



UNILAB

**UNIVERSIDADE DA INTEGRAÇÃO INTERNACIONAL
DA LUSOFONIA AFRO-BRASILEIRA
INSTITUTO DE ENGENHARIAS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE ENERGIAS**

ANTONIO EDVAY DE OLIVEIRA LIMA

**EFEITO NA COBERTURA DO SOLO NO TRANSPORTE DE ÁGUA E SEDIMENTOS
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO AÇUDE DO PENTECOSTE**

REDENÇÃO

2022

ANTONIO EDVAY DE OLIVEIRA LIMA

EFEITO NA COBERTURA DO SOLO NO TRANSPORTE DE ÁGUA E SEDIMENTOS NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO AÇUDE DO PENTECOSTE

Monografia apresentada como requisito para a
obtenção do título de bacharel em Engenharia
de Energias no Instituto de Engenharias e
Desenvolvimento Sustentável da Universidade
da Integração Internacional
da Lusofonia Afro-brasileira.

Orientador: Prof. Dr. George Leite Ma-
mede

REDENÇÃO

2022

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

Lima, Antonio Edvay de Oliveira.

L732e

Efeito na cobertura do solo no transporte de água e sedimentos na bacia hidrográfica do açude do Pentecoste / Antonio Edvay de Oliveira Lima. - Redenção, 2022.

42f: il.

Monografia - Curso de Engenharia de Energias, Instituto de Engenharias e Desenvolvimento Sustentável, Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, Redenção, 2022.

Orientador: Prof. Dr. George Leite Mamede.

1. Solo - Uso. 2. Bacia Hidrográfica. 3. Pentecoste (Ceará).
4. Modelagem Hidrossedimentológica. 5. Semiárido Brasileiro. I.
Título

CE/UF/BSCA

CDD 551.3

ANTONIO EDVAY DE OLIVEIRA LIMA

EFEITO NA COBERTURA DO SOLO NO TRANSPORTE DE ÁGUA E SEDIMENTOS NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO AÇUDE DO PENTECOSTE

Monografia apresentada como requisito para a
obtenção do título de bacharel em Engenharia
de Energias no Instituto de Engenharias e
Desenvolvimento Sustentável da Universidade
da Integração Internacional
da Lusofonia Afro-brasileira.

Aprovada em: 29/07/2022

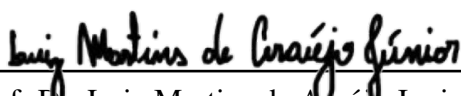
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. George Leite Mamede (Orientador)
Universidade da Integração Internacional da
Lusofonia Afro-brasileira (UNILAB)



Prof. Dr. Alexandre Cunha Costa
Universidade da Integração Internacional da
Lusofonia Afro-brasileira (UNILAB)



Prof. Dr. Luiz Martins de Araújo Junior
Universidade da Integração Internacional da
Lusofonia Afro-brasileira (UNILAB)

À minha família, por sua capacidade de acreditar em mim e investir em mim. Mãe, seu cuidado e dedicação foi que deram, em alguns momentos, a esperança para seguir. Pai, sua presença significou segurança e certeza de que não estou sozinho nessa caminhada.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus que permitiu que tudo isso acontecesse, ao longo de minha vida, e não somente nestes anos como universitária, mas que em todos os momentos é o maior mestre que alguém pode conhecer.

A esta universidade, seu corpo docente, direção e administração que oportunizaram a janela que hoje vislumbro um horizonte superior, eivado pela acendrada confiança no mérito e ética aqui presentes.

Ao professor Dr. George Leite Mamede, pela orientação, apoio e confiança.

Agradeço a minha mãe Francisca Mirtes, heroína que me deu apoio, incentivo nas horas difíceis, de desânimo e cansaço.

Ao meu pai Antônio Edival que apesar de todas as dificuldades me fortaleceu e que para mim foi muito importante.

Aos meus amigos que estiveram comigo nessa caminhada.

A todos que direta ou indiretamente fizeram parte de minha formação, o meu muito obrigado.

“O sonho é que leva a gente para frente. Se a gente for seguir a razão, fica aquietado, acomodado.”

(Ariano Suassuna)

RESUMO

Os impactos no ciclo hidrológico devido às mudanças climáticas associados às mudanças de uso e cobertura do solo afetam a disponibilidade de recursos hídricos, causando consequências em sistemas ambientais, tais como prolongados e severos períodos de secas. O presente trabalho propõe analisar o impacto de mudanças da cobertura vegetal no transporte de sedimentos e assoreamento de reservatórios do semiárido brasileiro utilizando sensoriamento remoto e aplicando o modelo WASA-SED. A área de estudo compreende a bacia hidrográfica do Açude Pereira de Miranda – Pentecoste, localizada na região centro norte do estado do Ceará e pertencente à bacia do rio Curu, com área de aproximadamente 3230 km². Para parametrização do modelo WASA-SED na simulação de processos hidrossedimentológicos na bacia hidrográfica do açude Pentecoste, em termos de uso do solo, foi realizado o processamento digital de imagens de satélite do programa LANDSAT, nos anos de 1991 e 2020. Os resultados mostram que em 2020 houve uma redução de 30% na área e floresta úmida e 37% na área de floresta úmida aberta nos usos mais conservadores em termos de produção de sedimentos. Por outro lado, a área de agricultura e pastagem e solo desnudo cresceram 107% e 16% em 2020, respectivamente, sendo estas áreas potencialmente produtoras de sedimentos. Aplicando o conjunto de quatro equações de produção de sedimentos do modelo WASA-SED (USLE e seus derivados) foi possível verificar o impacto de alterações do uso do solo na taxa de assoreamento do açude Pentecoste, podendo variar de 0,26 a 1,30% por década com o uso de solo de 1991 e de 1,46 a 9,34% por década com o uso do solo de 2020, a depender da equação de produção de sedimentos selecionada. Este resultado mostra como o uso do solo impacta substancialmente a produção de sedimentos na bacia hidrográfica e deve ser criteriosamente definido no processo de parametrização do modelo.

Palavras-chave: Uso do Solo; Modelagem Hidrossedimentológica; Semiárido Brasileiro.

ABSTRACT

The impacts on the hydrological cycle due to climate change associated with changes in land use and land cover affect the availability of water resources, causing consequences in environmental systems, such as prolonged and severe periods of drought. The present work proposes to analyze the impact of changes in vegetation cover on sediment transport and siltation in Brazilian semiarid reservoirs using remote sensing and applying the WASA-SED model. The study area comprises the Pereira de Miranda Dam - Pentecoste watershed, located in the central northern region of the state of Ceará and belonging to the Curu river basin, with an area of approximately 3230 km². For parameterization of the WASA-SED model in the simulation of hydrosedimentological processes in the Pentecoste weir watershed, in terms of land use, digital processing of satellite images from the LANDSAT program was performed for the years 1991 and 2020. The results show that in 2020 there was a reduction of 30% in the area and wet forest and 37% in the area of open wet forest in the most conservative uses in terms of sediment production. On the other hand, the area of agriculture and pasture and bare ground grew by 107% and 16% in 2020, respectively, these being potentially sediment-producing areas. By applying the set of four sediment production equations from the WASA-SED model (USLE and its derivatives) it was possible to verify the impact of land use changes on the siltation rate of the Pentecoste weir, which can vary from 0.26 to 1.30% per decade with the 1991 land use and from 1.46 to 9.34% per decade with the 2020 land use, depending on the sediment production equation selected. This result shows how land use substantially impacts sediment yield in the watershed and should be carefully defined in the model parameterization process.

Keywords: Land Use; Hydrosedimentological Modeling; Brazilian Semiarid.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do açude Pentecoste	19
Figura 2 – Gráfico comparativo das porcentagens de área de uso do solo dos dois cenários	29
Figura 3 – Comparação dos valores medidos e previstos do açude Pentecoste	30
Figura 4 – Evolução da capacidade de armazenamento do reservatório de Pentecoste (Cenário 1991)	31
Figura 5 – Evolução da capacidade de armazenamento do reservatório de Pentecoste (Cenário 2020)	31
Figura 6 – Classificação 1991	39
Figura 7 – Classificação 2020	40
Figura 8 – Classificação 2007	41
Figura 9 – Classificação 1999	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Propriedades das imagens	26
Tabela 2 – Comparação das regiões de uso do solo dos dois cenários	28
Tabela 3 – Resultados Coeficiente de escoamento	29
Tabela 4 – Evolução da capacidade de armazenamento do reservatório de Pentecoste comparando as quatro equações (Cenário 1991)	30
Tabela 5 – Evolução da capacidade de armazenamento do reservatório de Pentecoste comparando as quatro equações (Cenário 2020)	32
Tabela 6 – Síntese dos dados medidos e modelados da capacidade de armazenamento do açude Pentecoste	32

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	Objetivo	13
1.2	Descrição dos Capítulos	13
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1	Modelagem hidrossedimentológica	14
2.2	Alterações da cobertura vegetal e seus impactos na produção de sedimentos	17
3	METODOLOGIA	19
3.1	Bacia hidrográfica do açude Pentecoste	19
3.2	Modelagem hidrológica com o WASA-SED	20
3.2.1	<i>Estrutura do modelo para a vertente</i>	21
3.3	Modelagem sedimentológica	22
3.4	Calibração do fator SF	24
3.5	Identificação de alterações do uso do solo na bacia do Pentecoste	25
3.5.1	<i>Recorte da área de interesse</i>	26
3.5.2	<i>Correção geométrica</i>	26
3.5.3	<i>Composição colorida</i>	27
3.5.4	<i>Classificação</i>	27
4	RESULTADOS	28
4.1	Mapeamento do uso do solo nos anos de 1991 e 2020	28
4.2	Impacto de alterações do uso do solo no escoamento superficial na bacia do Pentecoste	29
4.3	Impacto de alterações do uso do solo no assoreamento do açude Pentecoste	30
5	CONCLUSÕES	33
	REFERÊNCIAS	34
	APÊNDICES	39
	APÊNDICE A – Mapas de Classificação	39

1 INTRODUÇÃO

Os impactos no ciclo hidrológico devido às mudanças climáticas associados as mudanças de uso e cobertura do solo afetam a disponibilidade de recursos hídricos, causando consequências em sistemas ambientais, tais como prolongados e severos períodos de secas (SAMADIANFARD *et al.*, 2020)

Como a erosão do solo é um processo natural provocado pela precipitação, o uso e a ocupação da terra pode ter um impacto direto em suas taxas. Segundo (GIAMBELLUCA, 2002), O termo "cobertura vegetal" refere-se a vários tipos ou variedades de vegetação natural ou artificial que cobrem uma determinada área e são cruciais para a proteção do meio ambiente. As plantas servem como uma espécie de telhado, a cobertura vegetal protege o solo de processos erosivos como desertificação, bem como dos efeitos da chuva e do vento. Ela também protege a terra dos galhos de árvores que regulam a temperatura.

Segundo o Ibama (IBAMA, 2015), Uma grande contribuição para a mudança sazonal da vegetação é a quantidade de folhas que uma espécie produz. A perda de solo e os componentes que ele contém podem prejudicar o ecossistema ao causar assoreamento e eutrofização dos córregos, bem como prejuízos econômicos para os agricultores e a sociedade como um todo. A erosão pode ser definida como o desprendimento e a deposição das partículas de solo pelos processos que são influenciados pelo clima, solo, topografia, e cobertura vegetal (GARATUZA-PAYÁN; SÁNCHEZ-ANDRÉS, 2005). A erosão dos solos é extremamente variável, temporal e espacial, essa variabilidade deve-se ao fato das diferenças nas condições da superfície do solo ao longo da bacia, que afetam diretamente no escoamento superficial.

Sobre a influência da cobertura vegetal nos processos de erosão (BRANDT, 1986), ressalta que ela pode atuar de duas maneiras: (a) reduzindo o volume de água que chega ao solo, através da interceptação, e (b) alterando a distribuição do tamanho das gotas de chuva, afetando, com isso, a energia cinética da chuva. Nas regiões semiáridas, como é o caso de parte do Estado do Ceará, a erosão dos solos é um sério problema, e por isso vem sendo estudada nas últimas décadas por órgãos e pesquisadores que se preocupam com os aspectos físicos do solo e suas relações socioeconômicas para a população local. A região semiárida do Ceará compreende uma vasta área na região Nordeste do Brasil, e caracteriza-se, do ponto de vista geoambiental, pela diversidade de suas paisagens, tendo como elemento marcante, no quadro natural da região, a condição de semi-aridez que atinge grande parte do seu território e a alta variabilidade pluviométrica espacial e temporal inerente a esse tipo climático (SOUZA *et al.*,

2004).

A probabilidade de erosão é diminuída na proporção direta de quão bem a superfície do solo está protegida da chuva pela vegetação. Além de aumentar a quantidade de água interceptada, a vegetação amortece a energia de impacto das gotas de chuva, reduzindo a destruição dos agregados, a obstrução dos poros e o selamento superficial do solo. A cobertura vegetal na superfície também reduz a velocidade do escoamento superficial pelo aumento da rugosidade hidráulica do seu percurso (PEREIRA *et al.*, 2009). Sem cobertura vegetal sobre a superfície, o solo estará totalmente exposto à erosão hídrica provocada pela ação da água da chuva. Os danos causados pela ação das gotas da chuva que golpeiam o solo em alta velocidade constituem o primeiro passo no processo da erosão (BERTONI; NETO, 1990).

1.1 Objetivo

O presente trabalho propõe estudar o impacto de mudanças da cobertura vegetal no transporte de sedimentos e assoreamento de reservatórios, tendo como estudo de caso a bacia hidrográfica do açude pentecoste. Como objetivos específicos propõem-se: Testar diferentes equações de erosão e transporte de sedimentos.

- Realizar análise espacial de alterações de uso do solo para os anos de 1991 e 2020.
- Avaliar o efeito de alterações do uso do solo no escoamento superficial da bacia do Pentecoste.
- Testar diferentes equações de erosão e transporte de sedimentos.
- Analisar o efeito da cobertura vegetal na deposição de sedimentos no açude Pentecoste.

1.2 Descrição dos Capítulos

Além do primeiro capítulo de introdução, que discute como a cobertura vegetal afeta os processos de erosão e reabastecimento em reservatórios, o presente trabalho conta com mais quatro capítulos. O segundo apresenta uma revisão da literatura sobre o tema: Mudanças na cobertura vegetal e seus efeitos na produção de sedimentos. No terceiro capítulo, descreve-se a metodologia de pesquisa utilizada. Os Resultados do estudo são apresentados no quarto capítulo. Por fim, o quinto capítulo apresenta a Conclusão.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Modelagem hidrossedimentológica

A modelagem hidrológica consiste de representação, através de relações matemáticas, dos processos tais como: precipitação, interceptação, evaporação, transpiração, infiltração e escoamento superficial dos processos do ciclo hidrológico. Os processos de erosão são representados pela erosão

A desintegração por impacto, a erosão por cisalhamento, o transporte de sedimentos e os processos de deposição são todos representados por modelos de erosão. Segundo (BEVEN, 1989), os modelos, após a calibragem, permitem explorar as implicações de fazer certas hipóteses sobre mudanças no sistema real, e prever as alternativas nas respostas do sistema que poderiam ocorrer. Para que um modelo seja utilizado adequadamente, se faz necessário a compreensão de sua estrutura e de suas limitações. A modelagem hidrológica também permite verificar a consistência das informações disponíveis, que em muitos casos são curtas, obtidas a partir das observações hidrológicas nas bacias.

Em geral, os modelos hidrológicos tentam gerar o hidrograma do escoamento superficial a partir dos dados hidro-climatológicos e características físicas da bacia. Os modelos hidrossedimentológicos, porém, tentam gerar além dos hidrograma, o sedimentograma ou a quantidade de produção de sedimentos produzida na bacia. A modelagem do escoamento superficial em bacias hidrográficas é baseada na resolução de equações diferenciais parciais que descrevem o fluxo e a profundidade do nível de água como funções do tempo e do espaço. Estas equações são conhecidas como equações de Saint-Venant, as quais são formadas pela equação da continuidade e pela equação de quantidade de movimento (CHOW *et al.*, 1988). Quando na modelagem do escoamento superficial consideram-se todos os termos da equação da quantidade de movimento, o modelo é classificado como hidrodinâmico.

Quando os termos que representam as acelerações do fluido são desprezados, o modelo é dito de difusão. Os modelos são classificados como cinemáticos quando são desprezados os termos que representam as acelerações do fluido e a pressão, ou seja, assumem que a declividade da linha de energia é igual à declividade do fundo do canal, sendo assim, as forças devido ao cisalhamento no fluido e devido ao peso do fluido estão equilibradas (LOPES *et al.*, 2015). Atualmente existem diversas fórmulas para a modelagem do processo de erosão do solo, cada uma tendo sido desenvolvida em condições específicas de fluxo e de características dos

sedimentos. As taxas de erosão calculadas utilizando essas diferentes fórmulas para prever a produção de sedimentos variam significativamente. Logo, a escolha correta de uma dessas fórmulas para prever a produção de sedimentos é uma tarefa bastante difícil (ALONSO *et al.*, 1981).

Alguns modelos de escoamento e erosão foram citados por (LOPES *et al.*, 1987), sendo estes baseados na USLE (Universal Soil Loss Equation) ou MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation) e modelos baseados nos processos físicos. Para o primeiro grupo pertencem: PTR (Pesticide Transport and Runoff), (Crawford e Donigian, 1973), ACTMO (Agricultural Chemical Transport Model), (Frere *et al.*, 1975), ANSWERS (Beasley *et al.*, 1977). No segundo grupo, têm-se os trabalhos de Bennett (1974), Simons *et al.* (1992), Smith (1978), Borah *et al.* (1981) e Smith *et al.* (1981).

Segundo (MEDEIROS, 2009) O principal dilema para a modelagem hidrossedimentológica de bacias hidrográficas é a seleção entre duas estratégias radicalmente díspares:

I. Modelos simples (empíricos, concentrados) capazes de indicar a produção de sedimentos total na escala de bacia, porém inadequados para a determinação de sua distribuição espacial;

II. Modelos complexos (bases físicas, distribuídos) que permitem a previsão do padrão espacial da produção de sedimentos, simulando explicitamente as condições de transporte, mas que requerem uma grande quantidade de dados e apresentam incertezas quanto à simulação conjunta de diferentes processos e suas interações.

De acordo com (BRONSTERT *et al.*, 2014) um sistema de modelagem para avaliação de mesoescala da dinâmica da água e dos sedimentos precisa ser de base física, incluir os principais fenômenos de conectividade e, por outro lado, apresentar um conceito de multi-escala para se aproximar das necessidades de aplicação de um sistema de modelagem de mesoescala e permitir uma integração e quantificação dos diferentes processos. O autor chama o tal sistema de "modelo de captação de mesoescala integrado". O modelo WASA-SED é um caso de um modelo concebido para atender tais características.

Existem, atualmente, vários modelos utilizados na representação dos processos hidrológicos e hidrossedimentológicos em ambientes semiáridos, alguns exemplos dos mais citados são descritos brevemente a seguir.

Modelo KINEROS (Kinematic Runoff Erosion Mode, Woolhiser *et al.*, 1990): Os processos de interceptação, infiltração, escoamento e erosão em pequenas bacias hidrográficas

urbanas e rurais são descritos por este modelo físico, orientado por eventos. A bacia hidrográfica é representada por uma série de planos e canais, e a técnica da diferença finita é utilizada para resolver as equações diferenciais parciais que descrevem o fluxo nos planos e canais, a erosão e o transporte de sedimentos. É possível levar em conta a flutuação regional dos parâmetros de escoamento de infiltração e erosão. Este modelo pode ser utilizado para avaliar as conseqüências de possíveis mudanças nas características da bacia, tais como o desenvolvimento de uma região, a construção de reservatórios, o desmatamento, entre outros, no hidrográfico e no medidor de sedimentos de qualquer setor da bacia.

(b) O modelo WESP (Watershed Erosion Simulation Program, (ALONSO *et al.*, 1981)): É um modelo distribuído, físico e acionado por eventos, criado para ser usado na simulação de escoamento e na formação de sedimentos em pequenas bacias hidrográficas com fluxos de superfície principalmente Hortoniana. Um conjunto de canais e planos é usado para simular a bacia hidrográfica, com os canais recebendo o fluxo lateral dos planos. As características do solo, a inclinação e a cobertura vegetal e devem ser usadas para definir os planos. As linhas de fluxo ou as linhas de contorno devem definir os limites dos planos. As equações de escoamento superficial e transporte de sedimentos são quantitativamente resolvidas numericamente usando uma abordagem implícita de quatro pontos de diferença finita.

O modelo WEPP (*Water Erosion Prediction Project* (FLANAGAN *et al.*, 2007)): É um modelo também distribuído, que simula um evento individual ou vários eventos de forma contínua, capaz de estimar a erosão ou a deposição de solo numa bacia. Este modelo é baseado nos princípios físicos dos processos inerentes à erosão do solo (física do solo, crescimento de plantas, infiltração e hidráulica do escoamento). Este modelo também considera os efeitos das mudanças de uso do solo e também modela a variabilidade espacial e temporal dos fatores que afetam os processos hidrológicos e da erosão que ocorrem em uma encosta.

Modelo USLE - (Universal Soil Loss Equation) é um modelo empírico desenvolvido em 1954 por W. H. Wischmeier, D. D. Smith (1978) e outros com o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS), Serviço de Conservação do Solo (SCS) e Universidade de Purdue no final dos anos 1950. Foi projetado para prever perdas de solo em médio e longo prazo, com base em séries históricas de precipitação, tipologia do solo, topografia, sistemas de cultivo e práticas de conservação do solo (SILVA, 2015).

O modelo USLE trabalha apenas com os fatores que regem os processos erosivos, de modo que não considera, de forma individualizada, os processos físicos envolvidos na erosão do

solo, como o desprendimento e transporte de sedimentos (SIMÕES, 2019). O modelo sofreu algumas alterações com o tempo, dando origem a derivados como o MUSLE (WILLIAMS, 1975), a USLE-M (KINELL RISSSEL, 1998), Dusle (FLACKE et al, 1990) e RUSLE (RENARD et al., 1998).

O modelo MUSLE (modified universal Soil Lose equation -Equação Universal de Perda de Solo Modificada) resultou da modificação feita por (WILLIAMS, 1975). Consegue prever a produção de sedimentos para aplicação em bacias hidrográficas, incluindo uma taxa de entrega. Além disso, o fator de energia da chuva foi substituída por um fator de energia de escoamento.

Modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) foi desenvolvido pelo (SRINIVASAN *et al.*, 1998) para o USDA Agricultural Research Service (ARS). Foi desenvolvido para prever os impactos que práticas de manejo de terra exercem sobre água, produção de sedimentos e efeitos dos produtos químicos agrícolas em grandes bacias hidrográficas. É um modelo de base física, computacionalmente eficiente que possibilita o estudo dos impactos a longo prazo.

Modelo WASA-SED - o modelo hidrológico WASA (*Water Availability in SemiArid environments*) foi desenvolvido por Güntner (2002). Posteriormente foi adicionado o módulo de sedimentação. A versão atual WASA-SED é um modelo determinístico, espacialmente semi-distribuído, que simula os processos de escoamento pluviométrico e os processos de transporte de sedimentos na encosta, rio e reservatórios (MAMEDE, 2008).

2.2 Alterações da cobertura vegetal e seus impactos na produção de sedimentos

Devido a suas características, os recursos naturais do Ceará, e notadamente em sua zona semi-árida, exibem uma fragilidade significativa aos atos humanos. A qualidade e a quantidade dos recursos hídricos estão comprometidas porque componentes fundamentais do ciclo hidrológico, incluindo matas ciliares, manguezais, encostas, rios e nascentes, foram degradados, particularmente como resultado da atividade humana. Nos debates do Pacto das Águas constata-se que essa situação é mais grave porque a preservação e proteção do meio ambiente são insuficientes e, de forma geral, há má conservação e uso inadequado do solo e da água. Tais circunstâncias contribuem para a degradação gradual do meio, indicada pelo aumento dos núcleos de desertificação, Segundo estudos realizadas pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos, a maioria desses incidentes ocorreu no município de Irauçuba e na região de Jaguaribana. (FUNCEME, 2020).

O quadro atual reflete a utilização não sustentável dos recursos naturais de forma geral e, mais especificamente, dos recursos hídricos (como é o caso, por exemplo, da agricultura irrigada que apresenta geralmente uma eficiência baixa) com grande desperdício, contribuindo para a diminuição da disponibilidade da oferta de água.

Os ecossistemas do semi-árido, incluindo a caatinga que, apesar da riqueza e importância da sua biodiversidade é vista, muitas vezes, como um bioma estéril, são usados de forma insustentável para atividades econômicas. As ações de recuperação de áreas degradadas, como por exemplo, as de reflorestamento, são insuficientes. O desmatamento e as queimadas são ainda práticas comuns no preparo da terra para a agropecuária que, além de destruir a cobertura vegetal, prejudica a manutenção de populações da fauna silvestre, a qualidade da água e o equilíbrio do clima e do solo.

O bioma Caatinga é o único exclusivamente brasileiro e, em razão de sua área de distribuição, se apresenta com grande diversidade de solos, relevos, topografias (SAMPAIO, 1995; RIZZINI, 1997). Ele apresenta uma grande diversidade florística, contrariando a antiga crença de que o bioma Caatinga representava um ambiente pobre e homogêneo. Hoje sabemos do seu grande potencial, com centenas de espécies vegetais e tipos de solos.

Os problemas trazidos pelo assoreamento e a deposição de sedimento no reservatório dizem respeito principalmente à redução do volume útil do reservatório, que irá interferir no uso para o qual foi construído, como: geração de energia, abastecimento público ou industrial, irrigação, contenção de enchentes, dentre outros. Pode-se ainda destacar problemas operacionais vinculados a este processo, como: abrasão de componentes – tubulações, pás de turbina, sistemas hidráulicos; problemas mecânicos nas manobras das eclusas e comportas; dificuldade ou impedimento da captação pela estrutura de tomada d'água; afogamento dos locais de desova, alimentação e abrigo dos peixes; formação de bancos de areia diminuindo o calado para a navegação, além de afetar a segurança da barragem (MAIA; VILLELA, 2006).

O aceleração dos processos erosivos e de perdas de solo são um dos principais processos responsabilizados pelo comprometimento dos recursos hídricos e causadores do assoreamento nos reservatórios do semiárido cearense. A magnitude deste fenômeno tem sido considerada uma ameaça à própria existência da humanidade. Esta ameaça tem contribuído para a urgência de se quantificar e controlar, de forma racional, as causas do processo erosivo (ALBURQUERQUE et al., 2005).

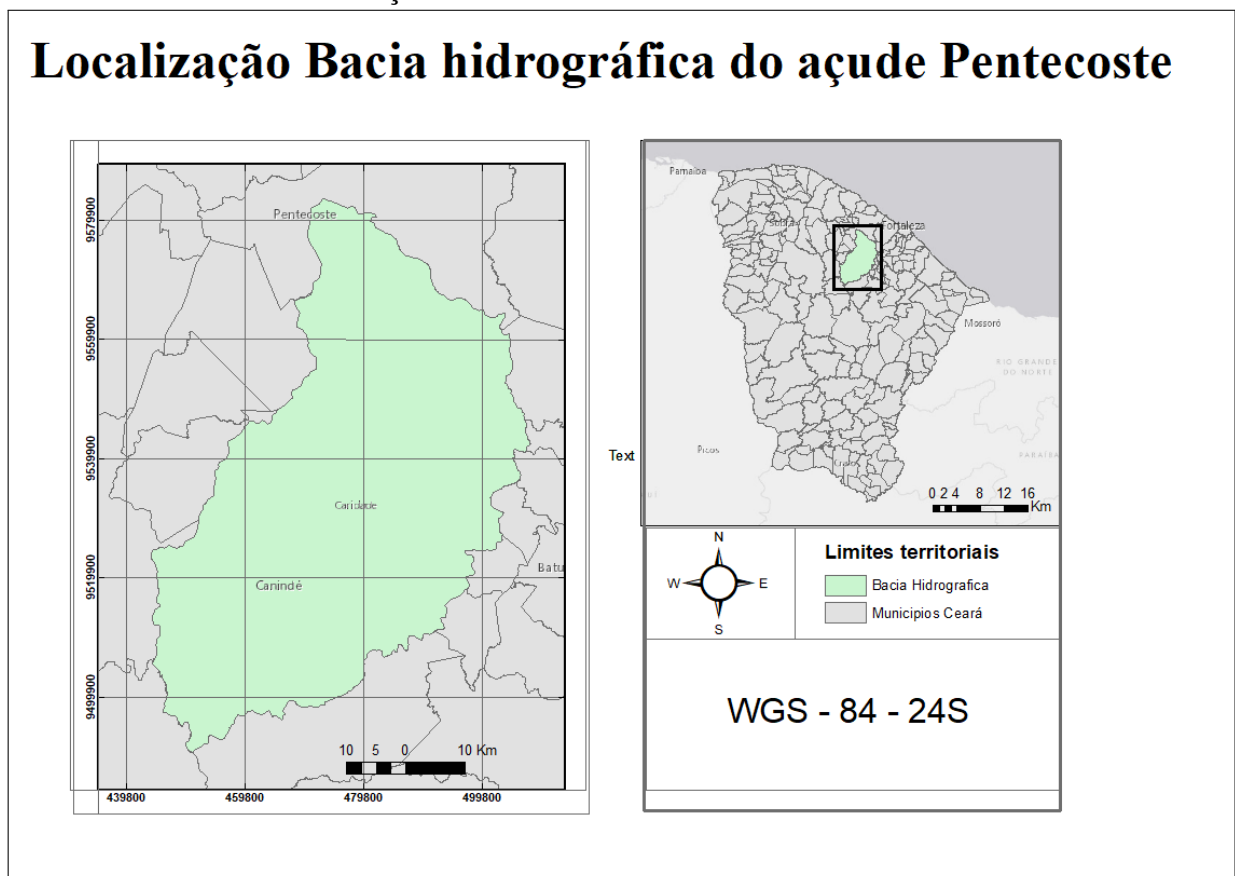
3 METODOLOGIA

3.1 Bacia hidrográfica do açude Pentecoste

Açude Açude Pereira de Miranda ou Pentecoste, é um açude brasileiro encontrado no estado do Ceará no município de Pentecoste, está construído sobre o leito do rio Canindé. É o maior afluente da bacia interior do rio Curu, Com área de aproximadamente 3230 km^2 , vazão regularizada de $4,25 \text{ m}^3/\text{s}$ e capacidade de $395.638.000 \text{ m}^3$. O DNOCS levou a cabo a sua construção, que foi concluída em 1957(COGERH, 2022).

Os objetivos da barragem incluem o controle das cheias do rio Canindé, a regularização do rio Curu, a irrigação dos campos de jusante com a assistência do reservatório de água da barragem do General Sampaio;, a produção de energia eléctrica, o o aproveitamento para culturas nas áreas de montante, e a piscicultura (IPIRANGA, 2016).

Figura 1 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do açude Pentecoste



O açude Pentecoste foi projetado e construído pelo Departamento Nacional de Obras

Contra as Secas - DNOCS, entre os anos de 1950 e 1957. A barragem está inserida na bacia do Curu, que é caracterizada pelo alto nível de açudagem (SANTANA, 2009). A barragem Pentecoste possui 6,4 metros de largura 1273.72 metros de comprimento (Funceme 2022). Detendo cerca de 37% da água acumulada na bacia do Curu, possui seu uso predominante para irrigação (83%), indústria (7%) e o consumo humano (10%) (PLANERH, 2005).

O clima da região, segundo Köppen (1948), é classificado como semiárido com chuvas irregulares e com duas estações climáticas bem definidas (GOMES, 2016). A região apresenta índices pluviométricos médios anuais em torno de 800 mm, concentrado nos meses de janeiro a abril. Apresenta uma altitude média de 60 m, evaporação de 1.436 mm.ano⁻¹ e a sua temperatura varia de 26 a 28 °C (FRANÇA et al. 2013).

3.2 Modelagem hidrológica com o WASA-SED

O modelo WASA-SED (*Model of Water Availability in Semi-Arid Environments with Sediment Dynamics Component*) (GÜNTNER, 2002; GÜNTNER; BRONSTERT, 2004; GÜNTNER ET AL., 2004; BRONSTERT ET AL., 2007; MAMEDE, 2008; MUELLER ET AL., 2008; FRANCKE ET AL., 2008; MEDEIROS, 2009) é um modelo hidrossedimentológico desenvolvido para simular a geração de fluxo de água e sedimentos, Desenvolvido para modelar a geração de fluxo de água e sedimentos e a disponibilidade de água em grandes bacias hidrográficas em ambientes semi-áridos.

Segundo Güntner (2002), o modelo WASA-SED cumpre os requisitos de um modelo conceitual e físico. Sendo um modelo distribuído, sua área de pesquisa pode ser dividida em seções menores com referência a sua localização física. Em escalas espaciais menores, as unidades de modelagem não são consideradas individualmente, portanto, ao invés de sua posição precisa, elas são simplesmente representadas pela porção de sua área que está espalhada pelas unidades de tamanho maior. Nesta perspectiva, a WASA-SED parece ser um modelo semi-distribuído.

O WASA-SED opera como um modelo espacialmente agrupado em escalas ainda mais finas, como a variação da condutividade hidráulica do solo dentro de um componente do solo (GÜNTNER, 2002). Estas propriedades, de acordo com Mueller et al (2010), fornecem o modelo uma possibilidade de representar de forma detalhada as variáveis presentes na área de estudo e, ao mesmo tempo, ser aplicável para uma grande extensão espacial e temporal sem perder a eficiência computacional.

O modelo normalmente tem uma resolução temporal de um dia, porém investigações em menor escala como eventos de tempestade podem empregar incrementos de tempo com um mínimo de uma hora. (MAMEDE, 2008; GUNTNER, 2002). De acordo com Mamede (2008), A estrutura espacial do modelo contém três graus de abstração: vertente, rede de drenagens e reservatórios superficiais.

3.2.1 Estrutura do modelo para a vertente

Para reproduzir a natureza variável de características da bacia como topografia, tipo de solo e cobertura vegetal, a vertente segue uma estrutura hierárquica de desagregação de cima para baixo com cinco níveis espaciais. (MEDEIROS, 2009).

A seguir são apresentadas 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: subdivisão fundamental determinada pela localização de reservatórios significativos e a confluência de grandes rios, ambos com capacidades de armazenamento superiores a $50.106 m^3$. As unidades administrativas (municípios) ou células de grade com um tamanho aproximado de 103 km² podem ser utilizadas como alternativa às sub-bacias.

- Unidade hidrológica (landscape unit – LU): são delimitadas dentro das sub-bacias. Elas devem demonstrar consistência nos fluxos de água horizontais e verticais entre as inclinações. Para isso, elas abrangem regiões que têm litologia subjacente, propriedades rochosas e aparência superficial semelhantes. Distinguem-se por uma catena de encosta com uma certa inclinação e uma combinação particular de solo e vegetação.

- Componente de Terreno (Terrain component – TC): Segmentação de uma LU. Cada LU tem um máximo de três TCs, mas pode ter menos TCs se não houver regiões topograficamente distintas dentro da LU. Os três TCs, de forma correspondente, se destinam a terrenos altos, declives e fundos de vales. Eles se distinguem de outras TCs na topossequência por sua localização, uma inclinação particular na encosta, a inclinação, a presença de um certo tipo de solo e a vegetação.

- Componente de solo e vegetação (Soil-Vegetation component – SVC): componentes que são um subgrupo dos componentes TC. Ele apresenta uma mistura particular de classe de cobertura vegetal e tipo de solo. Esta escala leva em conta a dispersão lateral do escoamento superficial e do escoamento subsuperficial entre SVCs.

- Perfil de solo: é o mais ínfimo elemento espacial da hierarquia. Os horizontes SVC são especificados, e o balanço hídrico é calculado levando em conta tanto os processos verticais quanto horizontais. comparando processos horizontais e verticais Não há restrição no número de horizontes de solo, e pode diferir entre várias SVCs.

Segundo Medeiros (2009), a rotina de modelagem hidrológica do modelo WASA-SED incorpora os seguintes processos: 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 são apresentados em Güntner (2002) e Mamede (2009).

3.3 Modelagem sedimentológica

Quatro equações de produção de sedimentos e erosão são fornecidas pela rotina de processos sedimentológicos na WASA-SED, utilizando derivados da equação USLE (Wischmeier e Smith, 1978). Mais detalhes dos processos são apresentados em Mueller et al. 2010. A equação USLE e suas derivadas podem ser generalizadas da seguinte forma (Williams, 1995):

$$E = \chi \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \cdot ROKF \cdot A \quad (3.1)$$

onde E é a erosão (t), K o fator de erodibilidade do solo ($t \text{ ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), 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 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):

$$USLE : \quad \chi = EI \quad (3.2)$$

$$OnstadFoster : \quad \chi = 0,646EI + 0,45(Q_{surf} \cdot q_p)^{0.33} \quad (3.3)$$

$$MUSLE : \quad \chi = 1,586(Q_{surf} \cdot q_p)^{0,56} A^{0,12} \quad (3.4)$$

$$MUST : \quad \chi = 2,5(Q_{surf} \cdot q_p)^{0,5} \quad (3.5)$$

onde EI é o fator de energia da chuva ($MJmmha1h1$), Q_{surf} é o volume de escoamento superficial (mm) e q_p é a taxa de escoamento de pico (mm/h). Em contraste com a 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).

WASA-SED permite aplicar qualquer uma das quatro equações de erosão na escala de sub-bacia 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 $SEDin$ (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 qs (t) do fluxo que sai do componente do terreno. Como mostra a equação 6.

$$SY = \text{minimo}(E + SEDin, qs) \quad (6) \quad (3.6)$$

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

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

$$se \quad D_{50} \leq 150\mu m : q_s = 1,50 \times 10^{-5} \Omega^{1,07} D_{50}^{0,47} W \quad (3.7)$$

$$se \quad D_{50} > 150\mu m : q_s = 3,97 \times 10^{-6} \Omega^{1,75} D_{50}^{-0,56} W \quad (3.8)$$

$$\text{com} \quad (\rho g p S)^{1,5} / R^{2/3} \quad (3.9)$$

Onde Ω é a potência efetiva da corrente ($g^{1,5} s^{-4,5} cm^{2/3}$) computada nas rotinas hidrológicas de WASA-SED, D50 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 ($m^3 s^{-1} m^{-1}$) 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:

$$q_s = E_{MUSLE, K} = 0,5 \quad (3.10)$$

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 i do componente i do terreno atual dentro da unidade de paisagem:

$$SED_{river, i} = SY_i \left(\alpha_i / \sum_{n=i}^{nTC} \alpha_n \right) \quad (3.11)$$

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).

3.4 Calibração do fator SF

É denominado de condutividade hidráulica saturada parâmetro que representa a facilidade com que o solo transmite água. O valor máximo de condutividade hidráulica é atingido quando o solo se encontra saturado, e (REICHARDT, 1990). devido a sua importância em informar sobre a capacidade de transporte de água, A condutividade hidráulica saturada do solo, solutos e substâncias químicas no solo deve ser bem caracterizada, pois de um modo geral, seu valor é usado nos cálculos de fluxos no solo.

A calibração do SF foi realizada a partir de testes para a maximização do valor do coeficiente Nash e Sutcliffe a partir do resultado da simulação comparado com dados históricos

dos volumes de armazenamento nos reservatórios obtidos junto ao Portal Hidrológico do Ceará mantido pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) (COGERH, 2021).

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{y=1}^n (Y_J^{ob} - Y_J^{sim})^2}{\sum_{y=1}^n (Y_J^{ob} - Y_{med})^2} \right] \quad (3.12)$$

em que: Y_{ob} é o valor medido, Y_{sim} é o valor calculado, e Y_{med} é a média da série de valores medidos no período. O NSE varia de infinito negativo até o valor máximo de 1, que representa a eficiência máxima. Se NSE for menor que 0 (zero), a capacidade de previsão do modelo é inferior ao valor médio medido (LOPES, 2013).

3.5 Identificação de alterações do uso do solo na bacia do Pentecoste

O Processamento Digital de Imagem - PDI é o conjunto de técnicas aplicadas às imagens de sensoriamento remoto que tem o objetivo de facilitar a extração de informação dessas imagens. Crósta (1992) aponta que, apesar da enorme capacidade do sistema visual humano de identificar padrões, ele não é capaz de processar o volume de informações existente em uma imagem. Ademais, os processos de aquisição, transmissão e visualização de imagens ocasionam vários tipos de deformações que devem ser corrigidas.

Antes de iniciar o processo de tratamento digital de imagens propriamente dito, deve ser realizado um pré-processamento. Esse pré-processamento consiste no recorte da área de interesse, no emprego de técnicas de realce da imagem (aumento do contraste), de correção geométrica e registro e, muitas vezes, emprega-se também a técnica de correção radiométrica de imagens. Todas essas técnicas objetivam a melhoria da qualidade dos dados. Dependendo da finalidade da imagem, é necessário realizar também a correção atmosférica dessa imagem. Entretanto, em sensoriamento remoto, o objetivo maior do processamento digital de imagens é extrair informações de ocupação do solo via categorização automática de todos pixels contidos numa cena, com base nas diferenças de níveis de cinza ou cor (classificação de imagens). Classificar significa identificar e rotular o alvo correspondente à informação espectral coletada pelo sistema sensor de determinado satélite ou equipamento (Moreira, 2003).

Assim, por meio de técnicas computacionais, o processamento digital de imagens faz com que as informações radiométricas contidas nas imagens sejam mais facilmente discrimi-

náveis pelo analista e, conseqüentemente, facilita a extração de informações da imagem sobre os fenômenos ou objetos do mundo real. O objetivo final da classificação é o mapeamento, por meio do qual a imagem é convertida em um mapa temático, que neste estudo será um Mapa de Cobertura Vegetal e Uso do solo. De posse do mapa é possível que se faça geometria de mapas e cálculos diversos. Neste estudo foram selecionadas 2 imagens Landsat para representar os anos de 1991 e 2020. As informações das imagens são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1 – Propriedades das imagens

	1991	2020
Satélite	L5	L8
Sensor	TM	OLI_TIRS
Órbita	217	217
Ponto	63	63
Data de Passagem	21/07/1991	06/09/2020
SceneId	L5TM21706319910721	LC82170632020250LGN00
Latitude Norte	-3.42708	-3.29148
Longitude Oeste	-40.0067	-40.25741
Latitude Sul	-5.25128	-5.39164
Longitude Leste	-38.6379	-38.20519
Tempo Central(GMT)	12:10:13	12:47:16
Orientação da Imagem	8.19998	8.325
Ângulo de Incidência Solar	44.7433	43.7741
Azimuth Sol	54.6854	68.95595376
Elevação do Sol	45.2567	61.05049121

Fonte: o autor.

As técnicas aplicadas no processamento digital dessas imagens encontram-se detalhadas a seguir. O software utilizado para aplicação dessas técnicas foi o arcGIS.

3.5.1 Recorte da área de interesse

Para diminuir o tamanho do arquivo e, conseqüentemente, o tempo de processamento computacional, as imagens foram recortadas segundo um retângulo envolvente que continha a área de estudo.

3.5.2 Correção geométrica

Esse processo compreende uma transformação geométrica que relaciona as coordenadas da imagem (linha, coluna) com as coordenadas de um sistema de referência que pode ser obtido a partir de cartas topográficas da região ou utilizando-se de coordenadas obtidas, in locu, por um GPS (Global Position Systems) para diferentes pontos de controle (Mello et al, 2003).

3.5.3 Composição colorida

A composição colorida foi necessária para ressaltar a vegetação. Para isso, associaram-se às bandas 3, 4 e 5 da foto de 1991 que foi tirada no Landsat 5 e as bandas 4, 5 e 6 na foto de 2020 que foi tirada no landsat 8. Os resultados dessas combinações, facilitou a separação e na classificação da vegetação e do uso do solo.

3.5.4 Classificação

A classificação dos pixels que constituem uma imagem sensoreada remotamente envolve a associação de cada pixel da imagem a um rótulo com o objetivo de identificar e extrair informação da imagem sobre um fenômeno ou objeto do mundo real. É um problema de reconhecimento, no qual os valores numéricos associados a cada pixel são normalmente requeridos para serem identificados em termos do tipo de cobertura da superfície terrestre. Essa cobertura pode ser geográfica, geológica, a cobertura vegetal ou, até mesmo, tipos de nuvens ou classes de qualidade de água (Mather, 1987).

As técnicas de classificação de imagens podem ser vistas em três categorias gerais: supervisionada, não-supervisionada e híbrida (Gonçavez et al., 2008; Lillesand e Kiefer, 2000). Na classificação não-supervisionada tem-se que o algoritmo é capaz de identificar as classes dentro de um conjunto de dados supondo que sejam fornecidos o número de classes e a quantidade de iteração. Esse tipo de classificação é freqüentemente efetivado através de métodos de agrupamentos (clustering). A maioria dos softwares de processamento digital de imagens de sensoriamento remoto realiza a classificação não-supervisionada baseada em métodos de agrupamentos particionais (Xu e Wunsch, 2005) como o K-médias e o ISODATA (Gonçalves et al., 2008; Centeno, 2004).

4 RESULTADOS

4.1 Mapeamento do uso do solo nos anos de 1991 e 2020

Afim de melhorar a visualização, os mapas com as classificações dos padrões de utilização do solo para 1991, 1999, 2007 e 2020 foram incluídos no Apêndice A, Figuras 6 a 9, mas devido à qualidade da imagem e a fim de retratar com maior precisão as alterações de utilização durante todo o período entre 1991 e 2020, a análise restringiu-se a imagens do início (1991) e do final do período (2020) .

A Tabela 2 mostra como o uso do solo foi distribuído na bacia hidrográfica nos cenários escolhidos.

Tabela 2 – Comparação das regiões de uso do solo dos dois cenários

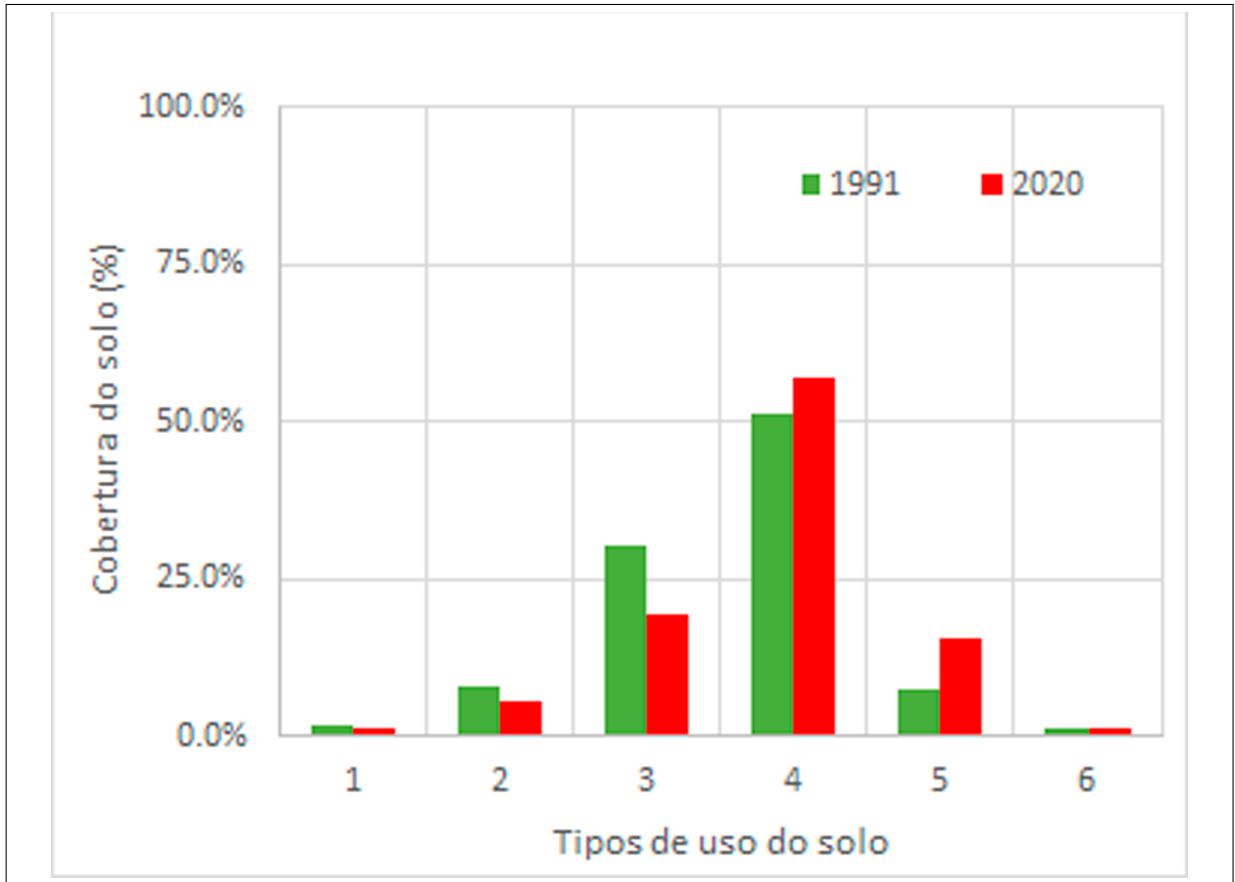
	Nº de pixels		Área (km ²)		Área (%)		Alteração no uso do solo (%)
	1991	2020	1991	2020	1991	2020	
1 Água	68,291	50,659	61.46	45.59	1.9%	1.4%	26%
2 Floresta úmida	282,266	196,520	254.04	176.87	7.8%	5.4%	30%
3 Floresta úmida aberta	1,095,836	690,065	986.25	621.06	30.3%	19.1%	37%
4 Caatinga arbórea degradada	1,856,365	2,066,041	1670.73	1859.44	51.4%	57.2%	-11%
5 Agricultura e pastagem	273,699	567,040	246.33	510.34	7.6%	15.7%	-107%
6 Solo desnudo	37,241	43,373	33.52	39.04	1.0%	1.2%	-16%

Fonte: o autor.

A Figura 2 mostra a sintetização dos dados da Tabela 2, cada numero representa um tipo de uso do solo, (1) Água, (2) Floresta Úmida, (3) Floresta Úmida aberta, (4) Caatinga arbórea degradada, (5) Agricultura e pastagem e (6) Solo desnudo.

Os resultados mostram que em 2020 houve uma redução de 30% na área e floresta úmida e 37% na área de floresta úmida aberta nos usos mais conservadores em termos de produção de sedimentos. Por outro lado, a área de agricultura e pastagem e solo desnudo cresceram 107% e 16% em 2020, respectivamente, sendo estas áreas potencialmente produtoras de sedimentos.

Figura 2 – Gráfico comparativo das porcentagens de área de uso do solo dos dois cenários



Fonte: o autor.

4.2 Impacto de alterações do uso do solo no escoamento superficial na bacia do Pentecoste

A relação entre os volumes simulados e medidos é mostrada na Figura 3. Analisando os gráficos, percebe-se que em determinados anos, ambas as simulações previam um período seco. Isso foi mais evidente no cenário 1990, mas nos outros anos, a curva das simulações se assemelhava aos valores medidos com alguns desvios. Na maioria dos anos, a simulação no cenário 2020 revelou medições volumétricas mais elevadas do que as do cenário 1991.

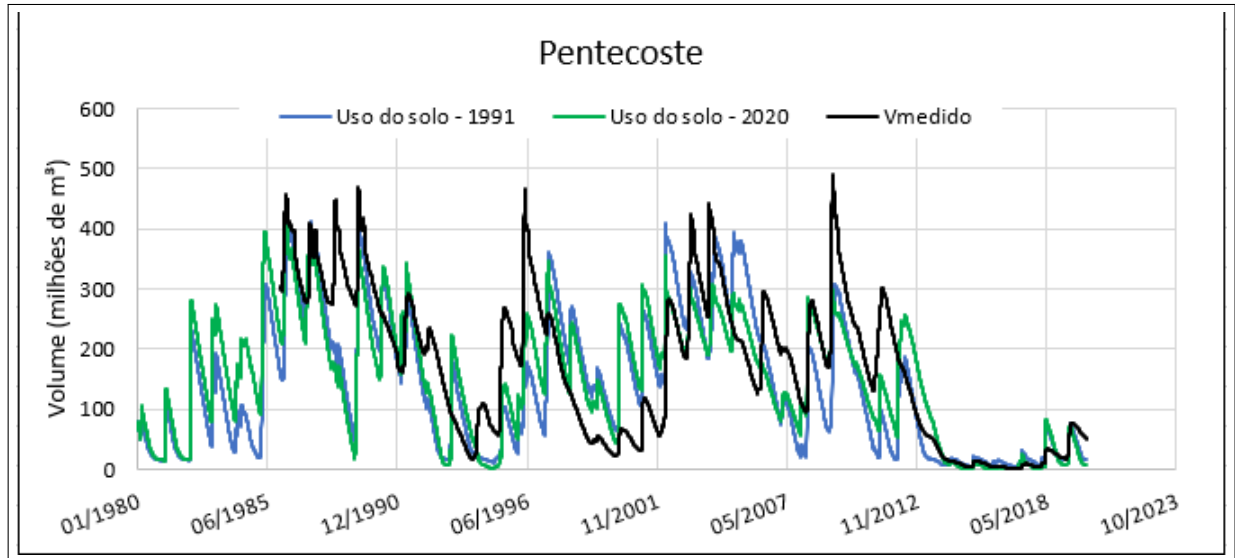
Tabela 3 – Resultados Coeficiente de escoamento

Parâmetro analisado	Uso do solo	
	1991	2020
Vazões geradas médias (m ³ /s)	4.67	6.05
Escoamentos gerados médios (mm/ano)	45.64	59.04
Coefficiente de escoamento (-)	5.3%	6.9%

Fonte: o autor.

A Tabela 3 mostra que na simulação de 2020, que tem uma vegetação mais danificada, o coeficiente escoamento de 6,9%, enquanto a de 1991 apresentou coeficiente de escoamento de

Figura 3 – Comparação dos valores medidos e previstos do açude Pentecoste



Fonte: o autor.

5,3%. Isso destaca a necessidade de preservação de plantas nativas para aumentar a infiltração e reduzir a rebrota superficial, reduzindo assim problemas ambientais como erosão, perda de solo, assoreamento e inundações, entre outros.

4.3 Impacto de alterações do uso do solo no assoreamento do açude Pentecoste

Na Tabela 4 vemos os resultados das simulações referentes ao ano de 1991

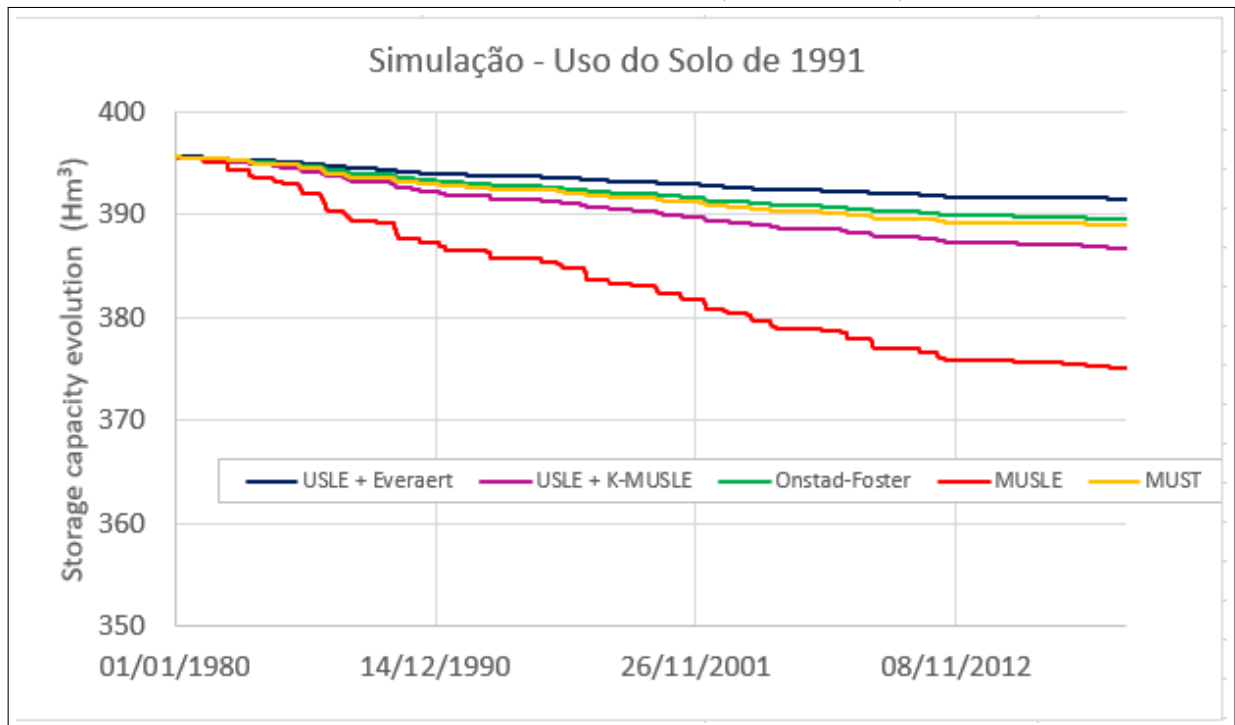
Tabela 4 – Evolução da capacidade de armazenamento do reservatório de Pentecoste comparando as quatro equações (Cenário 1991)

Item	USLE + Everaert	USLE + K-MUSLE	Onstad-Foster	MUSLE	MUST
Volume inicial (m ³)	395,630,016	395,630,016	395,630,016	395,630,016	395,630,016
Volume final (m ³)	391,523,776	386,717,696	389,518,944	375,038,496	388,996,384
Assoreamento (%/dec)	0.26%	0.56%	0.39%	1.30%	0.42%

Fonte: o autor.

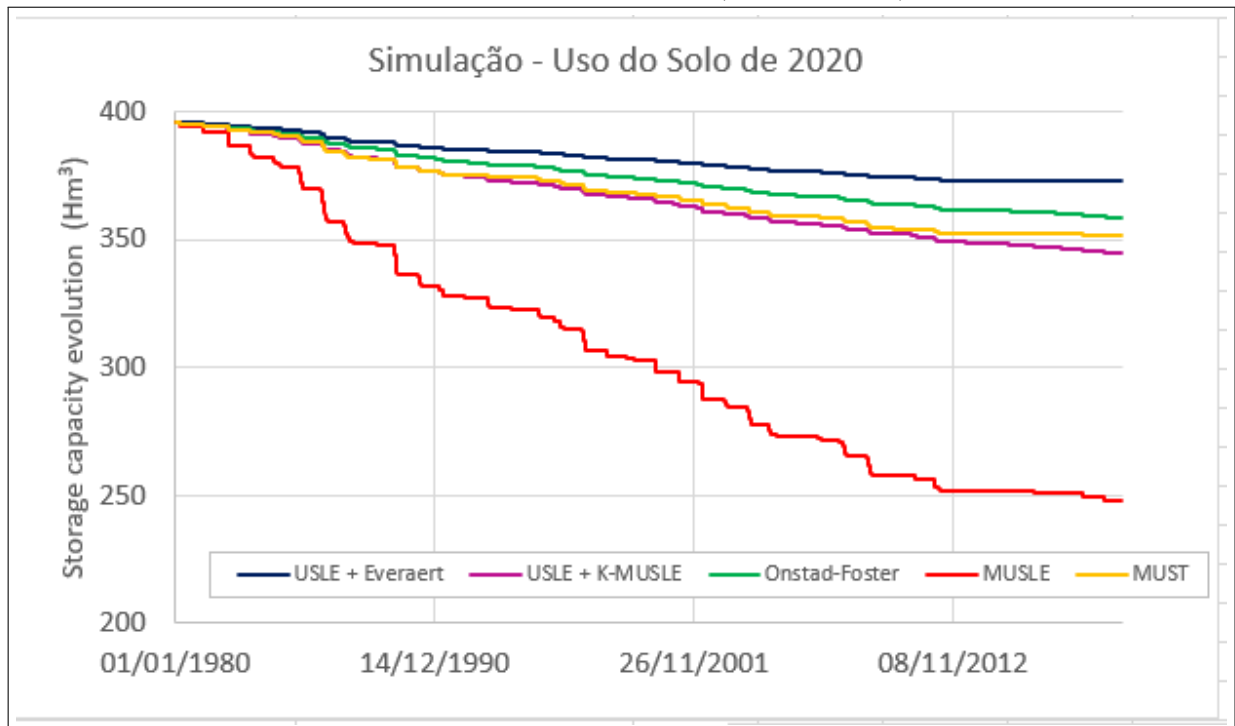
As Tabelas 4 e 5 mostram a relação entre o volume simulado e o medido. Aplicando o conjunto de quatro equações de produção de sedimentos do modelo WASA-SED (USLE e seus derivados) para o cenário do ano de 1991 foi possível verificar o impacto de alterações do uso do solo na taxa de assoreamento do açude Pentecoste, podendo variar de 0,26 a 1,30% por década com o uso de solo no cenário 1991

Figura 4 – Evolução da capacidade de armazenamento do reservatório de Pentecoste (Cenário 1991)



Fonte: o autor.

Figura 5 – Evolução da capacidade de armazenamento do reservatório de Pentecoste (Cenário 2020)



Fonte: o autor.

A Tabela 5 mostra o impacto das mudanças no uso do solo na taxa de apropriação de Pentecoste, que pode ser estimada para o cenário de 2020 e pode variar de 1,46 a 9,34 por cento

Tabela 5 – Evolução da capacidade de armazenamento do reservatório de Pentecoste comparando as quatro equações (Cenário 2020)

Item	USLE + Everaert	USLE + K-MUSLE	Onstad-Foster	MUSLE	MUST
Volume inicial (m ³)	395,630,016	395,630,016	395,630,016	395,630,016	395,630,016
Volume final (m ³)	372,599,488	344,712,256	358,726,432	247,876,384	351,254,368
Assoreamento (%/dec)	1.46%	3.22%	2.33%	9.34%	2.80%

Fonte: o autor.

a cada dez anos.

Tabela 6 – Síntese dos dados medidos e modelados da capacidade de armazenamento do açude Pentecoste

Equações	Volume final (hm ³)		Volume final medido (hm ³)	Volume inicial medido (hm ³)
	Uso do solo 1991	Uso do solo 2020		
USLE + Everaert	391,523,776	372,599,488	360,000,000	395,630,000
USLE + K-MUSLE	386,717,696	344,712,256	360,000,000	395,630,000
Onstad-Foster	389,518,944	358,726,432	360,000,000	395,630,000
MUSLE	375,038,496	247,876,384	360,000,000	395,630,000
MUST	388,996,384	351,254,368	360,000,000	395,630,000

Fonte: o autor.

A Tabela 6 demonstra como o assoreamento na represa de Pentecoste é consideravelmente impactado pelos resultados da modelagem para o uso da terra no cenário 2020. É destacada a sensibilidade do modelo para a parametrização do uso do solo na bacia.

Este resultado mostra como o uso do solo impacta substancialmente a produção de sedimentos na bacia hidrográfica e deve ser criteriosamente definido no processo de parametrização do modelo.

5 CONCLUSÕES

Como consequência dos resultados da pesquisa, destacam-se as seguintes conclusões:

- Constatou-se que houve um aumento de 107% nas áreas relacionadas à agricultura e pastagem. Isso influenciou significativamente os processos hidrológicos da bacia como a movimentação de sedimentos.
- O aumento do assoreamento e escoamento superficial do reservatório pode ser visto como resultado da mudança na forma como o solo é utilizado na bacia, demonstrando a significativa influência da cobertura vegetal sobre esses processos.
- Das equações testadas, MUSLE foi considerada como tendo uma maior sensibilidade ao uso dos solos nos cenários apresentados.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, A. W. d.; FILHO, G. M.; SANTOS, J. R.; COSTA, J. P.; SOUZA, J. L. Determinação de fatores da equação universal de perda de solo em sumé, pb. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, SciELO Brasil, v. 9, p. 153–160, 2005.
- ALONSO, C.; NEIBLING, W.; FOSTER, G. Estimating sediment transport capacity in watershed modeling. **Transactions of the ASAE**, American Society of Agricultural and Biological Engineers, v. 24, n. 5, p. 1211–1220, 1981.
- ARNOLD, J.; WILLIAM, J.; NICKS, A.; SAMMONS, N. **SWRRB (A basin scale simulation model for soil and water resources management), User's Manual**. [S.l.]: Texas A&M University Press College Station, TX, USA, 1990.
- BEASLEY, D. B.; HUGGINS, L. F. **ANSWERS, Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation: User's Manual**. [S.l.]: US Environmental Protection Agency, Region V, Great Lakes National Program . . . , 1980.
- BENNETT, J.; DEFIGUEIREDO, R.; THOMPSON, J. **Classification by means of B-spline potential functions with applications to remote sensing**. [S.l.], 1974.
- BERTONI, J.; NETO, F. L. Conservação do solo. ícone. **São Paulo**, 1990.
- BEVEN, K. Changing ideas in hydrology—the case of physically-based models. **Journal of hydrology**, Elsevier, v. 105, n. 1-2, p. 157–172, 1989.
- BORAH, D. Runoff simulation model for small watersheds. **Transactions of the ASAE**, American Society of Agricultural and Biological Engineers, v. 32, n. 3, p. 881–886, 1989.
- BRANDT, C. J. **Transformation of the kinetic energy of rainfall with variable tree canopies**. [S.l.]: University of London, Royal Holloway and Bedford New College (United Kingdom), 1986.
- BRONSTERT, A.; ARAÚJO, J.-C. de; BATALLA, R. J.; COSTA, A. C.; DELGADO, J. M.; FRANCKE, T.; FOERSTER, S.; GUENTNER, A.; LÓPEZ-TARAZÓN, J. A.; MAMEDE, G. L. *et al.* Process-based modelling of erosion, sediment transport and reservoir siltation in mesoscale semi-arid catchments. **Journal of Soils and Sediments**, Springer, v. 14, n. 12, p. 2001–2018, 2014.
- CHOW, V.; MAIDMENT, D.; MAYS, L. **Applied Hydrology**, McGraw-Hill Book Company, New York. 1988.
- CRAWFORD, N. H.; DONIGIAN, A. S. **Pesticide transport and runoff model for agricultural lands**. [S.l.]: Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, 1973. v. 1.
- CROSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. [S.l.: s.n.], 1992.
- de Oliveira, R. G.; Valle Júnior, L. C. G.; da Silva, J. B.; ESPÍNDOLA, D. A.; LOPES, R. D.; NOGUEIRA, J. S.; CURADO, L. F.; RODRIGUES, T. R. Temporal trend changes in reference evapotranspiration contrasting different land uses in southern amazon basin. **Agricultural Water Management**, v. 250, p. 106815, 2021. ISSN 0378-3774. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377421000809>>.

- DEER-ASCOUGH, L.; WEESIES, G.; II, J. A.; LAFLEN, J. Plant parameter database for erosion prediction models. **Applied Engineering in Agriculture**, American Society of Agricultural and Biological Engineers, v. 11, n. 5, p. 659–666, 1995.
- ESTADO, C. G. do. Secretaria dos recursos hídricos-srh. 2007.
- FLACKE, W.; AUERSWALD, K.; NEUFANG, L. Combining a modified universal soil loss equation with a digital terrain model for computing high resolution maps of soil loss resulting from rain wash. **Catena**, Elsevier, v. 17, n. 4-5, p. 383–397, 1990.
- FLANAGAN, D. C.; GILLEY, J. E.; FRANTI, T. G. Water erosion prediction project (wepp): Development history, model capabilities, and future enhancements. **Transactions of the ASABE**, American Society of Agricultural and Biological Engineers, v. 50, n. 5, p. 1603–1612, 2007.
- FRANÇA, J. M. B.; WACHHOLZ, F.; NETO, J. A. C.; PAULINO, W. D. Comportamento das variáveis qualitativas do açude pereira de miranda–pentecoste/ce, no período de estiagem. **Geosciences= Geociências**, v. 32, n. 4, p. 586–599, 2013.
- FRERE, M. H.; ONSTD, C.; HOLTAN, H. **ACTMO, an agricultural chemical transport model**. [S.l.]: Agricultural Research Service, US Department of Agriculture, 1975. v. 3.
- FUNCEME, F. C. d. M. **Compartimentação geoambiental do Estado do Ceará**. [S.l.]: Fortaleza:, 2020. ISBN 978.
- GARATUZA-PAYÁN, J.; SÁNCHEZ-ANDRÉS, R. Using remote sensing to investigate erosion rate variability in in vegetation cover. **Sediment Budgets**, IAHS Press, v. 292, p. 144, 2005.
- GIAMBELLUCA, T. W. Hydrology of altered tropical forest. **Hydrological processes**, Wiley Online Library, v. 16, n. 8, p. 1665–1669, 2002.
- GOMES, F. E. F. Processos hidrossedimentológicos em uma bacia experimental do semiárido brasileiro. 2016.
- GONCALVES, M.; NETTO, M.; COSTA, J.; JUNIOR, J. Z. An unsupervised method of classifying remotely sensed images using kohonen self-organizing maps and agglomerative hierarchical clustering methods. **International Journal of Remote Sensing**, Taylor & Francis, v. 29, n. 11, p. 3171–3207, 2008.
- GONCALVES, M. L.; NETTO, M. L. de A.; COSTA, J. A. F.; ZULLO, J. Automatic remotely sensed data clustering by tree-structured self-organizing maps. In: IEEE. **Proceedings. 2005 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2005. IGARSS'05**. [S.l.], 2005. v. 1, p. 4–pp.
- GREEN, W. H.; AMPT, G. Studies on soil physics. **The Journal of Agricultural Science**, Cambridge University Press, v. 4, n. 1, p. 1–24, 1911.
- GÜNTNER, A. Large-scale hydrological modelling in the semi-arid north-east of brazil. 2002.
- GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Representation of landscape variability and lateral redistribution processes for large-scale hydrological modelling in semi-arid areas. **Journal of Hydrology**, Elsevier, v. 297, n. 1-4, p. 136–161, 2004.

GÜNTNER, A.; KROL, M. S.; ARAÚJO, J. C. D.; BRONSTERT, A. Simple water balance modelling of surface reservoir systems in a large data-scarce semiarid region/modélisation simple du bilan hydrologique de systèmes de réservoirs de surface dans une grande région semi-aride pauvre en données. **Hydrological sciences journal**, Taylor & Francis, v. 49, n. 5, 2004.

HAAN, C. T.; BARFIELD, B. J.; HAYES, J. C. **Design hydrology and sedimentology for small catchments**. [S.l.]: Elsevier, 1994.

IBAMA. Impactos ambientais e de conservação, unidades. 2015.

IPIRANGA, F. P. C. Nutriente em sedimentos e qualidade da água em açude do semiárido brasileiro. 2016.

KINNELL, P.; RISSE, L. Usle-m: Empirical modeling rainfall erosion through runoff and sediment concentration. **Soil Science Society of America Journal**, Wiley Online Library, v. 62, n. 6, p. 1667–1672, 1998.

KÖPPEN, W. Climatologia. méxico. **Fundo de Cultura Econômica**, v. 9, 1948.

LOPES, J. W. B.; NETO, J. R. de A.; PINHEIRO, E. A. R. Produção de sedimentos e assoreamento em reservatório no semiárido: o caso do açude marengo, ceará. **Geoambiente On-line**, n. 24, 2015.

LOPES, P.; COGO, N.; CASSOL, E. Influencia da cobertura vegetal morta na reducao da velocidade da enxurrada e na distribuicao de tamanho dos sedimentos transportados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 11, n. 2, p. 193-197, 1987., 1987.

LOPES, V. L. **A NUMERICAL MODEL OF WATERSHED EROSION AND SEDIMENT YIELD (RUNOFF)**. [S.l.]: The University of Arizona, 1987.

MAIA, A. G.; VILLELA, S. M. A necessidade da consideração do processo de assoreamento no planejamento e operação de reservatórios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 2, p. 187–193, 2006.

MAMEDE, G. L. **Reservoir sedimentation in dryland catchments: modelling and management**. Tese (Doutorado) — Universität Potsdam, 2008.

MAMEDE, G. L.; ARAÚJO, N. A.; SCHNEIDER, C. M.; ARAÚJO, J. C. de; HERRMANN, H. J. Overspill avalanching in a dense reservoir network. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, National Acad Sciences, v. 109, n. 19, p. 7191–7195, 2012.

MAMEDE, G. L.; GUENTNER, A.; MEDEIROS, P. H.; ARAÚJO, J. C. de; BRONSTERT, A. Modeling the effect of multiple reservoirs on water and sediment dynamics in a semiarid catchment in brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, American Society of Civil Engineers, v. 23, n. 12, p. 05018020, 2018.

MATHER, P. M.; KOCH, M. **Computer processing of remotely-sensed images: an introduction**. [S.l.]: John Wiley & Sons, 2011.

MEDEIROS, P. H.; GÜNTNER, A.; FRANCKE, T.; MAMEDE, G. L.; ARAÚJO, J. Carlos de. Modelling spatio-temporal patterns of sediment yield and connectivity in a semi-arid catchment with the wasa-sed model. **Hydrological Sciences Journal–Journal des Sciences Hydrologiques**, Taylor & Francis, v. 55, n. 4, p. 636–648, 2010.

- MEDEIROS, P. H. A. Processos hidrossedimentológicos e conectividade em bacia semiárida: modelagem distribuída e validação em diferentes escalas. 2009.
- MONTEITH, J. L. Evaporation and environment. In: CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS (CUP) CAMBRIDGE. **Symposia of the society for experimental biology**. [S.l.], 1965. v. 19, p. 205–234.
- MUELLER, E.; GÜNTNER, A.; FRANCKE, T.; MAMEDE, G. Modelling water availability, sediment export and reservoir sedimentation in drylands with the wasa-sed model. **Geosci. Model Dev. Discuss**, v. 1, n. 1, p. 285–314, 2008.
- NEITSCH, S.; ARNOLD, J.; SRINIVASAN, R. Pesticides fate and transport predicted by the soil and water assessment tool (swat). **Atrazine, Metolachlor and Trifluralin in the Sugar Creek Watershed: BRC Report**, v. 3, 2002.
- PENMAN, H. L. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. **Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences**, The Royal Society London, v. 193, n. 1032, p. 120–145, 1948.
- PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. d.; RAMOS, M. M. Evaporação líquida no lago de sobradinho e impactos no escoamento devido à construção do reservatório. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, SciELO Brasil, v. 13, p. 346–352, 2009.
- PINHEIRO, A.; CAUSSADE, B.; AYPHASSORHO, H. Simulation of soil erosion by water at the watershed level. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, WIT Press, v. 13, 1970.
- RENARD, K. G.; FOSTER, R.; WEESIES, G.; PORTER, G. C"rusle: Revised universal soil loss equation,". **Journal of soil and Water Conservation**, v. 46, p. 30–33, 1991.
- RIZZINI, C. Fitogeografia brasileira. **Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, RJ**, 1997.
- SAMADIANFARD, S.; HASHEMI, S.; KARGAR, K.; IZADYAR, M.; MOSTAFAEIPOUR, A.; MOSAVI, A.; NABIPOUR, N.; SHAMSHIRBAND, S. Wind speed prediction using a hybrid model of the multi-layer perceptron and whale optimization algorithm. **Energy Reports**, Elsevier, v. 6, p. 1147–1159, 2020.
- SAMPAIO, E. *et al.* Overview of the brazilian caatinga. **Seasonally dry tropical forests**, Cambridge University Press Cambridge, v. 1, p. 35–63, 1995.
- SANTANA, E. W. d. Caderno regional das bacias metropolitanas. **Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará**, 2009.
- SANTOS, L. L. Modelos hidrológicos: Conceitos e aplicações. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 2, n. 3, p. 1–19, 2009.
- SHUTTLEWORTH, W. J.; WALLACE, J. Evaporation from sparse crops-an energy combination theory. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, Wiley Online Library, v. 111, n. 469, p. 839–855, 1985.
- SILVA, D. S. d. S. *et al.* Modelos empíricos para estimativa de produção de sedimentos. Universidade Federal do Pará, 2015.

SIMÕES, K. Modelagem hidrossedimentológica da bacia do rio indaiá, alto são francisco–mg, utilizando swat. 2019.

SIMONS, D. B.; ŞENTÜRK, F. **Sediment transport technology: water and sediment dynamics**. [S.l.]: Water Resources Publication, 1992.

SMITH, D. D.; WISCHMEIER, W. H. Factors affecting sheet and rill erosion. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, Wiley Online Library, v. 38, n. 6, p. 889–896, 1957.

SOUZA, B. I. d.; SILANS, A. M. de; SANTOS, J. B. d. Contribuição ao estudo da desertificação na bacia do taperoá. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, SciELO Brasil, v. 8, p. 292–298, 2004.

SRINIVASAN, R.; RAMANARAYANAN, T. S.; ARNOLD, J. G.; BEDNARZ, S. T. Large area hydrologic modeling and assessment part ii: model application 1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, Wiley Online Library, v. 34, n. 1, p. 91–101, 1998.

WILLIAMS, J. R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. **Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources**, p. 244–252, 1975.

WISCHMEIER, J.; SMITH, S. Universal soil loss equation. 1958.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. [S.l.]: Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.

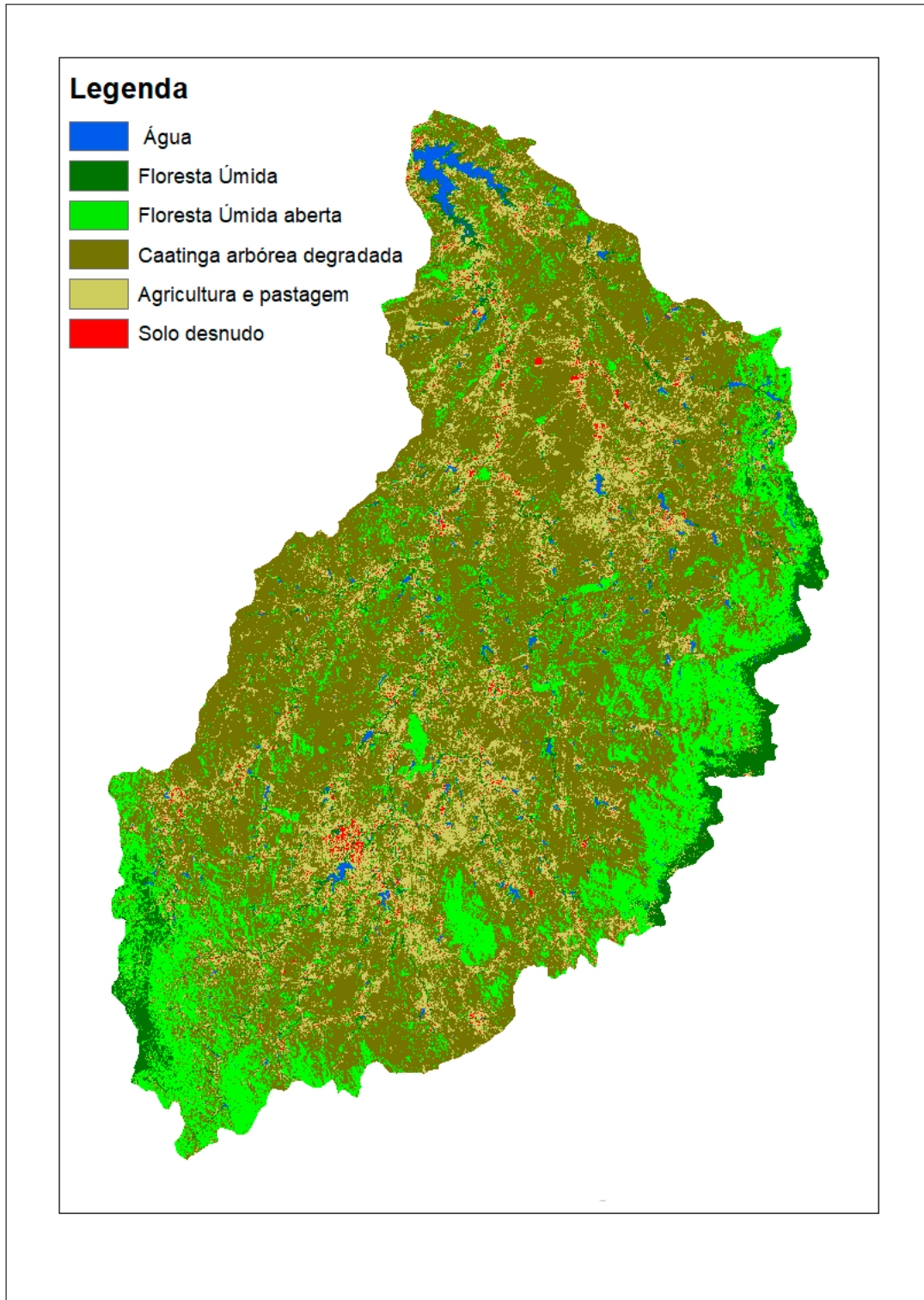
WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. *et al.* Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the rocky mountains. Agricultural Research Service, US Dept of Agriculture in cooperation with . . . , 1965.

WOOLHISER, D.; GOODRICH, D.; EMMERICH, W.; KEEFER, T. Hydrologic effects of brush to grass conversion. In: ASCE. **Watershed Planning and Analysis in Action**. [S.l.], 1990. p. 293–302.

XU, R.; WUNSCH, D. Survey of clustering algorithms. **IEEE Transactions on neural networks**, Ieee, v. 16, n. 3, p. 645–678, 2005.

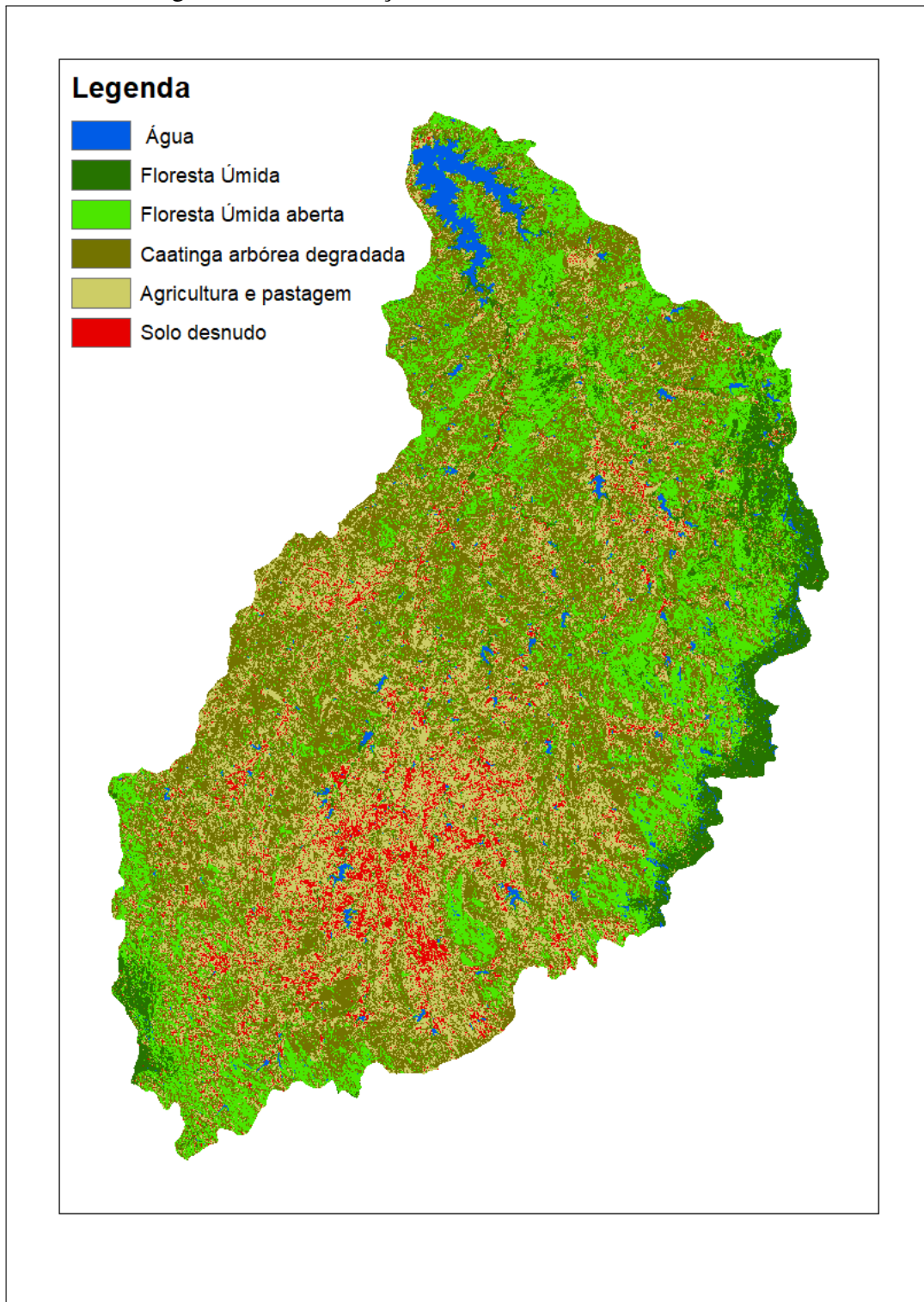
APÊNDICE A – MAPAS DE CLASSIFICAÇÃO

Figura 6 – Classificação 1991



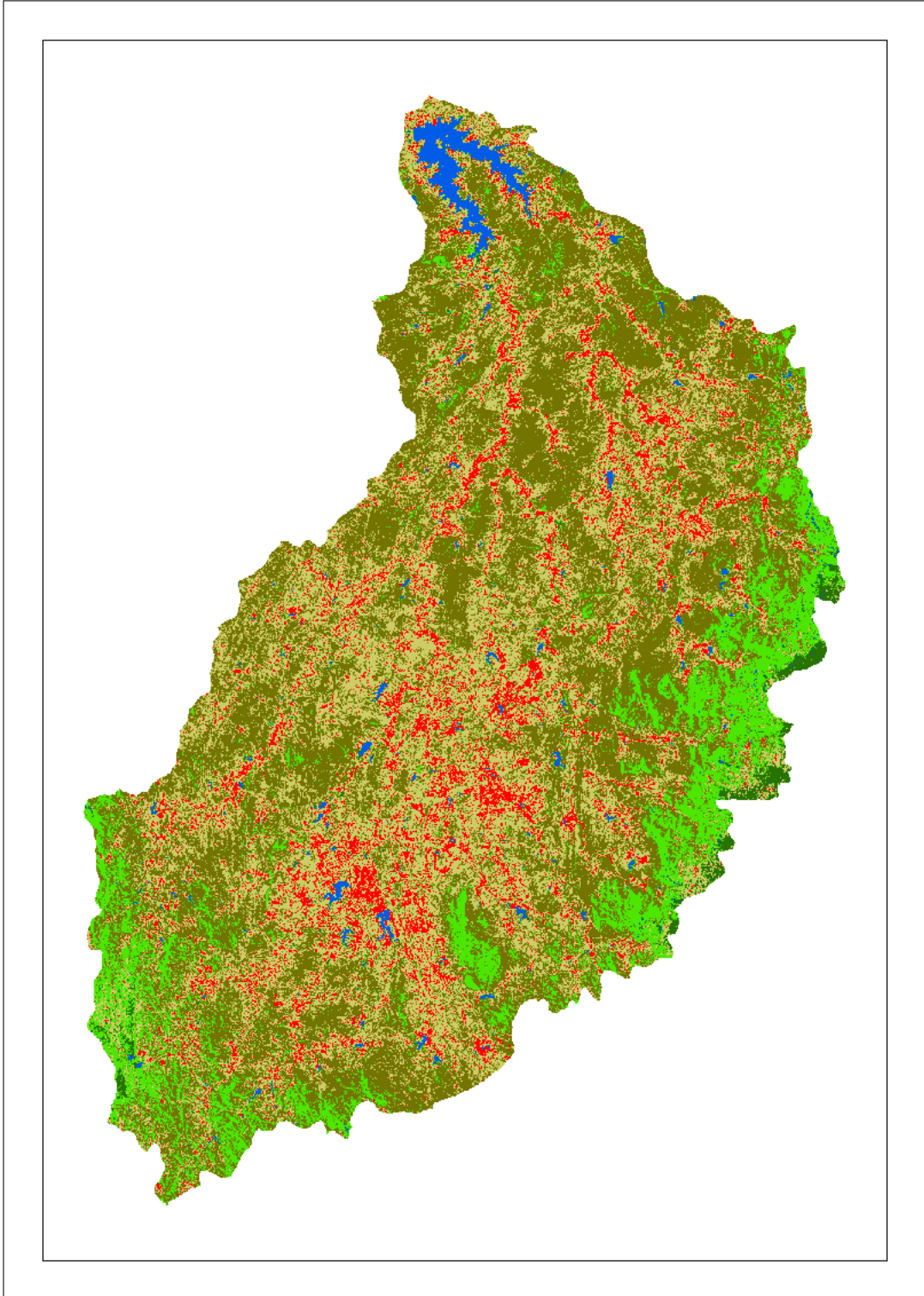
Fonte: o autor.

Figura 7 – Classificação 2020



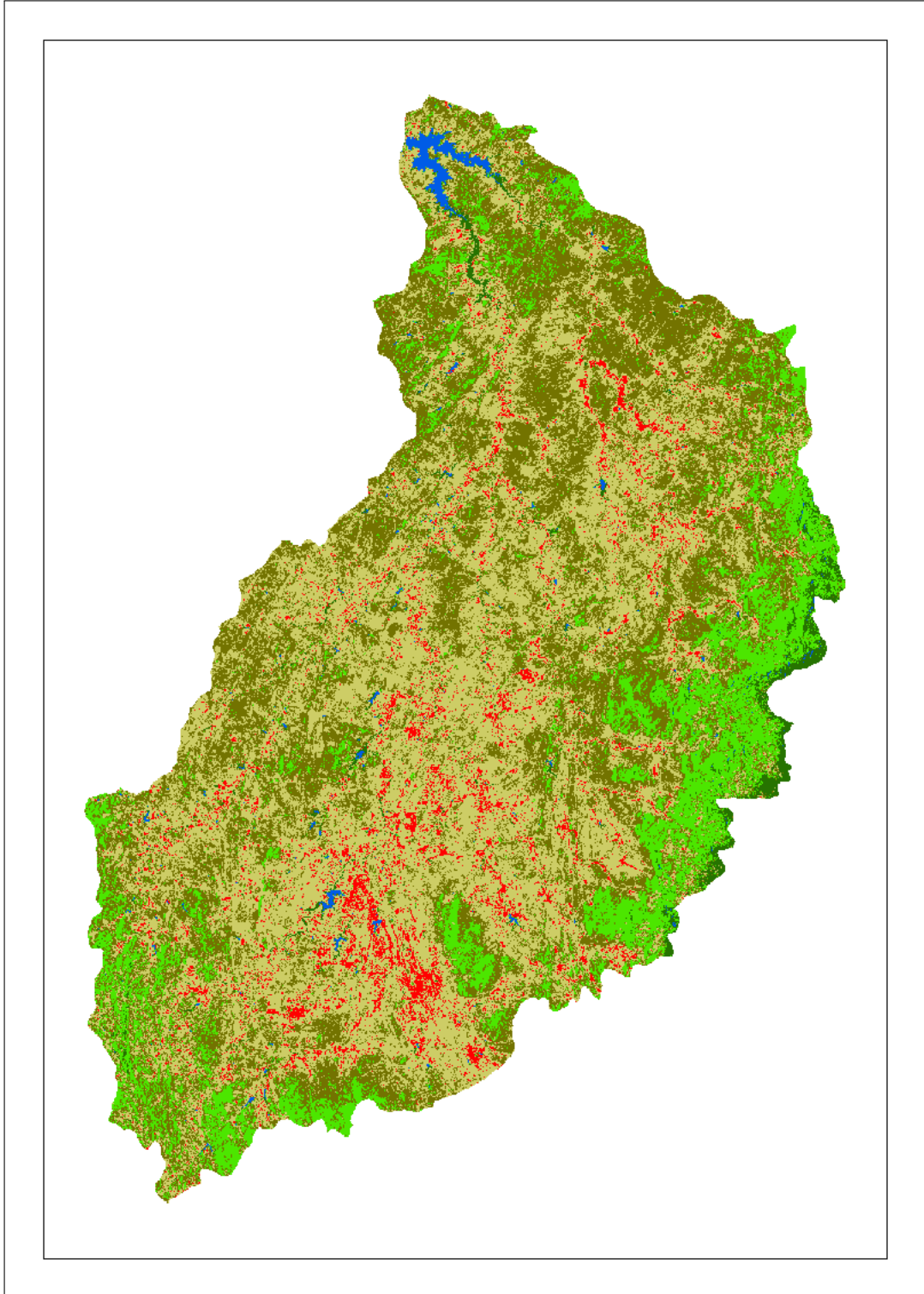
Fonte: o autor.

Figura 8 – Classificação 2007



Fonte: o autor.

Figura 9 – Classificação 1999



Fonte: o autor.