeling; Total phosphorus in reservoirs; Water quality..

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	15
1.1 Objetivo.....	18
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	19
2.1 Modelagem hidrossedimentológica	19
2.2 Assoreamento de açudes e acúmulo de nutrientes.....	20
2.3 Modelos hidrológicos	22
2.4 Dinâmica de deposição de sedimentos	26
2.5 Transporte de fósforo em bacias hidrográficas e suas relações com a dinâmica de água e sedimentos em bacias hidrográficas	28
3. METODOLOGIA.....	30
3.1 Área de estudo	30
3.1.1 Parâmetro de fósforo para o reservatório Tijuquinha.....	33
3.2 Parametrização do modelo WASA-SED	34
3.3 Estimativa da taxa de assoreamento no açude Tijuquinha.....	38
3.4 Estimativa da carga de fósforo afluente ao açude Tijuquinha.....	40
3.5 Estimativa da concentração de fósforo total no açude Tijuquinha	42
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
4.1 Calibração do modelo WASA-SED	44
4.2 Parametrização do uso e ocupação do solo na bacia do Tijuquinha.....	45
4.2.1 Impactos da parametrização do uso do solo na hidrologia da bacia.....	47
4.2.2 Impactos da parametrização do uso do solo na dinâmica de sedimentos na bacia.....	48
4.3 Análise do fósforo total no açude Tijuquinha.....	51
4.3.1 Estimativa da carga de fósforo afluente ao açude Tijuquinha	51
4.3.2 Decaimento da concentração de fósforo total no açude Tijuquinha.....	53
4.3.3 Concentração de fósforo total no açude Tijuquinha.....	54
4.3.4 Relações do fósforo afluente com a carga de sedimentos.....	55
5. CONCLUSÕES.....	58
REFERÊNCIAS.....	59
Anexo 1 – Descrição do Modelo WASA-SED	74
Anexo 2 – Série histórica de vazão afluente ao açude Tijuquinha gerada com o modelo WASA-SED.....	85
Anexo 3 – Série histórica de concentração de fósforo afluente ao açude Tijuquinha gerada pela relação com a vazão afluente.....	86

Anexo 4 – Série histórica mensal de carga de fósforo afluyente ao açude Tijuquinha gerada pela relação com a vazão afluyente.....	87
Anexo 5 – Série histórica mensal de concentração de fósforo no açude Tijuquinha gerada pela relação com a vazão afluyente.....	88

1. INTRODUÇÃO

O clima do Brasil possui uma ampla gama de subtipos climáticos por se tratar de um país de vasto territorial e grande parte do território considerada de clima tropical. Diferentes condições climáticas produzem diferentes ambientes. Entre eles, a floresta equatorial no Norte, a floresta temperada de coníferas no Sul, a savana tropical no Brasil central, a floresta atlântica no litoral e a região da caatinga no nordeste do país formaram o semiárido brasileiro.

O Semiárido Brasileiro abrange uma área de quase 1.000.000 km², o que corresponde a aproximadamente 18% do território nacional. Possui uma população em torno de 22 milhões de habitantes, onde o conflito pela água já é uma realidade (MEDEIROS et al, 2012).

Devido aos padrões climáticos, o Nordeste do Brasil teve que se adaptar ao clima. Com as tentativas de resolver o problema da falta de água no NEB, foram realizadas obras e adotadas ações de convivência com as secas, como construção de poços de cisternas e adutoras. No entanto, para melhorar a segurança, grandes reservatórios foram construídos para armazenar uma grande quantidade de água durante a estação das chuvas, enquanto os residentes e rebanhos durante os períodos de seca podem consumi-la. (ARAÚJO, 1990).

O crescimento da demanda de água tem contribuído para um aumento do número de pequenos e médios reservatórios superficiais em áreas de sequeiro desde o século passado (PISANIELLO ET AL., 2006; CALLOW & SMETTEM, 2009; MALVEIRA et al., 2011).

O abastecimento hídrico no estado do Ceará depende em maioria das águas superficiais acumulada nos reservatórios, representando cerca de 93% da água ofertada à população vêm dos açudes. Logo esse tipo de abastecimento é fundamental para o desenvolvimento sustentável da região, a conservação da qualidade, e da quantidade da água acumulada (ARAÚJO, 2003).

Os reservatórios são uma importante ferramenta para a gestão nacional das águas, a estrutura dos reservatórios é utilizada para abastecimento de água para atividades populacionais, industriais e agrícolas.

Esses corpos hídricos vêm sofrendo com o processo de eutrofização, causados pelo aporte de fósforo, esse sendo apontado como o principal fator desse

fenômeno. Os malefícios causados por esse processo são o aumento significativo nos níveis de toxicidade e nos custos para tratamento da água (ESTEVES, 2011)

Liberação de poluentes como nitrogênio e fósforo em sedimentos submersos também pioraram a qualidade da água, ameaçando a segurança do abastecimento de água. (ROCHA E LIMA NETO, 2022).

O assoreamento da barragem aumentaram as perdas por evaporação (a relação cota-área-volume mudará e perdas por transbordamento, porque a capacidade de armazenamento do reservatório diminuirá. Conforme o volume da água diminui, a qualidade da água diminui gradualmente devido a contribuição de nutrientes e altos níveis de nutrição. (ARAÚJO, 2003).

Esses reservatórios que sofrem assoreamento, resultam na redistribuição de sedimentos, o que influencia na disponibilidade de água. A deterioração com a falta de manutenção e a má qualidade da barragem resultaram em sérios problemas de segurança e qualidade da água. (PISANIELLO, 2006).

O processo de produção e deposição de sedimentos ao longo da bacia é acontecimento natural, mas pode ser potencializada pela influência humana, por meio do desmatamento descontrolado, construção, mineração e atividades agrícolas sem o controle de conservação.

Devido ao efeito erosivo da água no solo da bacia, a grande quantidade de sedimentos transportados pela água tem causado a degradação do corpo hídrico e causado danos significativos à população, ao desenvolvimento social e econômico e ao meio ambiente.

Com a deposição de sedimentos nos reservatórios, o dimensionamento sofre alterações, se tornam mais rasos e, conseqüentemente, suscetíveis a maiores perdas por evaporação.

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.

A modelagem hidrológica passou a ser vista como uma ferramenta de planejamento da bacia hidrológica pode ser citada como um exemplo aplicado à estimativa de disponibilidade de recursos hídricos, previsão de fluxo e análise o impacto da hidrologia e das mudanças no uso da terra no comportamento dos sedimentos da água.

A modelagem computacional da qualidade da água das bacias hidrográficas tem grande importância em projetos de engenharia, no gerenciamento de recursos hídricos para previsão da concentração de fósforo nesses corpos hídricos. O WASA-SED é um exemplo de modelo, que tem como funcionalidade fazer modelagem das vazões mensais de reservatórios e estações fluviométricas, usando características do local de estudo.

Devido à sedimentação, o fósforo adsorvido se acumulará no leito e, em seguida, o sedimento será liberado por ressuspensão. Devido à troca de baixo fluxo e outros processos, o fósforo é distribuído da água sólida para a água intersticial e também é trocado por água sobreposta. Compreender a interação de fósforo e sedimentos é fundamental para entender a migração do fósforo no sistema

A quantidade e as características dos sedimentos suspensos transportados pelo escoamento superficial irão mudar devido às atividades humanas. Uma vez no lento ambiente aquático, o sedimento pode ser utilizado como dreno ou como fonte de fósforo para a água, reduzindo ou potencializando o processo de eutrofização.

Assim, o controle da quantidade fósforo presente nos reservatórios se torna importante por se tratar de um nutriente fundamental para processos biológicos e seu excesso pode ocasionar eutrofização nos corpos hídricos. Com o controle do valor de fósforo é possível detectar se existem fontes poluidoras na proximidade, como por exemplo a emissão de efluentes industriais.

1.1. Objetivo

O objetivo deste estudo é propor método para estimava do aporte de fósforo em reservatórios superficiais e seus efeitos na qualidade da água destas estruturas a partir de relações com descargas líquidas afluentes geradas com o modelo WASA-SED, tendo como estudo de caso o açude Tijuquinha, localizado no município de Baturité, no Estado do Ceará.

Como objetivos específicos propõem-se:

- Simular o transporte de água e sedimento na bacia hidrográfica do açude Tijuquinha usando o modelo WASA-SED;
- Estimar a carga de fósforo afluente ao açude Tijuquinha com base em relação com a vazão afluente obtida com o modelo WASA-SED;
- Analisar a evolução temporal da qualidade de água do açude Tijuquinha com base no parâmetro fósforo total.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Modelagem hidrossedimentológica

Meados da década de 1960 surgiu a modelagem matemática de qualidade da água em corpos hídricos. O primeiro modelo foi de mistura completa para previsão da concentração de fósforo nesses reservatórios. Inúmeros pesquisas de modelagem matemática foram desenvolvidas, posteriormente. Apesar de que a utilização desses modelos acabou restrita a lagoas de regiões temperadas.

Porém, nas décadas de 1980 e 1990, alguns estudos objetivaram a adaptação a corpos d'água tropicais, como os de Castagnino (1982) e Salas e Martino (1991). Este modelo de Salas e Martino (1991), contudo, ignora o efeito das mudanças de temperatura na degradação do fósforo, o que pode levar a erros graves, pois a temperatura das águas superficiais brasileiras pode variar entre aproximadamente 10 e 35 ° C dependendo de sua localização e / ou condições climáticas (ANGELOCCI & VILLA NOVA, 1995; MEIRELES et al., 2007; APRILE & DARWICH, 2009; FERREIRA & CUNHA, 2013; SOUZA et al., 2016; BARBOSA et al., 2015).

Os modelos hidrológicos têm sido gradualmente considerados como uma ferramenta básica para o planejamento de bacias hidrográficas e podem ser usados como um exemplo para estimar a disponibilidade de recursos hídricos, previsões de vazão e analisar o impacto das mudanças hidrológicas e do uso do solo na sedimentologia comportamental (LOPES, 2013).

Embora a quantidade e a qualidade dos modelos que simulam processos hidro hidrológicos e sedimentológicos tenham melhorado, é uma tarefa difícil reproduzir fielmente os processos físicos. A representação destes processos usando modelagem depende da escala da bacia e os objetivos de pesquisa envolvidos, da disponibilidade de dados, seja para construção dos arquivos de entrada ou para calibração e validação do modelo. Os modelos são, geralmente, sensíveis às características físicas dos sistemas e fatores associados a escala espacial e temporal (LOPES, 2013).

Existem vários modelos disponíveis para simulação transporte de sedimentos e poluentes relacionados. Esses modelos são diferentes em complexidade e representação dos processos. A escolha do modelo mais adequado

para cada estudo depende da disponibilidade de dados, escala de aplicação (espacial e temporal) e a natureza da pesquisa, além do aparato computacional disponível para as simulações (MERRITT et al, 2003).

Para os profissionais da área de gestão e planejamento ambiental, é muito importante a utilização de modelos para quantificar a ocorrência de sedimentos e o consequente arrasto de partículas na bacia hidrográfica. Os resultados do modelo podem ser usados para diagnosticar o estado de poluição e dinâmica da bacia hidrográfica, como uma ferramenta básica para a tomada de controle e ou medidas preventivas.

À medida que os sedimentos entram no reservatório e começam a se depositar, eles tendem a se conter nas camadas mais baixas, que podem sofrer anos de compactação. A consolidação altera a espessura e a densidade do leito, reduzindo a porosidade. Portanto, esse processo pode ser incluído no modelo de deposição de reservatório.

2.2. Assoreamento de açudes e acúmulo de nutrientes

O processo de assoreamento de uma bacia hidrológica ocorre devido à deposição de sedimentos transportados está intimamente relacionado ao processo de erosão, pois o material que ele fornece causará erosão e assoreamento durante o transporte e deposição. O assoreamento e a erosão são dois processos proporcionais à dinâmica da bacia hidrológica. É um processo inevitável porque as barragens nos cursos de água mudam as características do fluxo hidráulico resultando em um aumento na zona úmida, então reduz a vazão média, tornando-a ineficiente para transporte de sedimentos.

O assoreamento dos reservatórios pode ser entendido como o reflexo das condições naturais da bacia hidrográfica, ocorre em áreas baixas, como fundos de vales, rios, oceanos ou outros locais onde o nível básico de drenagem permite o processo de sedimentação tal como o grau de desenvolvimento e metodologias das suas atividades antrópicas. O método moderno de determinar o valor de assoreamento de um reservatório é usar os fundamentos do geoprocessamento. Esta metodologia é denominada levantamento batimétrico automatizado (GUIMARÃES, 2007).

Com o aumento do assoreamento, a capacidade de armazenamento de

água do reservatório diminui, resultando em uma redução na vida útil. Sedimentos remanescentes, formados no início do reservatório causaram problemas de inundação a montante. Sedimentos chegam à barragem e passam pelo vertedouro e tubulações, causando desgastes na estrutura e nas tubulações (BICALHO, 2006).

A eutrofização de lagos e reservatórios é um dos principais problemas de gestão da água em todo o mundo, e a aquicultura é outro fator que acelera esse processo. O impacto da eutrofização em reservatórios do semiárido é ainda maior, pois esses ambientes estão localizados em áreas onde a água é escassa e a retém por muito tempo, fator que favorece o acúmulo de nutrientes.

Diminuição da velocidade do fluxo de água e diluição da coluna de água principal provavelmente estimula a sedimentação, difusão e transporte de nutrientes, e assim, causa atenuação contínua de nutrientes (TANG et al, 2014).

Conforme Straskraba e Tundisi (2000), as principais razões para a eutrofização são: presença de animais em ambos os lados da barragem, que defecam e urinam; esgoto doméstico (como lavar roupas, água usada nas atividades domésticas); desmatamento de matas ciliares, reduzindo a proteção nas margens ao aporte de sedimentos e nutrientes, e consequente assoreamento nos rios e reservatório; o aporte de matéria orgânica; a presença de resíduos sólidos domésticos e industriais; e o uso de insumos agrícolas (pesticidas e fertilizantes).

Devido ao aporte e aos altos níveis de nutrientes, a capacidade do reservatório também tem sido afetada, pois o assoreamento dos reservatórios em áreas semiáridas tem resultado em redução da capacidade de armazenamento em uma média de 2% por década (MAMEDE, et al, 2018).

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, 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.

Borji (2013) acredita que os reservatórios devem ser considerados recursos insubstituíveis e devem ser gerenciados e usados de forma sustentável. O objetivo básico da pesquisa de assoreamento de reservatórios deve se concentrar em alcançar sua sustentabilidade.

A capacidade dos sedimentos de acumular compostos torna este material uma importante via de transporte de nutrientes, como o fósforo, que é transportado

adsorvido às partículas de sedimentos. Acúmulo de diferentes substâncias pelo sedimento depende da composição e dinâmica determinadas. A composição física e química deste produto do material e está diretamente relacionado ao tipo de uso e ocupação do terreno onde está inserido na fonte. (BRAGA, 2019).

2.3. Modelos hidrológicos

Atualmente diversos modelos que integram módulos hidrológicos e de sedimentos estão disponíveis. No entanto, esses modelos diferem muito em termos de complexidade, entradas e requisitos, processos que representam e a maneira como esses processos são representados, escala de uso pretendido e tipos de informações de saída que fornecem como o SWAT (Arnold et al., 1998), WEPP (Nearing et al. 1989), LISEM (De Roo et al. 1995), HSPF (Walton e Hunter, 2009) MIKE-11 (Hanley et al., 1998), P ERFECT (Littleboy et al., 1992b), SedNET (Prosser et al., 2001), WASASED (Mueller et al., 2010) e LASCAM (Sivapalan et al., 1996; Viney e Sivapalan, 1999). A maioria das relações de capacidade de transporte de sedimentos foram inicialmente derivadas para rios aluviais e foram adaptadas para uso em fluxos superficiais rasos.

O conceito de capacidade de transporte de sedimentos de escoamento superficial tem sido amplamente aplicado à modelagem de erosão, sendo incorporado em modelos, mas a sua maioria é limitada à pequenas bacias ou escalas de campo e/ou necessitam de uma grande quantidade de dados de entrada (ex: WEPP, LISEM, SHESED, SWAT), a qual raramente está disponível em grandes bacias.

O modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1998) é usado para caracterizar a influência das mudanças no uso da terra nos processos hidrológicos em uma região de baixa montanha, Lahn-Dill-Bergland, no estado federal de Hesse, Alemanha SWAT é um modelo de tempo distribuído e contínuo operando em um intervalo de tempo diário. O objetivo do desenvolvimento do modelo foi prever o impacto do manejo na produção de água, sedimentos e agroquímicos em bacias de meso a macro escala. Os principais componentes do modelo incluem: clima, hidrologia, temperatura do solo, crescimento da planta, nutrientes, pesticidas e manejo do solo.

Rabelo et al aplicou SWAT em pequenos reservatórios do clima seminário e chegou a conclusão que a representação espacial deseas pequenos reservatórios

para uma rede de alta densidade do modelo SWAT e os resultados do impacto cumulativo de pequenos reservatórios podem ser relevantes para uma melhor compreensão da hidrologia em bacias de sequeiro, e podem ser aplicadas a bacias em áreas climáticas e socioeconômicas semelhantes ambientes econômicos.

O Watershed Erosion Prediction Project (WEPP) é um modelo baseado na física desenvolvido nos Estados Unidos em uma iniciativa entre o Serviço de Pesquisa Agrícola, o Serviço de Conservação do Solo, o Serviço Florestal do Departamento de Agricultura e o Escritório de Gestão de Terras do Departamento do Interior dos Estados Unidos (Laflen et al., 1991; NSERL, 1995) O modelo foi aplicado a encostas amplamente nos EUA (por exemplo, Laflen et al., 1991) e em todo o mundo. O modelo pretendia determinar e avaliar os mecanismos essenciais de controle da erosão pela água, incluindo os impactos antrópicos. O modelo não considera processos de erosão, transporte e deposição em canais permanentes, como voçorocas clássicas e riachos perenes. Uma versão de bacia hidrográfica do modelo foi desenvolvida e se aplica a áreas de campo que incluem ravinas efêmeras que podem ser cultivadas e conecta esses processos de erosão superficial à rede de canais.

Os processos representados pelo WEPP podem ser amplamente caracterizados como processos erosivos, processos hidrológicos, crescimento de plantas e processos de resíduos, processos de uso de água, processos hidráulicos e processos de solo (Laflen et al., 1991).

LISEM o modelo de erosão do solo Limburg (LISEM, De Roo e Jetten, 1999) é um modelo hidrológico e de erosão do solo com base na física, espacialmente distribuído, desenvolvido pelo Departamento de Geografia Física da Universidade de Utrecht e pela Divisão de Física do Solo no Winard Staring Centre em Waneningen, na Holanda, para fins de planejamento e conservação. O modelo LISEM é baseado no EUROSEM (Morgan et al., 1998)

LISEM incorpora uma série de processos diferentes, incluindo interceptação de chuva, armazenamento de superfície em microdepressões, infiltração, movimento vertical da água através do solo, fluxo superficial, fluxo de canal, destacamento por chuva e throughfall, destacamento por fluxo superficial e capacidade de transporte de fluxo.

O modelo não simula erosão concentrada em riachos e voçorocas, em vez disso, simula o descolamento do fluxo apenas na área do lago. Isso pode ser visto como um intermediário entre a erosão da lâmina e do sulco. Os processos que

descrevem o desprendimento de sedimentos pela chuva, precipitação contínua e fluxo superficial são incluídos além da capacidade de transporte do fluxo.

O modelo SedNet, Sediment River Network é um modelo de estado estacionário que foi desenvolvido para estimar a geração e a deposição de sedimentos de encostas, ravinas e margens de rios em uma rede fluvial (Prosser et al., 2001b). SedNet foi desenvolvido como uma ferramenta para abordar questões de gestão de terra e água na bacia ou em escala maior. Por exemplo, o modelo pode ser usado para identificar as sub-bacias que fornecem grande parte do sedimento para uma rede de riachos, onde a deposição está ocorrendo e o processo de erosão dominante contribuindo com sedimentos para a rede (Prosser et al., 2001).

O SedNet usa modelos conceituais e empíricos simples de separação, transporte e deposição de sedimentos para descrever cargas de sedimentos de longo prazo em trechos individuais de rios.

LASCAM, um modelo de balanço de sal e água, foi adaptado para incluir um algoritmo de geração e transporte de sedimentos para modelar processos hidrológicos em uma escala de captação (Viney e Sivapalan, 1999) e, mais recentemente, um modelo de mobilização e transporte de nutrientes (Viney et al., 2000). O modelo é capaz de prever estimativas de longo prazo de cargas diárias de água, sal, sedimentos e nutrientes.

O modelo de sedimento requer fluxo diário de captação. A calibração do componente de sedimento requer registros de carga de sedimento na bacia. O componente nutriente contém 29 parâmetros de modelo, 11 para fósforo e 18 para nitrogênio, muitos dos quais podem ser prescritos usando valores observados. Os autores consideraram que, como o modelo pode ser calibrado contra até cinco registros observacionais por aferido sub-bacia.

HSPF, Programa de Simulação Hidrológica, Fortran foi desenvolvido com base no Modelo de Bacias Hidrográficas de Stanford dos anos 1960, para a simulação da hidrologia de bacias hidrográficas e da qualidade da água (nitrogênio, fósforo, sedimentos em suspensão e outros poluentes orgânicos ou inorgânicos tóxicos) (Walton e Hunter, 1996). O modelo é uma escala de bacia, modelo conceitual em que as bacias são divididas em segmentos de terra hidrológicos homogêneos. A quantidade e a qualidade da água são calculadas para cada uso da terra em um segmento de terra. Água, sedimentos e fluxos químicos são então adicionados ao riacho, e esses fluxos são encaminhados para a saída de captação. O modelo consiste

em três módulos principais: o módulo de terreno permeável, o módulo de terreno impermeável e o módulo de rio / reservatório misto.

O modelo é capaz de simular uma ampla gama de componentes da qualidade da água. Os resultados da simulação são um histórico temporal de escoamento, taxa de fluxo, carga de sedimentos e concentrações de nutrientes junto com uma série de tempo de quantidade e qualidade de água em qualquer saída de sub-bacia na bacia hidrográfica.

MIKE-11 é um sistema de software usado para modelagem da qualidade da água, desenvolvido pelo Instituto Hidrológico Dinamarquês (DHI). O modelo é um modelo dinâmico unidimensional (média da seção transversal) que consiste em uma série de módulos (Hanley et al., 1998). Os módulos básicos são um componente chuva-escoamento, um módulo hidrodinâmico, um módulo de qualidade da água e um módulo de transporte de sedimentos.

Contém uma combinação de módulos conceituais e físicos. Os componentes do escoamento são modelos conceituais relativamente simples, embora o roteamento do fluxo seja descrito usando as equações de St Venant baseadas na física. O MIKE-11 opera em uma série de escalas de tempo, desde eventos com uma única tempestade até o balanço hídrico mensal.

O modelo de Produtividade, Erosão e Escoamento, Funções para Avaliar Técnicas de Conservação (PERFECT) foi desenvolvido pelo Departamento de Indústrias Primárias de Queensland (Land Management Branch, Queensland Wheat Research Institute) e a Unidade de Pesquisa do Sistema de Produção Agrícola QDPI / CSIRO (Littleboy et al., 1992b). O modelo foi desenvolvido em resposta à aplicabilidade limitada de modelos, como CREAMS, para analisar os efeitos das práticas de manejo do solo, como preparo do solo ou estratégias de manejo de pousio (Littleboy et al., 1996).

O PERFECT foi projetado para prever o escoamento, a erosão e o rendimento da colheita para algumas opções de manejo em áreas de cultivo de sequeiro da Austrália, incluindo sequências de plantios, colheitas e manejo de restolho durante o pousio (Littleboy et al., 1996). O modelo é composto por seis módulos: entrada de dados, balanço hídrico, crescimento da cultura, resíduo da cultura, erosão e saída do modelo. Esses módulos são organizados em uma estrutura que permite que módulos alternativos sejam usados conforme necessário para a gama potencial de aplicações.

Refletindo os modelos incorporados ao PERFECT, o modelo possui uma mistura de componentes empíricos, conceituais e baseados na física. O modelo opera em um intervalo de tempo diário e é aplicado em escala de campo.

2.4. Dinâmica de deposição de sedimentos

O transporte de sedimentos é um processo que ocorre de forma natural, agindo na formação do solo que ocasiona alterações na paisagem. Essa transferência é feita pela ação da chuva e ventos. Devido ao efeito erosivo da água no solo da bacia, a grande quantidade de sedimentos transportados pela hidrovia tem causado a degradação do corpo hídrico e causado danos significativos à população, ao desenvolvimento social e econômico e ao meio ambiente.

A chuva inicia o processo de erosão por meio da influência de gotículas de água no solo, e o processo no solo será mais intenso em solos sem proteção da cobertura vegetal ou morta e que possuem baixa estabilidade de agregados. Então a análise do fluxo de sedimentos e o processo de erosão na bacia hidrológica são de direta relevância. (PEREIRA, 2010)

A estação chuvosa no semiárido brasileiro, bem definida de janeiro a maio, é responsável por mais de 80% da precipitação anual e 90% da erosividade anual (DE ARAÚJO E MEDEIROS, 2013).

A geração de sedimentos é uma função de processo de erosão ocorrido na bacia, nomeadamente a taxa de decomposição do solo precipitação e fluxo laminar e fluxo concentrado, processo de migração de sedimentos das vertentes ao curso do rio e processo de erosão e deposição no canal do rio.

Segundo GUERRA & GUERRA (2008), os sedimentos conduzidos pelo fluxo dos canais fluviais são originados da fragmentação de rochas preexistentes na área da própria bacia hidrológica.

O processo de erosão pode se ocorrer por ação dos ventos e das águas. Nestes últimos podem-se ainda definir quatro tipos de erosão quanto ao estágio: laminar, em sulcos ou ravinas, voçorocas e erosão fluvial. A erosão laminar se refere remoção de solo ou partículas uniformemente como resultado do impacto de correntes de água que escoam uniformemente ao longo da encosta. A erosão de sulcos ocorre quando a água que se move sobre a superfície do solo flui ao longo de caminhos preferenciais, formando um canal facilmente reconhecível. Esses sulcos são

geralmente pequenos recursos de erosão. Erosão voçorocas descreve canais de fluxo concentrado que são muito profundos para serem obliterados pelo cultivo. E a erosão fluvial envolve a remoção direta de sedimentos das margens do riacho (erosão lateral) ou do leito do riacho. Os sedimentos também entram no riacho devido ao afundamento da margem do riacho resultante da erosão da margem que afunda a margem do rio (MERRITT et al, 2003).

A geração e o transporte de sedimentos ocorrem em diferentes escalas espaciais, que vão desde a decomposição de partículas pelo processo de erosão, transporte difuso nas vertentes e concentrado pela rede de drenagem até a deposição em reservatórios e lagos. Esta produção ocorre naturalmente pela ação dos ventos e das chuvas, e pode ser intensificado devido a ações antrópicas. A produção de sedimentos pode ser expressa em metros cúbicos ou toneladas, quando referida à área da bacia, como produção específica, em m^3 ou $\text{t}/\text{km}^2/\text{ano}$ (PEREIRA, 2010).

O transporte de sedimentos é um fenômeno natural e faz parte da evolução da paisagem, resultando em acidentes geográficos, pois desde o seu início, a terra se formou devido à influência da erosão natural e da deposição de sedimentos. No entanto, as atividades humanas têm produzido distúrbios de longo alcance no processo de erosão. O processo de erosão pode aumentar o processo de erosão natural em até 100 vezes (mais do que em períodos geológicos), o que pode ser devido a práticas agrícolas ou trabalhos de engenharia.

A sedimentação é um processo de deposição de sedimentos provocados pela redução das velocidades de fluxos provocados pelo volume de água armazenado nos reservatórios superficiais. Este processo possui um certo grau de complexidade. Em primeiro lugar, devido à diminuição da velocidade do fluxo da água no reservatório, o sedimento transportado pelo rio vai decantando gradativamente. À medida que o sedimento se deposita no fundo do reservatório, sua capacidade de armazenamento de água diminui. Enquanto os sedimentos são depositados continuamente, este material também se distribui por todo o reservatório, processo esse determinado pelo seu funcionamento e pela ocorrência da enchente (BRAGA, 2019).

Em relação aos processos hidrossedimentológicos em reservatórios superficiais importa conhecer a quantidade de sedimento depositada (assoreamento) e a eficiência de retenção. A eficiência de retenção de sedimentos (ER) é o parâmetro mais importante para descrever o processo de sedimentação de um reservatório, podendo ainda permitir a estimativa de sua vida útil no que diz respeito à reserva de

água. A eficiência de retenção da barragem pode ser estimada a partir de medidas contínuas de carga de sedimento afluente e efluente ao reservatório (SILVEIRA, 2019).

2.5. Transporte de fósforo em bacias hidrográficas e suas relações com a dinâmica de água e sedimentos em bacias hidrográficas

A ocorrência de erosão e o transporte de sedimentos para corpos d'água são os mecanismos básicos de transferência de fósforo para corpos d'água. O conceito de capacidade de transporte de sedimentos é amplamente utilizado para descrever o potencial hidráulico para transporte de sedimentos nas vertentes ou pela rede de drenagem. Outro aspecto importante que deve ser considerado na transferência de fósforo é a distância entre a área da fonte de poluição e o corpo d'água, sendo que a área mais próxima tende a contribuir com relativamente mais fósforo (LOPES, 2007).

Portanto, em uma bacia hidrológica, as áreas que podem levar a um aumento na concentração de fósforo nos ecossistemas aquáticos serão áreas com uma combinação de múltiplos fatores, tais como: elevação dos teores de fósforo no solo, aumento da susceptibilidade a erosão e maior proximidade dos cursos de água. Quando for necessário um diagnóstico detalhado para planejar medidas que visem o controle da poluição da água, torna-se muito importante considerar estes aspectos.

O aumento a concentração de fósforo em reservatórios superficiais pode potencializar a floração de algas. A proliferação de algas já foi observada e em alguns estuários, sendo o fósforo considerado o fator limitante para a produção das mesmas. O monitoramento da qualidade da água tem apontado o fósforo como fator nutriente limitante para eutrofização do corpo d'água (TANG et al, 2014).

Segundo SILVA e PRUSKI (1997), o papel do fósforo na eutrofização dos recursos hídricos é fundamental, sendo esta fonte de nutrientes das áreas agrícolas considerada um indicador da qualidade da água, além de outros indicadores como suspensão sólida e turbidez.

Devido à deposição, o fósforo acumula na superfície do leito, podendo ser mobilizado pela ressuspensão de sedimentos transportado adsorvidos a estas partículas. Portanto, estudar a interação de fósforo e sedimentos é essencial para compreender o transporte de fósforo no sistema hídrico (HUANG, 2015).

A quantidade e as características dos sedimentos suspensos transportados pelo escoamento superficial irão mudar devido às atividades humanas. Uma vez no lento ambiente aquático, o sedimento pode ser utilizado como dreno ou como fonte de fósforo para a água, reduzindo ou potencializando o processo de eutrofização (CORRELL, 1998)

Como o fósforo se acumula no leito juntamente com os sedimentos, a concentração de fósforo do sedimento de fundo aumenta gradualmente com o tempo. No verão, sob condições extremas, os sedimentos do fundo são facilmente erodidos e o fósforo será liberado na água pode causar sérios problemas no ambiente aquático como acumulação de fósforo na superfície do leito representa um risco de longo prazo para a qualidade da água subjacente (HUANG, 2015).

A operação dos reservatórios superficiais pode ser usada na gestão do fósforo, com uma alternativa para minimizar a retenção deste nutriente. Isso tem incentivado o desenvolvimento de modelos de transporte de fósforo para avaliar diferentes cenários operacionais e desenvolver abordagens de controle ideais (HUANG, 2015).

As cargas médias de fósforo total, nacional, de entrada por unidade de área das bacias hidrográficas é cerca de $500 \text{ kg km}^{-2}\text{ano}^{-1}$. Nas bacias do seminário nordestino, se encontra valores inferiores, isso foi atribuído aos menores índices de precipitação, regime fluvial intermitente e uma rede de reservatórios de alta densidade, peculiar ao semiárido brasileiro. Enquanto, a carga de entrada por unidade de área de uma bacia urbana pequena e altamente populosa, com índices de precipitação mais elevados e saneamento deficiente foram substancialmente maior ($2626 \text{ kg km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$), as cargas médias de entrada por unidade de área das bacias hidrográficas variaram de cerca de 4 a $40 \text{ kg km}^{-2}\text{ano}^{-1}$ de uma bacia no semiárido. (Rocha e Lima Neto, 2010).

Nos reservatórios da região semiárida, a concentração de fosforo pode ser variável, mas possuem tendências de aumentando gradualmente enquanto o volume no reservatório diminui progressivamente, com esta diminuição progressiva um grande efeito volumétrico consequência principal do período de seca prolongada no Nordeste. Além disso, o clima semiárido característico das sub-bacias é marcado pela alta variabilidade na presença e intensidade das chuvas. Estas precipitações que ocorrem de formas esporádicas, porém de elevada intensidade, podem contribuir

também para a degradação da qualidade da água do reservatório de forma significativa. (Rocha et al 2022).

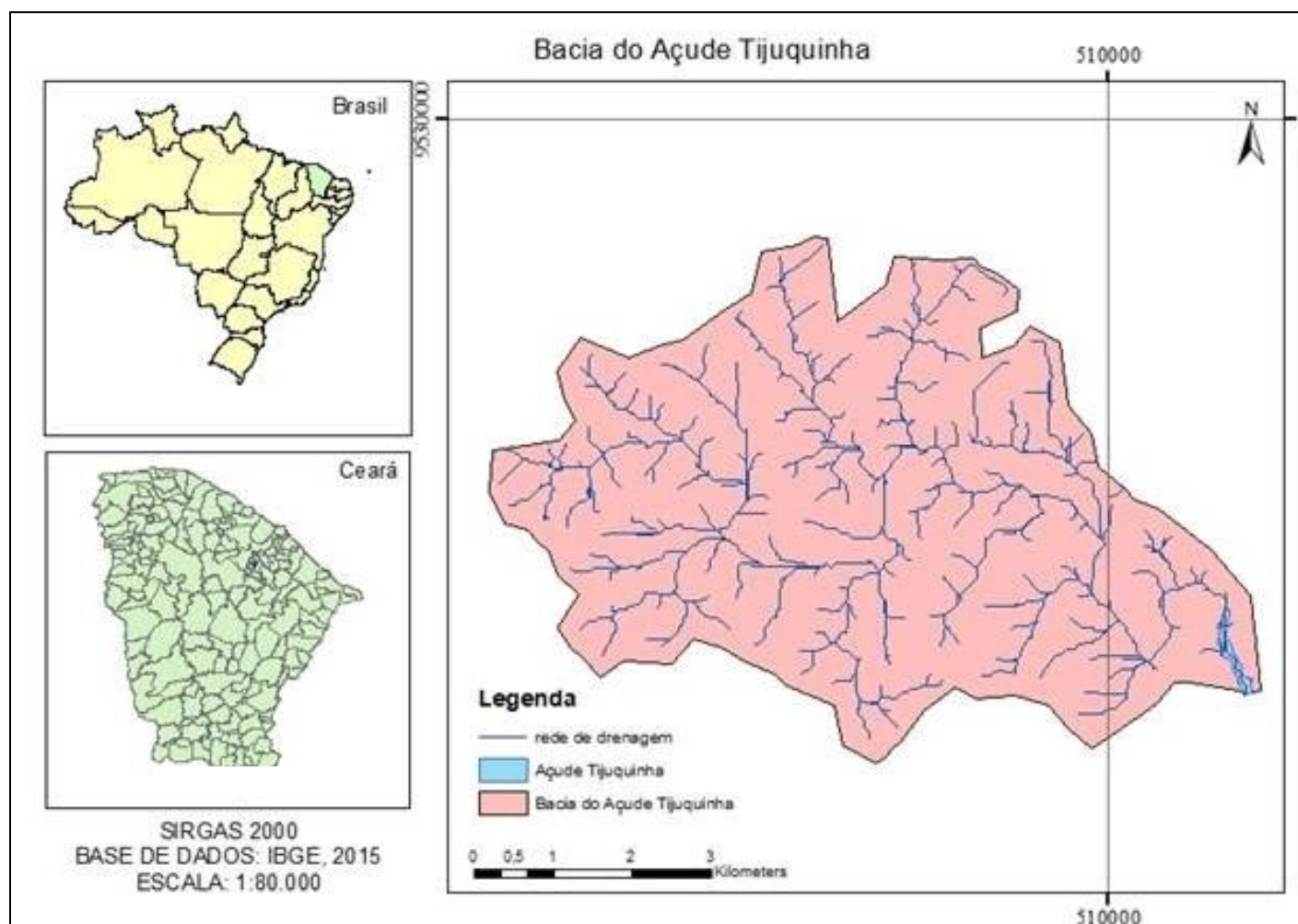
3. METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

Para a realização dessa pesquisa foi selecionado a bacia hidrográfica do açude Tijuquinha, localizada a aproximadamente 80 km de Fortaleza, no estado do Ceará, a área de estudo situa-se em região de semiárido (Figura 1). A bacia hidrográfica do Açude Tijuquinha está localizada no município de Baturité, apresentando temperaturas que variam entre 17,5°C 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 bacia é caracterizado por um regime pluviométrico de apenas uma estação chuvosa que se concentra em poucos meses, quadra chuvosa, que ocorre entre os meses de fevereiro a maio. O Maciço de Baturité induz orograficamente, agindo como uma barreira montanha aos ventos alísios.

Figura 1 - Mapa de localização da Bacia Hidrográfica

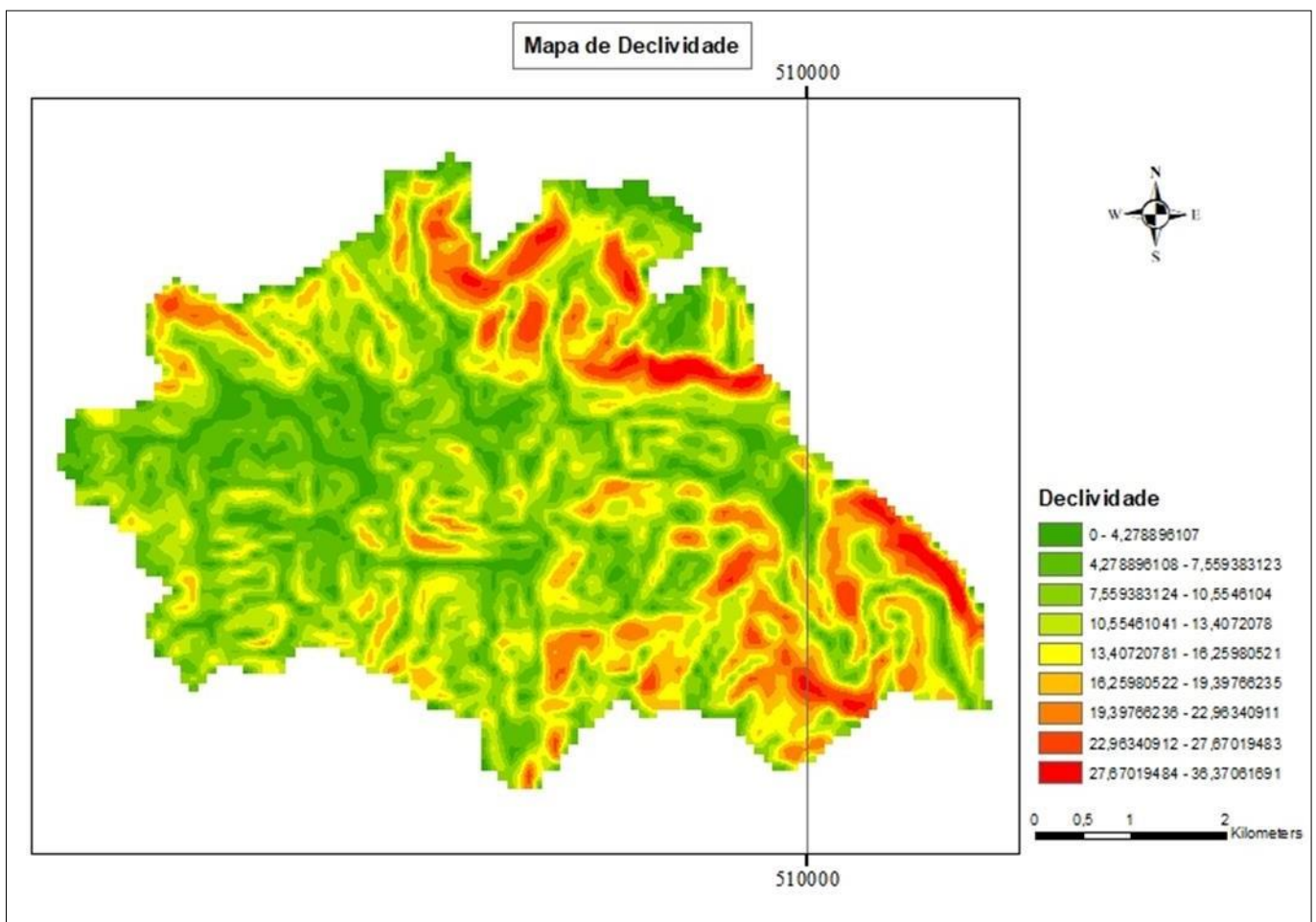


Fonte: Autora (2022)

De acordo com 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, com vazão regularizada de 95,95 m³/s e a capacidade máxima do reservatório é de aproximadamente 482.920m³ (CEARÁ, 2020).

Em relação à inclinação da bacia, é possível observar as informações no mapa da Figura 2. Após analisar a inclinação percentual. Pela análise dos dados obtidos, observa-se que cerca de 10% da bacia possui declividade menor que 10%, e 20% da área possui declividade maior que 25%, o que é considerado um valor muito alto, característico de terreno acidentado.

Figura 2 - Mapa de declividade da Bacia Hidrográfica



Fonte: Autora (2022).

A bacia apresenta dois tipos de solos, dentre eles estão os solos: podzólico vermelho amarelo equivalente eutrófico tb (argila de atividade baixa) podzólico

vermelho amarelo tb (argila de atividade baixa).

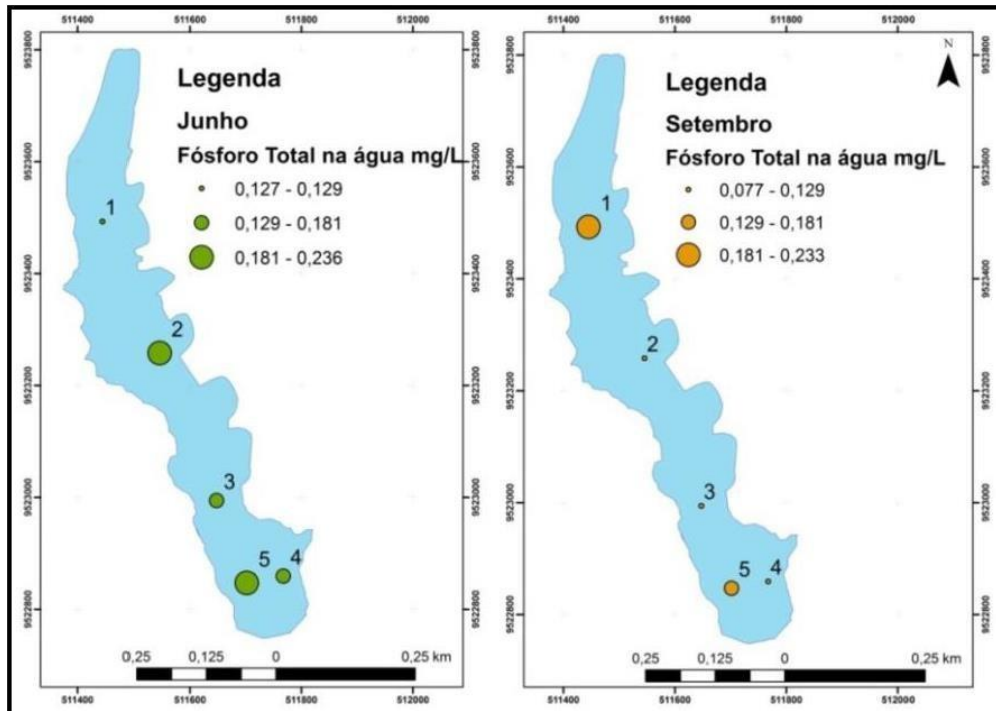
O clima é caracterizado por uma zona úmida correspondente à parte central do maciço, e em estreita relação com essa estrutura climática. A área de estudo apresenta vegetação mais densa e mais arbustos, e tem características de Mata Atlântica.

Na região de semiárido, como a Bacia da Tijuquinha, a escassez de recursos hídricos causada pela seca costuma ser o aspecto que afeta a disponibilidade de recursos hídricos. Nesta área, o abastecimento de água depende principalmente da capacidade de armazenamento de água dos reservatórios de superfície, os depósitos de sedimentos no açude representam um grande risco para a proteção qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos.

3.1.1 Parâmetro de fósforo para o reservatório Tijuquinha.

A concentração de fósforo na coluna de água do reservatório Tijuquinha foi monitorada por Lira (2020), que encontrou valores médios variando de 0,08 mg/L a 0,024 mg/L em duas campanhas realizadas em junho e setembro de 2015 para 5 pontos amostrados distribuídos no lago, conforme Figura 3. Ainda neste trabalho de Lira (2016), observou-se que os valores de fósforo tendem a ser maiores nas camadas mais profundas, o que pode ser explicado pela interação do fósforo depositado no fundo do reservatório com a camada de água na superfície de contato.

Figura 3 - Mapa de concentração de fósforo total na coluna de água reservatório Tijuquinha nos meses de junho e setembro de 2015



Fonte: Lira (2016).

De acordo com Lira (2016) a concentração de fósforo total presente no sedimento varia de 0,416 mg/L até 0,589 mg/L. A região onde encontram-se as maiores concentrações do fósforo corresponde àquelas próximas a plantações de bananeira e de feijão na própria bacia hidráulica.

Lira (2016) também avaliou o teor de fósforo total nos sedimentos depositados no fundo do reservatório Tijuquinha e percebeu que os teores são sempre maiores nas camadas superficiais do material depositado do que nas camadas profundas. De acordo com a autora, a concentração de fósforo no sedimento depositado no fundo do reservatório Tijuquinha variaram de 0,03% a 0,11%.

3.2 Parametrização do modelo WASA-SED

A primeira fase do trabalho consiste em levantamentos de dados e informações referentes a hidrologia e qualidade da água do açude Tijuquinha. De posse dos dados, pode-se utilizar o modelo WASA-SED (GUENTNER e

BRONSTERT, 2004), pois com esse modelo é possível simular os principais componentes do ciclo hidrológico, erosão do solo e dinâmica de sedimentos em regiões semiáridas e áridas (descrição completa do modelo no Anexo 1).

A parametrização inicial utilizada como referência para construção dos arquivos de entrada do modelo foi baseada em Lima (2020), que incluía todo o Estado do Ceará utilizando a base de dados de Souza et al. (2013), que considerou o mapa de uso do solo disponibilizado pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2006).

Neste estudo, a parametrização do modelo foi atualizada utilizando uma rotina em python associada a ferramentas de SIG que permite o traçado automático de componentes do terreno e geração automática de arquivos de entrada, conforme proposto por Bizerril (2020). O mapa de uso do solo também foi atualizado usando como base as imagens de satélite do *Google Earth*.

Utilizar modelos para a quantificação da produção de sedimentos e arraste de partículas em bacias hidrográficas é fundamental porque eles são capazes de descreverem os processos com níveis de detalhamento e diferentes escalas de tempo, como exemplo o modelo WASA-SED.

O WASA-SED simula os processos de escoamento e erosão na escala de encostas, os processos de transporte de sedimentos suspensos ou por arraste pelo leito na escala do rio e os processos de retenção e ressuspensão dos sedimentos em reservatórios. A ferramenta permite a avaliação de opções de gestão tanto para cenários de mudança de uso sustentável do sedimento para redução da erosão nos corpos hídricos, quanto opções de gestão de reservatório adequadas para diminuir a sedimentação em grandes reservatórios. Maiores informações sobre o modelo WASA-SED podem ser encontradas no Anexo 1.

No presente trabalho, a versão de ajuste do modelo de Lima (2020) é aplicada à bacia hidrográfica do reservatório Tijuquinha, alterando os dados de entrada tais como séries temporais de precipitação, radiação, umidade e temperatura (em intervalos diários) e dados de solo e vegetação.

As séries históricas de precipitação foram obtidas a partir de dados dos postos pluviométricos de Baturité, localizado na cidade de Baturité, disponível no portal da FUNCEME.

As séries históricas de radiação, temperatura e umidade foram retiradas no site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Os dados utilizados no trabalho são provenientes da estação climatológica de Guaramiranga. Em datas em que faltam

dados de monitoramento, use os dados da posição mais recente com os dados disponíveis.

O modelo WASA-SED foi aplicado à bacia hidrográfica do açude Tijuquinha, em passo diário, para o período de 1980 a 2019 para simulação dos processos hidrológicos e sedimentológicos ocorridos no período.

Para a simulação da retenção de sedimentos ao longo da encosta e do assoreamento no açude Tijuquinha foram usadas as quatro abordagens disponíveis no modelo WASA-SED (*USLE* e seus derivados – *MUSLE*, *Ostad-Foster* e *MUST*). Essas opções diferem no componente de energia χ , que é calculado a partir da erosividade da chuva, características do escoamento superficial ou uma combinação de ambas e a equação da capacidade de transporte para estimar a massa de sedimentos que pode ser transportada encosta abaixo (Brontert et al. 2014).

WASA-SED possui a rotina dos processos sedimentológicos com quatro equações de erosão de geração de sedimentos usando variações da equação USLE (Wischmeier e Smith, 1978), que podem ser generalizadas como (Williams, 1995). Mais detalhes dos processos foram apresentados em Mueller et al. 2010.

A equação USLE e suas variações podem ser generalizadas da seguinte forma:

$$E = \chi \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \cdot ROKF \cdot A \quad (1)$$

Onde E é a erosão (t), K o fator de erodibilidade do solo ($t \cdot ha \cdot h \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot m^{-1}$), LS o fator de declive de comprimento, C o fator de manejo de vegetação e cultivo, P o fator de prática de controle de erosão, $ROKF$ o fator de fragmento grosso como usado na *USLE* e A a área do escopo (ha). χ é o termo de energia que difere entre os derivados *USLE*, que são fornecidos abaixo. É calculado como (Williams, 1995):

$$USLE \chi = EI \quad (2)$$

$$Onstad - Foster \chi = 0,646 EI + 0,45 (Q_{surf} \cdot q_p)^{0,33} \quad (3)$$

$$MUSLE \chi = 1,586 (Q_{surf} \cdot q_p)^{0,56} A^{0,12} \quad (4)$$

$$MUST \chi = 2,5 (Q_{surf} \cdot q_p)^{0,5} \quad (5)$$

Onde EI é o fator de energia da chuva ($\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$), Q_{surf} é o volume de escoamento superficial (mm) e q_p é a taxa de escoamento de pico (mm.h^{-1}).

Para avaliar a eficiência do modelo, utilizaram-se os coeficientes referentes ao erro médio absoluto (MAE - *Mean Absolut Error*) e coeficiente de eficiência do modelo Nash-Sutcliffe (NSE) e a a raiz do erro quadrático médio ($RMSE$ – *Root Mean Squared Error*), expressos nas equações 6 A 8:

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |y_i - x_i|}{n} = \frac{\sum_{i=1}^n |ei|}{n} \quad (6)$$

É, portanto, uma média aritmética dos erros absolutos $|ei| = |y_i - x_i|$, Onde o y_i é a previsão e o x_i verdadeiro valor. O erro médio absoluto usa a mesma escala dos dados que estão sendo medidos. Isso é conhecido como uma medida de precisão dependente da escala e, portanto, não pode ser usado para fazer comparações entre séries usando escalas diferentes. O erro absoluto médio é uma medida comum de erro de previsão na análise de série temporal, às vezes usada em confusão com a definição mais padrão de desvio absoluto médio. O MAE possui dimensão igual à dimensão dos valores observados e preditos. Seu valor representa o desvio médio entre observado e predito.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_m^t - Q_o^t)^2}{\sum_{t=1}^T Q_o^t - Q_o} \quad (7)$$

Onde $\overline{Q_n}$ é a média de descargas observadas, e Q_m é modelado descarga. Q_o^t é observada descarga no tempo t .

A eficiência de Nash-Sutcliffe é calculada como um menos a razão da variância do erro da série temporal modelada dividida pela variância da série temporal observada. Na situação de um modelo perfeito com uma variância do erro de estimativa igual a zero, a eficiência Nash-Sutcliffe resultante é igual a 1 ($NSE = 1$). Por outro lado, um modelo que produz uma variância de erro de estimativa igual à variância da série de tempo observada resulta em uma Eficiência Nash-Sutcliffe de 0,0 ($NSE = 0$). Na realidade, $NSE = 0$ indica que o modelo tem a mesma habilidade preditiva que a média da série temporal em termos da soma do erro quadrático. No

caso de uma série temporal modelada com uma variância do erro de estimativa que é significativamente maior do que a variância das observações, o *NSE* se torna negativo. Uma eficiência menor que zero (*NSE* <0) ocorre quando a média observada é um preditor melhor do que o modelo. Valores do *NSE* próximos a 1, sugerem um modelo com habilidade mais preditiva.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \hat{x}_i)^2}{N}} \quad (8)$$

Em que: RMSE é o desvio quadrático médio, N é o número de dados presentes, x_i é a série temporal simulada, e $\hat{x}_i$ é a série temporal medida.

3.3 Estimativa da taxa de assoreamento no açude Tijuquinha

Para estimativa da taxa de assoreamento do açude Tijuquinha, aplicou-se a seguinte equação, considerando uma evolução temporal descrita por uma progressão geométrica:

$$Sed = 1 - e^{\frac{\ln(V_f - V_i)}{t_d}} \quad (9)$$

Em que: *Sed* é taxa de assoreamento por década, V_i é a capacidade de armazenamento inicial; V_f é a capacidade de armazenamento final, e t_d é o tempo em décadas é a média dos valores medidos.

Para analisar o desempenho do modelo na estimativa da taxa de assoreamento por década nos reservatórios estratégicos, utilizou-se também o coeficiente *RMSE*.

Para estimativa do assoreamento no reservatório Tijuquinha utilizou-se dados de batimetrias ocorridas em anos de controle e o levantamento topográfico original.

Apresentam-se a seguir dois levantamentos batimétricos recentes realizados por pela CAGECE (1992), conforme sintetizado na Tabela 1, e outro em 2020 (Tabela 2), realizado pela COGERH. Os resultados mostram uma redução da capacidade de armazenamento de 605 mil m³ em 1992 para 482,9 mil m³ em 2020, o que representa uma taxa de assoreamento de 7% por década, valor este superior à

média de alguns reservatórios do Estado do Ceará estudados por Araújo (2003), estimada em 2% por década.

Tabela 1 - CAV do reservatório Tijuquinha em 1992

COTA (m)	ÁREA (m ²)	VOLUME (m ³)
339.08	0	0
340.08	0	800
341.08	1,000	3,000
342.08	4,000	8,000
343.08	7,000	17,000
344.08	10,000	31,000
345.08	20,000	52,000
346.08	30,000	86,000
347.08	50,000	138,000
348.08	60,000	204,000
349.08	70,000	284,000
350.08	90,000	377,000
351.08	100,000	484,000
352.08	110,000	605,000
353.08	120,000	738,000
354.08	130,000	881,000
354.93	140,000	970,000
355.08	150,000	1,036,000
355.58	160,000	1,118,000

Fonte: CAGECE, 1992.

Tabela 2 - CAV do reservatório Tijuquinha COGERH em 2020

Cota (m)	Área (m ²)	Volume (m ³)
340,20	0	0
341,00	90	27
342,00	1.813	715
343,00	5.882	4.447
344,00	11.867	13.295
345,00	18.389	28.422
346,00	24.953	50.041
347,00	35.099	79.389
348,00	51.357	122.468
349,00	70.317	182.871
350,00	88.236	262.425
351,00	103.72	358.169
352,00	123.113	472.893
352,08	127.65	482.92

Fonte: COGERH, 2020.

Com base na taxa de assoreamento registrada no período de 1992 e 2020,

conforme dados da curva cota-área-volume (CAVs) destes anos, gerou-se a CAV de 1980, ano de início da simulação, representada pela tabela 3, admitindo que a taxa de assoreamento neste período de 1980 a 1992 não se alterou, o que é razoável dado o curto tempo de apenas 12 anos.

Tabela 3 - CAV do reservatório Tijuquinha Estimada 1980

COTA (m)	ÁREA (m ²)	Volume (m ³)
339.08	0	0.0
340.08	0	0.9
341.08	1,000	3.3
342.08	4,000	8.7
343.08	7,000	18.5
344.08	10,000	33.7
345.08	20,000	56.5
346.08	30,000	93.4
347.08	50,000	149.9
348.08	60,000	221.6
349.08	70,000	308.6
350.08	90,000	409.6
351.08	100,000	525.9
352.08	110,000	657.3
353.08	120,000	801.8
354.08	130,000	957.2
354.93	140,000	1,053.9
355.08	150,000	1,125.6
355.58	160,000	1,214.7

Fonte: Autora (2022).

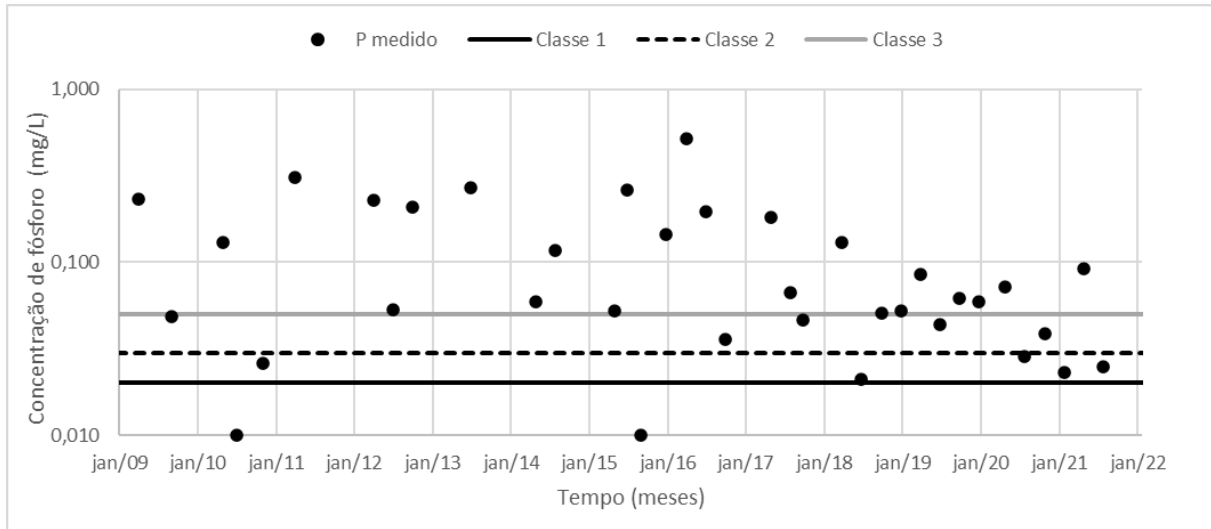
3.4 Estimativa da carga de fósforo afluente ao açude Tijuquinha

Os dados de fosforo utilizados na pesquisa foram fornecidos pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará – COGERH, conforme ilustra a Figura 4 a seguir.

Os dados foram analisados e comparados com os parâmetros estabelecidos pelo CONAMA 357/2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

A resolução do CONAMA estabelece que a água deve apresentar minimamente qualidade equivalente à classe 03 (Tabela 4), na hipótese de águas doces, ou compatível com classe 01, em se tratando de águas salobras.

Figura 4 - Dados históricos medidos de concentração de fósforo no açude Tijuquinha



Fonte: Autora (2022).

Tabela 4 - Qualidade de água equivalente à classe 03 de acordo com a resolução do CONAMA

CONAMA 357/2005			
<i>P total (mg/L)</i>			
<i>Q_{in} (m³/s)</i>	<i>Classe 1</i>	<i>Classe 2</i>	<i>Classe 3</i>
0.001	0.02	0.03	0.05
1000	0.02	0.03	0.05

Fonte: Autora (2022).

Considerando a ausência de dados medidos de concentração de fósforo afluente ao reservatório Tijuquinha, realizou-se o balanço de fósforo entre medições realizadas no período úmido com registro de aporte hídrico via escoamento superficial com a perspectiva de estimar a carga de fósforo afluente.

$$M_{f,in} - M_{f,out} = M_{f,end} - M_{f,start} \quad (10)$$

$$C_{in} \cdot V_{in} - C_{out} \cdot V_{out} = C_{end} \cdot V_{end} - C_{start} \cdot V_{start} \quad (11)$$

$$C_{out} = \frac{C_{in} \cdot V_{in} + C_{start} \cdot V_{start}}{V_{in} + V_{start}} \quad (12)$$

$$C_{in} = \frac{(V_{in} + V_{start}).(C_{end} . V_{end} - C_{start} . V_{start}) + C_{start} . V_{start} . V_{out}}{(V_{in} + V_{start}) . V_{in} - V_{in} . V_{out}} \quad (13)$$

Em que: $M_{f,in}$ e $M_{f,out}$ representam as massas de fósforo na entrada e saída do reservatório no intervalo de tempo analisado; $M_{f,end}$ e $M_{f,start}$ representam as massas de fósforo em suspensão no reservatório no início e fim do intervalo de tempo analisado; C_{in} e C_{out} representam as concentrações de fósforo afluente e efluente no intervalo de tempo analisado; C_{start} e C_{end} representam concentrações de fósforo em suspensão no reservatório no início e fim do intervalo de tempo analisado; V_{in} e V_{out} representam os volumes de água afluente e efluente no intervalo de tempo analisado; e V_{start} e V_{end} representam os volumes de água no reservatório no início e fim do intervalo de tempo analisado.

3.5 Estimativa da concentração de fósforo total no açude Tijuquinha

Para estimativa da concentração de fósforo no reservatório utiliza-se uma equação combinada que diferencia período úmido e período seco. Para o período úmido, considera-se a equação geral de balanço de sedimentos (baseada na Equação 12, considerando o processo de mistura completa da carga afluente com a carga em suspensão no reservatório).

Analisando-se os dados medidos em períodos secos, observa-se a predominância do processo de decaimento do fósforo total no açude Tijuquinha como resultado da sedimentação deste nutriente. No caso do período seco, admite-se uma equação de decaimento do fósforo total no reservatório estimada com base nas concentrações de fósforo média no período úmido (0,232 mg/L) e no período seco (0,067 mg/L).

$$C_{i+1} = C_i . e^{-\lambda t} \quad (\text{período sem aporte hídrico mensal - seco}) \quad (14)$$

$$C_{i+1} = \frac{C_{in} . V_{in} + C_i . V_i}{V_{in} + V_i} \quad (\text{período com aporte hídrico mensal - úmido}) \quad (15)$$

Em que: C_i e C_{i+1} representam as concentrações de fósforo no reservatório nos meses consecutivos i e $i+1$, respectivamente; V_{in} e V_i representam os volumes que aportam ao reservatório e o volume do reservatório no mês i , respectivamente; λ

representa a taxa de decaimento do fósforo no mês i para um tempo t com passo mensal.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Calibração do modelo WASA-SED

O modelo WASA-SED foi aplicado à bacia hidrográfica do açude Tijuquinha, em passo diário, para o período de 1980 a 2019 para simulação dos processos hidrológicos e sedimentológicos ocorridos no período.

Com o objetivo de melhorar o desempenho do modelo WASA-SED na geração de escoamentos e sedimentos, realizou-se a calibração do fator de escala (*scaling factor* -SF), que possibilita ajustes no parâmetro de condutividade hidráulica saturada do solo, uma vez que o dado de chuva é registrado em escala diária e o evento gerador de escoamento ocorre com duração bem inferior.

Para a melhor análise de desempenho do modelo aplicaram-se os coeficientes NSE, MAE e RSME para valores distintos de SF, conforme sumarizado na Tabela 5. Os resultados da tabela mostram que a simulação com SF de 13 apresentou o melhor ajuste, com maior NS e menores erros (MAE e RMSE).

Tabela 5 - Ajuste do fator de escala SF em processo de calibração do modelo WASA-SED

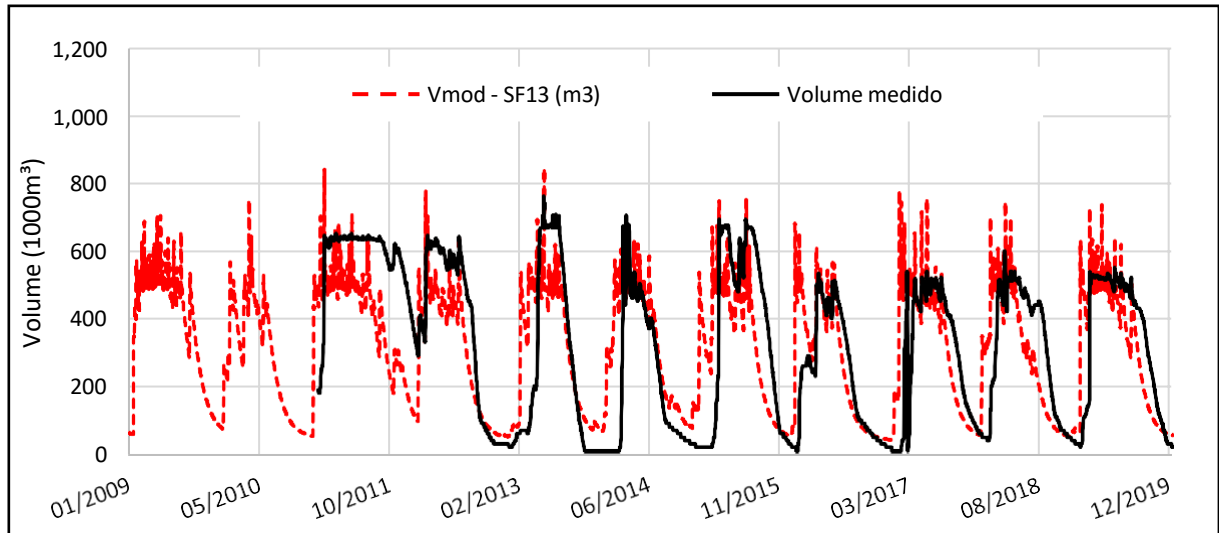
Scaling factor - SF -	Análise de Desempenho		
	Nash-Sutcliffe - NS	MAE	RMSE
1	-0,9835	0,0238	0,1543
2	-0,2360	0,0148	0,1218
3	0,0861	0,0110	0,1047
4	0,2564	0,0089	0,0945
5	0,3071	0,0083	0,0912
6	0,3307	0,0080	0,0896
10	0,3966	0,0072	0,0851
12	0,4065	0,0071	0,0844
13	0,4168	0,0070	0,0837
14	0,4104	0,0071	0,0841
15	0,3994	0,0072	0,0849
20	0,3404	0,0079	0,0890
25	0,2474	0,0090	0,0950
50	0,0398	0,0115	0,1074
100	-0,0406	0,0125	0,1118

Fonte: Autora (2022).

A Figura 5 mostra a relação entre os volumes medidos e simulados com o SF calibrado de 13, no período de 2011 a 2019. Como se pode perceber, o modelo

conseguiu reproduzir relativamente bem o processo de enchimento e esvaziamento do reservatório no período analisado com disponibilidade de dados medidos.

Figura 5 - Volumes medidos e modelados no açude Tijuquinha para o período entre 2011 e 2019, usando o SF calibrado de 13



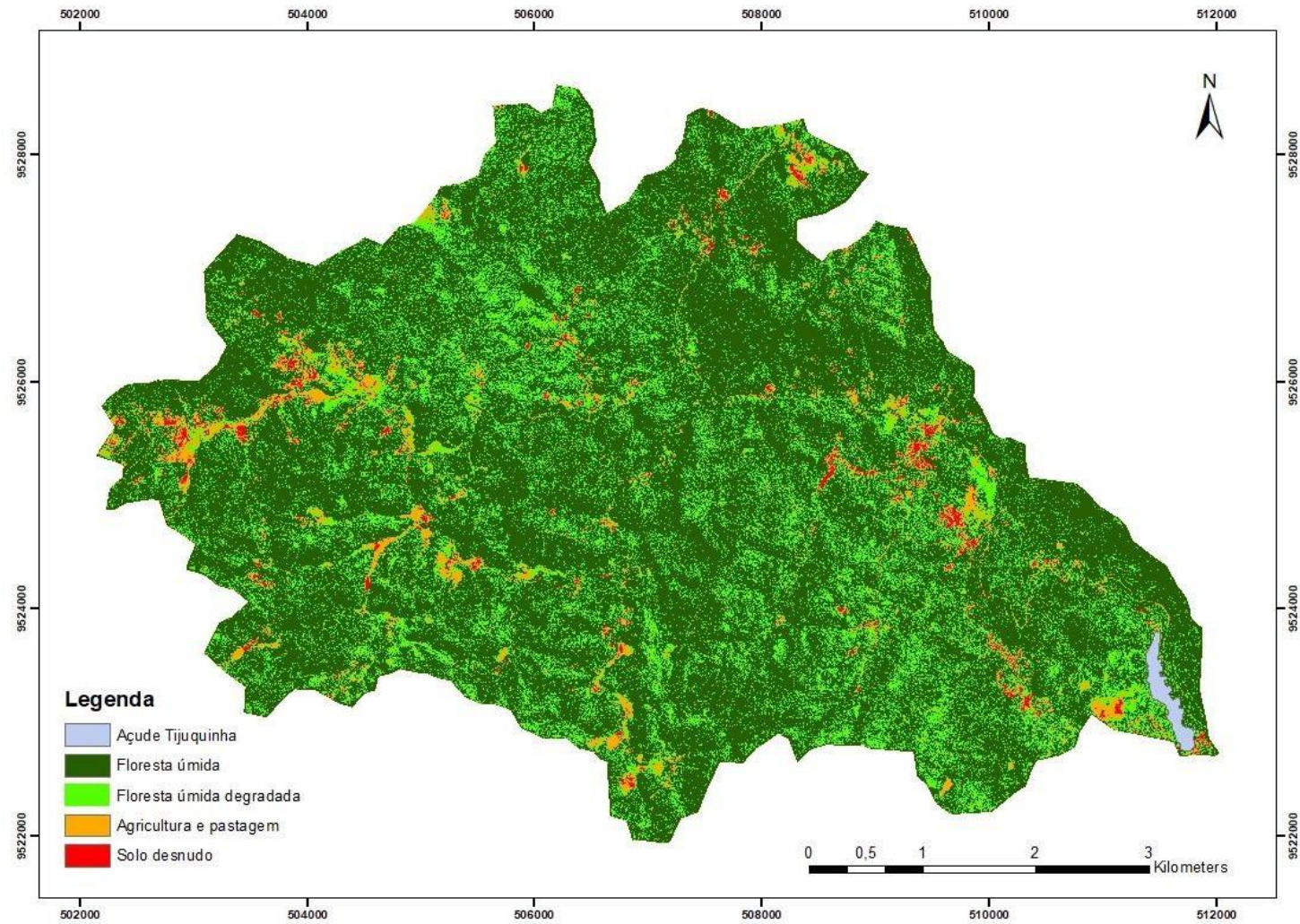
Fonte: Autora, 2022

4.2 Parametrização do uso e ocupação do solo na bacia do Tijuquinha

Na etapa seguinte da pesquisa, realizou-se a caracterização do uso e ocupação do solo, com base em classificação da imagem de satélite do *Google Earth* que cobria a área da bacia hidrográfica do açude Tijuquinha. O mapa de uso dos solos está apresentado na Figura 6.

O mapa de uso e ocupação da bacia do Açude Tijuquinha (Figura 6) permitiu uma caracterização mais precisa da cobertura vegetal na área, com identificação precisa de áreas degradadas com solo desnudo e áreas agrícolas ou de pastagem, com a perspectiva de minimizar incertezas na parametrização do modelo quanto às classes de vegetação.

Figura 6 - Mapa de uso e ocupação da bacia do Açude Tijuquinha



Fonte: Autora (2022).

4.2.1 Impactos da parametrização do uso do solo na hidrologia da bacia

Com o intuito de avaliar os efeitos de detalhamento do uso do solo na modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do açude Tijuquinha, compararam-se características dos processos hidrológicos, tais como vazões média e escoamento médio gerado com o modelo considerando a parametrização derivada do mapa de uso do solo elaborado no contexto desta pesquisa com aquela que resultante do mapeamento disponibilizado pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2006), conforme sintetizado na Tabela 6.

Tabela 6 - Síntese de resultados da modelagem hidrológica com o WASA-SED para a bacia hidrográfica do Tijuquinha no período de 1980-2019 considerando o uso do solo do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2006) e o mapa de uso do solo gerado nesta pesquisa

Parâmetro analisado	Uso do solo	
	BRASIL (2006)	Autora (2022)
Vazões geradas médias (m ³ /s)	0.456	0.369
Escoamentos gerados médios (mm/ano)	317	256
Coefficiente de escoamento (-)	18%	15%

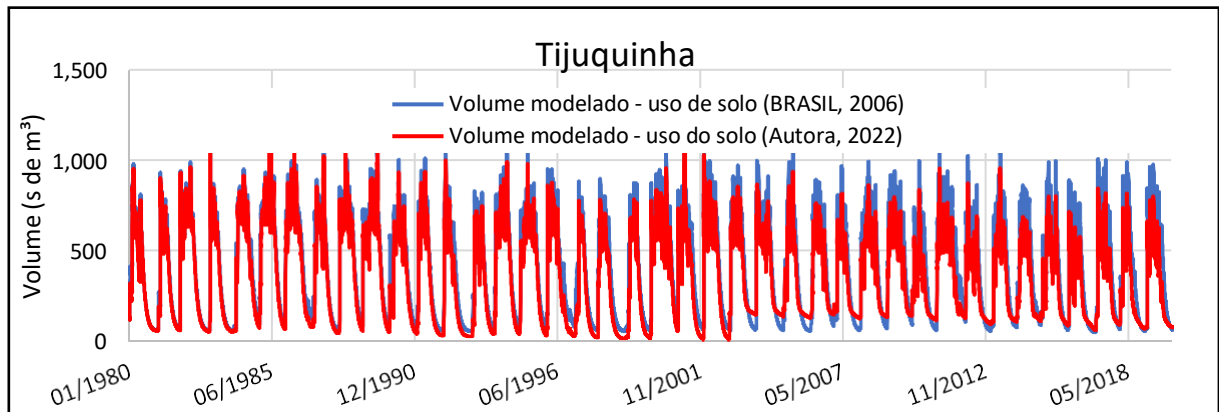
Fonte: Autora (2022).

Os resultados mostram que o escoamento superficial gerado na bacia foi semelhante na simulação com a parametrização de uso do solo realizada neste estudo. No entanto, recomenda-se uma parametrização mais detalhada das propriedades dos solos afetada por ações antrópicas na área com a substituição de vegetação nativa por agricultura, o que poderia ter resultado em um incremento no escoamento da bacia, uma vez que os parâmetros de solo ditam os processos hidrológicos simulados com o modelo WASA-SED. Tais ajustes nos parâmetros de solo não foram realizados neste estudo pela indisponibilidade de dados medidos *in loco* na área de estudo ou mapas de solo com melhor resolução espacial.

A Figura 7 apresenta a evolução histórica dos volumes armazenados no açude Tijuquinha considerando as duas parametrizações com o mapa de uso do solo elaborado neste estudo com base em imagem de satélite do Google Earth e com o mapa de uso do solo do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2006). Os resultados indicam resultados similares do modelo para as duas parametrizações, sobretudo na primeira metade do período analisado. Nas últimas décadas, contudo, observa-se

uma maior discrepância entre as duas séries de dados, o que pode ser explicado pela maior taxa de assoreamento na simulação com o mapa de uso do solo gerado neste estudo, que reduz a capacidade de acumulação de água e favorece a ocorrência de vertimentos (ver item 4.2.2).

Figura 7 - Série histórica de dados medidos de volumes no reservatório Tijuquinha considerando o uso do solo do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2006) e o mapa de uso do solo gerado nesta pesquisa



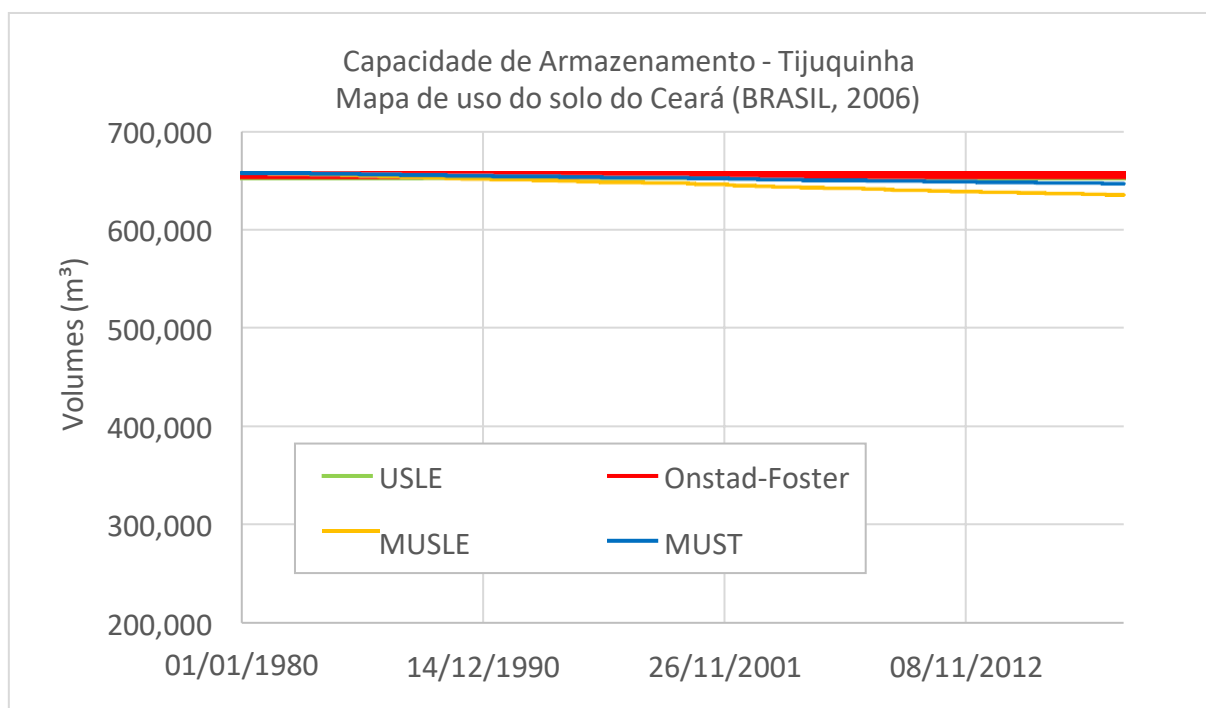
Fonte: Autora (2022).

4.2.2 Impactos da parametrização do uso do solo na dinâmica de sedimentos na bacia

O modelo WASA-SED possibilitou ainda a análise da dinâmica dos sedimentos pela bacia hidrográfica com deposição no reservatório Tijuquinha. A simulação realizada para o período de 1980 a 2019, considerando as diferentes equações de erosão e transporte de sedimento descritas no item 3.2 permitiu a avaliação da evolução temporal da capacidade de armazenamento do açude Tijuquinha como resultado do processo de assoreamento, conforme ilustrado na Figura 8, considerando a simulação com SF igual a 13 (melhor ajuste do modelo hidrológico) e a parametrização das estruturas espaciais e de uso e ocupação de solo do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2006). Os resultados de assoreamento estão sintetizados na Tabela 7. De acordo com os resultados do modelo, o assoreamento no reservatório Tijuquinha pode variar de 4.456 a 21.774 m³ (redução de 0,17% a 0,83% por década), a depender da equação de erosão e transporte de

sedimento selecionada. Este valor é bem inferior ao assoreamento de 7% por década estimado pela diferença nas capacidades de armazenamento medidas em 1992 (605.000 m³) e 2020 (482.920 m³). Araújo (2003) avaliou o assoreamento das bacias hidrológicas de sete reservatórios representativos no estado do Ceará e encontrou taxa média de assoreamento por década é de 1,85%.

Figura 8 - Evolução da Capacidade de armazenamento do reservatório Tijuquinha no período de 1980 a 2019 com o mapa de uso do solo para o Estado do Ceará BRASIL, 2006)



Fonte: Autora (2022).

Tabela 7 - Síntese do assoreamento no reservatório Tijuquinha na simulação com o mapa de uso do solo do Estado do Ceará (BRASIL, 2006)

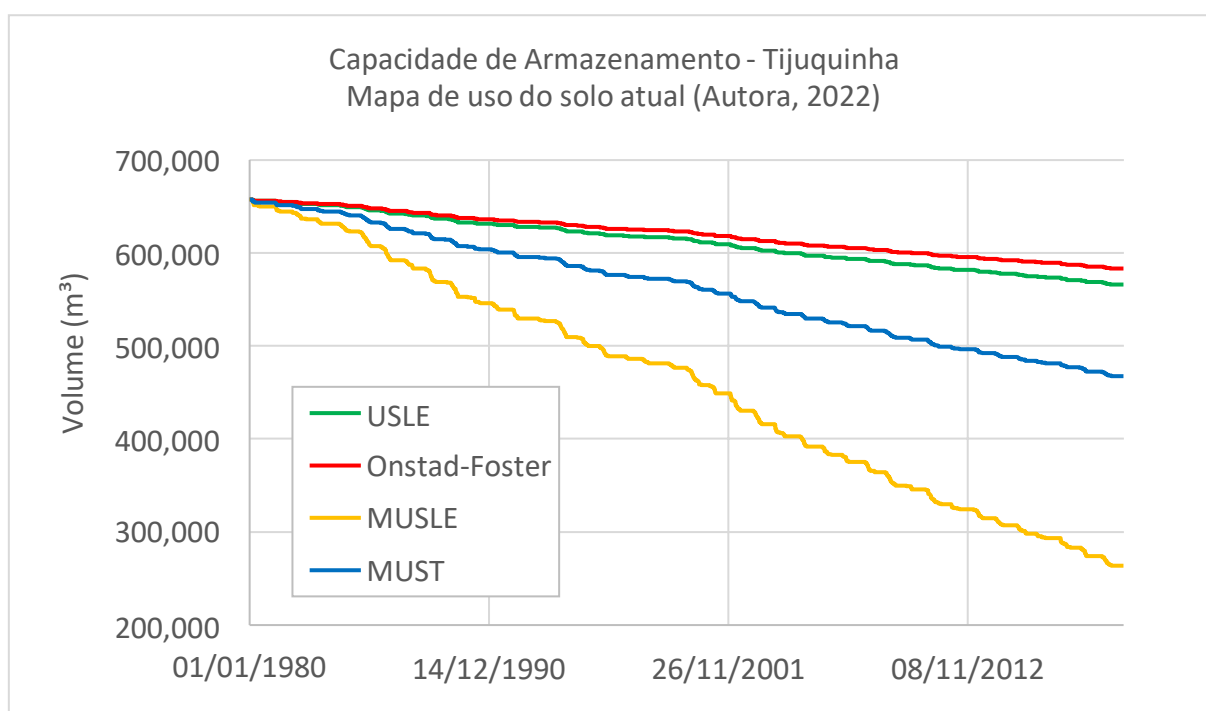
Item	USLE	Onstad-Foster	MUSLE	MUST
Volume inicial (m ³)	657,320	657,320	657,320	657,320
Volume final (m ³)	651,918	652,864	635,546	646,682
Assoreamento (m ³)	5,402	4,456	21,774	10,638
Assoreamento (%/dec)	0.21%	0.17%	0.83%	0.40%

Fonte: Autora (2022).

Adicionalmente, realizou-se a simulação hidrossedimentológica da bacia usando a parametrização das estruturas espaciais de acordo com Bezerril (2020) e a classificação do uso e ocupação do solo realizada no contexto desta pesquisa, com

base em imagens do Google Earth. A simulação da dinâmica de sedimentos na bacia hidrográfica do açude Tijuquinha permitiu estimar o assoreamento nesta estrutura hidráulica para o período de 1980 a 2019, considerando as quatro equações de transporte de sedimentos descritas anteriormente no item 3.2. As alterações da capacidade de armazenamento como resultado do assoreamento no reservatório estão ilustradas na Figura 9, enquanto a síntese dos resultados de assoreamento por equação de transporte de sedimento selecionada sumarizada na Tabela 8. Os resultados mostram volumes assoreados variando de 74.210 m³ a 393.692 m³ (redução de 2,82% a 14,97% por década), a depender da equação de erosão e transporte de sedimento selecionada.

Figura 9 - Evolução da Capacidade de armazenamento do reservatório Tijuquinha no período de 1980 a 2019 com o mapa de uso do solo atualizado nesta pesquisa



Fonte: Autora (2022).

Tabela 8 - Síntese do assoreamento no reservatório Tijuquinha na simulação com o mapa de uso do solo gerado neste estudo

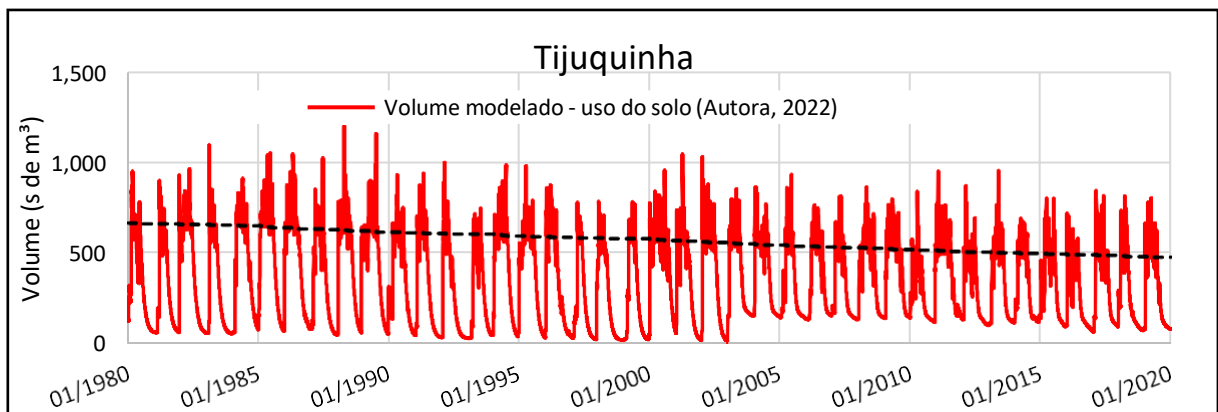
Item	USLE	Onstad-Foster	MUSLE	MUST
Volume inicial (m³)	657,320	657,320	657,320	657,320
Volume final (m³)	565,875	583,110	263,628	467,436
Assoreamento (m³)	91,445	74,210	393,692	189,884

Assoreamento (%/dec)	3.48%	2.82%	14.97%	7.22%
----------------------	-------	-------	--------	-------

Fonte: Autora (2022).

Cabe destacar que o assoreamento tem influência direta no balanço hídrico do reservatório Tijuquinha como resultado da redução na sua capacidade de armazenamento, aumentando a frequência de vertimentos e reduzindo a acumulação de água. A Figura 10 destaca a evolução do volume no reservatório Tijuquinha para o período de 1980 a 2019, considerando a nova parametrização do uso do solo proposta neste estudo e a equação de transporte de sedimentos da MUST, que apresentou melhor desempenho na simulação do assoreamento. Cabe destacar que a redução contínua na capacidade de armazenamento impacta o balanço hídrico e de sedimentos, sugerindo a inclusão desta variabilidade temporal no monitoramento dos reservatórios estratégicos do Estado do Ceará.

Figura 10 - Evolução de volumes no reservatório Tijuquinha considerando o uso do solo gerado nesta pesquisa e a equação da MUST



Fonte: Autora (2022).

4.3 Análise do fósforo total no açude Tijuquinha

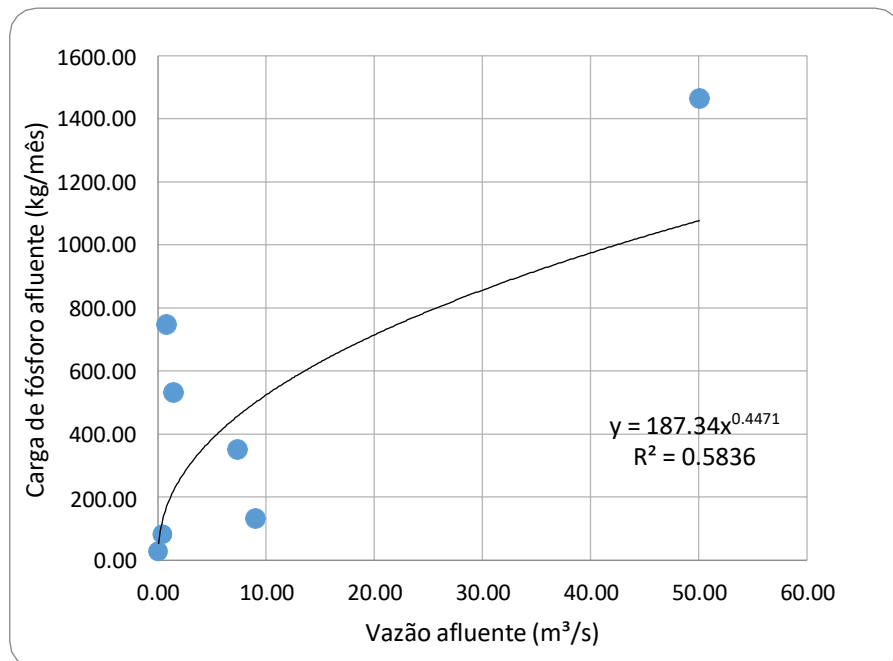
4.3.1 Estimativa da carga de fósforo afluyente ao açude Tijuquinha

Com base no balanço de fósforo no reservatório Tijuquinha realizado em intervalos com dados medidos de concentração de fósforo total no açude foi possível estimar a concentração de fósforo afluyente e traçar uma relação deste com a vazão afluyente medida no período, conforme destaca a Figura 11. O balanço de fósforo foi realizado para o período entre medições de fósforo total realizados no período úmido

com ocorrência de vazões e carga de fósforo afluente ao Reservatório Tijuquinha. As vazões afluentes foram estimadas com base no balanço hídrico em cada período considerado e a carga de fósforo com base no equacionamento do balanço de fósforo proposto nas Equações 10 a 13.

O método proposto permitiu traçar uma relação com R^2 de 0,58, que pode ser uma ferramenta útil em reservatório com nenhum monitoramento da afluência de fósforo ao reservatório como no caso do Tijuquinha. Alguns pesquisadores verificaram relações entre a concentração de fósforo na entrada de reservatórios e a vazão afluente (ROCHA E LIMA NETO, 2021; LIMA NETO ET AL., 2022).

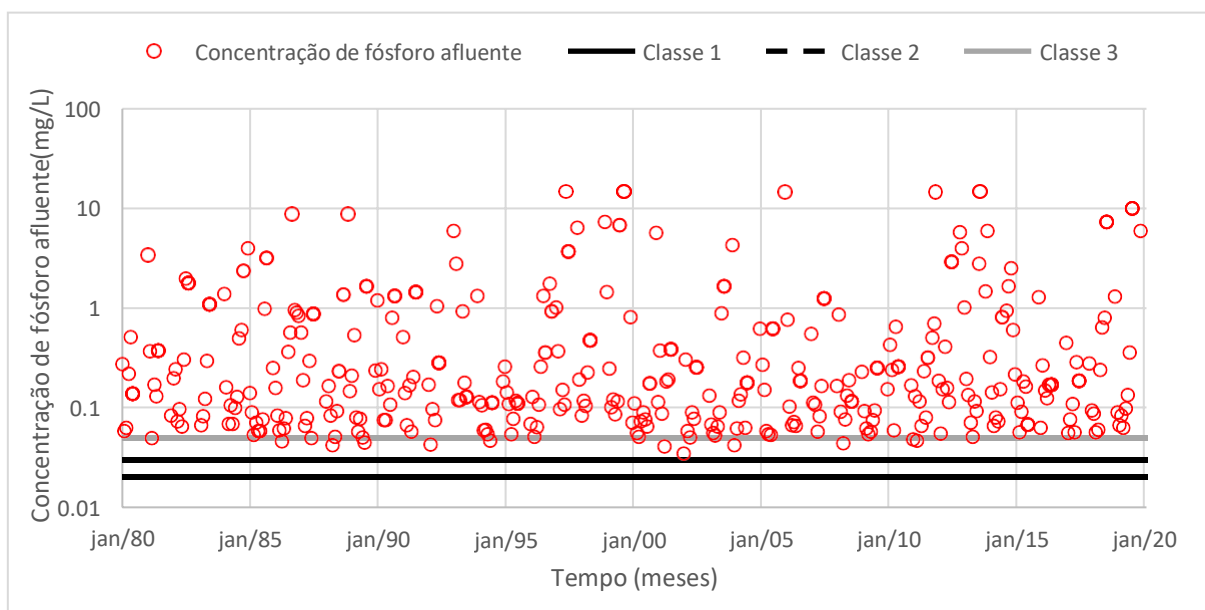
Figura 11 – Curva de regressão do fósforo como função da vazão afluente



Fonte: Autora (2022).

A partir da equação de regressão da carga de fósforo com a vazão na entrada do açude Tijuquinha foi possível estimar a série histórica de concentração de fósforo afluente ao açude, conforme ilustrado na Figura 12. As séries históricas mensais com vazões afluente, concentração de fósforo e carga de fósforo estão apresentadas nos Anexos 2 a 4, respectivamente.

Figura 12 – Valores de concentração de fósforo afluente ao açude Tijuquinha estimados com base na equação de regressão com a vazão afluente



Fonte: Autora (2022).

Os resultados da Figura 12 indicam que a concentração de fósforo afluente ao açude Tijuquinha habitualmente supera os limites do CONAMA para classe 3, indicando condições de qualidade de água pobre no rio principal com efeitos diretos no reservatório que recebe aquela carga de nutrientes.

4.3.2 Decaimento da concentração de fósforo total no açude Tijuquinha

Para estimativa da taxa de sedimentação do fósforo enquanto processo dominante no período seco (segundo semestre do ano), admitiu-se as concentrações médias no período úmido (0,232 mg/L) e seco (0,067 mg/L) como referência. A taxa de decaimento do fósforo foi então estimada (fator λ), com base na Equação 14, admitindo-se as concentrações de referência do período úmido e seco, conforme sintetiza a Tabela 9.

Tabela 9 – Parâmetros considerados no estabelecimento da curva de decaimento do fósforo no reservatório Tijuquinha

Variável	Valor
Tempo de retenção hidráulica TR (ano)	0.5
Concentração de fósforo - período seco (mg/L)	0.067
Concentração de fósforo - período úmido (mg/L)	0.232
Fator λ	2.484

Fonte: Autora (2022).

Silva (2022) estimou o decaimento do fósforo em três reservatórios do Estado do Ceará, diferenciando em período com regimes hidrológicos diferentes, sendo um período com maior escoamento superficial e menor tempo de retenção hidráulica (2004-2010) e outro com seca prolongada e maior tempo de retenção hidráulica. O autor encontrou fator λ com valores variando de 0,7 a 6,0, para esta amostra de reservatórios e com regimes hidrológicos distintos.

Tabela 10 – Comparação de valores do fator λ em reservatórios do Estado do Ceará, com regimes hidrológicos distintos.

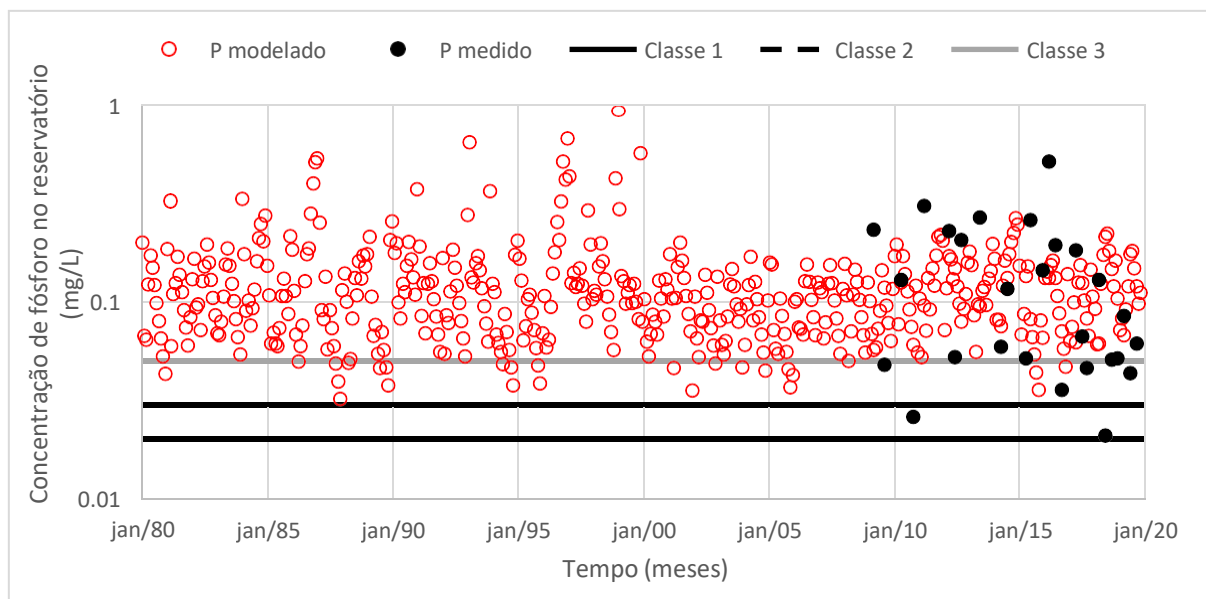
Local	Período	Valor
Tijuquinha	2009-2021	2.484
Açude Acarape do Meio	2004-2010	5,97
Açude Acarape do Meio	2011-2020	2,77
Aracoiaba	2004-2010	0,93
Aracoiaba	2011-2020	0,71

Fonte: Autora (2022).

4.3.3 Concentração de fósforo total no açude Tijuquinha

As concentrações de fósforo no reservatório foram estimadas com base na equação combinada do item 3.5 (Equações 14 e 15) e estão apresentadas na Figura 13. Os resultados mostram, ainda, a comparação dos valores estimados com o método proposto neste estudo com os dados medidos de fósforo total no reservatório, indicando coerência quanto a ordem de grandeza. A série de dados históricos obtidos pelo balanço de fósforo no reservatório com base em dados gerados com o modelo WASA-SED estão sintetizados no Anexo 5.

Figura 13 – Valores de concentração de fósforo no açude Tijuquinha estimados com base na equação combinada proposta neste estudo



Fonte: Autora (2022).

No entanto, as incertezas do modelo hidrológico e a reduzida quantidade de dados medidos de concentração de fósforo total no reservatório resultam em um fraco ajuste entre os dados medidos e modelados com NS inferior a zero. Ainda assim, o método proposto pode ser uma boa estratégia de estimativa de concentrações de fósforo no reservatório em reservatórios com baixa disponibilidade de dados medidos, para fins de planejamento de uso dos recursos hídricos, indicando as restrições de uso da água em virtude das faixas de concentrações do nutriente fósforo em relação às definidas pelo Resolução CONAMA 357/2005.

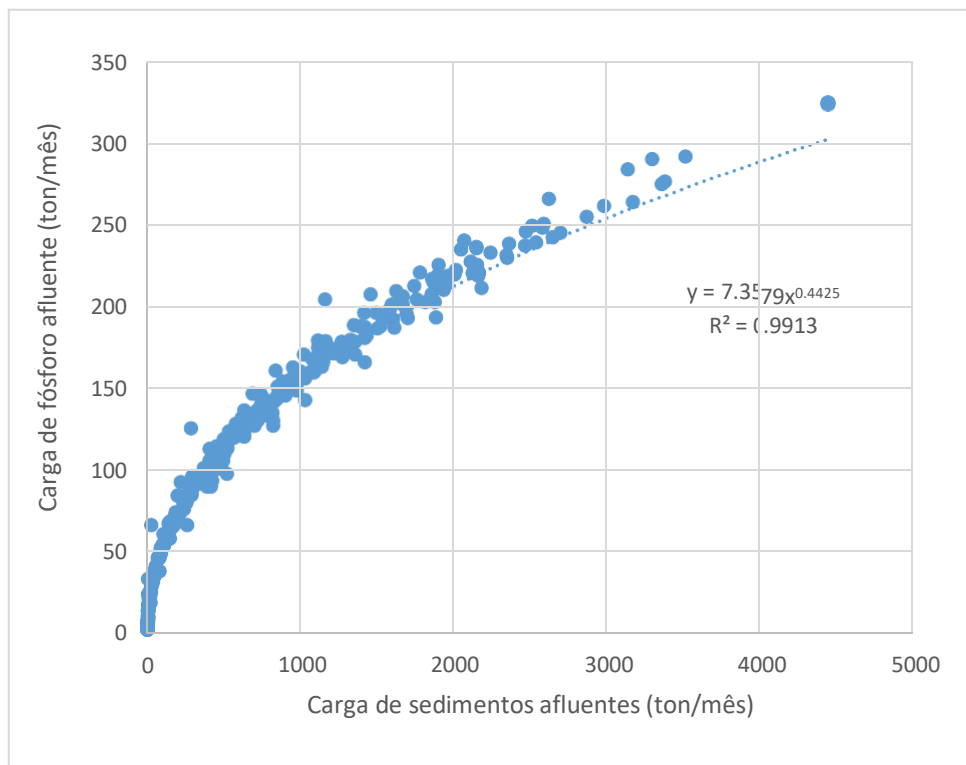
4.3.4 Relações do fósforo afluyente com a carga de sedimentos

Verificou-se, ainda, a ocorrência de uma relação direta do fósforo afluyente com a carga de sedimentos gerada com o modelo WASA-SED (Figura 14). A ocorrência de relações entre a concentração de fósforo e carga de sedimento (sobretudo partículas mais finas) tem sido reportada por alguns pesquisadores, que afirmam que a granulometria das partículas é um fator relevante na detecção da capacidade de adsorção do fósforo ao sedimento com implicações direta na concentração deste nutriente (Meng et al., 2014; Wang et al., 2021).

No entanto, deve-se considerar que a equação de transporte de sedimento

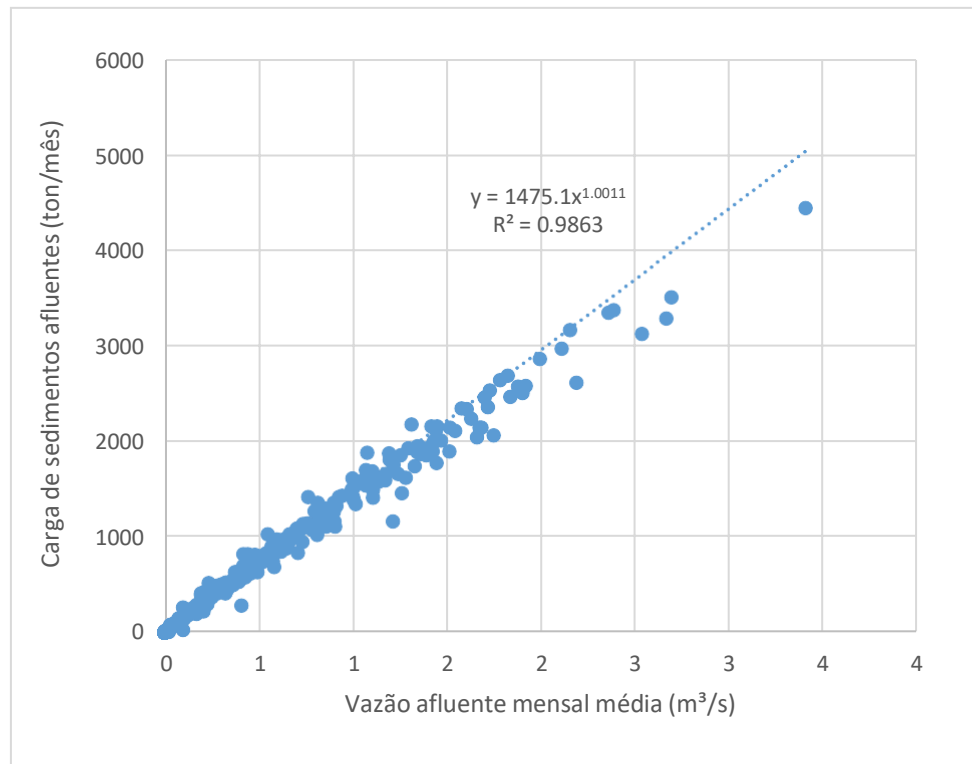
selecionada utiliza uma relação potencial com o escoamento e a vazão de pico, o que pode explicar a boa relação entre a cargas de sedimento e fósforo, uma vez que as concentrações do nutriente fósforo foram geradas a partir de uma regressão com a vazão afluyente ao açude Tijuquinha. A Figura 15 ilustra a relação entre as descargas sólidas e líquidas geradas com o modelo WASA-SED.

Figura 14 – Relação entre carga de fósforo e de sedimentos afluentes ao açude Tijuquinha



Fonte: Autora (2022).

Figura 15 – Relação entre descargas sólidas e líquidas afluentes ao açude Tijuquinha



Fonte: Autora (2022).

5. CONCLUSÕES

Esta pesquisa realizou a modelagem dos processos hidrológicos e sedimentológicas em uma bacia tropical úmida do açude Tijuquinha, com bom desempenho do modelo WASA-SED na estimativa das descargas sólidas e líquidas escoadas pela bacia, assim como a evolução de volumes armazenados no reservatório.

Os resultados da modelagem apontaram a equação da MUST como a melhor dentre as disponíveis na rotina de sedimentos do WASA-SED para estimar a taxa de assoreamento do açude Tijuquinha, aproximando-se da sedimentação medida a partir da diferença entre capacidades de armazenamento em anos de levantamento topográfico/batimétrico do reservatório.

O bom desempenho do modelo hidrossedimentológico foi observado na simulação com o novo mapeamento dos usos do solo na bacia realizado no contexto desta pesquisa, indicando que uma parametrização mais detalhada da cobertura vegetal é necessária para retratar aspectos importantes do terreno nesta escala de investigação de pequenas bacias hidrográficas.

A redução contínua da capacidade de armazenamento do reservatório resultante do assoreamento impacta significativamente a dinâmica de água e sedimentos no reservatório aumentando as perdas por evaporação e vertimentos. Esta capacidade de acumulação variável deve ser levada em consideração pelos órgãos de gestão dos recursos hídricos.

Os resultados desta pesquisa indicaram que o açude Tijuquinha apresenta elevada taxa de assoreamento (7% por década) quando comparada a outros reservatórios do Estado do Ceará (1,85% por década), conforme Araújo (2003).

A metodologia proposta de estimativa da concentração de fósforo afluente com base em regressão com a vazão gerada na bacia hidrográfica, pode ser uma boa estratégia de geração de séries históricas sintéticas de concentração deste nutriente em açudes com monitoramento apenas da concentração no reservatório, como no caso do açude Tijuquinha.

REFERÊNCIAS

- ANGELOCCI, L. R., VILLA NOVA, N. A. (1995) Variações da temperatura da água de um pequeno lago artificial ao longo de um ano em Piracicaba – SP. **Sci. Agric.**, 52(3), 431-438.. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sa/a/N4GvSrCDzjGMgBsHsp5qZQv/?lang=pt>. Acesso em: 23. jun. 2021.
- ARAÚJO, J. A. de A. (1990). **Barragens no nordeste do Brasil; experiência do DNOCS em barragem na região semiárida**. 2 ed. Fortaleza, DNOCS
- ARAÚJO, J. C. de. (2003) Assoreamento em Reservatórios do Semiárido: Modelagem e Validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n.2, p. 39-56, abr/jun.. Disponível em: <https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=1&ID=36&SUMARIO=537>. Acesso em: 12 de mai. 2021
- ARAÚJO J. C. de.; GÜNTNER A.; BRONSTERT A. (2006) 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. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/248952935_Loss_of_reservoir_volume_by_sediment_deposition_and_its_impact_on_water_availability_in_semiarid_Brazil Acesso em: 05 de jun. de 2021
- ARAÚJO, J. C. (2007) de. Entropy-based equation to assess hillslope sediment production. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 32, n. 13, p. 2005-2018. Disponível em: <https://www.semanticscholar.org/paper/Entropy%E2%80%90based-equation-to-assess-hillslope-sediment-Ara%C3%BAjo/45b98c81e72425f5d8fcc9e1d2ea7cab589dd48f>. Acesso em: 05 de jun. de 2021.
- ARNOLD, J.G., et al. (1998) **Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I: Model Development 1**. Wiley Online Library, Hoboken.
- APRILE, F. M., DARWICH, A. J. (2009) Regime térmico e a dinâmica do oxigênio em um lago meromítico de águas pretas da região amazônica. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, 13(1), 37-43. Disponível em:

<https://periodicos.univali.br/index.php/bjast/article/view/1334>. Acesso em: 05 de jun. de 2021

BARBOSA, C. C. (2015) **Aplicação da modelagem ecológica com foco na dinâmica do fitoplâncton para avaliação da qualidade da água do lago Paranoá**. Distrito Federal. 2015. Dissertação (Mestrado), UNB. Disponível em: <http://www.realp.unb.br/jspui/handle/10482/19854> Acesso em: 06 de ago. de 2021

BARBOSA, A. A. A.; DE ARAÚJO, J. C.; ARAÚJO, W. F.; SANTOS, A. B. (2015). Caracterização da evapotranspiração de referência em áreas irrigadas do semiárido paraibano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.19, n.8, p.766-773. Disponível em: http://www.agriambi.com.br/index.php?option=com_content&view=article&id=83&Itemid=11 Acesso em: 13 de mar. De 2020.

BRAGA, B. B. (2019) **Potencial de reuso de sedimento assoreado em açudes na agricultura irrigada na bacia hidrográfica do Banabuiú**. 2019. 71 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/40656> Acesso em: 05 de jun. de 2021

BICALHO, C. C. (2006) **Estudo do transporte de sedimentos em suspensão na bacia do rio Descoberto**. Distrito Federal. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Disponível em: <https://livros01.livrosgratis.com.br/cp095206.pdf> Acesso em: 05 de jun. de 2021

BIZERRIL, F. E. A.; MAMEDE, G. L. (2020) **Conectividade de água e sedimento pela densa rede de drenagem da bacia hidrográfica do Reservatório Pereira De Miranda**. Resumo expandido - IX Encontro de iniciação científica – VII Semana Universitária. Acesso em: 05 de jun. de 2021

BORJI, T. T. (2013) **Sedimentation and sustainability of hydropower reservoirs: cases of Grand Ethiopian Renaissance Dam on the Blue Nile River in Ethiopia**. 2013. (Master's thesis, Institutt for vann-og miljøteknikk). Norwegian University of Science and Technology Faculty of Engineering Science and Technology Department of Hydraulic and Environmental Engineering. Disponível em: <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/242439> Acesso em: 12 jan. 2020.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.

BRASIL. Instituto Nacional de Meteorologia. **Normais Climatológicas do Brasil 1961- 1990.** (2009) Edição revista e ampliada. Brasília, DF.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF) (2006). **Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros**, MMA, Brasília, Brasil.

BRONSTERT, A., DE ARAÚJO, J. C., BATALLA, R. J., COSTA, A. C., DELGADO, J. M., FRANCKE, T., VERICAT, D. (2014). Process-based modelling of erosion, sediment transport and reservoir siltation in mesoscale semi-arid catchments. **Journal of Soils and Sediments**, 14(12), 2001–2018. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0994-1>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/267653240_Process-based_modelling_of_erosion_sediment_transport_and_reservoir_siltation_in_mesoscale_semi-arid_catchments. Acesso em: 05 de jun. de 2021.

CALLOW, J.N., & SMETTEM, K.R.J. (2009). The effect of farm dams and constructed banks on hydrologic connectivity and runoff estimation in agricultural landscapes. **Environmental Modelling & Software**, 24(8), 959-968. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364815209000358>. Acesso em: 02 de fev. de 2022

CASTAGNINO, W. A. (1982) Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos tropicales. Organizacion Panamericana de la Salud, **Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente**, Versión Revisada. Disponível em: <https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/pt/lil-146429>. Acesso em: 02 de ago. 2021.

CAVALCANTE, J. C.; VASCONCELOS, A. M.; MEDEIROS, M. F.; PAIVA, I. G. (2003). **Mapa Geológico do Estado do Ceará.** Brasília: CPRM. 1 mapa, Escala 1:500.000.

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: 29 out. 2020.

COGERH COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (2009). **Limpeza da Bacia Hidráulica, Instalação da Bateria de Réguas Liminométricas e Recuperação da Comporta da Descarga de Fundo do Açude Tijuquinha**. Fortaleza.

COGERH/GEDOP Diretoria De Operações Gerência De Desenvolvimento Operacional. (2017) **Qualidade das águas dos açudes monitorados pela cogehr campanha de maio/2017**. Fortaleza.

CORRELL, D.L. (1998) The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: **A review. J. Environ. Qual.**, 27:261-266. Disponível em: <https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x> Acesso em: 23 de ago. de 2020.

DAVIS, J. A.; KENT, D. B. (1990). Chapter 5. surface complexation modeling in aqueous geochemistry. In: Hochella, M.F., White, A.F. (Eds.), **Mineral-Water Interface Geochemistry**. De Gruyter, Berlin, Boston, pp. 177–260. Disponível em: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/9781501509131-009/html> Acesso em: 22 de ago. de 2020.

DE ROO, A. P. J. & OFFERMANS, R. J. E. (1995) LISEM: A physically-based hydrologic and soil erosion model for basin scale water and sediment management: sensitivity analysis, calibration and validation. In: **Modelling and Management of Sustainable Basin-Scale Water Resource Systems** (ed. by S. P. Simonovic, Z. Kundzewicz, D. Rosbjerg & K. Takeuchi) (Proc. Boulder Symp., July 1995), 399-407. IAHS Publ. no. 231. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/255590020_LISEM_a_physically-bas_ed_hydrological_and_soil_erosion_model_for_basin-scale_water_and_sediment_management Acesso em: 22 de ago. 2020.

DE ARAÚJO, J. C. (2003). Assoreamento em Reservatórios do Semi-árido: Modelagem e Validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n.2, p. 39-56, abr/jun.

DE ARAÚJO, J C ; MEDEIROS, P H A . (2013) Impact of Dense Reservoir Networks on Water Resources in Semiarid Environments. **Australian Journal Of Water Resources**, v. 17, p. 87-100. Acesso em: 29 out. 2020.

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

DUETHMANN, D., KIRCHHOFFER, S., KLOOS, M., VOELKER, S. (2013). Water resources management in Central Asia in the context of changing regional hydrological regimes. **Regional Environmental Change** 13(2), 381-392. Disponível em: https://www.files.ethz.ch/isn/111783/doc_asia_25.pdf Acesso em: 29 out. 2020.

FANG, H.; CHEN, M.; CHEN, Z.; ZHAO, H.; HE, G. (2013). Effects of sediment particle morphology on adsorption of phosphorus elements. **Int. J. Sediment Res.** 28, 246–253. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1001627913600359?via%3Di> hub. Acesso em: 22 de ago. 2020.

FANG, H.; CUI, Z.; HE G.; HUANG, L.; CHEN, M. (2017). Phosphorus adsorption onto clay minerals and iron oxide with consideration of heterogeneous particle morphology. **Sci. Total Environ.** 605–606, 357–367. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969717312330?via%3Di> hub Acesso em: 22 de ago. 2020.

FAYAL, M. A. A. (2008). **Previsão de Vazão por Redes Neurais Artificiais e Transformada Wavelet**. 2008 Dissertação de Mestrado em Engenharia Elétrica, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, RJ. 2008. Disponível em: https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/12169/12169_1.PDF Acesso em: 29 out. 2020.

FRANCKE, T. (2009). **Distributed hydrological modeling using a GIS and remote sensing in semi-arid regions of developing countries**. Ph.D. Thesis. Technische Universität Berlin, Berlin, Germany. 2009. Disponível em: https://ejec.journals.ekb.eg/article_96533.html Acesso em: 29 out. 2020.

FERREIRA, D. M., CUNHA, C. (2013). Simulação numérica do comportamento térmico do reservatório do Rio Verde. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 18(1), 83-93. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/LFk3HkQXRyHjfcx4HMqTnNR/?format=pdf&lang=pt> Acesso em: 25 de ago. de 2020

GÜNTNER, A.; KROL, M.; ARAÚJO, J.C.; BRONSTERT, A. (2004). “Simple water balance modelling of surface reservoir systems in a large data-scarce semiarid region”. **Hydrological Sciences Journal**, 49(5), 901-918. Disponível em: <https://typeset.io/pdf/simple-water-balance-modelling-of-surface-reservoir-systems-83resoy8vd.pdf> Acesso em: 29 out. 2020.

GÜNTNER, A.; BRONSTER, A. (2004). “Representation of landscape variability and lateral redistribution processes for large-scale hydrological modeling in semi-arid areas”. **Journal of Hydrology**, 297, 136-161. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/259662450_Representation_of_landscape_variability_and_lateral_redistribution_processes_for_large-scale_hydrological_modelling_in_semi-arid_areas Acesso em: 25 de fev. de 2021.

GÜNTNER, A. (2002). “**Large-scale hydrological modelling in the semi-arid North-East of Brazil**”. (Tese de Doutorado). Universidade de Potsdam, Alemanha. 2002.

Disponível em: <https://d-nb.info/965001075/34> Disponível em: <https://d-nb.info/988204622/34>

GUERRA, A. T.; GUERRA, A. J. T. G. (2008) **Novo dicionário geológicogeomorfológico**. 6 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 648 p.

GUIMARÃES, L. J. R.; SANTOS, L. J. C. (2007). Levantamento das áreas potenciais à erosão laminar como suporte à detecção das áreas-fonte ao assoreamento na barragem Piraquara I. **Revista Eletrônica Geografar**, [s.l.], v. 2, n. 2, p. 16, Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/geografar/article/view/12106> Acesso em: 10 de fev. de 2021.

HANLEY N., WRIGHT R.E. and ADAMOWICZ V. (1998), Using Choice Experiments to Value the Environment, **Environmental and Resource Economics** 11, 3-4, 413-418.

Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/5146230_Using_Choice_Experiments_to_Value_the_Environment Acesso em: 09 de fev. de 2020.

HAMIDI, S. A.; HOSSEINY, H.; EKHTARI, N.; KHAZAEI, B. (2017). Using MODIS remote sensing data for mapping the spatio-temporal variability of water quality and river turbid plume. **J. Coast Conserv.** 21 939-50. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/320360436_Using_MODIS_remote_sensing_data_for_mapping_the_spatio-temporal_variability_of_water_quality_and_river_turbid_plume Acesso em: 15 de fev. de 2020.

HUANG, L. et al (2015). Mathematical model for interactions and transport of phosphorus and sediment in the Three Gorges Reservoir: **A Review. Water**, 85 (2015) 393e403.

Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135415302001?via%3Dihub> Acesso em: 15 de ago. de 2021.

HUANG, L.; FANG, H.; XU, X.; HE, G.; ZHANG, X.; REIBLE, D. (2017). Stochastic modeling of phosphorus transport in the Three Gorges Reservoir by incorporating variability associated with the phosphorus partition coefficient. **Sci. Total Environ.** 592, 649–661. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28318698/> Acesso em: 15 de ago. de 2021.

IBGE - EMBRAPA (2001). **Mapa de Solos do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, Escala 1:5.000.000.

INMET Instituto Nacional de Meteorologia. (2021) **Normais Climatológicas do Brasil 1961 1990**. Edição revista e ampliada. Brasília, DF

JONES, S. A.; STEVENS, D. K.; HORSBURGH, J. S.; MESNER, N. O. (2010). Surrogate Measures for Providing High Frequency Estimates of Total Suspended Solids and Total Phosphorus Concentrations. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)** 1-15. Disponível em: <http://jeffh.usu.edu/files/2011JAWRASurrogateMeasures.pdf> Acesso em: 21 de jul de 2021.

LAFLEN, J.M., LANE, L.J., FOSTER, G.R. (1991) 'WEPP A new generation of erosion prediction technology', **Journal of Soil and Water Conservation**, 46(1), 34-38. Disponível em: <https://www.jswconline.org/content/46/1/34> Acesso em: 8 de ago. de 2020.

LITTLEBOY M, SILBURN DM, FREEBAIRN DM, WOODRUFF DR, HAMMER GL, LESLIE JK; (1992) Impact of soil erosion on production in cropping systems .I. Development and validation of a simulation model. **Soil and Water Management and Conservation**, 30 (5). pp. 757-774.. Disponível em: <http://era.daf.qld.gov.au/id/eprint/8597/> Acesso em: 08/ de ago de 2021.

LIMA NETO, I. E.; MEDEIROS, P. H. A.; COSTA, A. C.; WIEGAND, M. C.; BARROS, A. R. M.; BARROS, M. U. G. (2022). Assessment of phosphorus loading dynamics in a tropical reservoir with high seasonal water level changes. **Science of The Total Environment**, v. 815, p. 152875. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34995594/> Acesso em 07 de jul de 2022.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. (2018). Monitoring and modeling of water quality in a semiarid watershed. **Eng. Sanit. Ambient.** 23 (1), 125–135. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018167115>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/TGvKYWjLGBDFrVKw7csZpyr/?format=pdf&lang=pt> Acesso em: 9 de mai de 2020

LIMA, T. B. R.; MEDEIROS, P. H. A.; MAMEDE, G.L.; DE ARAÚJO, J. C. (submitted). Impact of intensive water use from farm dams on the storage dynamics in strategic reservoirs. **Hydrological Sciences Journal**.

LIRA, C. C. S.; MEDEIROS, P. H. A.; LIMA NETO, I. E. (2020). Modelling the impact of sediment management on the trophic state of a tropical reservoir with high water storage variations. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** (Online), v. 92, p. e20181169. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/339316858_Modelling_the_impact_of_sediment_management_on_the_trophic_state_of_a_tropical_reservoir_with_high_water_storage_variations Acesso em: 8 de ago. de 2021.

LIRA, C. C. S.; MEDEIROS, P. H. A. (2016) **Revisão bibliográfica e caracterização fisiográficas da bacia do Açude Tijuquinha Baturité**. In: II Workshop de Recursos Naturais do Semiárido, Campina Grande PB.

LOPES, J. L. B.; ARAÚJO NETO, J. R.; PINHEIRO, E. A. R. (2015). Produção de sedimentos e assoreamento em reservatório no semiárido: o caso do açude Marengo, Ceará. **Geoambiente** (Online) 24, 16-31. Disponível em: <https://revistas.ufg.br/geoambiente/article/view/33954> Acesso em: 2 de ago. de 2020.

LOPES, F.; (2007) Utilização de P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento et al. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.11, n.3, p.312–317. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/gSM8TJJKVHPGzgV9hR3fKYs/?lang=pt> Acesso em: 6 de fev de 2020.

LOPES, J. W. B.; (2013) **Modelagem hidrossedimentológica em meso-bacia do semiárido**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE. 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/18615> Acesso em: 2 de ago. de 2020.

LOPES, FB, de ANDRADE, EM, MEIRELES, ACM, BECKER, H., BATISTA, AA, (2014). Investigação da qualidade das águas de um grande reservatório na região semiárida do Brasil. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**. 18, 437-445. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/270486619_Assessment_of_the_water_quality_in_a_large_reservoir_in_semiarid_region_of_Brazil Acesso em: 2 de ago. de 2020.

MALVEIRA, V. T. C.; DE ARAÚJO, J. C.; GUENTNER, A. (2012). "Hydrological impact of a high-density reservoir network in the semiarid north-eastern Brazil." **J. Hydrol. Eng.** 17 (1): 109–117. Disponível em: <https://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%29HE.1943-5584.0000404> Acesso em: 5 de fev de 2021.

MAMEDE, G.L.; ARAÚJO, N.A.M; SCHNEIDER, C.M.; de ARAÚJO, J.C.; HERRMANN H.J. (2012) Overspill avalanching in a dense reservoir network. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 19, p. 7191-7195. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3358906/> Acesso em: 19 de mar. de 2020.

MAMEDE, G. L. (2008) **Reservoir sedimentation in dryland catchments: modelling and management**. Tese de doutorado, Instituto de Geocologia, Universidade de Potsdam, Alemanha. 2008. Disponível em: <https://d-nb.info/988204622/34> Disponível em: <https://d-nb.info/988204622/34> 5 de set. de 2020.

MAMEDE, G. L.; GUENTNER, A.; MEDEIROS, P. H. A.; DE ARAÚJO, J. C. (2018). Modeling the Effect of Multiple Reservoirs on Water and Sediment Dynamics in a Semiarid Catchment in Brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 23, n. 12, p. 1-13. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/327963569_Modeling_the_Effect_of_Multiple_Reservoirs_on_Water_and_Sediment_Dynamics_in_a_Semiarid_Catchment_in_Brazil Acesso em: 5 de set. de 2020.

MEDEIROS, S. S. et al. **Sinopse do Censo Demográfico para o Semiárido brasileiro**. Campina Grande: Insa, (2012). Disponível em: <http://www.insa.gov.br/censosab/publicacao/sinopse.pdf>. Acesso em: 5 de fev de 2021.

MEDEIROS, P. H. A. et al. (2010) Modelling spatio-temporal patterns of sediment yield and connectivity in a semi-arid catchment with the WASA-SED model. **Hydrological Sciences Journal**, v. 55, p. 636-648. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/228671636_Modelling_spatio-temporal_patterns_of_sediment_yield_and_connectivity_in_a_semi-arid_catchment_with_the_WASA-SED_model Acesso em: 5 de set. de 2020.

MEDEIROS, P. H. A. (2009) **Processos hidrossedimentológicos e conectividade em bacia semiárida: modelagem distribuída e validação em diferentes escalas.**

Tese de doutorado, Universidade Federal do Ceará. 2009. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/17083> Acesso: 2 de set. de 2020.

MEDEIROS, P. H. A.; DE ARAÚJO, J. C.; MAMEDE, G. L.; CREUTZFELDT, B.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. (2014) 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,. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-014-0988-z> Acesso: 2 de set. de 2020.

MEDEIROS, P.; GONDIM, F.; SALGADO, B.; AGUIAR, C.; BRAGA, B; ALMEIDA, N.; CHAVES, L.; LIMA, B.; GESTEIRA, C. (2015) **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. Disponível em: <<http://www.cong-hidrossedimentologia.com.br/anais/>>. Acesso: 2 de set. de 2020.

MEIRELES, A. C. M., FRISCHKORN, H., ANDRADE, E. M. (2007) Sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, bacia do Acaraú, no semiárido cearense. **Revista Ciência Agronômica**, 38(1),25-31. Disponível em: <http://ccarevista.ufc.br/seer/index.php/ccarevista/article/view/145> Acesso em: 15 de out. de 2020.

MENG, J., YAO, Q., Yu, Z., (2014). Particulate phosphorus speciation and phosphate adsorption characteristics associated with sediment grain size. **Ecol. Eng.** 70, 140–145. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S092585741400216X?via%3Di> hub Acesso em: 10 de out. de 2021.

MERRITT, W.S., LETCHER, R.A., JAKEMAN, A.J. (2003): A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling and Software** 18, 761–99. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364815203000781> Acesso em: 6 de out de 2020.

MORGAN R. P. C., J. N. et al The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments **Earth Surface Processes and Landforms** Vol 23, Issue 6 p. 527-544 1998 Disponível em: [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1096-9837\(199806\)23:6%3C527::AID-ESP868%3E3.0.CO;2-5](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1096-9837(199806)23:6%3C527::AID-ESP868%3E3.0.CO;2-5) Acesso em: 20 de out de 2020.

MORRIS, G. L.; FAN, J. (1998) Reservoir Sedimentation Handbook: Design and Management of Dams, Reservoirs, and Watershed for Sustainable Use. New York: McGraw-Hill Book Co. Disponível em: https://www.engr.colostate.edu/~pierre/ce_old/classes/CE716/ResSedHandbook1_01.pdf Acesso em 7 de set. de 2020.

MÜLLER, E. N. et al. (1970) WASA-SED Parameterisation Manual. Potsdam: Institute of Geoecology University of Potsdam, 2012. NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models: a discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282-290.

MUELLER, E. N., BATALLA, R. J., GARCIA, C., and BRONSTERT, A. (2008): Modelling bedload rates from fine grain-size patches during small floods in a gravel-bed river, **J. Hydrol. Eng.**, 134, 1430–1439. Disponível em: <https://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%290733-9429%282008%29134%3A10%281430%29> Acesso em: 7 de set de 2020.

MUELLER, E. N. (2008): **Quantification of transient sediment storage in the riverbed for a dryland setting in NE Spain, SESAM** Internet Resources, available at: [http://brandenburg.geoecology.uni-potsdam.de/projekte/sesam/download/Projects/Project Transient Sediment Storage.pdf](http://brandenburg.geoecology.uni-potsdam.de/projekte/sesam/download/Projects/Project%20Transient%20Sediment%20Storage.pdf),. Acesso em: 7 de set de 2020.

MÜLLER, E. N.; GÜNTNER, A.; FRANCKE, T.; MAMEDE, G. (2010) Modelling sediment export, retention and reservoir sedimentation in drylands with the WASA-SED model. **Geoscientific Model Development**, v. 3, p. 275-291. Disponível em: <https://gmd.copernicus.org/articles/3/275/2010/gmd-3-275-2010.pdf> Acesso em 7 de set. de 2020.

NEARING, M. A., G. R. FOSTER, L. J. LANE, S. C. FINKNER. (1989). A process-based soil erosion model for USDA Water Erosion Prediction Project technology. **Trans. ASAE** 32(5): 1587-1593. Disponível em: <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=31195> Acesso em: 12 de out de 2020.

PEREIRA, M. A. F. **Processos hidrossedimentológicos em diferentes escalas espaço temporais no Bioma Mata Atlântica**. (2010). 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/7752> Acesso em 17 de out. de 2020.

PISANIELLO, J.D., MCKAY, J.M., (2006). The need for private dam safety assurance: a follow-up 'Model' policy from Tasmania. **The Australian Journal of Emergency Management** 21, 45–51. C. 1975 Disponível em: <https://knowledge.aidr.org.au/resources/ajem-may-2006-the-need-for-private-dam-safety-assurance-a-follow-up-model-policy-from-tasmania/> Acesso em: 9 de out de 2020.

PROSSER, I.P., RUSTOMJI, P., YOUNG, W.J., MORAN, C.J., HUGHES, A. (2001), Constructing river basin sediment budgets for the National Land and Water Resources Audit. **CSIRO Land and Water**, Canberra Technical Report 15/01, July 2001 Disponível em: <https://publications.csiro.au/rpr/download?pid=procite:ee35535a-a794-4bfd-ad85-ca5bb550f145&dsid=DS1> Acesso em 17 de out. de 2020.

RABELO, U. P. ; DIETRICH, J. ; COSTA, A. C. ; SIMSHAUSER, M. N. ; SCHOLZ, F. E. ; NGUYEN, T. V. ; LIMA NETO, I. E. (2021). Representing a dense network of ponds and reservoirs in a semi-distributed dryland catchment model. **Journal Of Hydrology**, v. 127103, p. 127103, Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169421011537?via%3Di> hub Acesso em 8 de set. de 2020.

ROCHA, M.J.D., LIMA Neto, I.E., (2021) Modeling flow-related phosphorus inputs to tropical semiarid reservoirs. **J. Environ. Manag.** 295, 113123. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113123>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34348431/> Acesso em: 2 de mar de 2022.

ROCHA, M.J.D., LIMA Neto, I.E., (2020) Relação Entre Fósforo Total e Vazão Afluente Nos Principais Reservatórios Rurais Do Estado Do Ceará No Semiárido Brasileiro. **Revista AIDIS** Vol. 13, No.3, 715-730 Disponível em:

<http://www.revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/68153> Acesso em: 8 de out de 2021

ROCHA, M. J. D. ; LIMA NETO, I. E. (2022) Internal phosphorus loading and its driving factors in the dry period of Brazilian semiarid reservoirs. **Journal of environmental management**, v. 312, p. 114983. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/35390612/> Acesso em 20 de jul. de 2022.

SALAS, H. J., MARTINO, P. A (1991). A simplified trophic state model for warm water tropical lakes. **Water Research**, 25(3), 341-350. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/004313549190015I> Acesso em 10 de set. de 2020.

SILVA, A. J. P. (2022). **Disponibilidade hídrica de reservatórios do estado do ceará com base em critérios de qualidade**. (Dissertação de Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Energia e Ambiente, Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira. Redenção, p. 98 2022.

SILVA, D.D.; PRUSKI, F.F. (1997) Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável da agricultura. Brasília: MMA; **SRH; ABEAS**; Viçosa, MG: UFV. 252 p. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000129&pid=S0100-6916200500010001300021&lng=pt Acesso em: 6 de out. de 2020.

SILVA, D. S. D. S. (2015) **Modelos empíricos para estimativa de produção de sedimentos**. (2015). Dissertação de Mestrado. Concentração em Engenharia Hídrica – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pará, Belém. Disponível em: https://repositorio.ufpa.br/jspui/bitstream/2011/7911/1/Dissertacao_ModelosEmpiricosEstimativa.pdf Acesso em 10 de set. de 2020.

SILVA, J. R. L. (2015) **Investigação da dinâmica dos processos hidrológicos e sedimentológicos em escala de parcela no semiárido de Pernambuco**. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal Rural De Pernambuco, Recife. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/5317> Acesso em 10 de set. de 2020.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. (2011) Influência Da Cobertura Vegetal Nos Processos Hidrossedimentológicos No Semiárido Do Nordeste, BRASIL. **Perspectiva Geográfica**, [S. l.], v. 4, n. 5, p. 113–125, 2011. Disponível em: <https://e->

revista.unioeste.br/index.php/pgeografica/article/view/1855. Acesso em: 29 jun. 2022

SILVEIRA, I. V.; (2018) **Estudo da influência da crosta local no comportamento sísmico do sistema barragem gravidade-reservatório-fundação**. (Dissertação de Mestrado em Estruturas e Construção Civil) — Universidade de Brasília, Brasília. 2018. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/34249> Acesso em: 24 de out. de 2020.

SIVAPALAN, M., RUPRECHT, J.K., VINEY, N.R., (1996). Catchment-scale water balance modeling to predict the effects of land use changes in forested catchments. 1. Small catchment water balance model. **Hydrological Processes**, 10(3), 413-428 Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/%28SICI%291099-1085%28199603%2910%3A3%3C393%3A%3AAID-HYP307%3E3.0.CO%3B2-%23?utm_cam= Acesso em: 24 de out. de 2020.

SOUZA, F. F. C.; RIBEIRO, C. B. M.; FRAGOSO JÚNIOR, C. R.; OTÊNIO, M. H. (2016) Modelagem do regime térmico de um reservatório tropical de abastecimento público, Juiz de Fora, MG, Brasil. **Rev. Ambient. Água**, 11(1), 60-74. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/yWS3DGKXLN3HmP4Dxxcy6sG/abstract/?lang=pt> Acesso em: 19 de out. de 2021

SRH SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS. **Atlas Eletrônico dos Recursos Hídricos do Ceará (Açude Tijuquinha, Baturité)**. Disponível em: <<http://atlas.srh.ce.gov.br>>. Acesso em: 08 nov. 2020.

STRASKRABA, M. e TUNDISI, J. G., (2000) Diretrizes para o gerenciamento de lagos: gerenciamento da qualidade da água de represas. . São Carlos: ILEC/IIE. 2000/ **Ecological Engineering** 64, 276–284. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/001232757> Acesso em: 28 jun. 2022

WANG, Y., OUYANG, W., LIN, C., Zhu, W., Critto, A., Tysklind, M., Wang, X., He, M., Wang, B., Wu, H., (2021). Higher Fine Particle Fraction in Sediment Increased Phosphorus Flux to Estuary in Restored Yellow River Basin. **Environ. Sci. Technol.** Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.1c00135> Acesso em: 25 de jun de 2020.

WALTON, R. S. & H. M. HUNTER, (2009). "Isolating the water quality responses of multiple land uses from stream monitoring data through model calibration." **Journal of Hydrology** 378(1-2): 29-45 Disponível em: <https://www.proquest.com/scholarly->

journals/estat%C3%ADstica-espacial-para-avaliar-rela%C3%A7%C3%A3o-entre/docview/1808007103/se-2 Acesso em: 14 de mar. De 2021.

WILLIAMS, J. R. (1995). The erosion-productivity impact calculator (EPIC) model: A case history. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: **Biological Sciences**, 329(1255), 421–428. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.1990.0175> Acesso em 15 de ago. de 2021.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. United States Department of Agriculture, **Agriculture Handbook** No. 537. Disponível em: <https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF> Acesso em: 14 de ago. de 2021.

Anexo 1 – Descrição do Modelo WASA-SED

O modelo WASA-SED (Model of Water Availability in Semi-Arid Environments with Sediment Dynamics Component) (Güntner, 2002; Güntner e Bronstert, 2004; Güntner et al., 2004; Bronstert et al., 2007; Mamede, 2008; Mueller, et al. 2008; Franck et al., 2008; Medeiros et al.) é um modelo determinístico semidistribuído para simulação contínua de processos hidrológicos e sedimentares. O conceito do modelo, sua distinção espacial e os componentes numéricos dos processos de declive, rio e reservatório, e resume a aplicação do modelo atual são revisadas em Mueller et al. (2010).

As rotinas hidrológicas do modelo são baseadas no modelo WASA (Model of Water Availability in Semi-Arid Environments), que foi desenvolvido por Güntner (2002) e Güntner e Bronstert (2002, 2003) onde possibilita a quantificação da disponibilidade hídrica em regiões semiáridas.

O modelo WASA-SED foi desenvolvido dentro do projeto de pesquisa conjunto hispano-brasileiro-alemão SESAM (Exportação de Sedimentos de Bacias Semiáridas: Medição e Modelagem). O código do modelo WASA existente foi estendido para incluir rotinas de transporte de sedimentos para os três novos níveis conceituais do modelo WASA-SED: a escala da encosta, a escala do rio e a escala do reservatório para o cálculo da sedimentação.

O WASA-SED simula os processos de escoamento e erosão na escala de encostas, os processos de transporte de fluxos suspensos e de leito na escala do rio e os processos de retenção e remobilização de sedimentos em grandes reservatórios. Esta ferramenta de modelagem pode avaliar opções de gestão para cenários de mudança de uso sustentável da terra para reduzir a erosão na bacia hidrográfica, e opções de gestão de reservatório adequadas para reduzir sedimentos em grandes reservatórios e redes de reservatórios. (MEDEIROS et al., 2014)

Através de reservatórios de superfície, o modelo WASA-SED usa método em cascata, de acordo com a classificação do reservatório sua capacidade de armazenamento e dividi-los em até cinco categorias. Utilizado para espalhamento de água ao longo da rede. e um método em cascata é usado para a propagação da água ao longo da rede. Neste método, presume-se que os reservatórios de classe inferior (aqueles com capacidade menor) localizada a montante de capacidade maior classe (reservatório de maior capacidade).

Para a simulação da retenção de sedimentos ao longo da encosta e do assoreamento no açude Tijuquinha foram usadas as quatro abordagens disponíveis no modelo WASA-SED (USLE e seus derivados – MUSLE, Ostad-Foster e MUST). Essas opções diferem no componente de energia χ , que é calculado a partir da erosividade da chuva, características do escoamento superficial ou uma combinação de ambas e a equação da capacidade de transporte para estimar a massa de sedimentos que pode ser transportada encosta abaixo (Brontert et al. 2014). A tabela 11 mostra um resumo das abordagens sedimentológicas e as escalas espaciais relacionadas ao modelo WASA-SED.

Tabela 11 - Resumo das abordagens do modelo sedimentológico e as escalas espaciais relacionadas no modelo WASA-SED (componente de vegetação do solo SVC, componente de terreno TC, unidade de paisagem LU).

Processo	Escala Espacial	Abordagem/Equação	Referência
Erosão do Solo LU	Vertente /	USLE + 3 modificações: MUSLE, Ostad-Foster, MUST(para o uso opcional)	Wischmeier and Smith (1978), Williams (1995)
Deposição do material erodido	Transporte do	Escala de campo / TC	Limite da capacidade de transporte de sedimentos
Transporte do material suspenso (incluindo deposição ou degradação em) emrios		Rede fluvial	Avaliação da capacidade de transporte de sedimentos suspensos

5 equações de transporte (para

E
v
e
r
a
e
r
t
(
1
9
9
1
)

Arn
old
et
al.
(19
95)/
Neit
sch
et
al.
(20
02)

Mey
er-
Pet
er e
Mull
er
(19
48);
Sch
okit
sc
Rede

material de leito
fluvial

uso opcional)

(1950); Bagnold (1956);
Smart and Jaeggi
(1983); Rickenmann
(2001)

Cálculo de sedimentação
de

Transporte de

sedimentos
empequenos
reservatórios

Classes
de
reservatóri
os

forma agregada
para asdiferentes
classes de
reservatórios

Mamede (2008)

Transporte
de
sedimentos

emgrandes
reservatório
s

Reservatórioesestratégicos

Cálculo de
sedimentação para
cadareservatório

individual,
incluindo
medidas de
gerenciamento
dos
reservatórios

Mamede
(2008)

Fonte: Adaptado de Bronstert (2014)

- *Estrutura do modelo para a vertente*

A vertente possui uma estrutura de desagregação hierárquica *top-down* com cinco níveis espaciais, a reproduzir o carácter variável das propriedades como a topografia, tipo de solo e cobertura vegetal ao longo da bacia e a influência dessa variabilidade na geração do escoamento (MEDEIROS, 2009).

As características e representações de processos específicos de cada nível de escala conforme retratado em (GÜNTNER, 2002; GUNTNER; BRONSTARD, 2004; MEDREIROS, 2009; e MAMEDE, 2009).

- Sub-bacia: unidade básica, demarcada tendo em conta a localização dos grandes reservatórios (com a capacidade de armazenamento superior a 50.106m³) e de convergência de grandes rios. Como uma alternativa a sub-bacias, pode-se utilizar unidades administrativas (municípios) ou células de grade, com uma área na ordem de magnitude de 103 km².

- Unidade hidrológica (landscape unit – LU): O balanço hidrológico e os processos de transporte do rio são calculados de acordo com a associação de vertentes com sequência semelhante de litologia, solo e vegetação ao longo da encosta. Admitem-se similaridades nos fluxos verticais e horizontais de água entre vertentes de uma mesma LU;

- Componente de terreno (terrain component – TC): subárea de uma LU com mesma posição na encosta e características semelhantes de declividade, solo e vegetação. A unidade é simulada a transferência lateral de fluxo superficial e sub-superficial entre TCs de diferentes posições topográficas;

- Componente de solo e vegetação (soil-vegetation component – SVC): é uma combinação específica de solo e cobertura vegetal em um TC, representado por seu percentual de área dentro do referente TC. Nesta escala é considerada redistribuição lateral de escoamento superficial e subsuperficial entre SVCs;

- Perfil: menor componente espacial da hierarquia. Nesta escala são especificados os horizontes de solos em cada SVC, onde é calculado o balanço

hídrico, considerando processos verticais e horizontais.

Segundo Medeiros (2009), o modelo WASA- SED, na modelagem hidrológica, inclui os processos a seguir: interceptação (balanço simplificado - Güntner, 2002); evapotranspiração (modelo de duas camadas - Shuttleworth e Wallace, 1985); evaporação de reservatórios superficiais (Penman, 1948; Monteith, 1965); infiltração (Green e Ampt, 1911); percolação entre horizontes de solo (Arnold et al., 1990); escoamento sub-superficial (relação simplificada para fluxo saturado baseada na equação de Darcy); armazenamento subterrâneo (modelagem simplificada com base em um modelo linear de armazenamento). Detalhes sobre a representação dos processos hidrológicos foram apresentados em Güntner (2002) e Mamede(2009).

WASA-SED possui a rotina dos processos sedimentológicos com quatro equações de erosão de geração de sedimentos usando variações da equação USLE (Wischmeier e Smith,1978), que podem ser generalizadas como (Williams, 1995). Mais detalhes dos processos foram apresentados em Mueller et al. 2010.

A equação USLE e suas variações podem ser generalizadas da seguinte forma:

$$E = \chi \text{ KLSC PROKFA} \quad (1)$$

onde E é a erosão (t), K o fator de erodibilidade do solo ($\text{t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), LS o fator de declive de comprimento, C o fator de manejo de vegetação e cultivo, P o fator de prática de controle de erosão, ROKF o fator de fragmento grosso como usado na USLE e Aa área do escopo (ha). χ é o termo de energia que difere entre os derivados USLE, que são fornecidos abaixo. É calculado como (Williams, 1995):

$$\text{USLE } \chi = EI \quad (2)$$

$$\text{Onstad-Foster } \chi = 0,646EI + 0,45(Q_{\text{surf}}q_p)^{0.33} \quad (3)$$

$$\text{MUSLE } \chi = 1,586(Q_{\text{surf}}q_p)^{0,56}A^{0,12}$$

(4)

$$\text{MUST } \chi = 2,5(Q_{\text{surf}}q_p)^{0,5}$$

(5)

onde EI é o fator de energia da chuva ($\text{MJmmh}^{-1} \text{h}^{-1}$), Q_{surf} é o volume de escoamento superficial (mm) e q_p é a taxa de escoamento de pico (mmh^{-1}). Diferente da USLE original, as abordagens (3–5) incorporam o escoamento superficial Q_{surf} (calculado pelas rotinas hidrológicas) no cálculo do componente de energia. Isso melhora o desempenho da modelagem de sedimentos ao eliminar a necessidade de uma taxa de distribuição de sedimentos (SDR) e considera implicitamente a umidade antecedente do solo (Neitsch et al., 2002). E é distribuído entre o número especificado pelo usuário de classes de tamanho de partícula, conforme a composição média dos horizontes erodidos na área (MUELLER et al. 2010).

É possível aplicar qualquer uma das quatro equações de erosão na escalade sub-bacia, WASA-SED permite ou na escala do componente do terreno. No primeiro caso, os fatores USLE resultam de médias ponderadas por área em toda a sub-bacia e cumulativamente para o fator LS conforme proposto por Foster e Wischmeier (1974 *apud* HAAN et al., 1994). Se aplicado na escala do TC, os fatores específicos de cada TC são usados e, entre eles, é realizado o roteamento de sedimentos: qualquer massa de sedimento SED_{in} (t) proveniente de áreas de declive é adicionada à massa de sedimento gerada E para obter o rendimento de sedimentos SY (t) de um TC. SY é limitado pela capacidade de transporte q_s (t) do fluxo que sai do componente do terreno. Como mostra a equação 6.

$$\text{SY} = \text{minimo}(E + \text{SED}_{\text{in}}, q_s)$$

(6)

Existem duas opções disponíveis para calcular a capacidade de transporte q_s :

(a) Com a capacidade de transporte de sedimentos de acordo com Everaert (1991):

$$\text{se } D_{50} \leq 150 \mu\text{m} : q_s = 1,50 \times 10^{-5} \Omega^{1,07} D_{50}^{0,47} W$$

(7)

$$\text{se } D_{50} > 150 \mu\text{m} : q_s = 3,97 \times 10^{-6} \Omega^{1,75} D_{50}^{-0,56} W,$$

(8)

$$\text{com } \Omega = (\rho g p S)^{1,5} / R^{2/3}$$

Onde Ω é a potência efetiva da corrente ($\text{g}^{1,5} \text{s}^{-4,5} \text{cm}^{-2/3}$) computada nas rotinas hidrológicas de WASA-SED, D_{50} é o diâmetro médio das partículas (μm) estimado a partir da distribuição do tamanho médio das partículas dos solos erodidos, e W é a largura da componente do terreno (m), ρ é a densidade das partículas (gm^{-3}), g é a aceleração gravitacional (ms^{-2}), q é a taxa de fluxo superficial em uma faixa de 1-m ($\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{m}^{-1}$) e R é a profundidade do fluxo (cm).

(b) Com o valor máximo previsto por MUSLE assumindo a erodibilidade irrestrita com K definido como 0,5:

$$q_s = E_{\text{MUSLE}, K} = 0,5 \text{ usando Eq. (7) (8) (9)}$$

O sedimento que deixa um componente do terreno i é particionado em uma fração que é encaminhada para o próximo componente do terreno a montante (SED_{in}, TC _{i} + 1) e uma fração que atinge o rio diretamente (SED_{river}, i), representando as partículas de solo transportadas por caminhos preferenciais de escoamento, como riachos e voçorocas. SED_{river}, i é uma função da fração de área a_i do componente i do terreno atual dentro da unidade de paisagem:

$$\text{SED}_{\text{river}, i} = S Y_i (a_i / \sum_{n=i}^{n_{\text{TC}}} a_n)$$

(10)

Onde i é o índice do componente de terreno atual (contado do topo), α é a fração de área de um componente de terreno e nTC é o número de componentes de terreno na unidade de paisagem atual (MUELLER et al. 2010).

- *Estrutura do modelo para redes de drenagens*

A rede fluvial é o componente espacial que conecta a encosta e o reservatório (MAMEDE, 2008). Consiste em rios independentes com uma seção transversal predefinida. Cada segmento está associado a uma sub-bacia, de modo que cada segmento recebe fluxos de água e sedimentos da sub-bacia e de outros segmentos de rio a montante. A seção transversal da seção é aproximadamente trapezoidal (MUELLER et al., 2010). Seus módulos possuem um método de distribuição espacial que pode simular o transporte de água e sedimentos.

Para a simulação de processos sedimentológicos, WASA-SED possui módulos para transmissão de cargas suspensas e para transmissão de cargas de leito. O conceito de capacidade de carga é usado para modelar o transporte de carga suspensa, que é calculada em função da velocidade de pico do fluxo. Cinco diferentes equações de transferência de carga são usadas para calcular a transferência de carga do leito: MEYER-PETER & MÜLLER (1948); SCHOKLITSCH (1950); SMART & JAEGGI (1983); BAGNOLD (1956); E RICKENMANN (1991, 2001).

- *Estrutura do modelo para reservatórios*

Para descrever os processos que ocorrem no reservatório, o modelo possui dois métodos distintos: um método simplificado desenvolvido por Guntner (2002) e um método detalhado desenvolvido por Mamede et al. (2006).

O método simplificado divide os reservatórios em reservatórios estratégicos e pequenos. Os reservatórios estratégicos são reservatórios de grande e médio porte localizados no rio principal na saída da sub-bacia. Para esses reservatórios, o balanço de água e sedimento é calculado explicitamente no modelo. No caso de reservatórios menores, eles são divididos em classes grandes e pequenas de acordo com sua capacidade de armazenamento. Este método usa um sistema de roteamento em

cascata para descrever a localização dos tipos de reservatórios e a redistribuição do fluxo de água e sedimentos entre os diferentes tipos de reservatórios.

No método detalhado, o reservatório é dividido em dois componentes espaciais: o componente da subseção do rio e o componente da subseção do reservatório. A profundidade normal de cada seção transversal é levada em consideração para definir o limite entre as duas componentes espaciais, independentemente do enchimento do reservatório. A profundidade normal é considerada a profundidade máxima da água de um fluxo uniforme e é calculada pela fórmula de Manning. Se o valor da profundidade da seção do reservatório for menor que a profundidade normal, a seção é considerada uma subseção do rio, caso contrário, a seção é considerada uma subseção do reservatório.

Para simular o transporte de sedimentos no reservatório, o modelo considera quatro aspectos: balanço hídrico do reservatório, transmissão hidráulica pelo reservatório, transporte de sedimentos no reservatório e mudanças na elevação do leito do reservatório (MAMEDE, 2008; MUELLER, 2010).

O modelo de sedimentação do reservatório permite o cálculo da eficiência de aprisionamento do reservatório, o cálculo do modo de deposição de sedimentos, a simulação de várias opções de gerenciamento de sedimentos do reservatório e o cálculo da expectativa de vida do reservatório.

- *Sequência temporal da modelagem dos processos*

A sequência temporal de modelagem dos processos relacionados à dinâmica da umidade do solo e à geração de escoamento em cada iteração apresentado pelo Güntner (2002) segue as seguintes etapas:

- 1) O processo inicia no componente de terreno situado na mais elevada posição topográfica na unidade paisagística, daí seguem as etapas 2 a 10 para todos os componentes de solo-vegetação (SVCs) presentes no componente de terreno (TC);
- 2) A influência do fluxo superficial lateral provenientes dos TCs a montante e nos SVS do mesmo TC produzidos na iteração anterior é calculada e usada para atualizar a umidade do solo de todos os horizontes. Se o teor atual de água do solo de um perfil exceder o seu máximo possível na saturação, a água excedente conta como escoamento superficial (fluxo de retorno).
- 3) É determinado a retenção da precipitação na cobertura vegetal

(interceptação) ea evaporação da água interceptada;

4) É determinado o escoamento superficial devido à saturação por excesso de precipitação ou devido ao fluxo lateral (produzido na mesma iteração) proveniente de TCs a montante e/ou de uma fração saturada do SVC produzido na etapa 9.

5) É calculado infiltração com a entrada da chuva e em função do escoamento superficial (produzido na mesma iteração) proveniente de TCs a jusante e/ou de outros SVCs do mesmo TC. Simultaneamente, a rotina de infiltração determina o escoamento superficial em razão da saturação por excesso da água infiltrada (para casos em que o perfil do solo é completamente saturado pela água infiltrada durante o período).

6) É atualizado a umidade do solo dos horizontes mais profundos em função da água infiltrada.

7) A evapotranspiração é calculada em função da umidade do solo, com esse valor a umidade do solo de todos os horizontes sofre uma atualização.

8) Para cada horizonte de solo é calculado o fluxo vertical que segue para o horizonte inferior ou para águas subterrâneas profundas e é determinado o volume do escoamento lateral subsuperficial para os SVCs adjacentes e para o TC a jusante ou para a redefluvial. De acordo com essas saídas a umidade do solo dos horizontes sofre uma nova atualização.

9) É determinado a fração saturada do svc como uma função do teor de umidade do solo em um perfil representativo do solo.

10) Os escoamentos, superficial e subsuperficial, de todos os SVCs do TC atual são somados e distribuídos entre o escoamento do rio e a entrada para o TC a jusante.

11) As etapas, 2 a 10, se repetem para todos os SVCs do próximo TC a jusante.

Anexo 2 – Série histórica de vazão afluente ao açude Tijuquinha gerada com o modelo WASA-SED

Ano	Vazão afluente média (m³/s)												Média anual (m³/s)
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
1980	0,08	1,52	1,18	0,13	0,03	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27
1981	0,00	0,06	1,78	0,21	0,31	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	0,26
1982	0,15	0,12	0,90	0,57	1,11	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24
1983	0,00	1,26	0,73	0,37	0,07	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
1984	0,00	0,25	1,00	0,48	1,01	0,55	0,33	0,03	0,02	0,00	0,00	0,00	0,30
1985	0,28	0,74	1,58	1,00	1,33	1,43	0,82	0,01	0,00	0,00	0,00	0,10	0,61
1986	0,23	0,86	1,31	2,16	1,22	0,82	0,05	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01	0,56
1987	0,02	0,20	1,07	0,84	0,07	1,90	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34
1988	0,39	0,23	0,70	2,54	1,72	0,62	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,55
1989	0,13	0,03	0,76	1,45	0,80	1,84	2,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,61
1990	0,01	0,28	0,10	0,91	0,85	0,22	0,45	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,24
1991	0,03	0,33	1,06	0,21	1,38	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26
1992	0,19	2,67	0,55	0,90	0,01	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37
1993	0,00	0,00	0,37	0,40	0,01	0,19	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11
1994	0,40	0,55	1,30	1,36	1,54	2,11	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,65
1995	0,09	0,32	0,44	1,63	0,81	0,40	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34
1996	1,01	0,37	1,70	1,20	0,44	0,10	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	0,41
1997	0,01	0,06	0,54	0,26	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,12
1998	0,71	0,46	0,47	0,13	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15
1999	0,00	0,12	0,50	0,38	0,67	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,17
2000	0,94	0,48	1,45	1,83	0,91	0,66	0,82	1,11	0,20	0,00	0,00	0,00	0,70
2001	0,41	0,06	0,64	2,69	0,17	0,17	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35
2002	3,41	0,08	1,34	1,88	0,62	0,85	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69
2003	0,30	1,22	1,47	1,73	1,11	0,65	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,54
2004	2,39	1,37	0,38	0,31	0,06	1,26	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
2005	0,02	0,10	0,24	1,42	1,51	1,67	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,42
2006	0,00	0,02	0,48	1,11	0,93	1,14	0,10	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33
2007	0,02	0,49	0,44	1,44	0,73	0,22	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28
2008	0,20	0,01	0,60	2,36	0,84	0,32	0,16	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,41
2009	0,12	0,71	1,19	1,61	1,36	0,90	0,57	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,55
2010	0,23	0,04	0,11	1,39	0,02	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,17
2011	1,92	0,38	1,99	0,42	1,07	0,12	0,76	0,06	0,00	0,03	0,02	0,00	0,56
2012	0,17	1,66	0,23	0,04	0,22	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23
2013	0,01	0,18	0,30	1,00	1,68	0,42	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35
2014	0,06	0,32	1,08	0,81	0,90	0,25	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,29
2015	0,13	0,49	1,42	0,64	0,17	0,22	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,34
2016	1,17	0,10	0,25	0,36	0,19	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19
2017	0,03	1,75	0,82	0,47	1,41	0,08	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,40
2018	0,58	0,78	1,43	1,34	0,11	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,36
2019	0,62	1,28	0,70	1,24	0,52	0,32	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39
Média	0,41	0,55	0,87	1,03	0,71	0,53	0,24	0,05	0,01	0,00	0,00	0,05	0,37
Mediana	0,14	0,33	0,75	0,95	0,76	0,31	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35

Anexo 3 – Série histórica de concentração de fósforo afluyente ao açude Tijuquinha gerada pela relação com a vazão afluyente

Ano	Concentração de fósforo afluyente (mg/L)												Média anual (mg/L)
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
1980	0,278	0,059	0,064	0,223	0,516	0,140	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,107
1981	3,441	0,372	0,051	0,173	0,133	0,380	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,085	0,386
1982	0,201	0,246	0,074	0,099	0,066	0,307	1,985	1,779	0,000	0,000	0,000	0,000	0,396
1983	0,000	0,068	0,083	0,125	0,298	1,092	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,139
1984	1,380	0,162	0,070	0,108	0,070	0,101	0,130	0,502	0,605	2,370	0,000	3,953	0,788
1985	0,142	0,092	0,054	0,072	0,060	0,059	0,078	0,992	3,178	0,000	0,000	0,252	0,415
1986	0,159	0,084	0,060	0,047	0,063	0,080	0,367	0,576	8,870	0,957	0,910	0,842	1,085
1987	0,576	0,190	0,067	0,079	0,299	0,051	0,883	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,179
1988	0,118	0,167	0,085	0,043	0,052	0,094	0,237	0,000	1,378	0,000	8,870	0,150	0,933
1989	0,213	0,540	0,081	0,059	0,079	0,052	0,045	1,650	0,000	0,000	0,000	0,240	0,247
1990	1,191	0,156	0,246	0,076	0,077	0,168	0,109	0,808	1,338	0,000	0,000	0,000	0,347
1991	0,512	0,142	0,068	0,171	0,059	0,205	1,443	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,217
1992	0,173	0,043	0,098	0,076	1,055	0,285	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,144
1993	5,958	2,784	0,121	0,121	0,933	0,180	0,131	0,000	0,000	0,000	0,000	1,328	0,963
1994	0,115	0,107	0,061	0,061	0,055	0,048	0,115	0,000	0,000	0,000	0,000	0,186	0,062
1995	0,260	0,145	0,110	0,055	0,078	0,120	0,112	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,073
1996	0,070	0,130	0,052	0,065	0,110	0,261	1,328	0,360	0,000	1,768	0,927	0,000	0,423
1997	1,021	0,370	0,099	0,154	0,109	14,722	3,672	0,000	0,000	0,000	6,409	0,193	2,229
1998	0,085	0,120	0,107	0,228	0,480	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	7,257	0,690
1999	1,455	0,250	0,103	0,123	0,088	0,118	6,741	0,000	14,722	0,000	0,000	0,818	2,035
2000	0,072	0,113	0,057	0,052	0,074	0,091	0,078	0,066	0,178	0,000	0,000	5,653	0,536
2001	0,115	0,380	0,089	0,042	0,187	0,195	0,392	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,117
2002	0,035	0,309	0,059	0,051	0,091	0,079	0,256	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,073
2003	0,135	0,069	0,056	0,053	0,066	0,092	0,889	1,650	0,000	0,000	0,000	4,305	0,610
2004	0,043	0,063	0,119	0,139	0,320	0,064	0,181	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,077
2005	0,629	0,273	0,153	0,060	0,056	0,054	0,624	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,154
2006	14,507	0,774	0,105	0,068	0,073	0,067	0,253	0,188	0,000	0,000	0,000	0,000	1,336
2007	0,558	0,115	0,110	0,059	0,083	0,168	1,260	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,196
2008	0,168	0,861	0,093	0,045	0,077	0,135	0,190	0,117	0,000	0,000	0,000	0,000	0,141
2009	0,231	0,094	0,063	0,056	0,059	0,077	0,096	0,254	0,000	0,000	0,000	0,000	0,077
2010	0,156	0,434	0,243	0,060	0,650	0,260	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,170	0,164
2011	0,049	0,132	0,048	0,117	0,067	0,235	0,081	0,322	0,000	0,509	0,706	14,507	1,398
2012	0,189	0,056	0,157	0,411	0,160	0,116	2,890	0,000	0,000	0,000	5,736	3,953	1,139
2013	1,021	0,198	0,137	0,072	0,052	0,117	0,094	2,769	14,722	0,000	1,470	5,958	2,218
2014	0,326	0,145	0,067	0,081	0,074	0,157	0,814	0,000	0,951	1,668	2,511	0,606	0,617
2015	0,220	0,114	0,058	0,093	0,187	0,166	0,069	0,000	0,000	0,000	0,000	1,295	0,184
2016	0,064	0,269	0,150	0,127	0,173	0,172	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,080
2017	0,454	0,057	0,078	0,110	0,058	0,290	0,188	0,000	0,000	0,000	0,000	0,280	0,126
2018	0,095	0,089	0,057	0,061	0,242	0,645	0,801	7,257	0,000	0,000	0,000	1,305	0,879
2019	0,091	0,067	0,085	0,064	0,100	0,136	0,362	9,889	0,000	0,000	0,000	5,958	1,396
Média	0,913	0,271	0,093	0,100	0,188	0,544	0,672	0,729	1,149	0,182	0,689	1,482	0,584
Mediana	0,195	0,143	0,082	0,074	0,081	0,135	0,185	0,000	0,000	0,000	0,000	0,160	0,367

Anexo 4 – Série histórica mensal de carga de fósforo afluyente ao açude Tijuquinha gerada pela relação com a vazão afluyente

Ano	Carga de fósforo mensal estimada (kg/mês)												Total anual (kg/ano)
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
1980	61,3	225,7	201,4	75,2	37,2	109,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	710,7
1981	8,0	52,6	242,6	92,5	111,5	49,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	160,8	717,0
1982	79,9	73,7	178,8	145,5	195,9	58,1	12,5	13,7	0,0	0,0	0,0	0,0	758,1
1983	0,0	207,8	162,7	120,2	58,1	20,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	569,6
1984	16,8	100,1	187,0	135,1	187,8	143,1	113,4	38,1	33,6	10,9	0,0	7,2	973,1
1985	105,8	163,4	229,8	187,1	212,8	219,5	171,7	21,9	8,8	0,0	0,0	66,4	1387,3
1986	96,3	174,9	211,7	264,1	204,4	171,7	49,1	34,0	3,8	22,6	24,1	25,0	1281,9
1987	34,0	90,6	193,1	173,6	57,9	249,7	24,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	823,0
1988	122,8	97,9	160,1	284,2	238,7	151,5	69,9	0,0	17,3	0,0	3,8	101,2	1247,5
1989	76,2	38,9	166,0	220,9	169,3	246,0	266,0	14,5	0,0	0,0	0,0	69,0	1266,8
1990	18,9	106,1	67,8	179,8	173,9	94,9	131,2	25,9	17,7	0,0	0,0	0,0	816,3
1991	37,4	114,6	192,4	93,5	216,0	80,6	16,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	750,9
1992	89,9	290,5	143,1	179,0	20,9	61,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	785,1
1993	5,1	10,3	120,5	123,8	23,1	89,5	113,1	0,0	0,0	0,0	0,0	17,3	502,8
1994	124,9	143,8	210,5	215,3	227,5	261,6	125,6	0,0	0,0	0,0	0,0	85,0	1394,2
1995	64,8	113,0	129,9	233,1	170,8	124,4	128,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	964,0
1996	187,9	119,8	237,5	203,0	130,2	66,3	17,3	49,8	0,0	13,7	23,8	0,0	1049,4
1997	21,4	52,9	141,9	101,8	131,2	2,5	7,6	0,0	0,0	0,0	5,0	82,5	546,9
1998	160,4	131,9	133,3	73,9	39,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,4	543,4
1999	16,1	72,7	137,5	121,8	156,1	125,9	4,7	0,0	2,5	0,0	0,0	25,6	663,0
2000	182,6	134,5	221,1	245,2	179,5	155,3	171,6	196,1	90,2	0,0	0,0	5,4	1581,3
2001	125,3	51,7	153,8	291,8	84,6	83,8	46,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	837,6
2002	324,2	61,2	213,7	248,5	151,8	174,5	65,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1239,5
2003	110,0	204,6	222,6	239,4	196,1	154,2	24,0	14,5	0,0	0,0	0,0	6,7	1172,2
2004	276,5	215,6	121,8	110,7	54,8	207,4	87,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1073,8
2005	31,7	67,7	99,6	219,1	225,6	235,9	31,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	911,4
2006	2,5	29,1	135,0	195,9	181,1	198,6	66,1	84,3	0,0	0,0	0,0	0,0	892,7
2007	34,9	136,5	130,2	220,7	163,0	94,8	18,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	798,2
2008	92,1	26,0	148,6	275,0	173,2	113,0	83,4	123,7	0,0	0,0	0,0	0,0	1035,0
2009	71,3	160,6	202,7	231,6	215,1	178,7	145,3	66,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1271,4
2010	97,9	46,5	68,5	217,1	30,9	66,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	91,3	618,8
2011	250,8	121,5	255,1	127,0	193,0	72,1	165,9	54,4	0,0	37,6	29,7	2,5	1309,6
2012	83,8	235,1	97,6	45,9	95,9	128,2	9,2	0,0	0,0	0,0	5,5	7,2	708,4
2013	21,4	87,6	108,7	187,5	236,6	127,0	146,9	9,6	2,5	0,0	16,4	5,1	949,4
2014	54,0	112,9	193,6	170,5	179,0	100,2	25,7	0,0	23,3	14,4	10,6	32,7	917,1
2015	74,2	136,6	219,2	153,3	84,7	95,6	188,7	0,0	0,0	0,0	0,0	17,7	969,9
2016	201,2	66,6	100,9	119,0	89,9	92,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	670,3
2017	41,3	240,7	171,8	133,2	218,5	60,9	84,1	0,0	0,0	0,0	0,0	61,0	1011,5
2018	146,5	168,0	220,0	213,7	68,8	31,9	26,1	4,4	0,0	0,0	0,0	17,6	896,9
2019	151,3	209,4	159,9	206,3	140,1	112,5	49,6	3,4	0,0	0,0	0,0	5,1	1037,7
Média	92,5	122,3	167,3	176,9	143,1	120,3	67,2	18,9	5,0	2,5	3,0	22,4	941,3
Mediana	78,0	113,8	164,3	183,5	166,1	111,2	47,8	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8	914,3

Anexo 5 – Série histórica mensal de concentração de fósforo no açude Tijuquinha gerada pela relação com a vazão afluente

Ano	Concentração de fósforo no reservatório (mg/L)												Média anual (mg/L)
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
1980	0,197	0,067	0,065	0,123	0,172	0,150	0,119	0,095	0,076	0,061	0,048	0,038	0,101
1981	0,181	0,320	0,060	0,110	0,125	0,170	0,135	0,108	0,086	0,069	0,055	0,084	0,125
1982	0,130	0,166	0,094	0,097	0,072	0,127	0,151	0,196	0,156	0,125	0,099	0,079	0,124
1983	0,063	0,068	0,080	0,107	0,155	0,188	0,150	0,119	0,095	0,076	0,060	0,048	0,101
1984	0,329	0,175	0,091	0,102	0,076	0,093	0,115	0,161	0,211	0,250	0,199	0,270	0,173
1985	0,153	0,108	0,061	0,070	0,061	0,060	0,074	0,107	0,132	0,105	0,084	0,216	0,103
1986	0,185	0,114	0,069	0,050	0,060	0,076	0,127	0,176	0,188	0,282	0,399	0,511	0,186
1987	0,537	0,252	0,091	0,082	0,135	0,058	0,091	0,072	0,058	0,046	0,037	0,029	0,124
1988	0,115	0,140	0,101	0,049	0,051	0,083	0,133	0,106	0,159	0,127	0,168	0,151	0,115
1989	0,175	0,213	0,106	0,067	0,077	0,054	0,046	0,070	0,056	0,045	0,036	0,206	0,096
1990	0,257	0,178	0,199	0,100	0,083	0,124	0,113	0,153	0,202	0,161	0,129	0,103	0,150
1991	0,370	0,192	0,085	0,124	0,069	0,124	0,157	0,125	0,100	0,080	0,063	0,051	0,128
1992	0,168	0,055	0,085	0,079	0,113	0,184	0,147	0,117	0,093	0,074	0,059	0,047	0,102
1993	0,271	0,640	0,133	0,125	0,157	0,171	0,145	0,115	0,092	0,073	0,058	0,361	0,195
1994	0,124	0,112	0,068	0,062	0,056	0,049	0,087	0,069	0,055	0,044	0,035	0,174	0,078
1995	0,204	0,166	0,129	0,064	0,075	0,103	0,109	0,087	0,069	0,055	0,044	0,035	0,095
1996	0,069	0,107	0,059	0,064	0,094	0,140	0,179	0,255	0,203	0,321	0,512	0,409	0,201
1997	0,669	0,433	0,125	0,140	0,119	0,124	0,148	0,118	0,094	0,075	0,287	0,196	0,211
1998	0,104	0,114	0,109	0,151	0,198	0,158	0,126	0,100	0,080	0,064	0,051	0,417	0,139
1999	0,952	0,295	0,135	0,128	0,098	0,112	0,122	0,097	0,122	0,097	0,077	0,568	0,234
2000	0,080	0,103	0,063	0,053	0,069	0,086	0,079	0,068	0,128	0,102	0,081	0,127	0,087
2001	0,116	0,176	0,104	0,046	0,105	0,151	0,200	0,159	0,127	0,101	0,081	0,064	0,119
2002	0,036	0,107	0,065	0,052	0,081	0,079	0,137	0,110	0,087	0,070	0,056	0,044	0,077
2003	0,134	0,081	0,061	0,054	0,063	0,085	0,123	0,148	0,118	0,094	0,075	0,088	0,094
2004	0,046	0,060	0,097	0,122	0,169	0,081	0,127	0,101	0,081	0,064	0,051	0,041	0,087
2005	0,098	0,156	0,154	0,072	0,058	0,055	0,104	0,083	0,066	0,053	0,042	0,034	0,081
2006	0,039	0,097	0,103	0,074	0,073	0,068	0,128	0,156	0,124	0,099	0,079	0,063	0,092
2007	0,121	0,116	0,112	0,066	0,079	0,124	0,154	0,123	0,098	0,078	0,062	0,050	0,099
2008	0,115	0,154	0,108	0,050	0,071	0,109	0,146	0,127	0,101	0,080	0,064	0,051	0,098
2009	0,124	0,101	0,069	0,057	0,059	0,073	0,090	0,145	0,116	0,092	0,074	0,059	0,088
2010	0,114	0,169	0,195	0,077	0,126	0,171	0,136	0,109	0,087	0,069	0,055	0,119	0,119
2011	0,055	0,104	0,053	0,096	0,072	0,133	0,092	0,149	0,118	0,171	0,212	0,217	0,123
2012	0,203	0,072	0,118	0,171	0,165	0,131	0,148	0,118	0,094	0,075	0,088	0,106	0,124
2013	0,154	0,178	0,153	0,085	0,056	0,098	0,095	0,114	0,119	0,095	0,130	0,142	0,118
2014	0,196	0,165	0,081	0,081	0,076	0,121	0,163	0,130	0,172	0,200	0,222	0,265	0,156
2015	0,246	0,152	0,068	0,087	0,135	0,152	0,082	0,065	0,052	0,042	0,033	0,078	0,099
2016	0,066	0,132	0,143	0,133	0,154	0,163	0,130	0,104	0,083	0,066	0,052	0,042	0,106
2017	0,135	0,063	0,075	0,100	0,063	0,125	0,154	0,123	0,098	0,078	0,062	0,143	0,102
2018	0,106	0,092	0,061	0,061	0,124	0,173	0,214	0,223	0,178	0,142	0,113	0,156	0,137
2019	0,103	0,072	0,082	0,068	0,092	0,120	0,175	0,182	0,145	0,116	0,092	0,106	0,113
Média	0,188	0,157	0,098	0,088	0,098	0,116	0,129	0,125	0,113	0,103	0,106	0,150	0,122
Mediana	0,132	0,124	0,091	0,080	0,080	0,122	0,129	0,118	0,099	0,079	0,069	0,104	0,114