

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL**

DISSERTAÇÃO

**RESTAURAÇÃO DE PRECISÃO PARA MINIMIZAR A PERDA DE
SOLOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA EM DOMÍNIO DE MATA
ATLÂNTICA**

RODRIGO NOBRE SANTANA

2023



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL**

**RESTAURAÇÃO DE PRECISÃO PARA MINIMIZAR A PERDA DE
SOLOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA EM DOMÍNIO DE MATA
ATLÂNTICA**

RODRIGO NOBRE SANTANA

Sob a orientação do Professor

Sady Júnior Martins da Costa Menezes

e Coorientação do Professor

Carlos Antônio Alvares Soares Ribeiro

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental**, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, Área de Concentração em Meio Ambiente.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2023

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

N231r Nobre Santana, Rodrigo, 1987-
RESTAURAÇÃO DE PRECISÃO PARA MINIMIZAR A PERDA DE
SOLOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA EM DOMÍNIO DE MATA
ATLÂNTICA / Rodrigo Nobre Santana. - Januária - MG,
2023.
44 f.

Orientador: Sady Júnior Martins da Costa Menezes.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro, PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL, 2023.

1. recuperação de áreas degradadas. 2.
geoprocessamento. 3. sensoriamento remoto. I. Martins
da Costa Menezes, Sady Júnior, ---, orient. II
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE ENGENHARIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL**

RODRIGO NOBRE SANTANA

Dissertação submetida como requisito para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental**, no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, área de Concentração em Meio Ambiente.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 13/02/2023

Membros da Banca:

Sady Júnior Martins da Costa Menezes, D.Sc., UFRRJ (Orientador/Presidente da Banca)

Fábio Cardoso de Freitas, D.Sc., UFRRJ

Getúlio Fonseca Domingues, D.Sc., UFRN



Emitido em 10/05/2023

HOMOLOGAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 33/2023 - IT (12.28.01.27)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 10/05/2023 15:04)

FABIO CARDOSO DE FREITAS
COORDENADOR CURS/POS-GRADUACAO
CoordCGGA (12.28.01.00.00.15)
Matrícula: ###387#5

(Assinado digitalmente em 10/05/2023 11:29)

SADY JUNIOR MARTINS COSTA DE MENEZES
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCMA (12.28.01.00.00.18)
Matrícula: ###315#6

(Assinado digitalmente em 10/05/2023 16:10)

GETULIO FONSECA DOMINGUES
ASSINANTE EXTERNO
CPF: ###.###.107-##

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/documentos/> informando seu número: **33**, ano: **2023**, tipo: **HOMOLOGAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**, data de emissão: **10/05/2023** e o código de verificação: **263cec2c1f**

DEDICATÓRIA

Ao meu querido e amado pai, Bráulio (*in memoriam*), que foi meu exemplo de amor, honestidade e ética ao longo de toda a minha vida e que muito fez, por meio da sua simplicidade, para que esse momento, assim como tudo que conquisei, fosse possível.

AGRADECIMENTOS

À minha mãe Clarice, minha irmã Lourena e minha esposa Bianca, por quem tenho muito amor e têm enorme importância em minha vida, contribuíram para que esse momento fosse possível e que o processo fosse mais fácil frente aos obstáculos.

Ao meu orientador, Sady, sempre motivador, paciente e dedicado com a pesquisa durante todo o mestrado.

Ao professor Getúlio, pela imensa disposição e contribuição durante todas as reuniões e dúvidas sanadas apesar da distância.

À Luiza, pela troca de conhecimento, aprendizado e amizade durante as disciplinas e construção da pesquisa.

Ao professor Carlos pelo incentivo e colaboração para com a pesquisa e o projeto.

Aos professores, funcionários e colegas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro que tive o prazer de conhecer.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES)/Agência Nacional de Águas - Brasil (ANA), processo nº 88887.124077/2016-00, e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - Brasil (CNPq), processo nº 407299/2017-3.

RESUMO

SANTANA, Rodrigo Nobre. **Restauração de precisão para minimizar a perda de solos em uma bacia hidrográfica em domínio de Mata Atlântica**. 2023. 43p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental). Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

A Bacia Hidrográfica do Rio Turvo que está situada na região da zona da mata, em Minas Gerais, dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Doce – localizada na região leste do Estado de Minas Gerais e nordeste do Estado do Espírito Santo –, tem sido amplamente afetada por processos de erosão e degradação do solo. Consequentemente, tais processos comprometem diretamente a qualidade dos cursos d'água que a compõe. Diante do cenário atual, estratégias que minimizem e promovam a recuperação das características das bacias hidrográficas se fazem necessárias. A implantação e recuperação de zonas de vegetação que reduzam o dano causado pela precipitação em solo exposto e sua correta alocação, são fatores essenciais para obtenção de resultados efetivos. As ferramentas disponibilizadas por um Sistema de Informações Geográficas (SIG) permitem abordar os diversos fatores envolvidos na degradação ambiental de uma bacia, permitindo o planejamento e, posteriormente, a resolução dos problemas a ela associados. O modelo *Unit Stream Power Based Erosion Deposition* (USPED) estima a erosão e deposição de sedimentos com base em cálculos avaliando a mudança de fluxo de sedimentos da inclinação mais íngreme, indicando se uma dada área está mais propensa a ser produtora ou um depósito de sedimentos. A obtenção dos padrões de erosão e deposição possibilita avaliar diferentes cenários possíveis de cobertura do solo, embora já sejam conhecidas as zonas que evidenciam eficientes localizações para a restauração florestal, a alocação ótima que maximize o processo de retenção dos sedimentos carreados é de extrema importância. A predominância de pastagem, agricultura + pastagem e formação florestal contribuiu para que os valores de erosão e deposição se concentrassem próximos a $0,10 \text{ ton ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, considerados como baixo índice de perda de solo. O AG foi eficiente em alocar as zonas de vegetação com precisão para reduzir a perda de solo. Essa redução foi de 53,85% para o cenário com 116 interações do AG e de 45,45% para 200 interações; o AG promoveu um aumento de 66,50% da área de formação florestal para a alocação das zonas de vegetação nesse processo. A metodologia utilizada se mostrou aplicável e condizente com os processos de erosão e deposição, sendo uma ferramenta eficaz para o estudo e gestão ambiental, determinação de áreas prioritárias para recuperação e manutenção da qualidade dos recursos ambientais.

Palavras-chave: recuperação de áreas degradadas, geoprocessamento, sensoriamento remoto.

ABSTRACT

SANTANA, Rodrigo Nobre. Precision restoration to minimize soil loss in a watershed in the Atlantic Forest domain. 2023. 47p. Dissertation (Master in Agricultural and Environmental Engineering). Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

The Rio Turvo Hydrographic Basin, which is located in the Zona da Mata region, in Minas Gerais, within the Rio Doce Hydrographic Basin – located in the eastern region of the State of Minas Gerais and northeast of the State of Espírito Santo – has been widely affected by processes of erosion and soil degradation. Consequently, such processes directly compromise the quality of the watercourses that constitute it. Given the current scenario, strategies that minimize and promote the recovery of the characteristics of the hydrographic basin are required. The implementation and recovery of vegetation zones that reduce the damage caused by precipitation on exposed soil and their correct allotment are essential factors to obtain effective results. The tools available by a Geographic Information System (GIS) make it possible to approach the various factors involved in the environmental degradation of a basin, allowing the planning and, subsequently, the resolution of the problems associated with it. The Unit Stream Power Based Erosion Deposition (USPED) model estimates erosion and sediment deposition based on calculations which evaluates the change in sediment flow from the steepest slope, indicating whether a given area is more likely to be a producer or a deposit of sediments. Obtaining erosion and deposition patterns makes it possible to assess different possible soil cover scenarios, although the zones that show efficient locations for forest restoration are already known, the optimal allocation that maximizes the retention process of the sediments carried is extremely important. The predominance of pasture, agriculture + pasture and forest formation contributed to the concentration of deposition erosion values close to 0.10 ton ha⁻¹ year⁻¹, which is considered as a low rate of soil loss. The Genetic Algorithm (GA) was efficient in accurately allocating vegetation zones to reduce soil loss. This reduction was 53.85% for the scenario with 116 GA interactions and 45.45% for 200 interactions; the AG promoted a increase of 66.50% in the area of forest formation for the allocation of vegetation zones in this process. The methodology used proved to be applicable and consistent with the processes of erosion and deposition, being an effective tool for the study and environmental management, determination of priority areas for recovery and maintenance of the quality of environmental resources.

Keywords: recovery of degraded areas, geoprocessing, remote sensing.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização da bacia hidrográfica do Rio Turvo.	14
Figura 2 - Municípios e cursos hídricos que compõem a Bacia Hidrográfica do Rio Turvo. Fonte: ANA (2022); IBGE (2022).	18
Figura 3 - Características da área de estudo. A) Altitude, B) Precipitação, C) Tipo de solo, D) Uso e manejo do solo, E) Declividade, F) Inclinação e G) Clima.	20
Figura 4 - Fluxograma do algoritmo genético. Fonte: Domingues (2018).....	25
Figura 5 - Redução da erosão com 200 interações do Algoritmo Genético com resolução espacial de 10x10 pixels (gráfico à esquerda). Redução da erosão com 116 interações do Algoritmo Genético com resolução espacial de 5x5 pixels (gráfico à direita).....	25
Figura 6 - Fator K de erodibilidade dos solos da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo. Fonte: ISRIC (2021).	27
Figura 7 - Fator topográfico obtido através do método D_{∞}	29
Figura 8 - Mapa de erosão e deposição. Valores negativos representam erosão e positivos deposição do solo. À esquerda, os locais de erosão e deposição em toda a bacia hidrográfica do Rio Turvo – MG, à direita, o recorte mostra a erosão e deposição na região da foz da BH. ...	31
Figura 9 - Disposição das zonas de vegetação alocadas para 95 interações feitas pelo Algoritmo Genético em contraste com o uso e ocupação do solo da área da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo.	33
Figura 10 - Disposição das zonas de vegetação alocadas para 200 interações feitas pelo Algoritmo Genético em contraste com o uso e ocupação do solo da área da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo.....	34
Figura 11 - Disposição das zonas de vegetação alocadas para 116 interações feitas pelo Algoritmo Genético em contraste com o uso e ocupação do solo da área da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo.....	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Tempo de execução de cada cenário.	25
Tabela 2 - Classe de interpretação do índice de erosividade anual.	27
Tabela 3 - Classe de interpretação do índice de erodibilidade anual.....	28
Tabela 4 - Ocupação da área da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo em função do tipo de cobertura vegetal e declividade.	28
Tabela 5 - Classe de interpretação do índice de perda de solo anual.	28
Tabela 6 - Valores de erosão e deposição das áreas ocupadas por pastagem na declividade de 20-45%.	29
Tabela 7 - Resolução espacial, área e número de interações para os respectivos cenários gerados pelo Algoritmo Genético para as áreas com formação florestal.....	33
Tabela 8 - Áreas côncavas e convexas ocupadas por cada um dos cenários gerados pelo algoritmo genético dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo.	35
Tabela 9 - Resolução espacial, área e número de interações para os respectivos cenários gerados pelo Algoritmo Genético para as áreas com formação florestal.....	35
Tabela 10 - Áreas côncavas e convexas ocupadas por cada um dos cenários gerados pelo algoritmo genético dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo.	35

LISTA DE SIGLAS E ABREVIACOES

AG	Algoritmo Genético
ANA	Agência Nacional de águas e Saneamento Básico
BH	Bacia Hidrográfica
EUPS	Equação Universal de Perdas de Solo
EUPSM	Equação Universal de Perda de Solo Modificada
ISRIC	<i>International Soil Reference and Information Centre</i>
MDE	Modelo Digital de Elevação
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
USGS	<i>United States Geological Survey</i>
USPED	<i>Unit Stream Power Based Erosion Deposition</i>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 REVISÃO DE LITERATURA	16
3 MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1 Área de estudo	18
3.2 Unit Stream Power Erosion Deposition (USPED)	21
3.3 Algoritmo Genético	22
3.4 Informações Computacionais	25
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
4.1 Erosividade da chuva – Fator R	26
4.2 Erodibilidade do solo – Fator K	27
4.3 Uso e manejo do solo e Práticas conservacionistas – Fator CP	27
4.4 Fator topográfico – $U\beta$	29
4.5 Erosão e deposição	30
4.6 Zonas de vegetação alocadas pelo Algoritmo Genético	32
5 CONCLUSÕES	35
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36
ANEXOS	43
A – Dados pluviométricos da Estação Seriquite (Estação 56085000)	43

1 INTRODUÇÃO

A Bacia Hidrográfica (BH) do Rio Doce está localizada na região sudeste do Brasil, abrangendo os Estados de Minas Gerais, com 86% de sua área, e Espírito Santo, 14% restantes. Conta com 853 km de extensão e 83.465 km² de área de drenagem. A expansão dos processos socioeconômicos, como obras de engenharia, barramentos, transposições, desmatamentos e atividades relacionadas ao agronegócio têm ocasionado, ao longo do tempo, grande impacto nas características das bacias hidrográficas bem como em sua qualidade hídrica e do solo (COELHO, 2009; VALLE JUNIOR, 2008). Com isso, problemas de assoreamento, contaminação dos cursos d'água, estrutura e fertilidade do solo são recorrentes, tendo aumento bastante expressivo (CORSEUIL & CAMPOS, 2007).

A BH do Rio Turvo está inserida na Bacia do Atlântico Sudeste, sendo os Rios Doce e Paraíba do Sul seus principais afluentes (ANA, 2012). Esta região é caracterizada pelo grande adensamento populacional, além de concentrarem grandes polos da economia nacional (TRIUMPHO, 2015). Com isso, a sobrecarga dos processos erosivos é bastante significativa devido à exploração agrícola ao longo dos anos, ao uso contínuo e irregular de adubos e agrotóxicos no meio rural, além da grande produção de efluentes urbanos (ANA, 2012). Na Figura 1 é apresentada a área abrangida pela bacia do Rio Turvo.

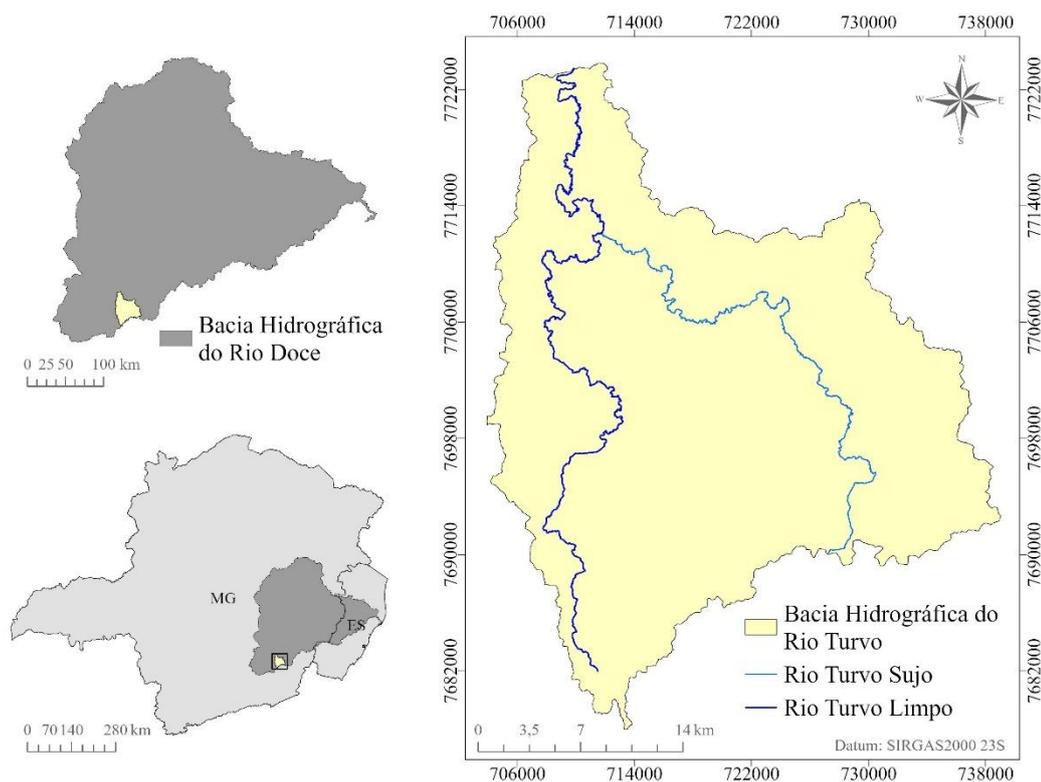


Figura 1 - Mapa de localização da bacia hidrográfica do Rio Turvo.

A cidade de Mariana – MG, região conhecida pela extração de minérios, no ano de 2015 sofreu grande dano ambiental devido ao rompimento de uma barragem de contenção de rejeitos de minérios – pertencente a uma grande empresa de mineração brasileira. Este evento provocou imenso impacto no solo e recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Doce (VERAS, 2020). Com isso, grandes quantidades de metais pesados foram incorporados ao solo e carreado para os corpos d'água mediante escoamento superficial e lixiviação, elementos estes que são altamente nocivos aos seres vivos e ecossistemas (CARVALHO et al., 2017).

O “Código Florestal”, por meio da Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012, traz em seu primeiro artigo a sua finalidade e, porquanto, o controle e prevenção a proteção da vegetação brasileira:

Art. 1º-A. Esta Lei estabelece normas gerais sobre a proteção da vegetação, áreas de Preservação Permanente e as áreas de Reserva Legal; a exploração florestal, o suprimento de matéria-prima florestal, o controle da origem dos produtos florestais e o controle e prevenção dos incêndios florestais, e prevê instrumentos econômicos e financeiros para o alcance de seus objetivos (BRASIL, 2012).

A efeito de proteção, em seu Art. 3º, o ordenamento jurídico designa a Área de Proteção Permanente (APP) como “área protegida, (...), com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas” (BRASIL, 2012) e pontua no inciso IX alínea “a” como APP de interesses sociais “imprescindíveis à proteção da integridade da vegetação nativa, tais como prevenção, combate e controle do fogo, controle da erosão, erradicação de invasoras e proteção de plantios com espécies nativas” (BRASIL, 2012).

No ano de 2012 é sancionado o novo Código Florestal – Lei nº 12.651/12, revogando a Lei nº 4.771/65, que traz diversos debates acerca das novas mudanças e flexibilizações, dentre elas, transfere-se para as entidades municipais a competência de legislar sobre as definições das áreas de preservação nas margens de rios.

O equilíbrio das questões legais relacionadas ao meio ambiente se faz necessário frente às atuais condições antrópicas a que tais áreas estão expostas, técnicas que permitam a recuperação e a mitigação dos danos, e que estas devem ser testadas e aplicadas em caráter real.

A degradação do solo, devido a sua exposição, vem agravando cada vez mais os processos erosivos e aumentando a produção de sedimentos em decorrência de precipitações, fazendo com que o material carreado pelo escoamento superficial seja depositado nos cursos d’água que compõem a bacia e agrave os impactos causados pelo rompimento da barragem. Ações de caráter efetivo são de suma importância para mitigar tais efeitos a curto e longo prazo.

Uma forma de reduzir os danos por erosão e minimizar a perda de nutrientes é a implantação das zonas de vegetação; alternativa eficaz na recuperação de áreas degradadas. No entanto, a eficiência dessas zonas está diretamente relacionada com sua localização e dimensões no terreno. A determinação do local dessas zonas tem como objetivo a redução da erosão e obtenção de maior eficiência na retenção dos sedimentos transportados pelo escoamento superficial para dentro das calhas dos rios.

Deste modo, o desenvolvimento de uma metodologia que promova a restauração de precisão com o intuito de atenuar a perda de solos em qualquer bacia hidrográfica se faz necessário para reduzir tais perdas e maximizar a assertividade nos processos de recuperação ambiental.

2 REVISÃO DE LITERATURA

A erosão hídrica se destaca pela alta capacidade de remoção e transporte de sedimentos (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2014; GUERRA, 2005), sendo mais ocorrente em regiões de clima tropical dada às elevadas taxas de precipitação (MORAIS & SALES, 2017). A erosão dos solos pode ser definida como o desprendimento, transporte e deposição de suas partículas, tendo o vento e a água seus principais causadores. No entanto, esse efeito é acelerado pela interferência antrópica (VALLE JUNIOR, 2008), onde a forma de maior potencial de degradação do solo pode provocar grandes danos ambientais (COGO et al, 2003).

Em se tratando de bacias hidrográficas, cujo relevo pode variar consideravelmente o escoamento superficial decorrente de intensa precipitação, encontra caminho preferencial nas áreas que oferecem menor resistência e é favorecido pela maior declividade, seu poder erosivo é crescente e está relacionado diretamente com a velocidade e volume deste escoamento (DOMINGUES, 2018).

Atualmente, com a facilidade de acesso a informações provenientes do processamento de imagens orbitais, o monitoramento da cobertura vegetal terrestre pode ser realizado com custos reduzidos e de maneira eficiente por meio do sensoriamento remoto (MAS, 2009). Existem efeitos diversos em relação à localização das zonas de vegetação e sua influência nos processos de erosão, visto que sua alocação está ligada diretamente com a otimização e manutenção das condições do solo e água, não podendo este processo ser realizado de forma arbitrária (MEKONNEN et al., 2014).

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) são ferramentas que permitem diversidade de aplicações, tendo grande importância nos planos de manejo de conservação do solo e da água devido a eficiência e praticidade na análise dos dados (VALLE JUNIOR, 2008). Os SIGs permitem, além do estudo dos processos de erosão do solo e da água, como se dá sua distribuição espacial, a análise do escoamento superficial, cobertura e tipo do solo, precipitação local e diversas análises simultâneas com variabilidade de camadas e dados (DOMINGUES et al., 2020).

Os Modelos Digitais de Elevação (MDE) são de extrema importância nos SIGs, pois fornecem as informações topográficas necessárias utilizadas nos estudos de modelagem dos processos hidrológicos (TARBOTON, 1997) devido, principalmente, à disponibilidade de dados gratuitos e de qualidade como é o caso da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) cujo propósito é atuar na produção de um banco de dados digitais gratuitos de todo o planeta. Esses dados são geridos pelo *United States Geological Survey* (USGS) e podem ser acessados em formato HGT, com resolução radiométrica de 16 bits.

Com a precisão dos dados referentes à superfície topográfica, melhoria da resolução e avanços computacionais fazem com que tal ferramenta seja cada vez mais utilizada não só na hidrologia como em solos e áreas afins (TARBOTON, 2009). O MDE é uma representação matricial do terreno dentro das plataformas do SIG, onde a menor unidade referente à descrição da sua altitude é a célula da matriz e para se obter a direção e acúmulo de um fluxo os modelos propostos realizam-se operações baseadas nos valores vizinhos (WILSON & GALLANT, 2000).

Diversos são os métodos utilizados para definir a direção do fluxo de escoamento com base no MDE. A maioria indica um valor único para cada uma das oito células vizinhas para qual o fluxo deverá seguir, comumente chamados de Métodos *D8*; já uma outra metodologia admite que o escoamento siga em direções múltiplas, ou seja, em mais de uma célula vizinha, D_{∞} (*D*-infinito) (BUARQUE et al., 2009).

O Método *D8* utiliza-se da altimetria das oito células adjacentes e também da célula em questão, deste modo, as declividades da célula é calculada para cada célula adjacente, assim, a direção do fluxo segue para a célula que obteve maior declividade (JARDIM, 2017). No

entanto, tal método não apresenta total fidelidade às condições reais de uma bacia sabendo-se que o fluxo de escoamento admite mais de uma direção. O Método D_{∞} atribui maior fidelidade ao fluxo de escoamento de uma bacia, porém, pode gerar fossos – valores nulos provenientes dos processos analíticos que interferem ou mascaram a direção do fluxo de escoamento (TARBOTON, 2009).

A Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) é um modelo utilizado para determinar a perda do solo dentro de um intervalo de tempo e em determinada condição na qual a área esteja submetida. A equação calcula as perdas do solo de um determinado local embasado em seis fatores que expressam, de forma numérica, as características do solo (WISHMEIER & SMITH, 1978). A EUPS foi desenvolvida como uma ferramenta simples para estimular a conservação do solo, tal qual sua representação dos processos erosivos também se mostra mais simplificada; com isso, houve o estímulo de um modelo que atendesse a demanda de informações à nível de pesquisa (MITASOVA et al., 2013).

A Equação Universal de Perda do Solo Modificada (EUPSM) é uma das variantes da EUPS amplamente utilizada em tais processos, empregada da mesma forma, mas com alguns parâmetros revisados de acordo com Renard et al. (1997); esse modelo foi desenvolvido para melhorar a estimativa potencial de erosão do solo (CHUENCHUM et al. 2019) e tem como principal vantagem, em relação à EUPS, a simulação de produção de sedimentos da bacia hidrográfica (SMITH et al., 1984).

Quanto maior for a assertividade e sua proximidade com as condições reais às quais o modelo se propõe, maior será a eficácia em estimar os processos de erosão do solo e água (LIU et al., 2007). O modelo *Unit Stream Power Based Erosion Deposition* (USPED) fornece informações quanto a intensidade e distribuição espacial da erosão do solo e deposição de sedimentos. Trata-se de um modelo que estima a distribuição espacial da erosão do solo e deposição para um escoamento de fluxo superficial estacionário (WARREN et al., 2019). O USPED admite que tanto o fluxo da água quanto o transporte de sedimentos são contínuos dentro da área de estudo (LIU et al., 2007).

A susceptibilidade do solo à erosão, o potencial erosivo da precipitação, escoamento superficial e a proteção do solo por cobertura vegetal são os principais parâmetros de influência na perda de solo causados pela erosão hídrica (WISHMEIER & SMITH, 1965). Tais processos podem expor a superfície do solo de modo a torna-los mais impactantes quando houver uma concentração no fluxo de água, dando origem a um grande volume de sedimentos erodidos (STIPP et al., 2011). A cobertura vegetal em Bacias Hidrográficas contribui diretamente no armazenamento de água e controle da erosão (BOUMANNNS et al., 2010).

A vegetação sobre o solo amortece a energia de impacto ocasionada pela gota da chuva, evitando a destruição dos agregados, entupimento dos poros e selamento superficial do solo (STIPP et al., 2011), além do carreamento das partículas em decorrência do escoamento superficial (GUERRA, 2005). Para que as barreiras utilizadas reduzam o escoamento superficial dentro de uma bacia hidrográfica faz-se necessário que sua localização seja feita em local específico, previamente estudado, tornando essa abordagem eficaz no gerenciamento e controle dos sedimentos (MEKONNEN et al., 2014).

Diversas técnicas são empregadas visando mitigar o avanço dos processos erosivos e promover a captação da água da chuva, algumas se destacam ou são mais utilizadas pela simplicidade e eficácia, como é o caso das Barraginhas (ou Bacias de Contenção) e os terraços (GONÇALVES, 2020). As barraginhas são pequenas bacias escavadas em áreas sujeitas a enxurradas e atuam como caixas de retenção que, além reduzir a erosão do solo, contribuem para a recarga do lençol freático; enquanto os terraços (ou terraceamento) é uma prática muito difundida no meio agrícola, tendo este mesmo objetivo, e que consiste em uma estrutura transversal no sentido do maior aclave do terreno composto por um dique e um canal cuja finalidade é reter e favorecer a infiltração da água (RIO GRANDE DO SUL, 1985).

Uma outra alternativa eficaz na recuperação de áreas degradadas são as zonas de vegetação por garantir a redução da erosão e do fluxo de sedimentos carreados (VOUGHT et al., 1995). Essas zonas também são responsáveis por reduzir a perda de nutrientes e a velocidade do fluxo de sedimentos e favorecer a deposição dos sedimentos. No entanto, sua eficácia está associada com as características físicas do local de implementação, como a topografia e as dimensões das zonas de vegetação. Essas zonas também atuam como filtro de nutrientes por meio do processo de deposição dos sedimentos, pois, por se tratarem de gramíneas ou outro tipo de vegetação densa, fazem com que a velocidade do fluxo do escoamento superficial seja reduzido (DILLAHA et al., 1986). Haycock & Muscutt (1995), salientam a importância das dimensões das zonas em relação a sua eficiência, sendo que uma pequena variação em sua largura pode comprometer seu pleno desempenho. Sua adequada utilização e alocação são de suma importância na maximização da qualidade da água e otimização da drenagem na bacia hidrográfica.

Para se obter condições satisfatórias de alocação e localização das zonas de vegetação são necessárias uma enorme quantidade de combinações para que seja possível a implementação dentro de uma bacia hidrográfica de forma ótima. Essa otimização é obtida fazendo-se uso da metaheurística, algoritmos aproximativos de otimização usados para encontrar boas soluções em tempo hábil (DOMINGUES, 2018).

As metaheurísticas são técnicas baseadas em operações gerais que buscam soluções através de análises combinatórias, fundamentado-se em conceitos genéricos como de vizinhança de pontos ou conexão de trajetórias entre pontos, possibilitando, dessa forma, a construção de algoritmos destinados as mais diversas áreas de atuação (CUNHA et al., 2012), permitindo gerar estratégias e procedimentos heurísticos para a resolução de problemas de maior complexidade (MELIÁN et al., 2003).

A metaheurística de Algoritmos Genéticos (AG) são métodos de busca e otimização inspirado nos mecanismos de evolução de populações (LACERDA & CARVALHO, 1999), podendo ser utilizados em problemas envolvendo pesquisas numéricas e otimizando funções, sendo uma promissora técnica aplicada em problemas de caráter combinatório (RODRIGUES et al., 2004). Otimização é a busca pela melhor solução para um dado problema, para isso são simuladas diversas tentativas, repetidas vezes, para se obter a melhor solução para o problema proposto (LACERDA & CARVALHO, 1999).

A aplicação do AG tem início na seleção aleatória de uma população, onde cada membros dessa população é avaliado e, então, selecionados os pais para gerar os filhos. Com os pais selecionados, os fatores de recombinação e mutação são aplicados a eles para gerar novos indivíduos da nova geração; os membros antigos são descartados e os novos avaliados e inseridos na população. Se o resultado satisfazer os requerimentos de desempenho, retorna-o, caso contrário, seleciona-se novos pais e repete-se o processo (LINDEN, 2008). Dada a versatilidade de aplicação deste método, ele possui grande aplicabilidade nos estudos de perda de solo, possibilitando avaliar os efeitos das zonas de vegetação em cada situação encontrada dentro de uma bacia hidrográfica (DOMINGUES, 2018).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Turvo está localizada na Zona da Mata do Estado de Minas Gerais, e abrange os municípios de Cajuri, Coimbra, Guaraciaba, Paula Cândido, Porto Firme, São Geraldo, Teixeira e Viçosa, ocupando uma área de aproximadamente 848 km². A bacia é composta pelo Rio Turvo Sujo e o Rio Turvo Limpo, estes, juntos, formam o Rio Piranga, importante afluente do Rio Doce (TRIUMPHO, 2015). Na Figura 2 encontram-se demarcados os municípios e cursos hídricos que compõem a BH.

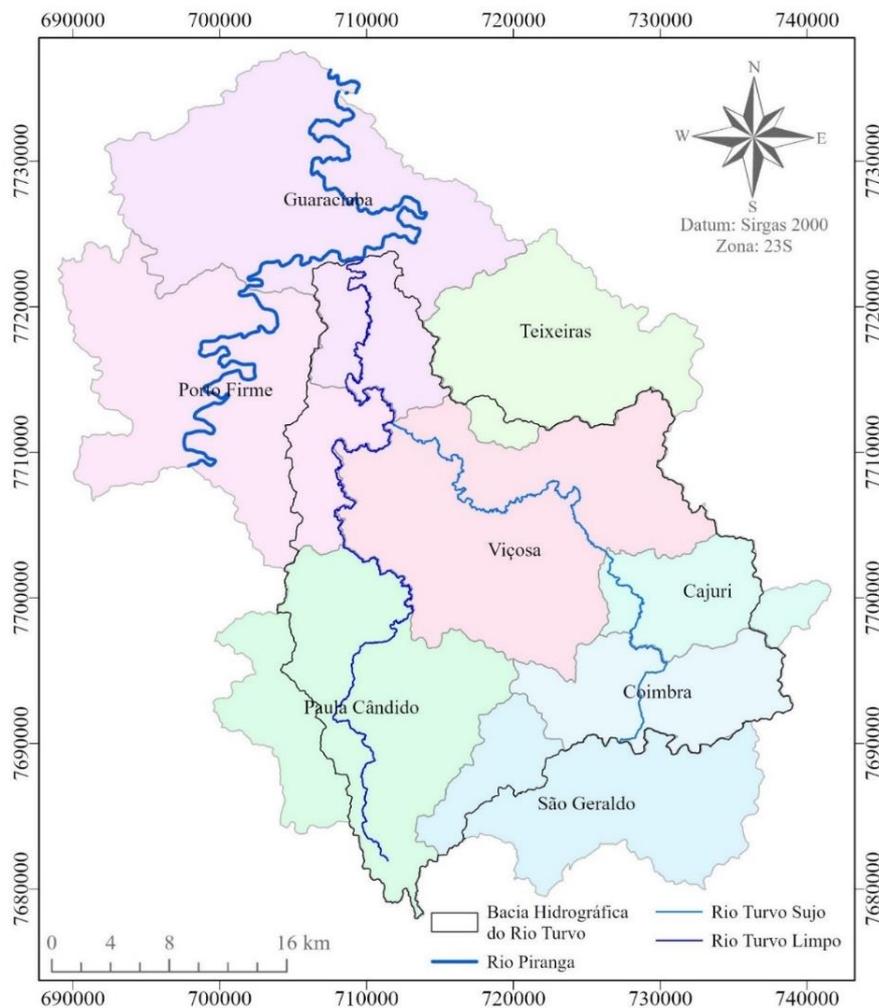


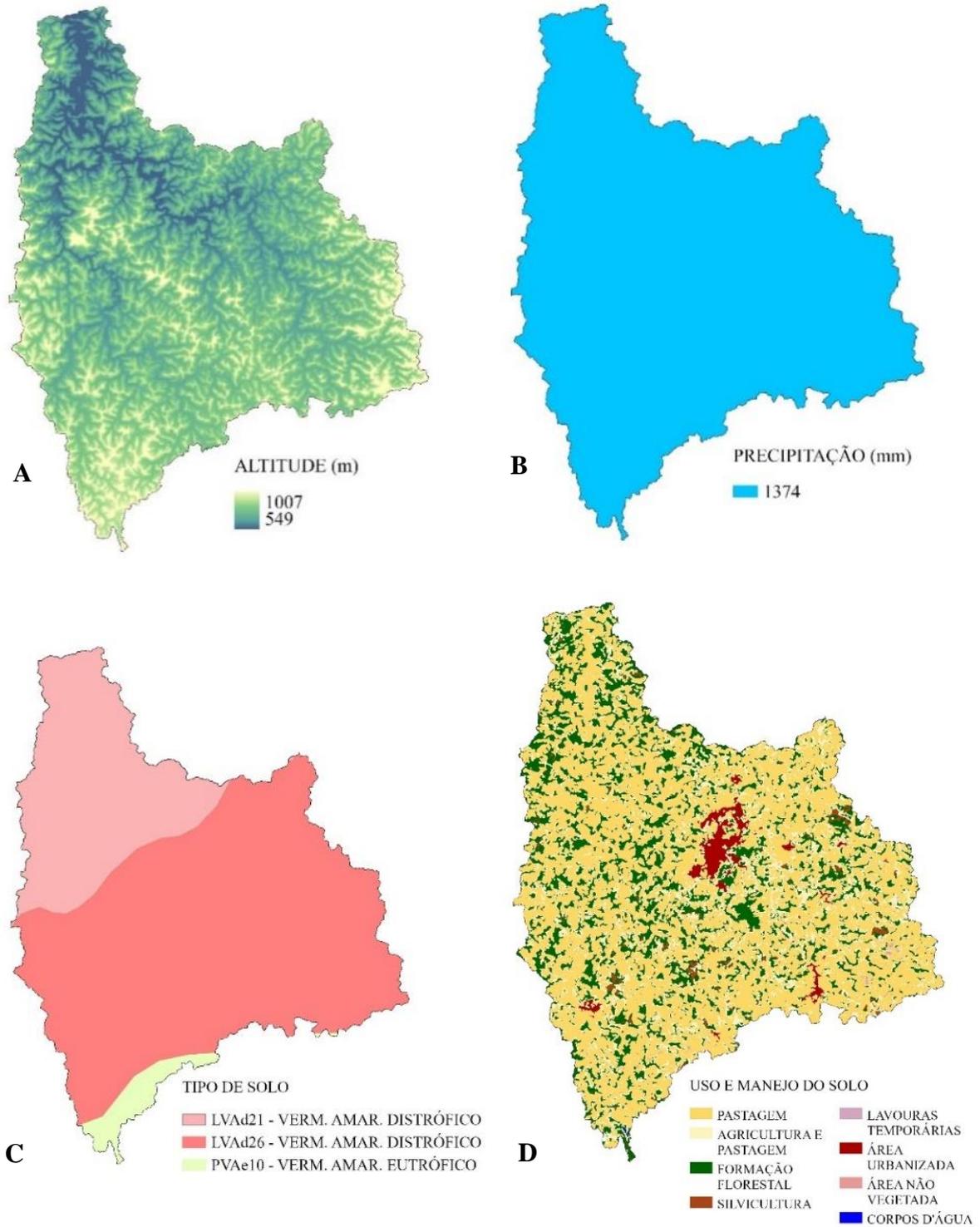
Figura 2 - Municípios e cursos hídricos que compõem a Bacia Hidrográfica do Rio Turvo.

Fonte: ANA (2022); IBGE (2022).

O Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico é predominante na área da BH. De acordo com a Embrapa (2018), os latossolos são solos constituídos por material mineral, apresentando horizonte B latossólico precedido de qualquer tipo de horizonte A dentro de 200 cm a partir da superfície do solo ou dentro de 300 cm, caso o horizonte A apresente mais que 150 cm de espessura.

O clima, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa e Cwb: região de clima tropical, temperatura média de 22 °C, com verão de quente (Cwa) a verão temperado (Cwb) e inverno seco (ALVAREZ et al., 2013). A média da precipitação anual observada nos

últimos 36 anos foi de 1.374 mm (HIDROWEB, 2021). A vegetação predominante é de Mata Atlântica, com relevo acidentado e montanhoso, altitude variando de 549m à 1.007m (BARROS, 2016). Na Figura 3 são apresentadas as características da BH geradas pelas ferramentas SIG.



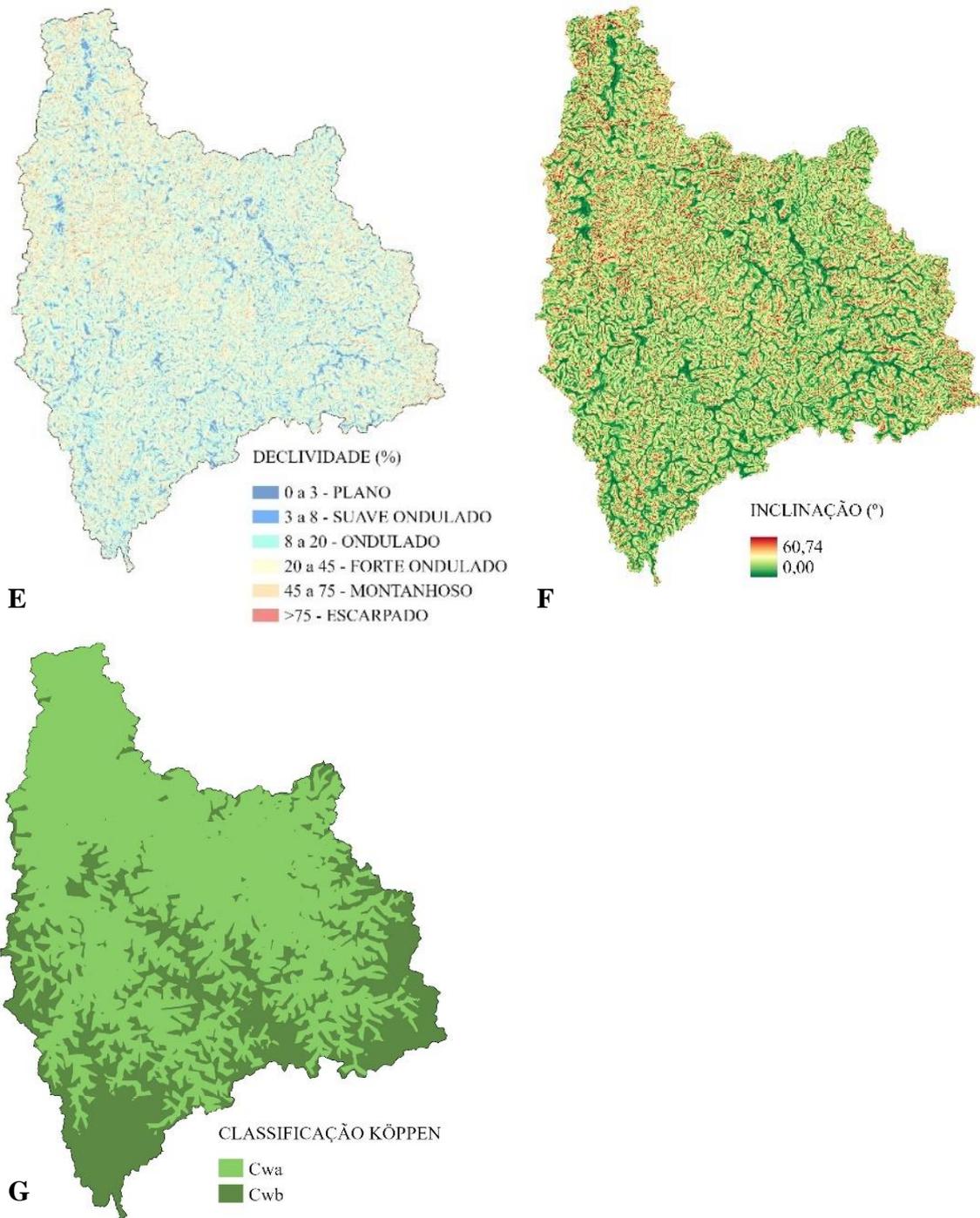


Figura 3 - Características da área de estudo: A) Altitude, B) Precipitação, C) Tipo de solo, D) Uso e manejo do solo, E) Declividade, F) Inclinação e G) Clima.

3.2 Unit Stream Power Erosion Deposition (USPED)

O modelo USPED estima erosão e deposição de sedimentos com base na mudança de fluxo de sedimentos na direção onde a inclinação é mais íngreme, possibilitando compreender se dado local é considerado fonte ou depósito de sedimentos. Diferentemente do que é proposto pelas equações EUPS e EUPSM, onde adota-se a declividade do comprimento da rampa, a USPED utiliza-se da área de contribuição por unidade de largura e a inclinação do terreno para estimar a potência do escoamento (MOORE & BURCH, 1986). O modelo USPED estima o fluxo de sedimentos de acordo com a Equação 1:

$$T = R.K.C.P.U^m.(sin\beta)^n \quad (1)$$

Onde:

R = fator de erosividade da chuva (MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹);

K = fator de erodibilidade do solo (Mg.h.MJ⁻¹.mm⁻¹);

C = fator de uso/manejo do solo (adimensional);

P = fator de práticas conservacionistas (adimensional)

U = área de contribuição por unidade de largura (m².m⁻¹);

β = ângulo de inclinação em graus;

m e n = estão relacionados ao tipo de fluxo e propriedades do solo. Em situações de predominância da erosão em sulcos, onde o fluxo seja turbulento e o aumento da erosão seja alterado significativamente com o volume de água, adotam-se os valores de $m=1,6$ e $n=1,0$. Em casos em que a erosão em sulco ocorra através de fluxo laminar, $m=n=1,0$ refletem melhor esta condição para eventos pequenos e grandes a longo prazo (MITASOVA et al., 1996; MOORE & WILSON, 1992).

Caso o transporte de sedimentos seja limitado e o desprendimento do solo exceda a capacidade de transporte de sedimentos do escoamento superficial, o fluxo de sedimentos é igual à capacidade de transporte de sedimentos (Equação 2).

$$ED = \frac{d(T * \cos(a))}{d_x} + \frac{d(T * \sin(a))}{d_y} \quad (2)$$

Onde:

ED = Erosão/Deposição;

T = Fluxo de sedimentos;

a = orientação da superfície do terreno em graus.

Os fatores U e β foram obtidos através de um SIG e, juntos, formam o fator topográfico do modelo. Para estimar o fator U utilizou-se do método do $D\infty$, que permite resultados mais realistas por obter a direção e acúmulo do fluxo em múltiplas direções entre as células vizinhas.

3.3 Algoritmo Genético

Para a locação e otimização das zonas de restauração, adotou-se o algoritmo proposto por Domingues (2018). O pseudocódigo é apresentado a seguir:

Inicializar

- Gera N soluções viáveis aleatoriamente;
- Salva N na população Pop;
- Repita até determinado número de Gerações:

Avaliação e Seleção

- Aplica o Modelo USPED para cada solução em Pop;
- Seleciona $N/2$ melhores soluções e as salva em Pais;

Recombinação

- Repita $N/4$ vezes:
- Seleção por amostragem estocástica uniforme de duas soluções, pai_1 e pai_2 , de Pais;

- Gera filho₁ e filho₂ por recombinação de pai₁ e pai₂;
- Salva filho₁ e filho₂ em Filhos;

Adaptação

- Repita N/2 vezes:
- Seleciona uma solução filho de Filhos;
- Realoca probabilisticamente X células com base na vizinhança;
- Aloca probabilisticamente as X células pelo inverso da distância das zonas de restauração;
- Atualiza filho em Filhos

Mutação

- Repita N/2 vezes:
- Seleciona uma solução filho de Filhos;
- Se valor aleatório < 20%:
- Realoca probabilisticamente X células com base na vizinhança;
- Aloca probabilisticamente as X células diretamente proporcional à distância euclidiana das zonas de restauração;
- Atualiza filho em Filhos

Atualiza a População

- Pop = Pais + Filhos

Retorna a melhor solução

- Retorna a melhor solução em Pop;

O operador “Inicializar” gera N *rasters* soluções para o problema, cada uma com 80% de área com cobertura de pastagem; enquanto os 20% restantes, com restauração florestal distribuídas de modo aleatório. *Raster* é o termo utilizado para denominar a matriz que uma solução representa.

O operador “Avaliação” analisa a influência das zonas de vegetação para cada solução obtida pelo modelo USPED considerando os fatores de uso do solo (CP) dentro da área da bacia hidrográfica, calculando os valores do somatório entre erosão e deposição, valores negativos e positivos, respectivamente. O valor resultante desse somatório é denominado de *fitness*.

O operador “Seleção” organiza as soluções da população baseado nos valores do *fitness*, selecionando metade deles e criando o conjunto *Pais*; sendo ordenados, em seguida, de forma decrescente ao valor do *fitness*, sabendo que o aumento do *fitness* significa redução dos valores de erosão ou aumento da deposição de sedimentos, ou ambas as situações.

O operador “Recombinação” inicia selecionando duas soluções Pai₁ e Pai₂, provenientes do conjunto Pais, amostrada de forma estocástica uniforme, baseada no ordenamento existente entre as soluções deste conjunto; estas soluções são recombinadas formando duas novas soluções, dois filhos. A recombinação, inicialmente, é feita identificando as células que pertencem às soluções de Pai₁ e Pai₂, simultaneamente, originando o conjunto Igualdade.

Posteriormente, são identificadas as células que existem somente na solução Pai₁, logo, um valor aleatório é gerado para dividir estas células em dois subconjuntos: Pai₁₁ e Pai₁₂. O Pai₁₁ é formado pela quantidade de células igual ao valor gerado aleatoriamente e o Pai₁₂ pela quantidade de células restantes. Assim, a recombinação é realizada unindo os três conjuntos das células Pai₁₁, Pai₁₂ e a Igualdade para formar Filho₁, e Pai₂₁, Pai₂₂ e Igualdade para o Filho₂. São geradas duas soluções novas para garantir o número inicial de indivíduos na população do algoritmo genético.

O operador “Adaptação” atua na busca de uma solução ótima baseado em um conhecimento prévio de agrupamento das zonas de restauração. Considera-se, então, que a

probabilidade de uma célula *raster* ser realocada está associada com a quantidade de vizinhos que esta possui. Isso é feito utilizando uma máscara de 3x3 ou 5x5, com número máximo de vizinhos de 8 ou 24. A probabilidade é calculada por uma função exponencial normalizada (Equação 3):

$$P_x = \frac{e^{-x}}{\sum_{x=0}^n e^{-x}} \quad (3)$$

Onde:

P_x = probabilidade de realocação normalizada;

n = número máximo de vizinhos;

x = número de vizinhos.

A alocação das células selecionadas para a realocação é feita com base na distância Euclidiana das células destinadas a restauração florestal que restaram, ou seja, aquelas que não terão a localização alterada durante o processo de iteração do algoritmo. Neste caso, a probabilidade é calculada considerando a distância máxima existente para uma área com restauração florestal e a distância existente para cada célula em uma área de restauração florestal, assim, as distâncias menores possuem maiores probabilidades que as distâncias maiores (Equação 4). Com isso, é esperado que ocorra o agrupamento, tendo em vista que uma célula com poucos vizinhos possui maior probabilidade em ser realocada para locais próximos a outros de restauração florestal que uma célula com maior vizinhança.

$$P_d = \frac{d_{max} - d}{\sum (d_{max} - d)} \quad (4)$$

Onde:

P_d = probabilidade de alocação normalizada;

d = distância;

d_{max} = distância máxima.

O operador “Mutação” atua de forma a perturbar a procura por uma soluço ótima, estimulando a fuga dos mínimos locais em busca do mínimo global.   similar ao operador de Adapta o, no entanto, a aloca o acontece de maneira inversa, isto  , a probabilidade   maior em locais mais distantes das áreas de restaura o. Deste modo, o operador Muta o proporciona o agrupamento ao realocar células que possuem menor vizinhança, ao mesmo tempo em que promove a aloca o de forma dispersa, enquanto explora o espaço de busca dentro da bacia (Equa o 5):

$$P_d = \frac{d}{\sum (d)} \quad (5)$$

Onde:

P_d = probabilidade de aloca o normalizada;

d = distância.

Na Figura 4   apresentado o fluxograma do algoritmo genético.

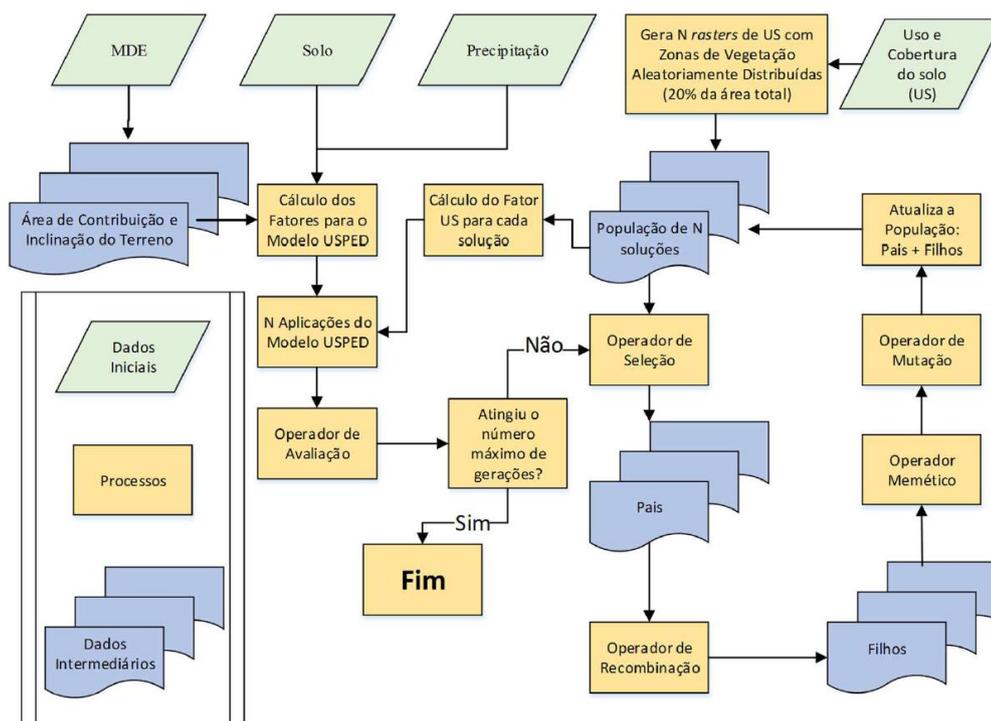


Figura 4 - Fluxograma do algoritmo genético.
 Fonte: Domingues (2018).

O objetivo do AG é minimizar a erosão e aumentar a deposição ao longo da área da bacia, a diferença da soma desses dois valores é chamada de *fitness*. Se uma determinada célula contribui significativamente para o aumento da deposição, quando alocada nas regiões côncavas, esta é selecionada pelo modelo como um local adequado para alocar a zona de vegetação. Sendo a erosão maior que a deposição ao longo da bacia, o seu somatório resultará num valor negativo, logo, o conjunto desses valores determinarão a locação das zonas.

3.4 Informações Computacionais

De acordo com o proposto por Domingues (2018), a otimização das zonas de vegetação foi desenvolvida em linguagem de programação Python e seguindo o formato de matriz nativa da biblioteca Numpy (VAN DER WALT et al., 2011). A biblioteca será aplicada para as operações básicas envolvendo matrizes, operações matemáticas, acesso aos índices e álgebra booleana. Na Tabela 1, encontram-se os tempos gastos para a execução de cada cenário proposto com processador Intel(R) Core (TM) i9-11950H @ 2.60GHz.

Tabela 1 - Tempo de execução de cada cenário.

População	Interações	Horas	Resolução Espacial
2.400 indivíduos	95	554,14	10x10m
2.400 indivíduos	116	1.063,40	5x5m
2.400 indivíduos	200	1.166,60	10x10m

Nos gráficos abaixo (Figura 5), nota-se a redução da erosão ao passo que o algoritmo realizou mais interações. A tendência do algoritmo é ter um ganho maior no início e estabilizar à medida que se aumenta o número de interações. Desta forma, é possível visualizar a estabilização dos valores de erosão com o aumento desse número; mesmo que ocorram novas

mutações, o AG não consegue gerar um cenário melhor que o anterior onde a erosão foi estabilizada.

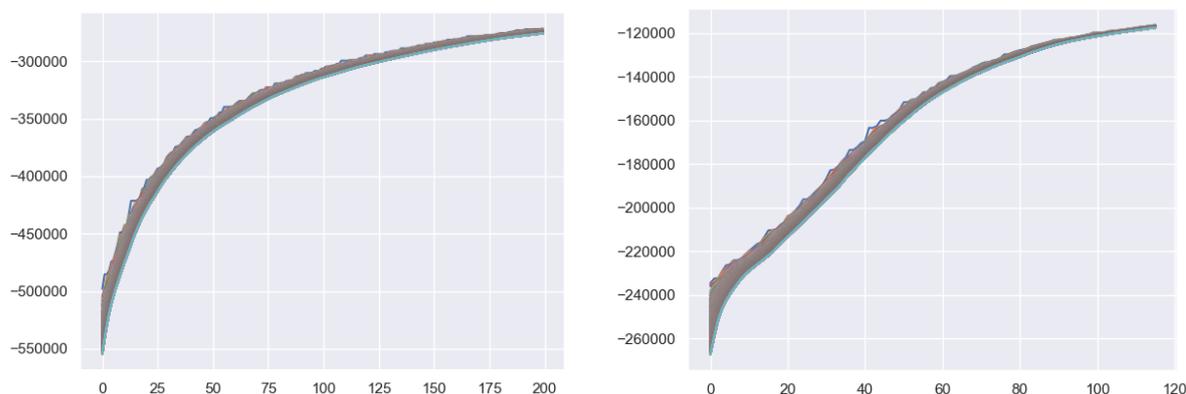


Figura 5 – Redução da erosão com 200 interações do Algoritmo Genético com resolução espacial de 10x10 pixels (gráfico à esquerda). Redução da erosão com 116 interações do Algoritmo Genético com resolução espacial de 5x5 pixels (gráfico à direita).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Erosividade da Chuva – Fator R

A erosividade da chuva (Fator R) é um índice numérico que expressa o potencial da chuva em provocar erosão no solo. Essa perda de solo é causada pela energia cinética da chuva em sua máxima intensidade, em 30 min (SILVA et al, 2010).

No Brasil, esse índice varia de 1.672 a 22.452 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, de acordo com a região observada. Em dados levantados em 2012, o Estado de Pernambuco apresentou o menor valor, enquanto Pará e Amazonas apresentaram os maiores valores, justificados devido ao maior volume de precipitação ocorrido na região norte em comparação com a região nordeste do país (OLIVEIRA et al, 2012).

Os cálculos para a determinação do Fator R foram feitos mediante o modelo de Lombardi Neto (1992) (Equação 6).

$$EI = 68,730(p^2/P)^{0,841} \quad (6)$$

Onde:

EI = média mensal do índice de erosão (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹)

p = precipitação média mensal (mm)

P = precipitação média anual (mm)

Com base nos dados da estação meteorológica Seriquite – código 56085000, dados disponibilizados pelo site HidroWeb da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) (Anexo A), foi obtido o valor do Fator R igual a 6082,53 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, o que de acordo com a Tabela 2, proposta por Carvalho (2008), a erosividade da chuva para a bacia em estudo é considerada de moderada a forte. Trindade et al (2016) estimaram um Fator R de 6528,70 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ para a BH do Atlântico Sudeste utilizando dados de 43 estações, a precipitação média anual também foi maior que BH do Rio Turvo, 1.583 mm.

Tabela 2 - Classe de interpretação do índice de erosividade anual.

Erosividade (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹)	Classe
R < 2452	Fraca
2452 < R < 4905	Moderada
4905 < R < 7357	Moderada a forte
7357 < R < 9810	Forte
R > 9810	Muito forte

Fonte: Carvalho (2008). Adaptado de: Santos & Montenegro (2012).

4.2 Erodibilidade do Solo – Fator K

A erodibilidade do solo (Fator K) é sua vulnerabilidade à erosão. Um solo com esse índice alto sofrerá mais com a erosão que um solo com baixa erodibilidade, quando sujeitos às mesmas condições de chuva (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2014).

O Fator K foi obtido através do *International Soil Reference and Information Centre* (ISRIC) (Figura 6), com valores variando entre 0,005827 a 0,017015 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹. De acordo com a Tabela 3, as classes de erodibilidade do solo para a BH do Rio Turvo variam de “muito baixa” à “média”. Numa área de estudo tão grande, a variabilidade das condições físicas do solo exige uma intervenção pontual nas áreas mais susceptíveis à erosão devido a variação de classes que a BH possa apresentar.

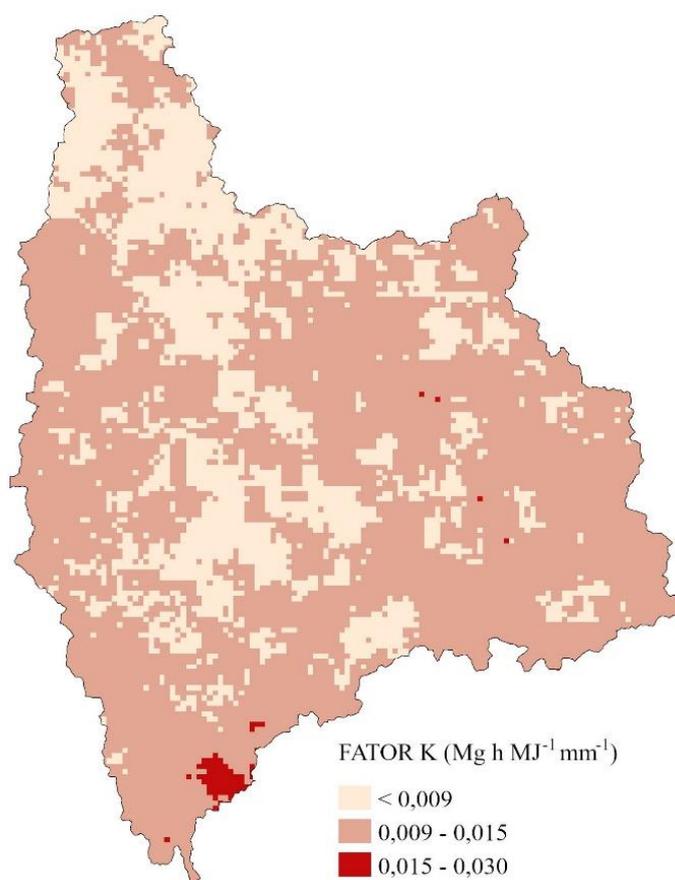


Figura 6 - Fator K de erodibilidade dos solos da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo.

Fonte: ISRIC (2021).

Tabela 3 - Classe de interpretação do índice de erodibilidade anual.

Erodibilidade (Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹)	Classe
K < 0,0090	Muito baixa
0,0090 < K < 0,0150	Baixa
0,0150 < K < 0,0300	Média
0,0300 < K < 0,0450	Alta
0,0450 < K < 0,0600	Muito alta
0,0600 > K	Extremamente alta

Fonte: Adaptado de Mannigel et al. (2002).

Oliveira et al. (2014) encontraram valores similares variando de 0,01913 a 0,0508 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹ para a BH do Rio Piranga, sendo os menores valores para latossolo e os maiores para cambissolo. Silva et al. (2011) encontraram valores médios anuais muito baixos em latossolos vermelho-amarelo distróficos na região do Vale do Rio Doce, em Minas Gerais, 0,0002 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹. Mannigel et al. (2002), avaliando um latossolo vermelho-amarelo distrófico de textura argilosa, no Estado de São Paulo, obteve valores ainda mais próximos aos da BH do Rio Turvo, de 0,0112 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, no horizonte A, e 0,0081 a Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, no horizonte B.

De modo geral, os latossolos apresentam valores baixos de erodibilidade devido ao estado elevado de intemperismo e pela quantidade variável de óxido de ferro e alumínio, o que confere ao solo boa estrutura (SILVA et al., 2011). A compreensão dos parâmetros de erodibilidade do solo são de suma importância para o entendimento dos processos de conservação, o que possibilita avaliar as áreas que são mais propensas à erosão e de que forma os tipos de uso e cobertura do solo podem atuar nesse processo (SANTIAGO et al., 2016).

4.3 Uso e Manejo do Solo e Práticas Conservacionistas – Fator CP

O tipo de uso e manejo do solo (Fator C) foi obtido por meio do MapBiomias (mapbiomas-brazil-collection-60-doce-2020), apresentando 8 classes de cobertura do solo para a bacia em questão (Figura 2D), sendo a pastagem (407,45 km²) e formação florestal (231,68 km²) predominantes na região, seguidas pelas áreas de agricultura+pastagem (166,16 km²). As demais coberturas de solo presentes na área ocupam as seguintes áreas: silvicultura; 17,90 m², infraestrutura urbana; 19,17 km², áreas não vegetadas (solo exposto); 0,82 km², corpos d'água; 0,65 km² e lavouras temporárias; 3,70 km². Na Tabela 4 estão discriminadas as áreas ocupadas por cada tipo de cobertura vegetal em função da declividade do terreno, onde é possível notar como as áreas com pastagem são dominantes dentro da BH em relação aos demais tipos de cobertura vegetal observadas.

Tabela 4 - Ocupação da área da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo em função do tipo de cobertura vegetal e declividade.

Fator C	Classes de declividade (%)						Σ
	0-3	3-8	8-20	20-45	45-75	>75	
Pastagem	7,45	33,54	117,59	192,94	52,24	3,69	407,45
Agricultura+Pastagem	2,87	12,59	40,77	80,69	26,86	2,38	166,16
Formação Florestal	2,77	13,34	49,58	113,18	47,60	5,21	231,68
Silvicultura	0,20	1,18	5,37	8,97	2,05	0,13	17,90
Lavouras Temporárias	0,17	0,86	1,52	0,98	0,16	0,01	3,70
Área urbanizada	0,63	2,62	6,15	7,87	1,78	0,12	19,17
Solo Exposto	0,03	0,25	0,30	0,21	0,03	0,00	0,82
Cursos D'água	0,05	0,09	0,14	0,30	0,07	0,00	0,65
Área ocupada (km²)	14,17	64,47	221,42	405,14	130,79	11,54	847,53

A maior parte da BH do Rio Turvo tem declividade variando de 20 a 45% (Tabela 5), equivalente a 405,14 km². No entanto, tais áreas estão cobertas por algum tipo de cobertura vegetal, o que favorece a proteção do solo e redução das perdas por erosão. Em todas as classes de declividade é predominante a pastagem, com exceção da classe 6, onde a formação florestal se destaca em relação aos demais tipos de cobertura. Nas classes 1, 2 e 3, a pastagem ocupa mais de 50% da área. Na classe de declividade 3, ondulado, de 8-20%, a pastagem é o tipo de cobertura vegetal mais expressiva, ocupando 117,59 km² ou 53,11% da área total dessa classe. Na tabela 5 estão expressos os valores ocupados pelo tipo de cobertura vegetal predominante em cada classe de declividade.

Tabela 5 – Quantidade de área ocupada pelo tipo de cobertura vegetal (Fator C) predominante em cada uma das classes de declividade.

Classes de declividade ¹	Declividade (%)	Área total ocupada (km ²)	Fator C Predominante (Adimensional)	Área Fator C Predominante (km ²)	Fator C Predominante (%)
1 Plano	0 - 3	14,17	Pastagem	7,45	52,58
2 Suave ondulado	3 - 8	64,47	Pastagem	33,54	52,02
3 Ondulado	8 - 20	221,42	Pastagem	117,59	53,11
4 Forte ondulado	20 - 45	405,14	Pastagem	192,94	47,62
5 Montanhoso	45 - 75	130,79	Pastagem	52,24	39,94
6 Escarpado	> 75	11,54	Formação Florestal	5,21	45,15

¹Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA.

As práticas conservacionistas (Fator P) relacionam a intensidade da perda de solo com determinada prática conservacionista e aquelas quando a cultura está plantada no sentido do declive (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2014). No entanto, somente é necessário que esses fatores sejam trabalhados de forma individual quando o intuito é definir uma forma mais adequada de produção agrícola, de modo que o objetivo seja a estimativa de perda de solo por erosão, tais variáveis podem ser trabalhadas juntas (STEIN et al., 1987). Dada a dificuldade em determinar todas as práticas conservacionistas e os locais onde elas estão inseridas ao longo de toda a área de uma BH, é recomendado que se utilize o valor 1 (um) para o Fator P na equação, considerando-se que as ditas práticas não sejam aplicadas, sendo os fatores C e P avaliados juntos devido a estreita relação entre eles (SILVA et al., 2017). Na Tabela 4 estão os valores adotados para o Fator CP.

Tabela 6 - Fatores CP para os tipos de cobertura de solo observados na Bacia Hidrográfica do Rio Turvo.

Uso e cobertura do solo	CP	Fonte
Formação florestal	0,0004	Silva et al., 2017
Pastagem/Agricultura+pastagem	0,0100	Barbosa et al., 2015
Silvicultura	0,0470	Silva et al., 2017
Infraestrutura urbana	0,0688	Pasquatto & Tomazoni, 2016
Áreas não vegetadas (Solo exposto)	1,0000	Barbosa et al., 2015
Corpos d'água	0,0000	Barbosa et al., 2015

4.4 Fator Topográfico – $U\beta$

O fator topográfico, combinando a inclinação (β) e a área de contribuição (U), obtido a partir do método D_{∞} , apresentou maiores valores nas áreas onde o acúmulo do escoamento superficial é maior (Figura 7); as áreas convexas têm maior predisposição a erosão enquanto as

áreas concavas e planas, à deposição devido à redução na velocidade de escoamento nessas áreas. Como o método D_{∞} calcula a direção e acúmulo do fluxo, levando em consideração a existência de múltiplos caminhos, este foi bastante representativo para os padrões de escoamento superficial ao longo das encostas aproximando-se à realidade dos processos de escoamento superficial (DOMINGUES, 2018).

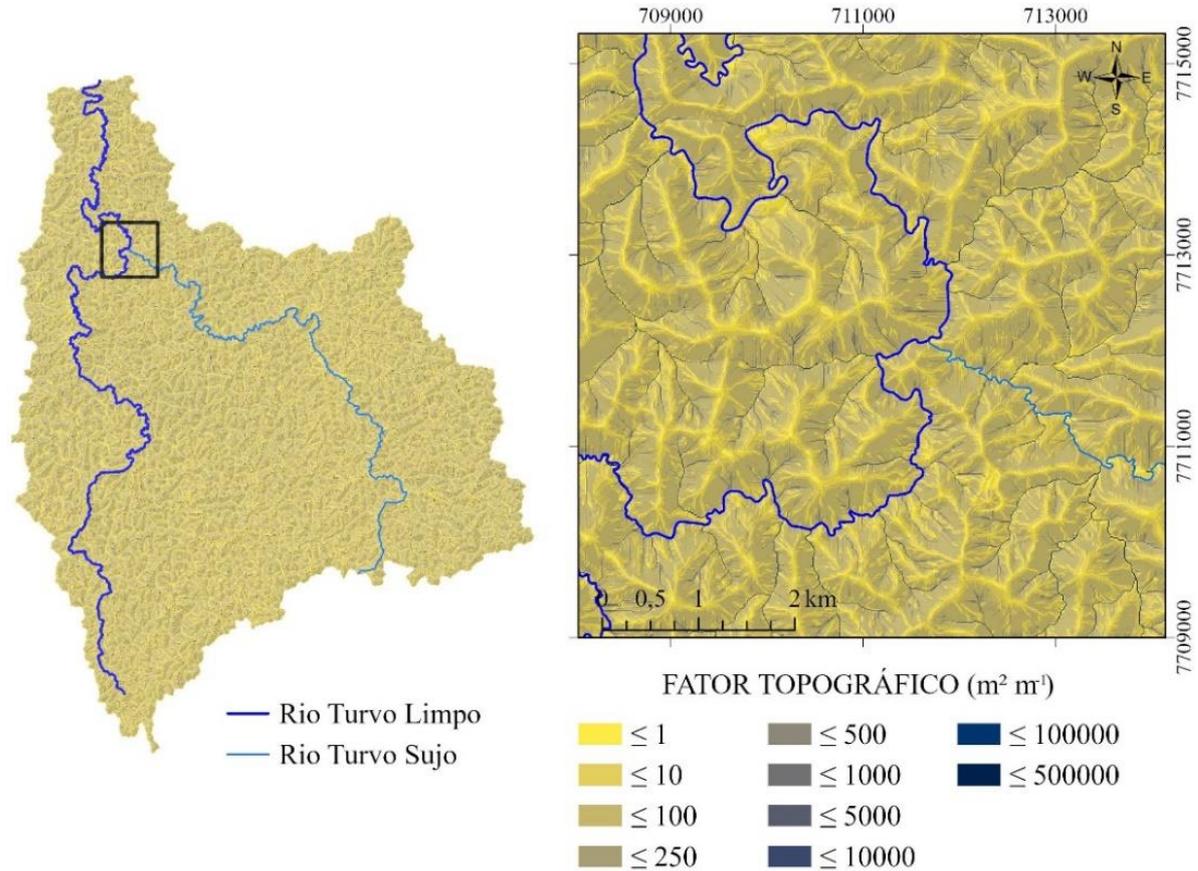


Figura 7 - Fator topográfico obtido através do método D_{∞} .

4.5 Erosão e Deposição

A erosão do solo tende a ser menor nos locais onde não há a existência de solo exposto e, quanto mais densa é a cobertura do solo, menores os valores de erosão. Os valores de erosão para BH do Rio Turvo foram menores nos locais onde existe predominância da formação florestal e pastagem. Os maiores valores de deposição de sedimento foram observados nas áreas com menor cobertura vegetal e nas redes de drenagem; característica esperada, levando-se em consideração a predisposição do declive no favorecimento deste processo. Na Figura 8 são apresentados os valores de erosão e deposição do solo para a área da BH do Rio Turvo.

Os valores de erosão observados dentro da BH do Rio Turvo nas áreas com pastagem e outros tipos de cobertura vegetal são menores que em áreas com solo exposto, característica proveniente da interceptação das gotas de chuva causadas pelas gramíneas. Nas áreas com pastagem, os valores de erosão encontrados, em sua maioria, estão abaixo de $12,00 \text{ ton ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, classificado como áreas com baixa propensão a erosão, de acordo com os dados de Farhan & Nawaiseh (2015), expostos na Tabela 7.

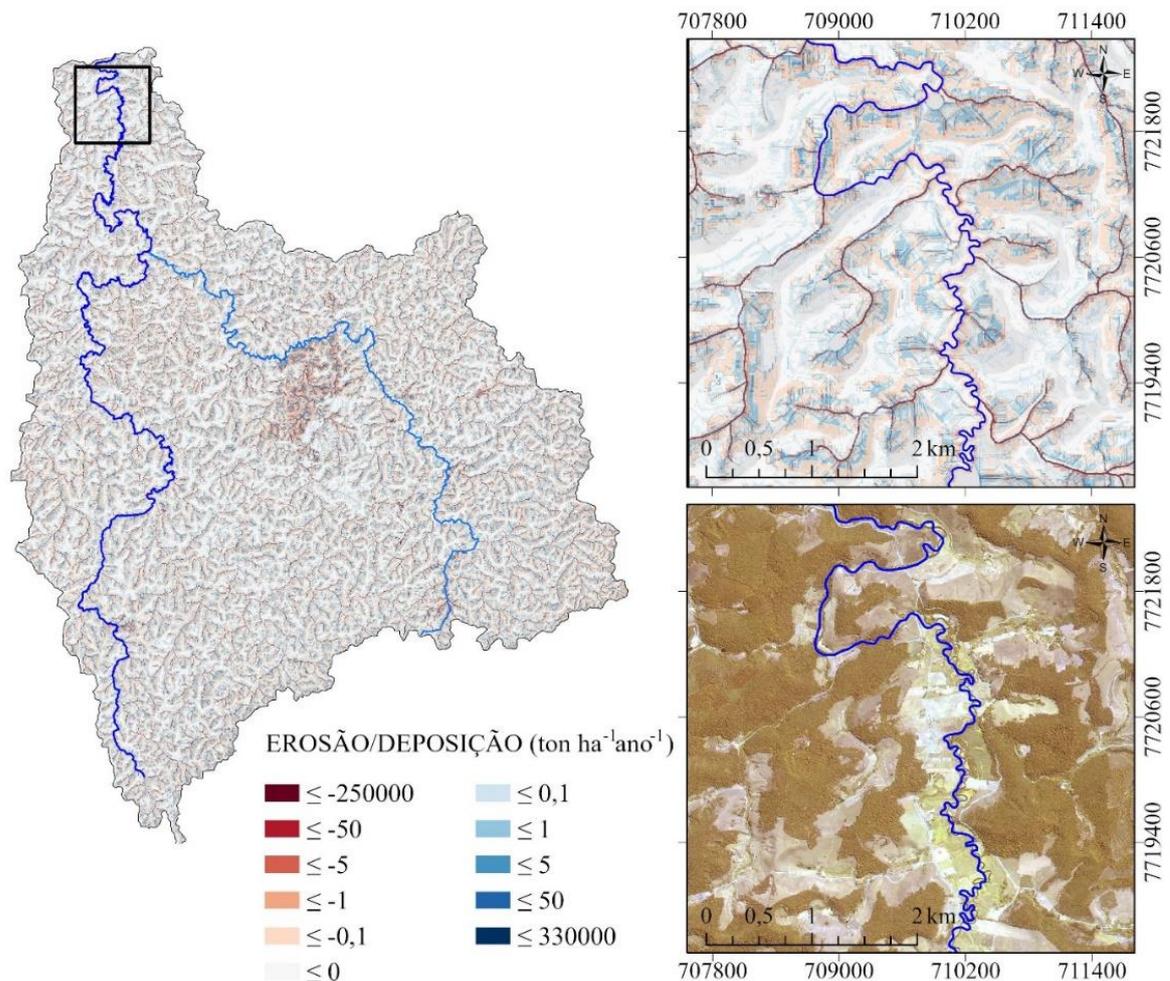


Figura 8 - Mapa de erosão e deposição. Valores negativos representam erosão e positivos deposição do solo. À esquerda, os locais de erosão e deposição em toda a bacia hidrográfica do Rio Turvo – MG, à direita, o recorte mostra a erosão e deposição na região da foz da BH.

Tabela 7 - Classe de interpretação do índice de perda de solo anual.

Classes	Perda de solo (ton ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Baixa	0 - 12
Moderada	12 - 25
Alta	25 - 60
Muito alta	60 - 150
Extremamente alta	> 150

Fonte: Farhan & Nawaiseh (2015).

Inácio et al (2007) observaram perdas de 0,64 e 1,23 ton ha⁻¹ em áreas com declividade de 25-30 e 35-40%, respectivamente. Enquanto que, nessas mesmas áreas, onde não havia cobertura do solo, os valores de perda foi de 26,85 e 20,83 ton ha⁻¹. Na BH em estudo, a área de pastagem localizada na declividade de 20-45% foi predominante a erosão de 0,10 ton ha⁻¹, essa classe de erosão ocupa uma área de 82,94 km². Nesta mesma classe de declividade, o segundo maior valor de erosão observado foi de 1,00 ton ha⁻¹, correspondente a uma área de 14,87 km² (Tabela 8).

Os valores de deposição observados para esta classe de declividade também foram mais expressivos no menor intervalo observado, 0,10 ton ha⁻¹ ano⁻¹, mas, ao contrário do que ocorreu com a erosão, não houve grande diferença para o intervalo superior, 1,00 ton ha⁻¹ ano⁻¹,

ocupando 39,63 e 36,35 km², respectivamente; ainda assim, a pastagem se mostrou mais susceptível à erosão do que a deposição do solo nessa declividade.

Ferreira et al. (2021) obtiveram valores médios de perda de solo para áreas de campo/pastagem de 0,20 ton ha⁻¹ ano⁻¹ em uma declividade de 20-45% compostas por latossolo vermelho-amarelo, tais valores se aproximam dos resultados encontrados por Silva et al. (2011) para as mesmas condições de declividade e tipo de solo, 0,25 ton ha⁻¹ ano⁻¹.

Tabela 8 - Valores de erosão e deposição das áreas ocupadas por pastagem na declividade de 20-45%.

Fator C	Declividade 20-45 %			
	Erosão (ton ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área (km ²)	Deposição (ton ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área (km ²)
Pastagem	≤ 250000	0,05	≤ 330000	3,29
	≤ 50	2,58	≤ 50	2,30
	≤ 5	3,24	≤ 5	7,69
	≤ 1	14,87	≤ 1	36,35
	≤ 0,1	82,94	≤ 0,1	39,63
	Σ	103,68	Σ	89,26
Formação Florestal	≤ 250000	0,00	≤ 330000	0,29
	≤ 50	0,28	≤ 50	0,41
	≤ 5	0,47	≤ 5	1,14
	≤ 1	2,88	≤ 1	2,89
	≤ 0,1	5,40	≤ 0,1	99,42
	Σ	9,03	Σ	104,15

Ao contrário do que ocorreu com a pastagem, a área com formação florestal presente na declividade de 20-45% foi em quase sua totalidade local de deposição de sedimentos, 104,15 km² da área ocupada, enquanto somente 9,03 km² foram áreas de fonte de erosão.

Zolin et al. (2011) observaram uma perda de solo de 30,63 ton ha⁻¹ ano⁻¹ em uma área com pastagem degradada com falta de APP e RL e com declividades acentuadas; simulando um cenário no qual essa mesma área tivesse recomposição de APP, RL e mata de topo de morro, este valor de perda de solo caiu para 7,06 ton ha⁻¹ ano⁻¹, uma redução de 91%, e para que isso ocorresse foi necessário aumentar a área de floresta em 85%. Em locais de pastagem conservada em conjunto com a mata de topo de morro, observa-se melhores resultados de perda de solo.

Assim como observado na BH do Rio Turvo, em sua maioria, os valores de erosão são considerados baixos de acordo com a classificação da tabela 5, devido à capacidade da formação florestal em reduzir a erosão e aumentar a deposição do solo. A maioria dos valores de perda de solo observados para as áreas de floresta foram menores ou iguais à 0,10 ton ha⁻¹ ano⁻¹. Demarchi et al (2019) observaram que o aumento da erosão se deve onde a cobertura do solo foi alterada de modo a reduzir a vegetação nativa e aumentar as áreas exploradas pela agricultura para a implantação de culturas e pastagem.

4.6 Zonas de Vegetação Alocadas Pelo Algoritmo Genético

O AG propõe uma recuperação de 20% das áreas com formação florestal, assim, as áreas cobertas com esse tipo de cobertura vegetal foram utilizadas como referência para que, a partir delas, fossem sugeridas as zonas de vegetação. O AG não alterou o que havia originalmente ocupado pela formação florestal, sugerindo áreas a serem recuperadas com esse tipo de cobertura vegetal para que houvesse redução da erosão e aumento da deposição do solo (Tabela 9).

As áreas identificadas como fontes de erosão representam cerca de 309 km² e de deposição, aproximadamente, 539 km² da área total da BH. A formação florestal ocupa uma

área total de 231,68 km². Os cenários obtidos pelo AG propuseram um aumento em torno de 66,50% a ser recuperado. Desta forma, tais áreas ficariam com 347,45, 348,35 e 349,19 km² para as interações de 95, 116 e 200, respectivamente (Tabela 9). O reflorestamento de uma BH de forma aleatória não garante plenas condições para a redução da perda de solo, o fato de aumentar a área de floresta não implica que os valores de erosão serão reduzidos, e a localização dessas áreas tem influência nesse comportamento (ZOLIN et al., 2011).

Tabela 9 - Resolução espacial, área e número de interações para os respectivos cenários gerados pelo Algoritmo Genético para as áreas com formação florestal.

	Nº Interações	Resolução Espacial (pixel)	Área (km ²)
Formação florestal	95	10x10	347,45
	116	5x5	348,35
	200	10x10	349,19

Quando o AG atinge 200 interações é possível notar a tendência de estabilização dos processos erosivos onde não se obteria melhores resultados de modo a cessar o processo de busca pela melhor solução; o gráfico 1 (Figura 5) mostra que houve uma redução de 45,45% do volume erodido. No gráfico 2 (Figura 5), onde foram geradas 116 interações com uma melhor resolução espacial, a redução do volume erodido foi maior, 53,85%; no entanto, o tempo demandado para cada interação é maior e depende de maior capacidade de processamento de dados.

Nas Figuras 9, 10 e 11, onde estão expostas as zonas de vegetação alocadas pelo AG para os cenários e interações gerados, é possível observar como os fragmentos florestais foram reduzidos e as áreas de pastagem recompostas. Na Figura 11, as 116 interações promoveram uma redução da erosão maior, as zonas alocadas estão mais dispersas, apresentando pixels mais isolados e com menor vizinhança.

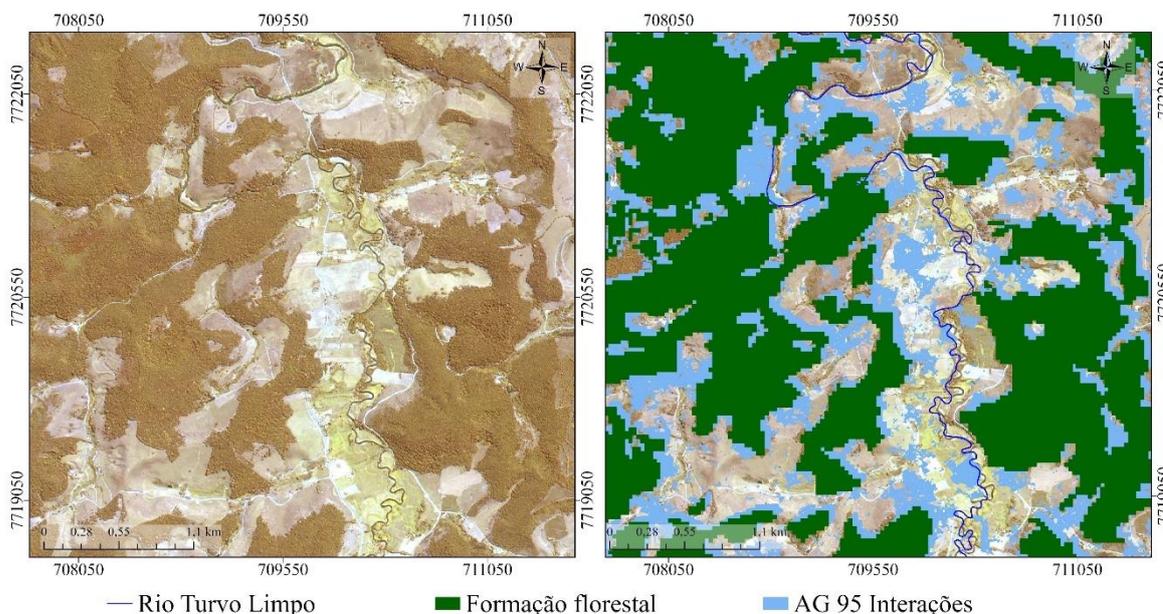


Figura 9 - Disposição das zonas de vegetação alocadas para 95 interações feitas pelo Algoritmo Genético em contraste com o uso e ocupação do solo da área da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo.

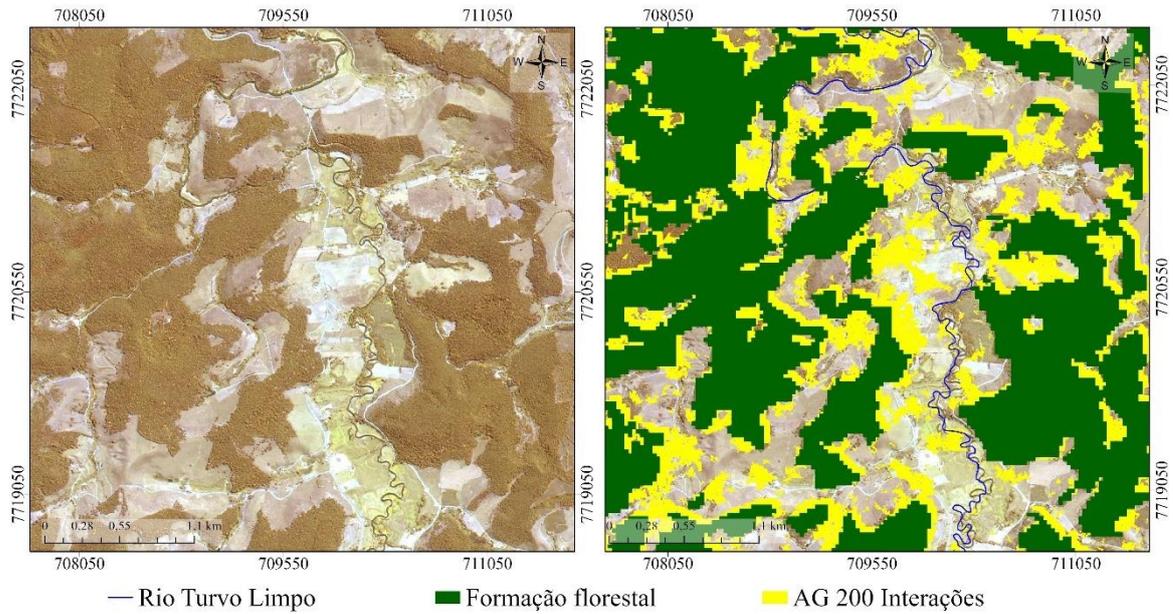


Figura 10 - Disposição das zonas de vegetação alocadas para 200 interações feitas pelo Algoritmo Genético em contraste com o uso e ocupação do solo da área da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo.

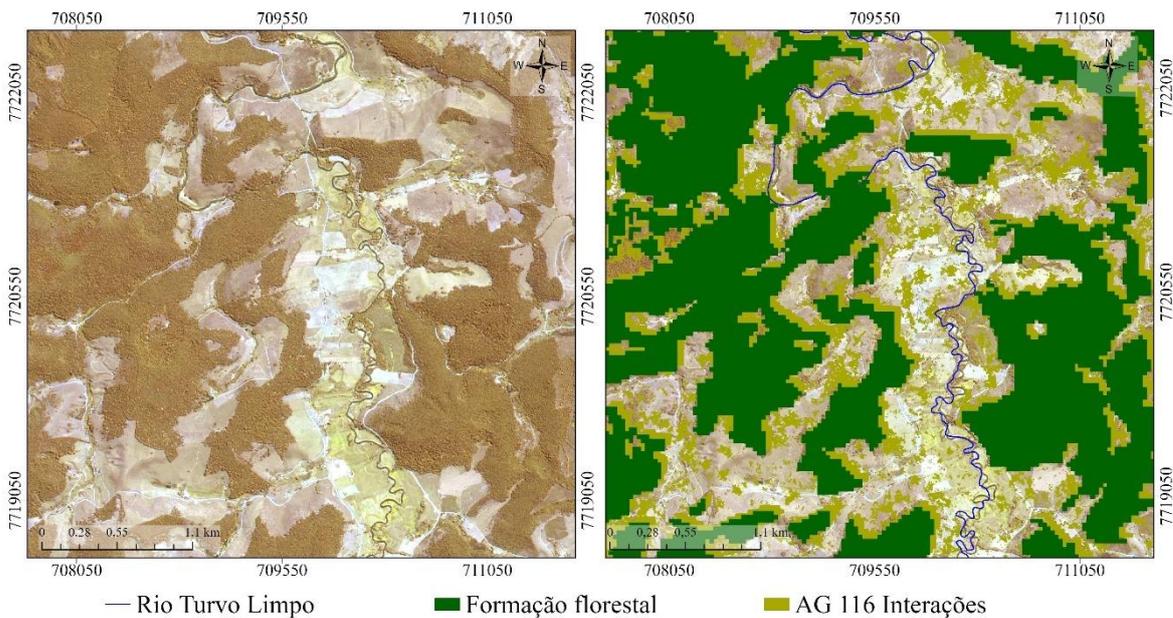


Figura 11 - Disposição das zonas de vegetação alocadas para 116 interações feitas pelo Algoritmo Genético em contraste com o uso e ocupação do solo da área da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo.

Cultivos contínuos e intensivos ocasionam uma intensa erosão natural-antropogênica do solo, onde a taxa de erosão supera a da formação (MALTSEV & YERMOLAEV, 2020). O AG propôs a recomposição de fragmentos florestais dispersos, aumentando, assim, sua expressividade e ação para com a diminuição da erosão e melhor retenção de sedimentos próximos aos mananciais hídricos. Isto evidencia a potencialidade do algoritmo em ampliar e recuperar os fragmentos dispersos e revegetar as áreas de pastagens e degradadas com alta suscetibilidade de erosão e/ou deposição de sedimentos no relevo.

No curso principal da BH é predominante a presença de pastagem e agricultura, tornando estes locais mais vulneráveis a erosão e acúmulo de sedimentos. A recomposição dos fragmentos de floresta nessas áreas de maior predisposição a deposição tem alta eficiência na captação de sedimentos de terras agrícolas e grande importância como medida conservacionista (IAEA, 2011) já que os valores, tanto de erosão como de deposição, foram maiores nestes locais onde não existe formação florestal. O uso das áreas ribeirinhas impacta de forma significativa a erosão nas margens dos cursos hídricos. Coberturas vegetais, como a floresta, tem efeito atenuante significativo na redução desse processo; enquanto atividades agrícolas convencionais, como a pastagem, promovem sua aceleração (ZAIMES et al., 2021).

A ocupação que o solo sem manejo adequado promove nos locais de declive faz com que o solo perca sedimento por arraste, as áreas convexas das encostas atuam como fonte de erosão e as côncavas como fonte de deposição. A maior parte da BH está em áreas côncavas e, aproximadamente 398,00 km² e 449,53 km², em áreas convexas. Na tabela 10 estão dispostos os valores de áreas côncavas e convexas ocupadas pelas interações geradas pelo AG.

Tabela 10 - Áreas côncavas e convexas ocupadas por cada um dos cenários gerados pelo algoritmo genético dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo.

Cenário	Área (km ²)	
	Côncava	Convexa
95 Interações	145,47	201,98
116 Interações	146,30	202,05
200 Interações	146,30	202,98

O AG alocou maior parte das zonas de vegetação nas áreas convexas onde estão localizadas a rede de drenagem da BH de modo a aumentar a deposição nesses locais; enquanto que, nas áreas côncavas, foram alocadas em menor quantidade tendo em vista que os volumes de perda de solo observados nas classes de declividade acima de 45% foram baixos em resposta ao tipo de cobertura de solo. Mesmo o tipo de cobertura nessas classes de declividade ser em grande parte coberto por pastagem e agricultura+pastagem, a área de formação florestal e os valores de solo exposto próximos à zero fez que o AG priorizasse a deposição das áreas convexas, onde os valores de erosão observados foram maiores, com o intuito de reduzi-los.

A aplicação inicial do modelo proposto se mostrou eficiente em apresentar as áreas onde ocorrem erosão e deposição. Amorim (2004) ressalta que os modelos empíricos, como a EUSPM, se mostram bastante precisos devido a quantidade de dados que alimentam; no entanto, as predições tendem a serem mais assertivas quando aplicadas para a região onde foram desenvolvidas.

Liu et al (2007), analisando as perdas de solo em uma área de treinamento militar, mostrou a eficiência do modelo USPED em estimar a erosão do solo em bacias hidrográficas, estimando um erro para a mensuração total do sedimento de 0,028 ton ha⁻¹ano⁻¹. Enquanto o erro padrão, quando utilizado um índice de perturbação, foi de 0,070 ton ha⁻¹ano⁻¹, indicando que a quantificação da erosão do solo na área de estudo é também influenciada por outros fatores.

5 CONCLUSÕES

A predominância da pastagem, agricultura+pastagem e formação florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Turvo fez com que os valores de erosão e deposição se concentrassem próximos a $0,10 \text{ ton ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, considerando o índice de perda de solo como baixo. Essas áreas foram mais expressivas em relação à área ocupada na declividade de 20-45%.

A aplicação do Algoritmo Genético foi capaz de identificar as áreas mais propensas às perdas de solo e alocar com precisão as zonas de vegetação.

As zonas de vegetação alocadas no cenário de 116 interações com resolução de 5x5 pixels do Algoritmo Genético reduziram as perdas de solo em 53,85%; enquanto que, no cenário com 200 interações com resolução de 10x10 pixels, essa redução foi de 45,45%.

A alocação das zonas de restauração vegetal promovidas pelo Algoritmo Genético foi de, aproximadamente, 66,50% de acréscimo do que já existia de formação florestal na área da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo para reduzir a perda de solo por erosão.

A metodologia proposta pelo modelo USPED, combinada com o Algoritmo Genético, foi capaz de identificar as áreas onde ocorrem erosão e deposição de sedimentos, sendo as áreas de maior declividade e com solo exposto as mais sensíveis à erosão; em consequência, o volume erodido tende a seguir a direção da rede de drenagem e depositado nos leitos dos cursos hídricos, havendo maior deposição de sedimentos.

O trabalho conseguiu demonstrar que a metodologia é aplicável e condizente com os processos reais de erosão e deposição do solo, sendo uma ferramenta importante e eficaz para o estudo ambiental e determinação de áreas prioritárias para recuperação de áreas propensas a erosão e deposição.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANA. Agência Nacional das Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil: 2012**. Agência Nacional das Águas - Brasília: ANA, 264p. 2012.

BARROS, K. O. **Anatomia de um crime ambiental**. 2016. 113p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

BOUMANNNS, R. R.; AMBRÓSIO, L. A.; ROMEIRO, A. R.; CAMPOS, E. M.; FASIABEN, M. D.; ANDRADE, D. C.; SOUSA JUNIOR, W. C. Modelagem Dinâmica do Uso e Cobertura das Terras para o Controle da Erosão na Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu e Pardo – São Paulo – Brasil. **Revista Iberoamericana de Economia Ecológica**, Vol. 14: 1-12, 2010.

BERTONI, J; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone. 9ª Edição. 355p. 2014.

BRASIL. **Lei 12651 de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Congresso Nacional. Disponível em: <http://www.jusbrasil.com.br/legislacao/1032082/lei-12651-12>. Acesso em: 13 de março 2023.

BUARQUE, D. C.; FAN, F. M.; PAZ, A. R.; COLLISCONN, W. Comparação de Métodos para Definir Direções de Escoamento a partir de Modelos Digitais de Elevação. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n.2, p. 91-103, 2009.

MOORE, I. D & BURCH, G. J. Modeling Erosion and Deposition. Topographic Effects. **Transactions of American Society of Agriculture Engineering**, v. 29, p. 1624-1630, 1986.

CARVALHO, M. S., MOREIRA, R. M., RIBEIRO, K. D., & ALMEIDA, A. M. Concentração de metais no rio Doce em Mariana, Minas Gerais, Brasil. **Acta Brasiliensis**, 1(3), p.37-41, 2017.

CHUENCHUM, P.; XU, M. & TANG, W. Estimation of Soil Erosion and Sediment Yield in the Lancang–Mekong River Using the Modified Revised Universal Soil Loss Equation and GIS Techniques. **Water**, v. 12, n. 135, 24p, 2020.

COELHO, A. L. **Bacia Hidrográfica do Rio Doce (MG/ES): Uma Análise Socioambiental Integrada**. GEOGRAFARES, n°7, 2009 - 131., 16. 2009.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciada por métodos de preparo, classe de declive e níveis de fertilidade do solo. **R. Bras. Ci. Solo.**, p. 743-753, 2003.

CORSEUIL, C. W.; CAMPOS, S. Geoprocessamento aplicado na determinação das classes de declive e de uso das terras da microbacia do arroio Ajuricaba - Marechal Cândido Rondon - PR. **Energ. Agric.**, Botucatu, vol. 22, n. 1, p. 33-44, 2007.

CUNHA, A. G.; TAKAHASHI, R. & ANTUNES, C. H. **Manual de computação evolutiva e metaheurística**. Editora: **Universidade Federal de Minas Gerais**. Co-Edição: Universidade Federal de Coimbra. 2012. 453p.

DEMARCHI, J. C.; PIROLI, E. L.; ZIMBACK, C. R. L. **Estimativa de perda de solos por erosão laminar e linear na bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas (SP), nos anos 1962 e 2011**. Curitiba, v.46, p. 110 -131, Abr. 2019.

DILLAHA, T. A.; SHERRARD, J. H.; LEE, D. **Long-term effectiveness and maintenance of vegetative filter strips**. **Virginia Water Resources Research Center**. Virginia Polytechnic Institute and State University. Blacksburg, p.32. 1986.

DOMINGUES, G. F. **Otimização de zonas de vegetação para minimizar a perda de solos em bacias hidrográficas**. 2018. 41p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2018.

DOMINGUES, G. F.; MARCATTI, G. E.; SANTOS, A. G.; LORENZON, A. S.; TELLES, L. A.; CASTRO, N. L. M. de; BARROS, K. O.; GONZÁLES, D. G. E.; CARVALHO, J. R.; GANDINE, S. M. da S.; COSTA MENEZES, S. J. da; SANTOS, A. R. dos; RIBEIRO, C. A. A. S. Optimized allocation of forest restoration zones to minimize soil losses in watersheds. **Journal of Environmental Management**, v. 271, 10p, 2020.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ)**. Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 83p. 1979.

_____. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed., rev. e ampl. Brasília, DF, Embrapa, 2018. 356 p.

FARHAN, Y.; NAWAISEH, S. Spatial assessment of soil erosion risk using RUSLE and GIS techniques. **Environ Earth Sci**, v. 74, p. 4649-4669, 2015.

FERREIRA, A. M.; DA SILVA, A. M.; DOS PASSOS, C. A.; VALENTINO, C. H.; GONÇALVES, F. A.; MENEZES, P. H. B. J. Estimativa da erosão hídrica do solo pelo modelo Water Erosion Prediction Project na Sub-Bacia do Córrego do Gigante, sul de Minas Gerais. **Revista Eng Sanit Ambient**, v.26 n.3, p. 471-483. 2021.

GONÇALVES, M. D. S. **Educação e participação social na gestão de recursos hídricos: proposta metodológica para práticas de conservação de nascentes**. 2020. 82p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, 2020.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S. & BOTELHO, R. G. M. (Org.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. 2. ed. Rio de Janeiro: Oficina de Texto, 2005a. p. 17–55. 2005.

HAYCOCK, N. E. & MUSCUTT, A. D. Landscapes management strategies for the control of diffuse. **Landscape and Urban Planning**, p.313-321, 1995.

IAEA. International Atomic Energy Agency. **Impact of soil conservation measures on erosion control and soil quality**. IAEA-TECDOC-1665. Vienna. 341p. 2011.

INÁCIO, E. dos S. B.; CANTALICE, J. R. B.; NACIF, P. G. S.; ARAÚJO, Q. R. de; BARRETO, A. C. Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na microbacia do Ribeirão Salomea. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.11, n.4, p.355-360, 2007.

JARDIM, A. C. **Direções de fluxo em modelos digitais de elevação: um método com foco na qualidade da estimativa e processamento de grande volume de dados**. 2017. 109p. Tese (Doutorado) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos, 2017.

JORDÃO, C. P. Aquatic Contamination of the Turvo Limpo River Basin at the Minas Gerais State, Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, v. 18, n. 1, p. 116-125, 2007.

LACERDA, E. G. & CARVALHO, A. C. **Introdução aos algoritmos genéticos**. Editora: Entre Lugar, Rio de Janeiro/RJ. Capítulo 3., p.88-148, 1999.

LINDEN, R. **Algoritmos genéticos**. Editora: Brasport 2 ed. Rio de Janeiro. 2008. 399p

LIU, J.; LIU, S.; TIESZEN, L. L.; CHEN, M. **Estimating Soil Erosion Using the USPED Model and Consecutive Remotely Sensed Land Cover Observations**. Proceedings of the 2007 Summer Computer Simulation Conference, SCSC 2007, San Diego, California, USA. 2007.

MAS, J. F. Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. **International Journal of Remote Sensing**, v. 20, n. 1, p. 139-152, 1999.

MEKONNEN, M.; KEESSTRA, S. D.; BAARTMAN, J. E.; MAROULIS, J. **Soil Conservation Through Sediment Trapping: A Review**. Land Degradation & Development. Published online in Wiley Online Library. 2014.

MELIÁN, B.; PÉREZ, J. A. & VEGA, J. M. Metaheuristics: A global view. **Revista Iberoamericana de Inteligencia Artificial**, n.19. p.7-28, 2003.

MALTSEV, K. & YERMOLAEV, O. Assessment of soil loss by water erosion in small river basins in Russia. **Catena an Interdisciplinary Journal of Soil Science**, 195-104726, 2020.

MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P. E.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p.1335-1340, 2002.

MITASOVA, H.; MITAS, L.; BROWN, W. M.; GERDES, D. P.; KOSINOVSKY, I.; BAKER, T. Modeling topographic potential for erosion and deposition using GIS. **International Journal of Geographical Information Systems**, v. 10, n. 5, p.629-641, 1996.

MITASOVA, H.; BARTON, M.; ULLAH, I.; HOFIERKA, J.; & HARMON, R. S. **GIS-based soil erosion modeling**. (Ed.) Treatise on Geomorphology. Academic Press, San Diego, CA, vol.3. Remote Sensing and GIScience in Geomorphology., 228-258. 2013.

MOORE, I. D.; WILSON, J. P. Length-slope factors for the Revised Universal Soil Loss Equation: Simplified method of estimation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 47, n. 5, p.423-428, 1992.

MORAIS, R. C.; SALES, M. C. Estimativa do Potencial Natural de Erosão dos Solos da Bacia Hidrográfica do Alto Gurgéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. **Caderno de Geografia**, v.27, Número Especial 1, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais - Belo Horizonte - Brasil, p.84-105. 2017.

NOVO CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO: **Principais mudanças e implicações Lei nº 12.651, de 25 maio de 2012** Volume 2 – Série Cartilhas ao Produtor, de 25 de Maio de 2012/ Maristela machado Araujo (coordenação)... [et al.]. - Santa Maria: UFSM, Laboratório de Silvicultura, Viveiro Florestal, 2015. Disponível em: https://www.ufsm.br/app/uploads/sites/793/2020/01/Cartilha3_codigoflorestal_issn.pdf. Acesso em: 20 de março de 2023.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. **Rainfall erosivity in Brazil: A review**. *Catena* 100, p. 139–147, 2012.

OLIVEIRA, V. A. de; DURÃES, M. F.; MELLO, C. R. de. Assesment of the current erosion in Piranga River Basin, Minas Gerais state. **Water Resources and Irrigation Manegement**, v. 3 n. 2. p.57-64. 2014.

RENARD, K. G.; FOSTER, G.; WEESIES, G.; McCOOL, D.; YODER, D. **Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Univesal Soil Loss Equation (RUSLE)**. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 703, 404 pp. 1997.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria da Agricultura. **Manual de conservação do solo**. 3ª ed. Porto Alegre, 1985. 287p.

RODRIGUES, F. L.; LEITE, H. G.; SANTOS, H. d.; SOUZA, A. L.; SILVA, G. F. **Metaheurística algoritmo genético para solução de problemas de planejamento florestal com restrições de integridade**. Sociedade de Investigações Florestais. R. Árvore, Viçosa-MG, v.28, n.2, p.233-245. 2004.

SANTIAGO, C. M. C.; SALES, M. C. L.; SILVA, E. V. da; ABREU PAULA, J. E. de Erodibilidade do solo e a relação com as formas de uso e ocupação na bacia hidrográfica do Rio São Nicolau – Piauí. **Revista Educação Ambiental**, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, v. 21, n. Especial, 2016.

SANTOS, T. E. M. dos; MONTENEGRO, A. A. A. Erosividade e padrões hidrológicos de precipitação no Agreste Central pernambucano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, UAEEA/UFCG, v.16, n.8, p.871-880, 2012.

SILVA, D. C. C., ALBUQUERQUE FILHO, J. L., SALES, J. C. A. e LOURENÇO, R.W. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. **Revista Ra'e Ga**, Curitiba, v.42, p. 72 -85, 2017.

SILVA, J. V. da; ALECRIM, M. A. B.; SILVA, D. O.; COSTA, C. C. da; OLIVEIRA, R. J. de. Perdas de solo e água por erosão hídrica em floresta equiânea em um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, PE, UFRPE. v.5, n.4, p.579-584, 2010.

SILVA, M. A. da; SILVA, M. L. N.; AVANZI, J. C.; OLIVEIRA, A. H.; LIMA, G. C.; LEITE, F. P. Erodibilidade de latossolos no vale do Rio Doce, região centro-leste do estado de Minas Gerais. XXXIII Congresso Brasileira de Ciência do Solo, 33., 2011, Uberlândia. Solos nos biomas brasileiros: sustentabilidade e mudanças climáticas: **Anais**, Uberlândia: SBCS: UFU, ICIAG, 4p. 2011.

SILVA, M.A.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; AVANZI, J.C.; LEITE, F.P. Sistemas de manejo em plantios florestais de eucalipto e perdas de solo e água na região do Vale do Rio Roce, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 765-776, 2011.

SMITH, S. J.; WILLIAMS, J. R.; MENZEL, R. G.; COLEMAN, G. A. Prediction of sediment yield from southern plains grasslands with the Modified Universal Soil Loss Equation. **Journal of Range Management**, 37(4), 1984.

STEIN, D.P.; DONZELLI, P.; GIMENEZ, A.F.; PONÇANO, W.L.; LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar natural e antrópica na bacia do Peixe-Parapanema. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROÇÃO, 4, Marília. **Anais**, Marília, p. 105-135.1987.

STIPP, N. A.; MENDONÇA, F. D. & CAMPOS, R. A. O potencial de erosão de uma bacia hidrográfica: Utilização da equação universal de perda de solos (EUPS) como ferramenta de gestão ambiental. **Revista Geografia**, Londrina, v. 20, n. 2., p. 29-51. 2011.

TARBOTON, D. G. A new method for the determination of flow directions and usslope areas in grid digital elevation models. **Water Resources Research**, v. 33, n. 2., 309-319. 1997.

TARBOTON, D.; SCHREUDERS, K. A.; WATSON, D. W.; BAKER, M. E. **Generalized terrain-based flow analysis of digital elevation models**. 18th World IMACS / MODSIM Congress, Cairns, Australia 13-17 July. 2009.

TRIUMPHO, D. B. **Análise da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Turvo - MG**. Monografia. Universidade Federal de Viçosa - UFV. Viçosa - MG, 55p. 2015.

VALLE JUNIOR, R. F. **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba**. 2008. 222p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2008.

VAN DER WALT, S.; COLBERT, S. C. & VAROQUAUX, G. The NumPy array: A structure for efficient numerical computation. **Computing in Science and Engineering**, v. 13, n. 2, p. 22–30, 2011.

VERAS, A. C. **Análise da contaminação por metais pesados na água e em sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Doce**. 2020. 137p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

VOUGHT, L. B.; PINAY, G.; FUGLSANG, A.; RUFFINONI, C. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. **Landscape and Urban Planning**, v. 31, Issues 1-3, p.323-331, 1995.

WARREN, S. D.; RUZYCKI, T. S.; VAUGHAN, R.; NISSEN, P. E. Validation of the Unit Stream Power Erosion and Deposition (USPED) model at Yakima Training Center, Washington. **Northwest Science**, v. 92, n. 5, 2019.

WILSON, J. P. & GALLANT, J. C. **Terrain Analysis: Principles and Applications**. August/2000. 520p. ISBN 0-471-32188-5.

WISCHMEIER, W. H. & SMITH, D. D. **Predicting Rainfall-erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains: Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation**. Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture. p.282-284.1965.

WISHMEIER, W. H. & SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning**. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook. No 537. 1978.

ZAIMES, G. N.; TAMPAROPOULOS, A. E.; TUFEKCIOGLU, M.; SCHULTZ, R. C. Understanding stream bank erosion and deposition in Iowa, USA: A seven-year study along streams in different regions with different riparian land-uses. **Journal of Environmental Management**, 287-112352, 2021.

ZOLIN, C. A.; FOLEGATTI, M. V.; MINGOTI, R.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M.; PAULINO, J.; GONZÁLES, A. M. G. O. Minimização da erosão em função do tamanho e localização das áreas de floresta no contexto do programa “conservador das águas”. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 35, p. 2157-2166, 2011.

ANEXOS

Anexo A – Dados pluviométricos da Estação Seriquite (Estação 56085000).

(Continua...)

Ano	Dez	Nov	Out	Set	Ago	Jul	Jun	Mai	Abr	Mar	Fev	Jan	ANUAL
2019	314,15	80,30	35,09	20,64	20,24	25,99	36,16	55,90	75,96	57,64	55,61	67,03	
2018	102,10	91,77	37,48	33,59	49,21	31,00	34,16	45,86	85,27	152,97	86,71	59,20	
2017	204,12	47,80	15,22	14,31	21,32	28,38	34,81	40,61	38,04	64,29	44,40	54,76	
2016	155,27	64,44	30,59	18,72	23,72	33,10	51,49	37,56	38,60	57,58	75,19	178,31	
2015	169,33	56,77	19,79	41,04	25,25	32,10	33,31	47,98	52,47	108,75	49,85	42,30	
2014	570,46	83,36	31,29	32,86	38,07	41,00	39,32	45,14	74,27	106,84	49,87	104,80	
2013	308,57	73,82	68,08	50,79	54,17	70,93	100,96	108,06	154,99	186,27	111,69	105,13	
2012	140,16	154,34	77,27	68,79	85,90	107,71	134,35	184,32	164,62	210,41	228,15	548,66	
2011	259,29	172,62	97,65	64,41	75,32	89,75	100,90	115,16	142,05	253,97	103,04	273,78	
2010	261,07	222,10	83,12	53,96	56,92	65,20	70,66	84,07	82,48	121,98	76,69	136,95	
2009	209,07	126,77	125,31	103,85	109,18	130,89	147,41	168,83	303,58	254,38	245,84	330,91	
2008	504,36	127,45	62,24	83,23	57,39	68,21	70,50	80,67	108,39	155,72	160,72	120,99	
2007	115,53	72,19	70,73	65,73	72,34	83,88	92,54	101,60	130,96	124,39	134,21	411,28	
2006	270,66	187,78	144,86	70,17	68,77	94,91	80,05	97,76	125,93	149,29	101,69	138,41	
2005	244,52	119,13	91,25	89,16	93,08	98,58	115,97	132,33	114,22	344,56	174,90	196,24	
2004	207,84	105,43	83,53	207,84	92,18	117,45	135,54	148,00	236,27	271,97	378,75	362,11	
2003	162,60	86,90	56,12	61,19	67,78	61,35	59,67	67,72	74,62	93,06	107,44	429,49	
2002	202,34	129,27	57,59	81,64	59,29	71,49	76,79	91,82	88,08	146,12	311,26	228,85	
2001	154,50	178,68	88,54	59,09	50,35	54,68	53,09	63,79	53,27	86,23	67,55	236,35	
2000	181,67	120,66	57,92	83,48	64,37	69,36	70,78	77,38	93,01	139,43	207,26	173,12	
1999	121,87	212,76	79,85	42,77	48,28	67,19	65,85	70,36	90,95	193,40	87,11	158,86	
1998	97,75	163,26	109,08	51,41	73,13	67,64	72,73	83,42	83,05	94,58	133,73	150,17	
1997	179,74	101,44	86,03	72,74	60,57	67,84	79,19	84,80	97,18	151,44	117,69	508,84	
1996	209,82	199,59	87,27	66,31	49,44	54,83	56,99	68,03	69,89	78,74	75,49	138,86	
1995	193,97	120,67	56,22	41,90	48,24	56,70	59,51	71,16	85,60	120,98	84,18	76,45	
1994	179,31	74,80	63,50	59,69	70,49	80,46	90,48	107,21	131,31	253,18	78,87	243,52	

1993	113,60	73,19	95,68	75,70	77,26	82,57	93,96	109,77	139,10	157,40	143,76	209,59	
1992	197,88	289,95	97,72	110,54	84,97	90,78	91,96	127,15	127,30	122,71	184,75	280,18	
1991	185,66	197,20	109,62	88,32	76,45	83,90	88,07	110,59	128,01	217,60	262,26	435,83	
1990	158,67	111,56	74,26	80,51	72,49	75,36	56,43	65,00	60,15	62,51	95,27	89,63	
1989	167,79	135,73	114,00	61,18	65,37	64,42	76,52	56,33	63,44	127,62	86,01	84,88	
1988	0,00	73,93	64,76	49,16	59,72	64,59	80,50	92,12	101,41	109,07	150,12	207,74	
1987	253,13	139,30	73,61	95,36	79,17	84,60	88,03	99,30	115,29	137,69	75,81	129,58	
1986	137,36	98,71	68,14	72,95	100,96	92,33	91,49	109,55	106,50	141,74	145,89	360,71	
MÉDIA	203,95	126,28	73,92	66,85	63,28	70,86	77,36	89,69	106,95	148,66	132,11	213,93	1373,83
Máx	570,46	289,95	144,86	207,84	109,18	130,89	147,41	184,32	303,58	344,56	378,75	548,66	
Min	0,00	47,80	15,22	14,31	20,24	25,99	33,31	37,56	38,04	57,58	44,40	42,30	
FATOR R	1209,89	540,27	219,50	185,35	168,98	204,41	236,93	303,83	408,52	710,86	582,85	1311,14	6082,53