

GETULIO FONSECA DOMINGUES

**OTIMIZAÇÃO DE ZONAS DE VEGETAÇÃO PARA MINIMIZAR A PERDA
DE SOLOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS.**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2018

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

D671o
2018 Domingues, Getulio Fonseca, 1988-
Otimização de zonas de vegetação pra minimizar a perda de
solos em bacias hidrográficas / Getulio Fonseca Domingues. –
Viçosa, MG, 2018.
vi, 33 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Alexandre Rosa dos Santos.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
Referências bibliográficas: f. 25-33.

1. Solos - Degradação. 2. Sistemas de informação
geográfica. 3. Otimização combinatória. 4. Bacias hidrográficas.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Florestal. Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal.
II. Título.

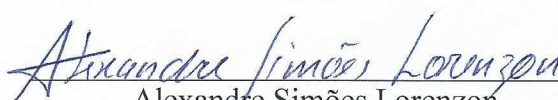
CDO adapt. CDD 22. ed. 634.911625

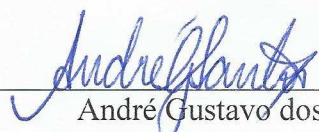
GETULIO FONSECA DOMINGUES

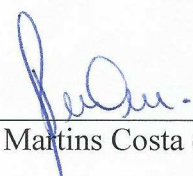
OTIMIZAÇÃO DE ZONAS DE VEGETAÇÃO PARA MINIMIZAR A PERDA
DE SOLOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS.


Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

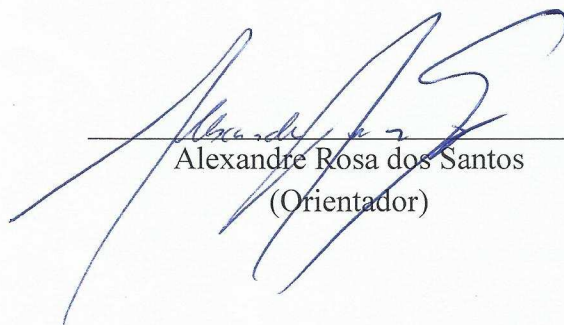
APROVADA: 31 de agosto de 2018.


Alexandre Simões Lorenzon


André Gustavo dos Santos


Sady Júnior Martins Costa de Menezes


Carlos Antonio Alvares Soares Ribeiro
(Coorientador)


Alexandre Rosa dos Santos
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

A Deus pela minha vida.

Aos meus pais por tudo que tenho e sou. Ao meu pai, por me mostrar que a busca pelo conhecimento é primordial para o desenvolvimento pessoal e social e por estar sempre ao meu lado. À minha mãe, pelo amor e apoio incondicionais. À minha irmã pela amizade e companheirismo em toda a vida.

À Melissa, por estar ao meu lado me apoiando nos momentos de dificuldades e dividindo comigo as alegrias desta vida, que hoje tomam forma em nossos queridos filhos: Maria Flor e Miguel.

Ao professor Carlos Antonio Alvares Soares Ribeiro, pela amizade, apoio e ensinamentos. Tenho enorme satisfação de ter sido orientado por este excelente mestre, que me incentivou a superar desafios e por ser um exemplo de sabedoria.

Ao professor Alexandre Rosa dos Santos pela amizade construída e pela demonstração de simplicidade e otimismo ao encarar grandes desafios. Um excelente orientador que com seu exemplo nos incentiva a buscarmos o nosso melhor.

Ao professor Helio Garcia Leite pela amizade e ensinamentos desde os tempos da graduação e por ser um grande exemplo de profissional e mestre.

Aos professores Sady Júnior Martins Costa de Menezes e Alexandre Simões Lorenzon pela grande amizade e pela disponibilidade em participar da banca.

Ao professor André Gustavo dos Santos pelas contribuições na elaboração da metodologia, por ser sempre solícito aos alunos da instituição e pela disponibilidade em participar da banca e da pesquisa.

Ao professor Gustavo Eduardo Marcatti pela amizade construída dentro e fora do laboratório de Geoprocessamento e por ser um exemplo de dedicação, conhecimento e humildade.

Aos amigos do laboratório de geoprocessamento: Alexandre, Nero, Tassinari, Duber, Lucas e Pedro pela ótima convivência e amizade ao longo dos anos.

Aos amigos de república Cleverson e Lucas pelas resenhas e amizade, tão importantes em nossa vida pessoal e profissional.

Aos amigos da Universidade Federal de Viçosa que são essenciais para as nossas realizações.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Florestal, em especial aos secretários da pós-graduação Alexandre e Dilson, que não poupam esforços para realizar um excelente serviço.

Ao Chiquinho, pelas conversas, piadas e poesias, que sempre alegam e incentivam a todos no Departamento de Engenharia Florestal.

À CAPES, pela concessão da bolsa e à Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Florestal pela excelência na formação de profissionais e pesquisadores no nosso país.

A todos, que de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

Muito obrigado!!

SUMÁRIO

RESUMO	v
ABSTRACT	vi
INTRODUÇÃO	1
METODOLOGIA	6
1. Área de estudo	6
2. Unit Stream Power Erosion Deposition Model.....	7
3. Algoritmo Genético.....	9
4. Informações Computacionais.....	14
RESULTADOS.....	14
DISCUSSÃO	20
CONCLUSÃO	24
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	25

RESUMO

DOMINGUES, Getulio Fonseca, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2018. **Otimização de zonas de vegetação para minimizar a perda de solos em bacias hidrográficas.** Orientador: Alexandre Rosa dos Santos. Coorientadores: Carlos Antonio Alvares Soares Ribeiro e Vicente Paulo Soares.

As práticas de uso e as alterações da cobertura natural dos solos durante as últimas décadas causaram grandes impactos ecológicos-ambientais nas bacias hidrográficas. O aumento da erosão hídrica é um dos principais problemas e afeta diretamente tanto o solo quanto a água, causando prejuízos em sistemas econômicos e perdas ambientais. Desta forma, torna-se imprescindível a adoção de medidas estratégicas para a mitigação imediata dos impactos ambientais e de planejamento a longo prazo para recuperar as bacias hidrográficas. Os recursos comumente disponíveis em um Sistema de Informações Geográficas (SIG) permitem obter, de forma automática, informações hidrológicas fundamentais, permitindo uma abordagem eficiente e contemplativa dos diversos fatores envolvidos na modelagem da erosão e no planejamento da sua mitigação. O modelo Unit Stream Power Based Erosion Deposition (USPED) prediz a distribuição espacial da erosão e da deposição de sedimentos utilizando o conceito de potência do escoamento, que relaciona a taxa de trabalho com o gasto de energia para determinar a taxa de transporte de sedimentos em condições de equilíbrio. A aplicação da teoria da potência do escoamento em paisagens de topografia complexa, baseando-se em análise de terreno em ambiente SIG, possibilitaram a utilização dos modelos de erosão e transporte de sedimentos para diversas regiões ao redor do mundo. O correto estabelecimento de barreiras físicas, com o intuito de proteger o solo e os recursos hídricos, não deve ser feito arbitrariamente. Desta forma, a proposição de zonas de vegetação para melhorar a qualidade da água de forma otimizada é tema de diversos estudos. A metaheurística algoritmo genético é um algoritmo de busca estocástico inspirado na evolução muito utilizado para esta finalidade. Considerando a bacia hidrográfica como um todo e a otimização em nível de célula do *raster* para encontrar o melhor arranjo possível, efetuou-se uma restauração de precisão. Os resultados obtidos mostraram um ganho de até 52% na redução da perda de solos perante o cenário inicial. A solução obtida na otimização foi superior à opção de recuperar as áreas que mais sofrem erosão, demonstrando que uma abordagem considerando o efeito conjunto das ações ao longo da bacia possuem maior eficácia do que aquelas baseadas localmente, e.g. recuperar áreas que mais sofrem erosão.

ABSTRACT

DOMINGUES, Getulio Fonseca, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August, 2018. **Optimization of vegetation zones to minimize soil loss in watersheds.** Adviser: Alexandre Rosa dos Santos. Co-advisers: Carlos Antonio Alvares Soares Ribeiro and Vicente Paulo Soares.

Land use and cover changes over the last few decades have caused major ecological and environmental impacts on river basins. The increase of water erosion is one of the main problems and directly affects both soil and water, causing damages in economic systems and environmental losses. In this way, it is essential to adopt strategic measures for the immediate mitigation of environmental impacts and long-term planning to recover the watersheds. The resources commonly available in a Geographic Information System (GIS) provide, in an automatic way, fundamental hydrological information, allowing an efficient and contemplative approach of the several factors involved in the erosion modeling and the planning of its mitigation. The Unit Stream Power Based Erosion Deposition (USPED) model predicts the spatial distribution of erosion and sediment deposition using the stream power concept, which relates the work rate to the energy expenditure to determine the sediment transport rate in steady state conditions. The application of stream power theory in complex topography landscapes, based on GIS analysis, allowed the use of erosion and sediment transport models for several regions around the world. The correct establishment of physical barriers to protect soil and water resources, should not be done arbitrarily. In this way, the proposal of vegetation zones to improve water quality in an optimized way is the subject of several studies. The metaheuristic genetic algorithm is a stochastic search algorithm inspired by evolution widely used for this purpose. Considering the river basin entirely, and a raster's cell-level optimization approach to find the best possible arrangement, we performed a precision restoration. The results showed a 52% reduction of soil loss compared to the initial scenario. The solution obtained from the optimization method was superior to the option to recover the areas that suffer the most erosion, demonstrating that an approach considering the joint effect of the actions along the basin is more effective than those based locally, e.g. recovering areas that suffer the most erosion.

INTRODUÇÃO

As práticas de uso e as alterações da cobertura natural dos solos durante as últimas décadas causaram grandes impactos ecológicos-ambientais nas bacias hidrográficas (LAWLER et al., 2014; FUCHS et al., 2015). A principal consequência dessas ações é o aumento da erosão hídrica, que afeta diretamente o solo e a água (SOBRAL et al., 2015). Isso tem desencadeado diversos problemas econômicos e sociais como a perda de potencial produtivo das culturas, aumento da demanda por fertilizantes, (VALERA et al., 2016; PACHECO e SANCHES FERNANDES, 2016), degradação dos recursos hídricos e segurança alimentar (OLIVER e GREGORY, 2015; PIMENTEL, 2006). Desta forma, torna-se imprescindível a adoção de medidas estratégicas para a mitigação imediata dos impactos ambientais e de planejamento a longo prazo para recuperar as bacias hidrográficas.

A erosão do solo caracteriza-se pelo processo de desprendimento, transporte e deposição das partículas do solo. Esse processo pode ser causado por um ou mais agentes erosivos (naturais ou antrópicos), tais como: precipitação, vento, gravidade, preparo do solo, colheita de lavouras e urbanização (BOARDMAN e POESEN, 2006). No escoamento superficial decorrente de uma precipitação intensa, o fluxo acumulado de água segue pelo caminho de menor custo no terreno, i.e., a água escoar para o local que oferece menor resistência e de maior declividade e seu poder erosivo está diretamente relacionado com características como velocidade e volume do escoamento superficial.

Os recursos comumente disponíveis em um sistema de informações geográficas (SIG) permitem obter, de forma automática, informações hidrológicas fundamentais. Inicialmente, derivam-se as direções e acúmulos de fluxos, informações imprescindíveis para se estudar o escoamento superficial. A partir destas, delimitam-se as bacias de contribuição para cada segmento da hidrografia, que são os elementos hidrológicos mais básicos de uma paisagem (TARBOTON e BAKER, 2009; TARBOTON e BAKER, 2008; TARBOTON, 1997).

Nos SIGs a topografia do terreno é comumente representada no formato matricial e conhecida como modelos digitais de elevação (MDE). Devido a sua natureza matricial, as menores unidades discricionárias da altitude no MDE são as células da matriz, onde existe apenas um único valor de altitude. Para obter as direções e acúmulos

de fluxos, os métodos propostos realizam operações baseadas na vizinhança entre células e com isso obtêm as informações sobre a inclinação do terreno e conseguinte o caminho do escoamento superficial. Dentre os diferentes métodos propostos, o método D_{∞} proposto por Tarborton (1997) se destaca por seu realismo e resultados no cálculo das direções de fluxo e das áreas de contribuição.

As informações hidrológicas são base para diferentes tipos de modelos propostos para descrever e estimar a perda de solo pela erosão hídrica. Devido à simplicidade e a qualidade das estimativas, a Equação Universal de Perda do Solo (EUPS) (WISCHMEIER e SMITH, 1978; WISCHMEIER e SMITH, 1965) e suas derivadas, como a Equação Universal de Perda do Solo Modificada (EUPSM) (RENARD et al., 1997; RENARD et al., 1991) são as mais amplamente utilizadas (FFOLLIOTT et al., 2013; DESMET e GOVERS, 1996).

A EUPSM estima a perda de solo para toda a área. Entretanto, o modelo não apresenta estimativas sobre os locais propícios para a deposição de sedimentos, o que acarreta em uma tendência de superestimar a erosão (MITASOVA et al., 1996a; BUSACCA et al., 1994; JENSEN, 1983). Em outras palavras, o modelo considera um processo erosivo, mesmo que ínfimo, para locais onde, na realidade, ocorre deposição de sedimentos.

Para modelar o transporte de sedimentos, (BAGNOLD, 1977) utilizou o conceito de potência do escoamento ou *Stream Power* (YANG, 1972), que relaciona a taxa de trabalho com o gasto de energia para determinar o transporte de sedimentos em condições de equilíbrio. Estudos demonstraram que a taxa de gasto da energia potencial unitária do escoamento, ou *Unit Stream Power*, é mais relacionada com o transporte de sedimentos do que outros parâmetros hidráulicos (NEARING et al., 1999; NEARING et al., 1997). A aplicação da teoria da potência do escoamento em paisagens de topografia complexa, baseando-se em análise de terreno em ambientes de Sistemas de Informações Geográficas, foi aprimorada pelos trabalhos de Moore e Burch (1986) e Moore e Wilson (1992). O trabalho desses autores possibilitou a utilização dos modelos de erosão e transporte de sedimentos para diversas regiões ao redor do mundo. Wilson e Lorang (1999) fizeram uma revisão dos modelos espaciais de erosão do solo e uso dos SIGs. Os autores concluíram que a abordagem proposta por Mitasova et al., (1996a) é superior na simulação da erosão e deposição do solo, considerando diferentes tipos de solo e coberturas em topografias complexas.

De acordo com alguns autores, a combinação de métodos de base empírica com os de base física é necessária para se modelar processos complexos que ocorrem na paisagem como a erosão hídrica, o transporte e deposição de sedimentos, devido a lacunas no entendimento desses processos, além da dificuldade na medição dos parâmetros (MITASOVA et al., 1996a; MITASOVA e MITAS, 1996).

Nesse contexto, o modelo semi-empírico Unit Stream Power Based Erosion Deposition (USPED) prediz a distribuição espacial da erosão e da deposição de sedimentos para um escoamento superficial estacionário, onde a mudança no fluxo da água e a concentração de sedimentos ao longo do tempo é praticamente nula. O USPED pressupõe também: ocorrência de um escoamento superficial causado por um excesso de precipitação uniforme; transporte de sedimentos limitado pela capacidade de transporte de sedimentos do escoamento superficial. Nesta condição de transporte limitado à capacidade de transporte, considera-se que o desprendimento do solo excede consideravelmente a capacidade de transporte; portanto, o montante de sedimentos transportados é aproximado pela capacidade de transporte do escoamento superficial. Com isso, o solo desprendido por causa do impacto da chuva e pela força de cisalhamento do escoamento superficial é transportado pelo fluxo de água até a sua capacidade de transporte decrescer ao ponto de ocorrer a deposição dos sedimentos (HAAN et al., 1994). Desta forma, o fluxo de sedimentos é aproximado pela capacidade de transporte e a erosão e deposição são calculados a partir da mudança no fluxo de sedimentos na direção do escoamento superficial (MITASOVA et al., 2013; MITAS e MITASOVA, 1998; MITASOVA e MITAS, 1996; MITASOVA et al., 1996a; MITASOVA et al., 1996b; MITASOVA et al., 1995).

A obtenção dos padrões de erosão/deposição permite avaliar diferentes cenários de uso e cobertura do solo e determinar prioridades para conservação mesmo quando o modelo não considera a dinâmica real dos sedimentos e suas variações temporais e estima os seus verdadeiros valores, mas apenas a força e intensidade relativa dos fenômenos (PISTOCCHI et al., 2002).

Embora há muito se reconheça que o manejo adequado do solo e da vegetação é uma das mais eficientes e efetivas formas de se controlar a perda de solo (KARAMESOUTI et al., 2015; KAIRIS et al., 2013; FOLEY et al., 2005), as pastagens e áreas agrícolas, que ocupam vastas extensões do território nacional brasileiro, continuam a apresentar um manejo inadequado, associado a forte degradação ambiental. Esse manejo inadequado agrava a erosão hídrica do solo, considerada um dos principais

fatores para o estabelecimento e intensificação dos processos de desertificação (PIMENTEL et al., 1995) e de risco à segurança alimentar, um dos problemas globais mais significativos da atualidade (OLIVER e GREGORY, 2015; DELONG et al., 2015; PIMENTEL, 2006; LAL et al., 2002; SHARPLEY, 1994).

Nas áreas degradadas, a vegetação forrageira ou cultura mal manejada apresenta pouca interceptação foliar, abrindo espaço para o aumento do impacto das gotas de chuva no solo, causando o selamento superficial e redução na taxa de infiltração da água e, conseqüentemente, aumento do escoamento superficial e erosão hídrica (ASSOULINE e BEN-HUR, 2006; SINGER e LE BISSONNAIS, 1998; BRADFORD et al., 1987).

O correto estabelecimento de barreiras físicas, com o intuito de proteger o solo e os recursos hídricos, não deve ser feito arbitrariamente, impondo-se alocá-las de forma ótima, melhorando com eficiência a qualidade da água (MEKONNEN et al., 2014). Os inúmeros problemas acarretados pela erosão e o assoreamento dos recursos hídricos, juntamente com a sua variabilidade e escala espaciais, somente reafirmam a urgência de se adotarem tais medidas.

A proposição de zonas de vegetação para melhorar a qualidade da água é tema de diversos estudos e aplicações (KENWICK et al., 2009; CORRELL, 2005; HAYCOCK e MUSCUTT, 1995; VOUGHT et al., 1995). Esta medida, além de eficiente (OLLEY et al., 2015; ANBUMOZHI et al., 2005; MCKERGOW et al., 2003), gera ecossistemas que fornecem nutrientes e hábitat para diferentes tipos de plantas e animais, o que a torna mais relevante em seu papel de mitigar os efeitos deletérios causados pelas atividades antrópicas no meio ambiente.

Uma questão importante sobre as zonas de vegetação é qual o tamanho e a forma ideal para que apresente maior eficiência na retenção de sedimentos (SPAROVEK et al., 2002; MANDER et al., 1997; BREN, 1995), e quais os locais mais apropriados para sua instalação (TOMER et al., 2015; TOMER et al., 2005). Diversos estudos indicam que as zonas ripárias são as áreas que apresentam maior eficiência no aumento da infiltração da água no solo e na retenção dos sedimentos presentes no escoamento superficial (DOSSKEY, 2001; FENNESSY e CRONK, 1997); porém, são nas áreas com maiores inclinações do terreno que predominantemente ocorre o início do processo erosivo (MORGAN, 2009), o que torna as zonas ripárias pouco efetivas na prevenção da erosão.

O problema de localização-alocação de zonas de vegetação ao longo da bacia hidrográfica, sejam elas formadas por gramíneas ou espécies florestais, é de natureza combinatória, ou seja, o número de avaliações que um algoritmo de busca exaustiva

necessita fazer (e conseqüentemente o tempo de execução) para retornar a solução ótima aumenta de forma explosiva: $C_{n,p} = \frac{n!}{p!(n-p)!}$ com o aumento do tamanho (n) do problema. As heurísticas e metaheurísticas são algoritmos aproximativos de otimização comumente utilizados para encontrar boas soluções em um tempo razoável, em que a busca pela solução exata demandaria enorme esforço computacional e tempo inaceitável.

A metaheurística algoritmo genético (AG) é um algoritmo de busca estocástico inspirado na evolução. O AG simula a evolução de uma população inicial, em que os indivíduos mais aptos sobrepujam os demais, utilizando-se dos mecanismos naturais da evolução: seleção, cruzamento e mutação (SCRUCCA, 2013; HOLLAND, 1992; GOLDBERG e HOLLAND, 1988). A implementação do algoritmo começa com uma população inicial, geralmente aleatória. Os indivíduos desta população são avaliados de acordo com uma função de avaliação e os melhores indivíduos são selecionados para gerar filhos por meio do mecanismo de cruzamento, em que cada filho pode ou não apresentar uma mutação. Posteriormente, estes novos filhos são adicionados à população e todo o processo se repete até atingir a condição de parada. Diferentes métodos de otimização, inclusive o AG, são amplamente utilizados para aprimorar o uso de práticas conservacionistas visando mitigar os efeitos deletérios do escoamento superficial, erosão, mudanças do uso e cobertura do solo, dentre outros. O AG apresenta algumas características que permite adapta-lo ao problema proposto: método de otimização global, robusto e adaptável; busca em paralelo; não necessita de cálculos de derivadas durante a otimização; simplicidade e flexibilidade para implementação (FOGEL, 1997). Estas características possibilitam integrar diferentes tipos de modelos, e.g. modelos de perda de solos, dentro do processo de otimização para avaliar os efeitos da zona de vegetação em cada cenário. Diversas metodologias foram propostas para tratar o problema da perda de solos, entretanto este é um desafio constante na literatura (KHATAVKAR e MAYS, 2017; KALCIC et al., 2015; YANG e BEST, 2015; SARMA et al., 2015; PANAGOPOULOS et al., 2013; LEE et al., 2012; KAINI et al., 2012; QI e ALTINAKAR, 2011; CAO et al., 2011; MCCONNELL e BURGER, 2011; MARINGANTI et al., 2011; GAO et al., 2010; MARINGANTI et al., 2009; LIGMANN-ZIELINSKA et al., 2008; STEWART et al., 2004; HANNA et al., 2003).

Diante do exposto, este trabalho teve o objetivo de propor e desenvolver um método para otimizar a alocação de zonas de vegetação, de forma a minimizar a perda de solos em bacias hidrográficas.

METODOLOGIA

O controle de cada variável do modelo é fundamental para avaliar os ganhos advindos da adoção da metodologia proposta. Assim, simulou-se um cenário no qual a resposta obtida na função de avaliação do AG é inteiramente decorrente da variação na localização das zonas de vegetação.

1. Área de estudo

O cenário consiste de uma bacia com área de 2,88 ha, cuja topografia foi obtida de um MDE derivado de dados LiDAR (Light Detection And Ranging), no formato *raster*, e com resolução espacial de 1 m, disponibilizado no portal de dados topográficos de alta resolução OpenTopography (2015).

O latossolo foi escolhido como tipo de solo para esse estudo, por ser uma tipologia comumente encontrada no território brasileiro. A precipitação constante de 1.200 mm por ano em toda área da bacia também é comumente observada. Por fim, para o uso e cobertura do solo foi considerada a pastagem. O cenário inicial, portanto, apresenta estas características para toda a bacia (Figura 1).

No MDE, devido à elevada rugosidade, causada pelos micro-relevos presentes, utilizou-se um filtro passa-baixa, adotando uma máscara de 10x10 pixels com intuito de suavizar o MDE e obter padrões de erosão e deposição de sedimentos mais homogêneos ao longo da área. A inclinação do terreno bem como a sua curvatura foram calculadas devido a sua influência sobre a aceleração e desaceleração do escoamento superficial e consequentemente os padrões de erosão e deposição de sedimentos (Figura 1).

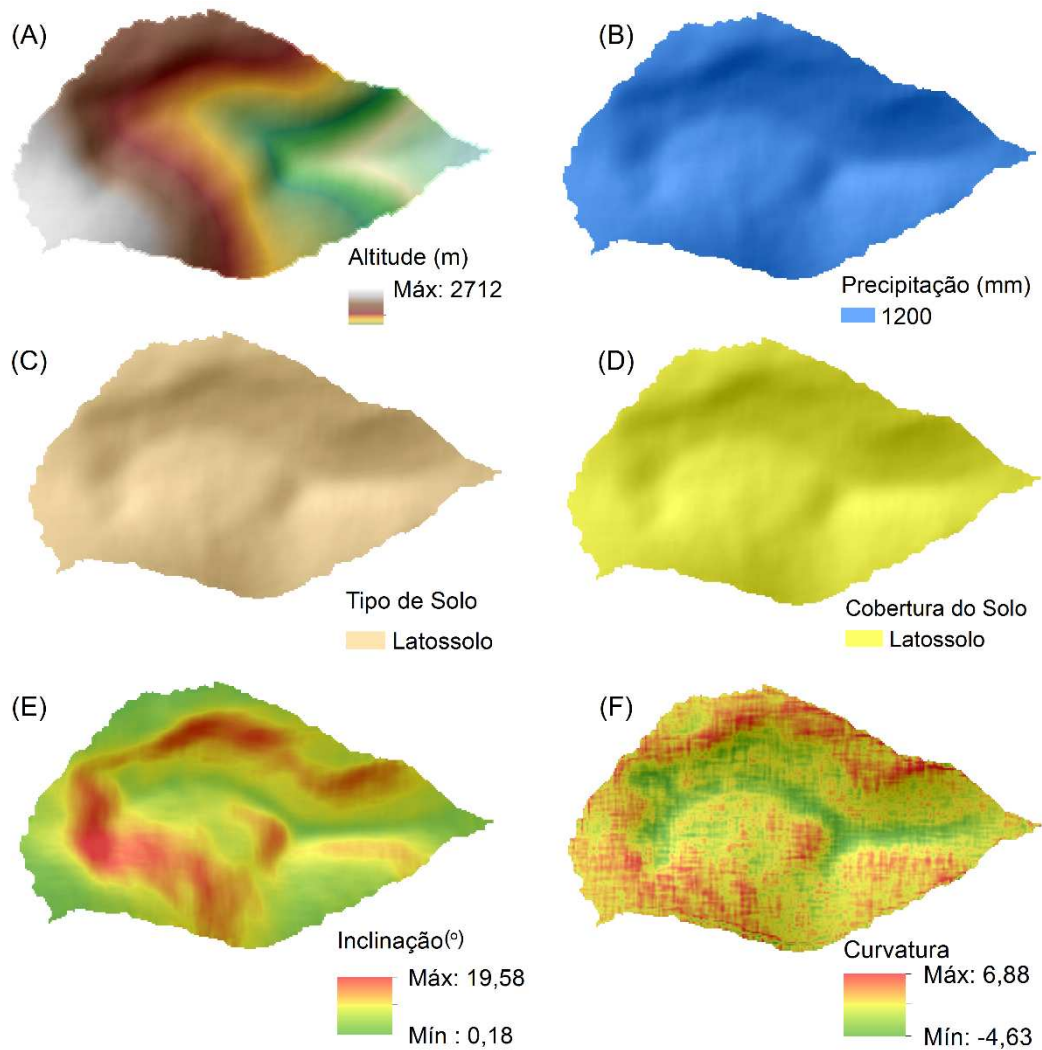


Figura 1 - Área de estudo: (A) Modelo Digital de Elevação; (B) Precipitação; (C) Tipo de Solo; (D) Cobertura do Solo; (E) Inclinação do Terreno; (F) Curvatura do Terreno.

2. Unit Stream Power Erosion Deposition Model

O modelo USPED estima a erosão e a deposição de sedimentos calculando a mudança no fluxo de sedimentos na direção da inclinação mais íngreme, o que indica se um dado local age como fonte ou depósito de sedimentos. Para tal, a capacidade de transporte de sedimentos é calculada utilizando uma ideia inicialmente proposta por Moore e Burch (1986): utilizam-se a área de contribuição por unidade de largura e a inclinação do terreno para estimar o potência do escoamento, ao invés de se adotar a declividade do comprimento da rampa utilizado nas equações universais de perda de solos, EUPS e EUPSM.

O modelo USPED estima o fluxo de sedimentos T em $\text{ton.m.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ pela equação:

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

em que

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

K: fator de erodibilidade do solo (Mg.hr.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, *n* refletem o impacto de diferentes tipos de fluxo e propriedades do solo. Para situações em que domina a erosão em sulcos com fluxo turbulento e que esta aumenta drasticamente com a quantidade de água, os valores destes parâmetros são normalmente estabelecidos como *m* = 1,6 e *n* = 1,3; já os valores *m* = *n* = 1,0 refletem melhor o impacto em média, da erosão em sulcos e da erosão laminar, para uma sequência de longo prazo de eventos grandes e pequenos (MITASOVA et al., 1996a; FOSTER et al., 1994; MOORE e WILSON, 1992).

No caso de transporte limitado, se o desprendimento do solo exceder a capacidade de transporte de sedimentos do escoamento superficial, o fluxo de sedimentos será igual a capacidade de transporte de sedimentos. Neste caso, a taxa líquida de erosão/deposição pode ser calculada como uma mudança no fluxo de sedimentos da seguinte maneira (MITASOVA et al., 2013):

$$ED = \frac{d(T * \cos (a))}{dx} + \frac{d(T * \sin (a))}{dy}$$

sendo

ED: Erosão/Deposição;

T: Fluxo de sedimentos;

a: orientação da superfície do terreno em graus.

Os fatores *R*, *K*, *C* e *P* foram simulados para construir o cenário inicial da bacia. O fator *R* foi considerado igual a 4.800 MJ.mm.ha⁻¹.hr⁻¹.ano⁻¹, com o intuito de refletir de forma aproximada a característica de uma bacia situada em uma região brasileira com

1.200 mm de precipitação anual. O fator k utilizado foi de $0.08 \text{ Mg.hr.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$ (MANNIGEL et al., 2008), correspondente a um latossolo. Os fatores C e P são normalmente combinados em apenas um fator, com valor igual a $0,008$ para pastagens e $0,0001$ para as zonas de vegetação, aqui consideradas como áreas de restauração florestal (WEILL e SPAROVEK, 2008).

Os fatores U e β foram obtidos em um Sistema de Informações Geográficas e juntos formam o fator topográfico no modelo. A potência do escoamento e a tensão de cisalhamento, diretamente relacionados com o desprendimento e transporte de sedimentos, podem ser estimados em função de propriedades do fluxo de água e inclinação do terreno obtidas de um MDE (MITASOVA et al., 2013; MOORE e BURCH, 1986). O método do D^∞ (TARBOTON, 1997) permite obter a direção e o acúmulo de fluxo particionado entre células adjacentes, diferente dos métodos de direção única, como o D8 (JENSON e DOMINGUE, 1988), no qual o fluxo é direcionado para apenas uma das oito células adjacentes em um *raster*. Por representar melhor a realidade do escoamento superficial, o fator U foi determinado utilizando o método do D^∞ para obter a área à montante de cada célula do *raster*.

Os valores de m e n igual a 1.0 foram utilizados para refletirem melhor os padrões de erosão e deposição de longo prazo em uma bacia hidrográfica.

3. Algoritmo Genético

A otimização locacional das zonas de restauração utiliza a metaheurística *algoritmo genético*. O pseudocódigo deste algoritmo é apresentado no pseudocódigo:

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, pai₁ e pai₂, 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* ou soluções para o problema, cada uma possuindo 80% da área coberta por pastagem e 20% coberta por restauração florestal, distribuídas aleatoriamente (Figura 3). O termo *raster* será utilizado para enfatizar a matriz que uma solução representa.

O operador de Avaliação realiza a avaliação da influência das zonas de vegetação referente a cada solução aplicando o modelo USPED considerando os fatores de uso e cobertura da terra (CP) na área de estudo e calculando o somatório entre a

erosão (valores negativos no modelo) e a deposição (valores positivos) de sedimentos na região fora da hidrografia. O valor resultante do somatório é denominado *fitness*.

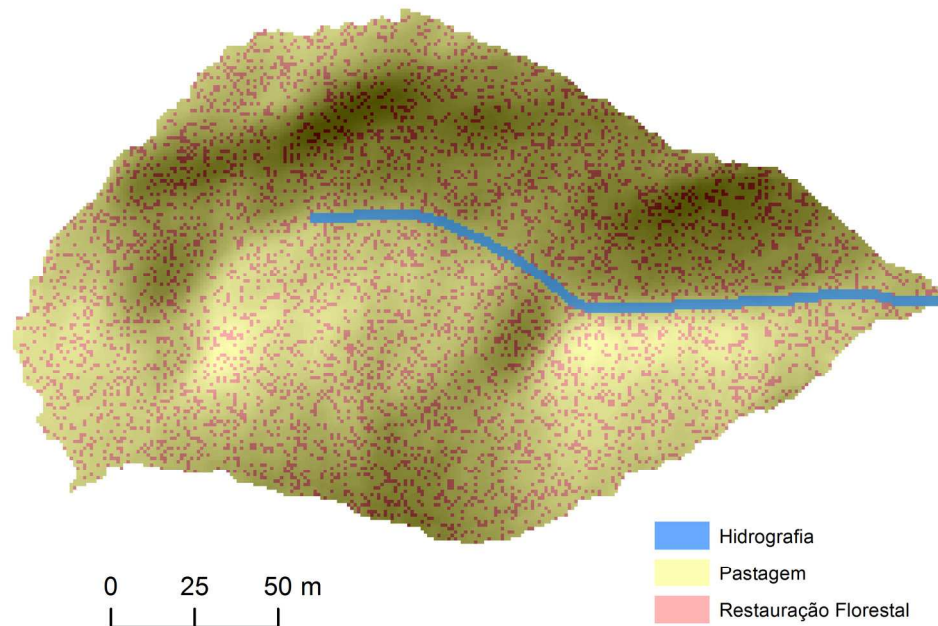


Figura 2 - Solução inicial com 20% da área recoberta aleatoriamente por vegetação.

O operador de Seleção ordena as soluções da população com base nos valores de *fitness* e seleciona metade deles, criando um conjunto denominado Pais. O ordenamento é feito de forma decrescente ao valor de *fitness*, pois, aumentar o *fitness* significa que ocorreu uma redução dos valores de erosão ou aumento da deposição de sedimentos ou ambos.

O operador de Recombinação inicialmente seleciona duas soluções, chamadas Pai₁ e Pai₂, do conjunto Pais, utilizando uma amostragem estocástica uniforme baseada no ordenamento existente entre as soluções deste conjunto. As duas soluções são recombinadas para formar duas novas soluções, os dois filhos. A recombinação é feita inicialmente identificando-se as células pertencentes às duas soluções Pai₁ e Pai₂ simultaneamente, formando um conjunto chamado Igualdade. Em seguida, identificam-se as células que existem somente na solução Pai₁; um valor aleatório é então gerado e estas células são divididas em dois subconjuntos, Pai₁₁ e Pai₁₂, sendo o primeiro composto por uma quantidade de células igual ao valor gerado aleatoriamente e o segundo formado pelas células restantes. Este valor gerado aleatoriamente é utilizado da mesma forma para dividir as células do Pai₂ em dois subconjuntos Pai₂₁ e Pai₂₂. Após isto, a recombinação é realizada, unindo-se os três conjuntos de células Pai₁₁, Pai₂₂ e Igualdade para formar o filho₁ e Pai₁₂, Pai₂₁ e Igualdade para formar o filho₂. Dessa

forma, geram-se duas novas soluções, com garantia da manutenção do número inicial de células destinadas a zonas de vegetação igual a 20% da área total.

O operador de Adaptação tem como objetivo direcionar a busca pela solução ótima com base em um conhecimento prévio: o de agrupar as zonas de restauração. Para isso, a probabilidade de uma célula do *raster* ser realocada é calculada pela quantidade de vizinhos que a mesma possui. O cômputo da vizinhança é feito utilizando-se uma máscara 5x5 ou 3x3. Conseqüentemente, o número máximo de vizinhos possíveis de uma célula é vinte e quatro ou oito respectivamente. A probabilidade é calculada por uma função exponencial normalizada, da seguinte maneira:

$$P_x = \frac{e^x}{\sum_{x=0}^n e^x}$$

P_x = probabilidade de realocação normalizada;

n = número máximo de vizinhos;

x = número de vizinhos;

A alocação das células selecionadas para realocação é feita com base na distância euclidiana das células de restauração florestal restantes, ou seja, aquelas que não terão sua localização alterada durante a iteração do algoritmo. A probabilidade é calculada considerando-se a distância máxima existente para uma área de restauração florestal e a distância de cada célula para uma área de restauração florestal, de modo que as menores distâncias possuam probabilidades maiores que as distâncias maiores.

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

P_d = probabilidade de alocação normalizada;

d = distância;

d_{max} = distância máxima;

Desta forma é esperado que ocorra o agrupamento, visto que uma célula com poucos vizinhos possui maior probabilidade de ser realocada para locais próximos a

outros de restauração florestal do que aquelas que possuem maior vizinhança ou para áreas que estão distantes das áreas de restauração.

O operador de Mutação tem o objetivo de perturbar a busca por uma solução ótima, excitando a fuga de mínimos locais em busca do mínimo global. A execução é similar ao operador de Adaptação, onde a probabilidade de realocação é igualmente calculada com base no número de vizinhos. A alocação, no entanto, dá-se de modo inverso: aqui a probabilidade é maior para locais mais distantes das áreas de restauração. Desta forma, o operador de Mutação proporciona o agrupamento, realocando células que possuem menor vizinhança, mas ao mesmo tempo explora o espaço de busca, alocando-as de forma dispersa na bacia.

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

P_d = probabilidade de alocação normalizada;

d = distância;

O fluxograma do algoritmo genético é apresentado na Figura 3.

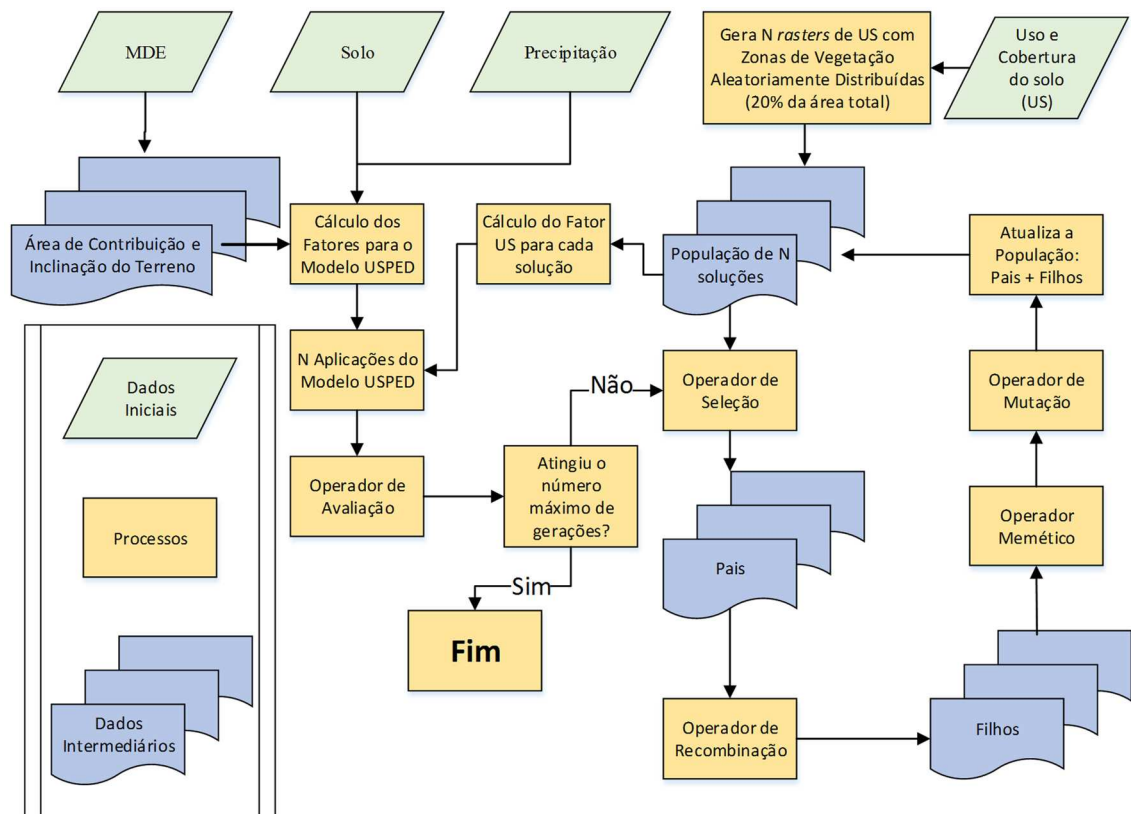


Figura 3 - Fluxograma metodológico do Algoritmo Genético.

Uma abordagem intuitiva para realizar a restauração e diminuir a perda de solo, ao observar os resultados de modelos de erosão do solo, é alocar as práticas de conservação nas áreas que mais perdem solo. Porém, esta pode não ser a melhor forma de executar estas práticas, e para avaliá-la, foram identificadas as células que possuíam os maiores valores de perda de solo para alocar as zonas de restauração até cobrir 20% da área e comparar os resultados com os obtidos pelo algoritmo genético.

Desta forma, no presente estudo foi realizada a otimização de zonas de vegetação com o objetivo de minimizar a erosão e maximizar a deposição simultaneamente.

4. Informações Computacionais

Todo o procedimento de otimização de alocação das zonas de vegetação foi desenvolvido na linguagem de programação Python, utilizando o formato de matriz nativa da biblioteca Numpy (VAN DER WALT et al., 2011) do Python. A biblioteca Numpy é destinada à computação numérica e foi utilizada para as operações básicas envolvendo matrizes, tais como operações matemáticas, acesso a índices e álgebra booleana. O procedimento não foi adaptado para rodar as funções em paralelo. Para executar a metodologia foi utilizado um computador com 16 Gb de memória RAM e processador i5 2.5GHz.

RESULTADOS

No fator topográfico obtido pelo método D_{∞} observa-se como a potência do escoamento é maior nas áreas de acúmulo do escoamento superficial combinada com a inclinação do terreno (Figura 4).

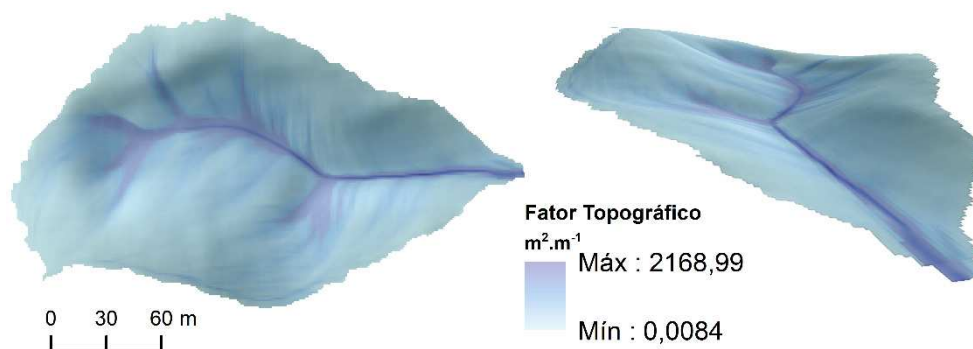


Figura 4 - Fator topográfico utilizando o método D_{∞} .

O mapa de erosão e deposição produzido para o cenário inicial, em que toda a área é coberta por pastagens, mostra que as áreas mais declivosas (Figura 1E) e de curvaturas convexas (valores positivos) (Figura 1F) apresentam os maiores valores de erosão (Figura 6). A deposição (Figura 6) é majoritariamente distribuída nas áreas côncavas (valores negativos) do terreno (Figura 1F), onde escoamento superficial desacelera e a capacidade de transporte de sedimentos diminui.

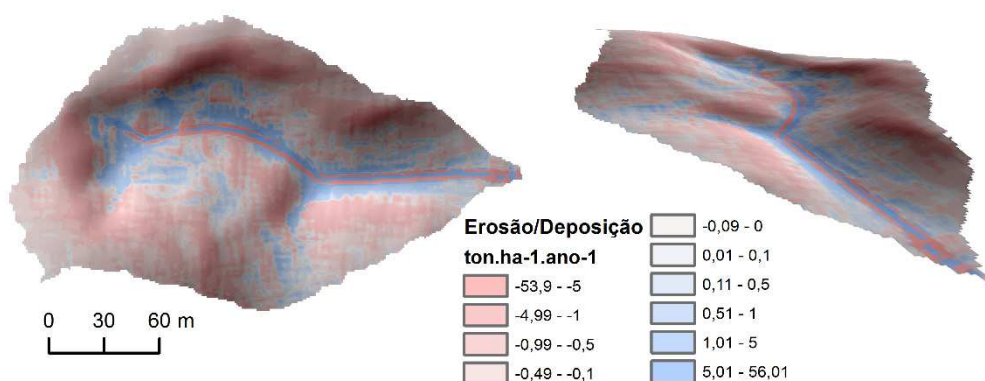


Figura 5 - Mapa de Erosão e Deposição para a situação inicial.

No início do AG são geradas as primeiras soluções de forma aleatória. O fitness calculado para a geração zero foi de $-2.478,51 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Os parâmetros do AG avaliados foram o número de indivíduos na população e a máscara para o cômputo da vizinhança. Estes parâmetros influenciaram o tempo de convergência do algoritmo, o valor alcançado de fitness e a distribuição espacial das zonas de vegetação na bacia hidrográfica. Nas pequenas populações o dispêndio computacional é menor e com isso é possível que o algoritmo execute mais iterações, nestas condições o operador de mutação tem enorme importância na inclusão de diversidade dentro da população e melhoria do fitness (Figura 6). No entanto, se o operador de mutação não for capaz de suplantar a baixa diversidade, o AG pode convergir precocemente para uma solução inferior (Figura 7H).

Nas grandes populações a diversidade entre as soluções é maior, permitindo o AG obter em poucas iterações um ganho significativo nos valores de fitness, compensando em certa maneira o aumento da demanda computacional (Figuras 8H e 9H).

A vizinhança é outro parâmetro avaliado que exerce influência sobre a distribuição espacial das zonas de vegetação — 5x5 maior dispersão, 3x3 maior agrupamento — devido à probabilidade assinalada a cada célula para realocação e

alocação. Devido à capacidade de explorar melhor o espaço de soluções do problema proposto, o uso da máscara de vizinhança 5x5 gerou uma solução com valor de fitness superior aos demais: $-1.132,29 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (Figura 6F). Porém, o resultado obtido com a máscara 3x3 em conjunto com uma grande população é mais adequado para ser implementado na prática (Figura 9F).

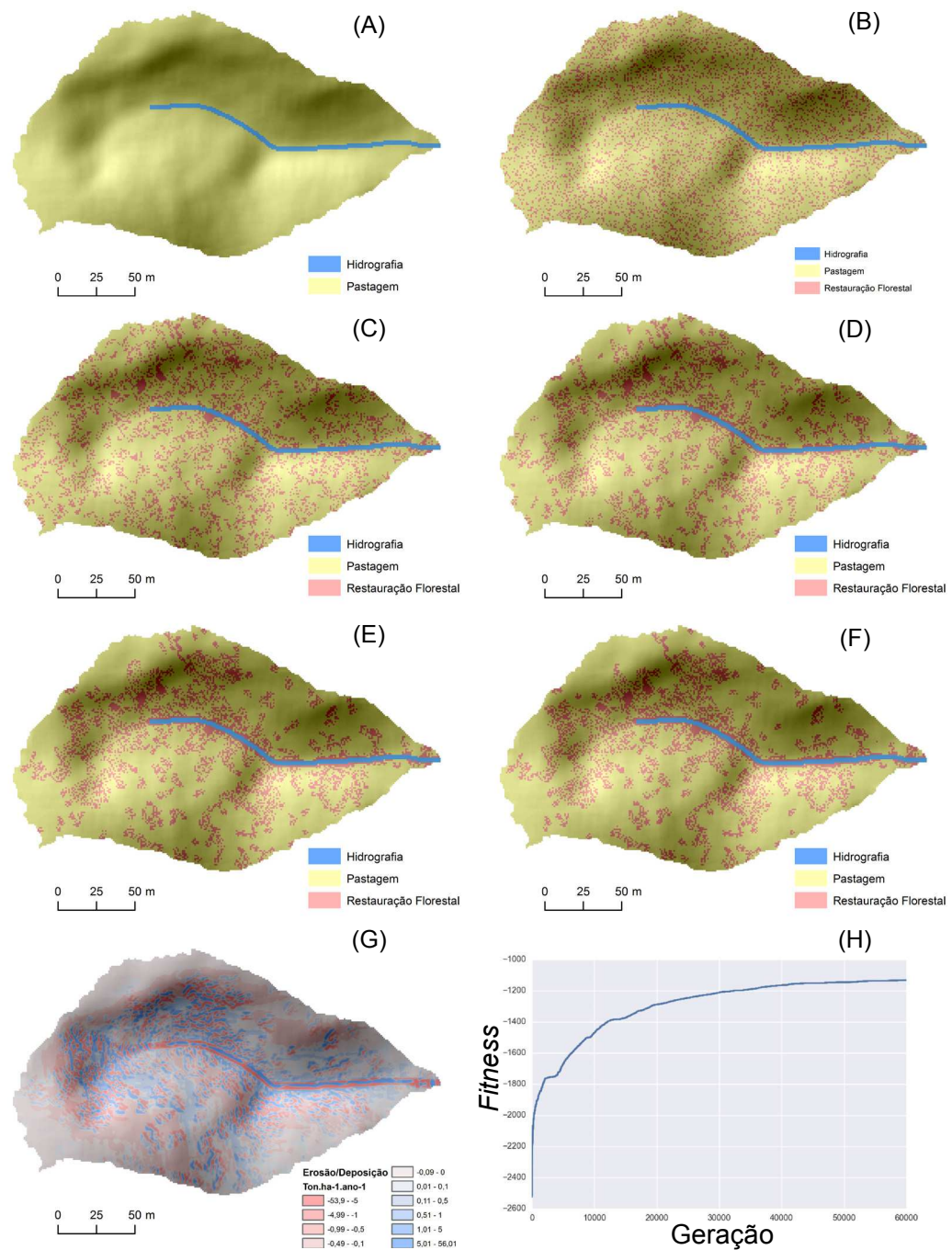


Figura 6 - Solução do Algoritmo Genético com uma população de 50 indivíduos e janela 5x5: (A) Cenário Inicial; (B) Geração Inicial; (C) Geração 500; (D) Geração 10.000; (E) Geração 30.000; (F) Geração 60.000; (G) Erosão e Deposição de sedimentos para a solução final; (H) Gráfico Fitness x Geração.

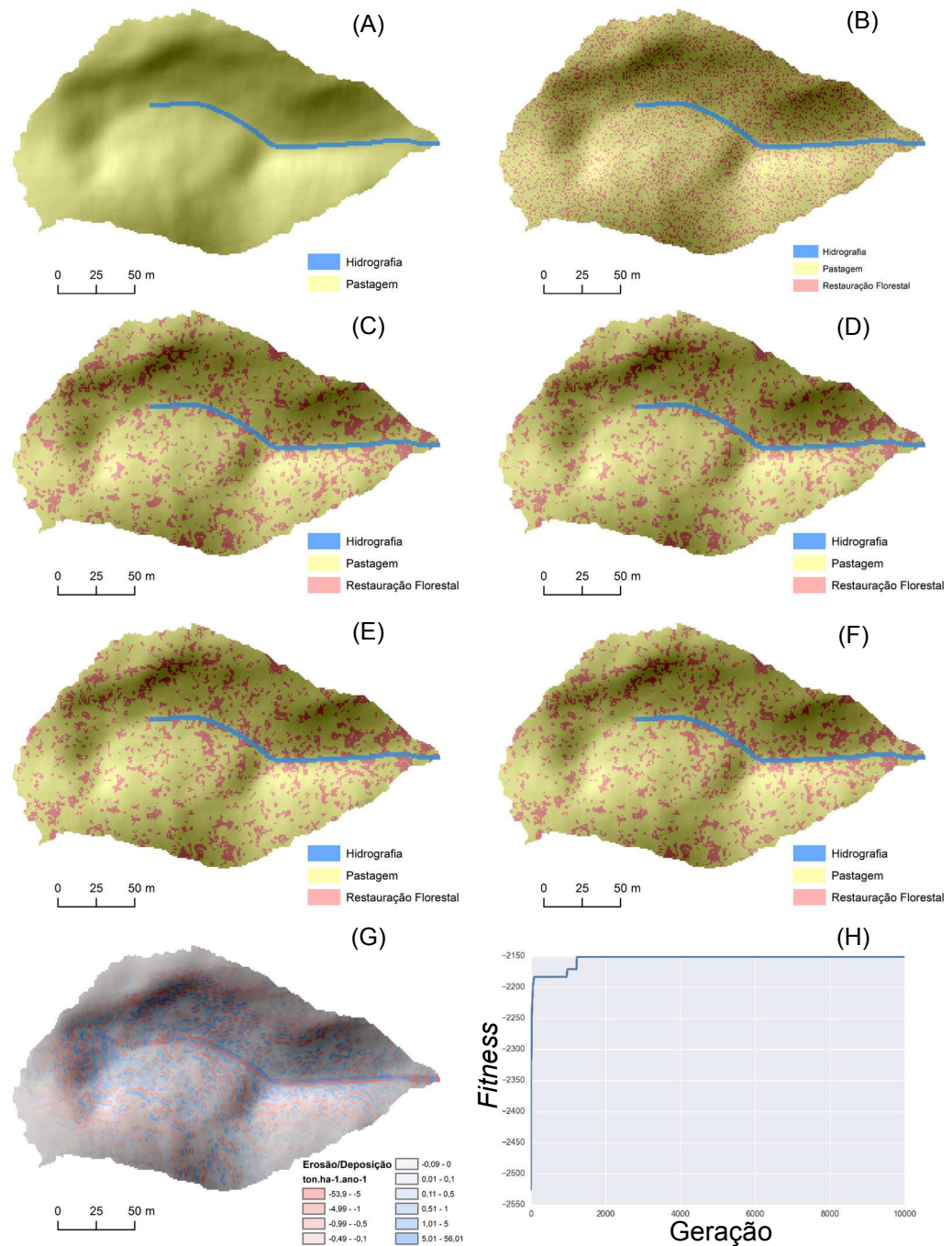


Figura 7 - Solução do Algoritmo Genético com uma população de 50 indivíduos e janela 3x3: (A) Cenário Inicial; (B) Geração Inicial; (C) Geração 20; (D) Geração 50; (E) Geração 1.000; (F) Geração 10.000; (G) Erosão e Deposição de sedimentos para a solução final; (H) Gráfico Fitness x Geração.

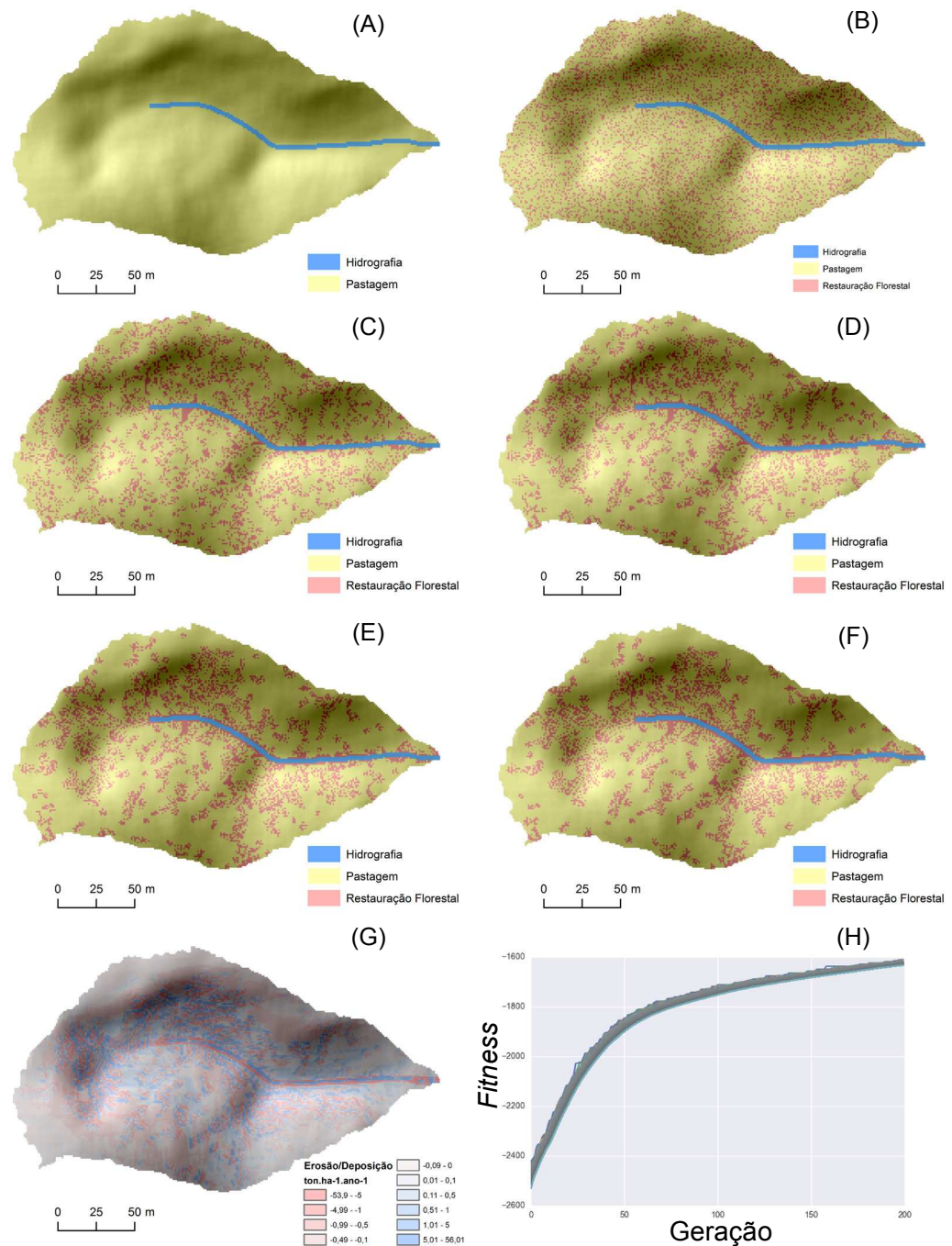


Figura 8 - Solução do Algoritmo Genético com uma população de 5.000 indivíduos e janela 5x5: (A) Cenário Inicial; (B) Geração Inicial; (C) Geração 20; (D) Geração 80; (E) Geração 140; (F) Geração 200; (G) Erosão e Deposição de sedimentos para a solução final; (H) Gráfico Fitness x Geração.

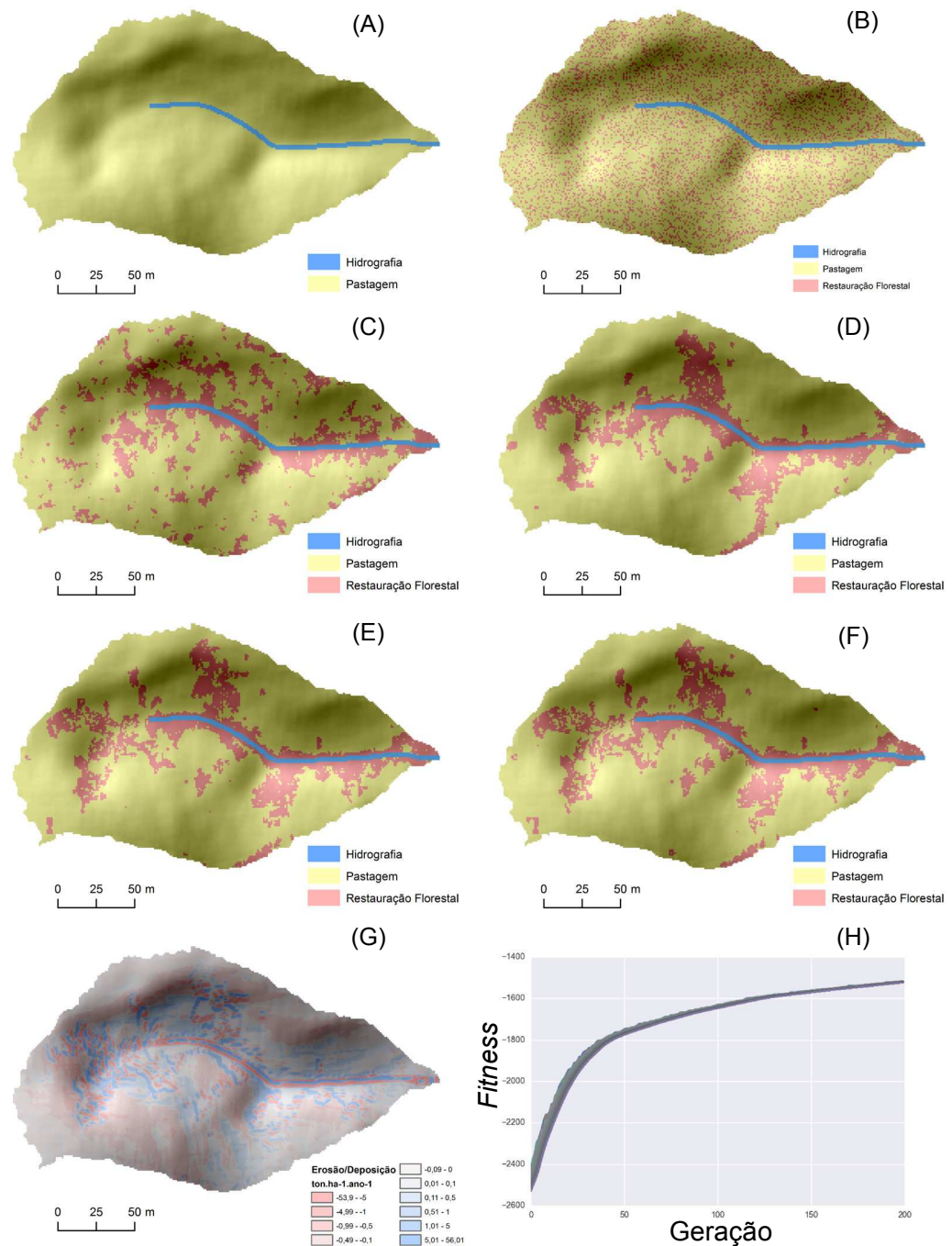


Figura 9 - Solução do Algoritmo Genético com uma população de 5.000 indivíduos e janela 3x3: (A) Cenário Inicial; (B) Geração Inicial; (C) Geração 20; (D) Geração 80; (E) Geração 140; (F) Geração 200; (G) Erosão e Deposição de sedimentos para a solução final; (H) Gráfico Fitness x Geração.

No método intuitivo de alocação de zonas de vegetação, onde os 20% locais de maior erosão foram destinados a restauração florestal (Figura 10), o resultado obtido de $-2.045,55 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ foi inferior às boas soluções geradas pelo AG (Tabela 1).

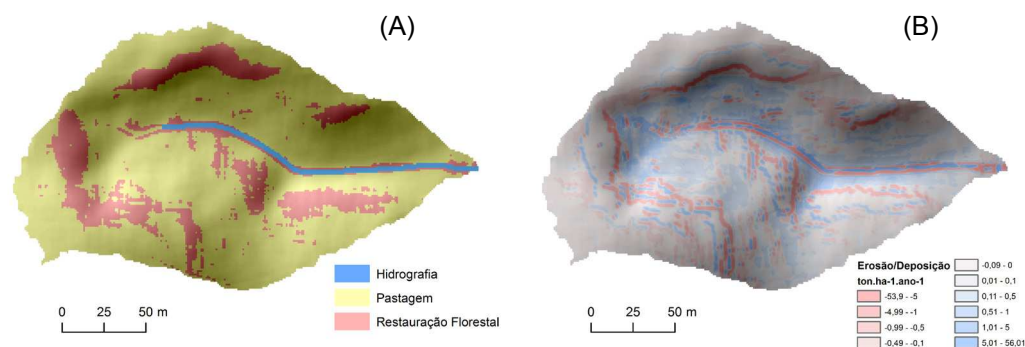


Figura 10 – (A) Restauração de 20% das áreas de maior erosão; (B) Erosão e Deposição de sedimentos.

Tabela 1- Valores de fitness em ton.ha-1.ano-1 para cada cenário.

População	Máscara de Vizinhança	
	3x3	5x5
50 indivíduos	-2.152,46	-1.132,29
5.000 indivíduos	-1.541,51	-1.603,84

O custo computacional para executar o AG utilizando apenas um núcleo de processamento de 2.5 GHz foi bastante dispendioso, o que levou a interrupção do processamento da população de 5.000 indivíduos quando o acréscimo nos valores de *fitness* tendia à nulidade (Figuras 8H e 9H).

Tabela 2 - Tempo de execução de cada cenário.

População	Iterações	Horas
50 indivíduos	60.000	58,3
5.000 indivíduos	200	99,4

DISCUSSÃO

O fator topográfico calculado utilizando o método D_{∞} representou bem os padrões difusos do escoamento superficial ao longo das encostas. Isto acontece devido ao fato de o algoritmo D_{∞} calcular a direção e o acúmulo de fluxo considerando a ocorrência de múltiplos caminhos (TARBOTON e BAKER, 2008, 2009; TARBORON, 1997), o que permite o mapeamento de fluxos divergentes e reflete melhor a realidade do escoamento superficial do que outros métodos propostos (DESMET e GOVERS, 1996). No cenário inicial, os padrões de erosão e deposição observados são totalmente influenciados pela topografia do terreno. As áreas convexas são mais susceptíveis a

erosão, enquanto as áreas côncavas e planas do terreno, devido à redução na velocidade do escoamento superficial, predispõem-se à deposição de sedimentos (Figura 4).

Embora o relevo local do terreno exerça um papel preponderante na distribuição da erosão/deposição, os padrões podem ser significativamente alterados pela variabilidade espacial da cobertura do solo, tipo de solo e precipitação. As bordas entre diferentes tipos de cobertura causam mudanças abruptas na velocidade do escoamento, criando efeitos importantes para prevenir a erosão (MITAS e MITASOVA, 1998) (Figuras 10 e 11). Além disso, interpretar, a partir da inspeção visual, os padrões formados ao longo da paisagem podem ser mais importantes do que obter os valores reais do poder de fluxo (PEREZ-PENA et al., 2009; GOLDEN e SPRINGER, 2006; FINLAYSON e MONTGOMERY, 2003). Desta forma, a capacidade de avaliar diferentes cenários é uma maneira efetiva de conceber medidas mitigadoras para o problema da erosão.

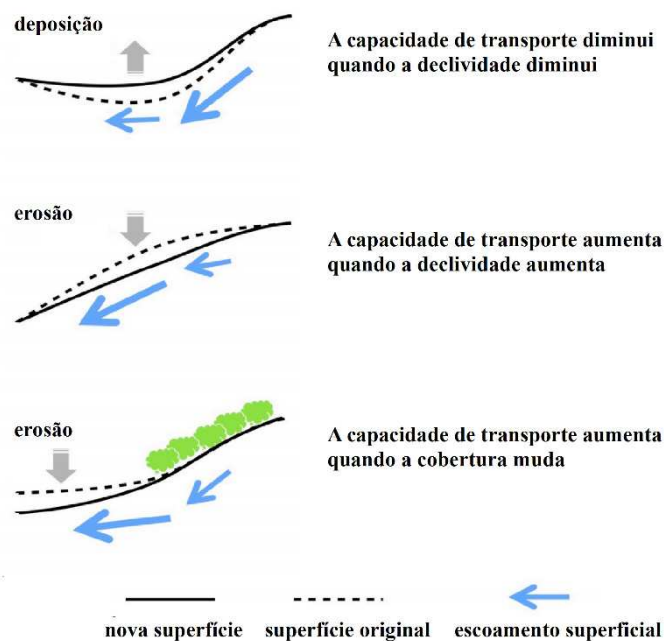


Figura 11 - Representação esquemática dos efeitos da topografia e da mudança da cobertura do solo na erosão e deposição. Adaptado de (BARTON et al., 2015)

Os diferentes cenários foram formados após a inclusão das áreas de restauração florestal, adicionando variabilidade ao fator CP e passando a interagir com o fator topográfico para ditar os novos padrões de erosão e deposição de sedimentos. Com isso, foi possível atribuir à variação da localização das áreas de restauração florestal e pastagem a melhoria do valor de fitness, pois os valores topográficos se mantiveram constantes.

No melhor cenário, o fitness calculado pelo somatório da erosão (valores negativos) com a deposição (valores positivos) apresentou um ganho de 52% quando comparado com o cenário inicial, todo coberto por pastagens. Neste caso, o algoritmo genético minimizou a ocorrência de erosão ao longo da bacia e maximizou a retenção dos sedimentos fora da hidrografia, através da deposição. Isto é mostrado na figura 6F, na qual observa-se a formação de áreas de restauração florestal na margem da hidrografia. Estas áreas são relatadas em diversos estudos por serem as mais eficientes na retenção de sedimentos contidos no escoamento superficial (TOMER et al., 2015; KUGLEROVÁ et al., 2014; MOMM et al., 2014; ANBUMOZHI; RADHAKRISHNAN; YAMAJI, 2005; HAWES; SMITH, 2005; PARKYN, 2004; MCKERGOW et al., 2003; SPAROVEK et al.; 2002; WENGER, 1999; MANDER et al., 1997). As áreas côncavas do terreno também são locais propícios à deposição pois, além de concentrarem o volume de escoamento, um incremento na resistência possui a capacidade de aumentar a deposição. Para minimizar a erosão, houve a alocação de áreas de restauração florestal nos topos e encostas do morro (Figura 6F), áreas de maior susceptibilidade à erosão, que acarretam na redução tanto da inicialização quanto da velocidade do escoamento superficial e no aumento da infiltração da água no solo (SHEN et al., 2016; NUNES et al., 2011; MITAS e MITASOVA, 1998). A alocação dispersa das áreas de restauração florestal contribui para manter um fluxo laminar, aumentando a eficácia da remoção de sedimentos (ZHANG et al., 2010). Isto mostra que o AG distribuiu as áreas de restauração florestal para minimizar a erosão e aumentar a retenção de sedimentos em locais condizentes com os da literatura.

A máscara de vizinhança é um parâmetro que possui forte influência sobre a distribuição espacial das zonas de restauração florestal. A janela 5x5 possibilita o algoritmo explorar mais o espaço de busca com uma menor população e obter resultados melhores (Figura 6H), enquanto a janela 3x3 provoca uma convergência rápida do algoritmo e um agrupamento maior das células, precisando de um número maior de indivíduos na população para gerar um bom resultado, porém utilizando um número menor de iterações (Figura 9H). Do ponto de vista da aplicação da metodologia em campo, o arranjo agrupado obtido com o uso da janela 3x3 é mais fácil de ser implementado.

A restauração florestal das áreas que mais sofriam erosão no cenário inicial foi uma estratégia com pouca efetividade, pois o resultado obtido para o *fitness* foi 45% menor do que os obtidos pelo AG. Isto mostra que, para minimizar a perda de solos em

bacias hidrográficas, o problema deve ser abordado considerando o efeito conjunto das ações ao longo da bacia, permitindo assim obter o melhor arranjo espacial das práticas conservacionistas e reduzir eficientemente a perda de solo em bacias hidrográficas.

O modelo USPED mostrou-se de fácil aplicação em uma bacia hidrográfica, devido ao pequeno número de fatores envolvidos e a relativa facilidade de obtê-los. Modelos Digitais de Elevação da superfície terrestre cada vez mais acurados são disponibilizados constantemente por diversas instituições e permitem obter os parâmetros básicos de área de contribuição e inclinação para quase todos os locais da Terra. Os valores da precipitação, se não obtidos de bases de medição pluviométricas regionais robustas, podem ser extraídos a partir de base de dados globais disponíveis online, como a Worldclim. Imagens de satélites permitem obter o uso e cobertura do solo através de classificações supervisionadas ou por interpretação visual, além de auxiliarem no mapeamento digital de solos. O modelo USPED foi aplicado em diversas regiões, produzindo resultados satisfatórios (BATISTA et al., 2017; AIELLO et al., 2015; LAZZARI et al., 2015; LIU et al., 2007; PELACANI et al., 2008; PISTOCCHI et al., 2002; SAAVEDRA, 2005; WARREN et al., 2005; LIU et al., 2007).

No entanto, deve-se ter cautela ao interpretar os resultados de modificações da EUPS/EUPSM, como o USPED, que incorporam a convergência/divergência do escoamento superficial e a erosão/deposição, pois os parâmetros de solo e cobertura foram desenvolvidos para campos planares simples e erosão limitada ao desprendimento. Para prever com acurácia as taxas de erosão e deposição para terrenos complexos e condições de cobertura terrestre variáveis, esses modelos precisam ser calibrados para uma área geográfica específica.

Neste estudo, a intensidade dos fenômenos, bem como a influência dos fatores, e.g., o uso e a cobertura do solo, possuem maior importância quando analisados de forma relativa, ou seja, o seu verdadeiro valor é menos importante do que os padrões formados, pois o algoritmo é capaz de retornar boas soluções apenas considerando, por exemplo, que áreas reflorestadas têm maior efeito na prevenção da erosão e na retenção de sedimentos do que as pastagens. A inovação é considerar a bacia como um todo e realizar a otimização em nível de célula do *raster*, alocando áreas de restauração ao longo de toda a paisagem e buscando o melhor arranjo possível, ou seja, efetuando-se uma restauração de precisão.

Como esperado, o AG incrementa rapidamente a solução nas gerações iniciais. Após este momento, o incremento passa a ser lento, até atingir um patamar. O momento

muda conforme a combinação dos parâmetros do algoritmo, como a taxa de mutação, população e as probabilidades envolvidas. Na figura 6H é possível observar a ocorrência de um patamar entre as gerações 3.000 e 4.000, chamado de mínimo local, porém, devido ao operador de mutação, o AG foi capaz de escapar desse mínimo local e incrementar ainda mais a solução.

O tempo de execução do algoritmo genético é longo devido à complexidade e à quantidade de operações necessárias. No entanto, devido à decisão de qual arranjo é o melhor para se recuperar uma bacia hidrográfica bem como o caráter de longo prazo envolvido nessa atividade, desde a implantação até a obtenção dos resultados, o tempo gasto para se encontrar a melhor distribuição das zonas de restauração pode ser considerado ínfimo, tendo em vista a relevância e a natureza estratégica desses resultados.

Futuramente novos modelos de erosão e deposição de sedimentos podem ser incorporados ao algoritmo genético, bem como outros tipos de modelos, como aqueles que estimam a eficiência na retenção de sedimentos por práticas conservacionistas ou que estimam a razão de aporte de sedimentos.

CONCLUSÃO

O modelo USPED produziu resultados coerentes nas estimativas dos locais em que ocorre erosão e deposição de solos ao longo da bacia hidrográfica.

O algoritmo genético e o modelo USPED foram eficientes na alocação de zonas de restauração florestal para minimizar o problema de perda de solos, melhorando em até 52% o cenário inicial ao recuperar 20% da área total da bacia hidrográfica. Mais ainda, o algoritmo genético proposto pode ser utilizado em conjunto com outros tipos de modelos espacialmente distribuídos para otimizar cenários.

Os resultados alcançados com o algoritmo genético foram superiores àqueles obtidos pelo método intuitivo, mostrando que existem formas melhores para se recuperar a bacia e otimizar os recursos, do que simplesmente alocá-los diretamente nas áreas mais susceptíveis a erosão.

A metodologia pode ser aplicada a qualquer bacia hidrográfica no mundo, considerando outras práticas de conservação do solo, i.e. utilizando-se gramíneas, agroflorestas, ou, ainda, outros modelos de erosão e deposição de solos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIELLO, A.; ADAMO, M.; CANORA, F. **Remote sensing and GIS to assess soil erosion with RUSLE3D and USPED at river basin scale in southern Italy.** *Catena*, v. 131, p. 174–185, 2015.
- ANBUMOZHI, V.; RADHAKRISHNAN, J.; YAMAJI, E. **Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations.** *Ecological Engineering*, v. 24, n. 5 SPEC. ISS., p. 517–523, 2005.
- ASSOULINE, S.; BEN-HUR, M. **Effects of rainfall intensity and slope gradient on the dynamics of interrill erosion during soil surface sealing.** *Catena*, v. 66, n. 3, p. 211–220, 2006.
- BAGNOLD, R. A. **Bed load transport by natural rivers.** *Water Resources Research*, v. 13, n. 2, p. 303–312, 1977.
- BARTON, C.; ULLAH, I.; HEIMSATH, A. **How to Make a Barranco: Modeling Erosion and Land-Use in Mediterranean Landscapes.** *Land*, v. 4, n. 3, p. 578–606, 2015.
- BATISTA, P. V. G. et al. **Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin - Brazil.** *Catena*, v. 157, n. March, p. 139–150, 2017.
- BOARDMAN, J.; POESEN, J. **Soil Erosion in Europe: Major Processes, Causes and Consequences.** *Soil Erosion in Europe*, p. 477–487, 2006.
- BRADFORD, J. M.; FERRIS, J. E.; REMLEY, P. A. **Interrill soil erosion processes: I. Effect of surface sealing on infiltration, run-off, and soil splash detachment.** *Soil Sci.Soc.Am.J.*, v. 51, n. 11005, p. 1566–1571, 1987.
- BREN, L. J. **Aspects of the geometry of riparian buffer strips and its significance to forestry operations.** *Forest Ecology and Management*, v. 75, n. 1–3, p. 1–10, 1995.
- BUSACCA, A.; COOK, C.; MULLA, D. **Comparing Landscale-Scale Estimation of Erosion in the Palouse Using Cs-137 and Rusle.** *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 49, n. 1, p. 5, 1994.
- CAO, K. et al. **Spatial multi-objective land use optimization: Extensions to the non-dominated sorting genetic algorithm-II.** *International Journal of Geographical Information Science*, v. 25, n. 12, p. 1949–1969, 2011.
- CORRELL, D. L. **Principles of planning and establishment of buffer zones.** *Ecological Engineering*, v. 24, n. 5 SPEC. ISS., p. 433–439, 2005.

- DELONG, C.; CRUSE, R.; WIENER, J. **The soil degradation paradox: Compromising our resources when we need them the most.** Sustainability (Switzerland), v. 7, n. 1, p. 866–879, 2015.
- DESMET, P.; GOVERS, G. **A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units.** Journal of Soil and Water Conservation, v. 51, n. 5, p. 427–433, 1996.
- DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. **Comparison of routing algorithms for digital elevation models and their implications for predicting ephemeral gullies.** International Journal of Geographical Information Systems, v. 10, n. 3, p. 311–331, 1996.
- DOSSKEY, M. G. **Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land.** Environmental Management, v. 28, n. 5, p. 577–598, 2001.
- FENNESSY, M. S.; CRONK, J. K. **The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate.** Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 27, n. 4, p. 285–317, 1997.
- FFOLIOTT, P. F., BROOKS, K. N., NEARY, D. G., TAPIA, R. P., & GARCIA-CHEVESICH, P. **Soil Erosion and Sediment Production on Watershed Landscapes: Processes and Control.** UNESCO Special Technical Publication No. 32. Montevideo, Uruguay: UNESCO, International Hydrological Programme, Regional Office for Science for Latin American and the Caribbean. 73 p., 2013.
- FINLAYSON, D. P.; MONTGOMERY, D. R. **Modeling large-scale fluvial erosion in geographic information systems.** Geomorphology, v. 53, n. 1–2, p. 147–164, 2003.
- FOGEL, D. B. **The Advantages of Evolutionary Computation.** Bce., n. 1995, p. 1–11., 1997.
- FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; ... & HELKOWSKI, J. H. **Global Consequences of Land Use.** Science, v. 8, n. July, p. 570–574, 2005.
- Fuchs, R.; Herold, M.; Verburg, P. H.; Clevers, J. G.; Eberle, J. **Gross changes in reconstructions of historic land cover/use for Europe between 1900 and 2010.** Global Change Biology, v. 21, n. 1, p. 299–313, 2015.
- Gao, Q.; Kang, M.; Xu, H.; Jiang, Y.; Yang, J. **Optimization of land use structure and spatial pattern for the semi-arid loess: Hilly-gully region in China.** Catena, v.

81, n. 3, p. 196–202, 2010.

GOLDBERG, D. E.; HOLLAND, J. H. **Genetic Algorithms and Machine Learning**. Machine Learning, v. 3, n. 2, p. 95–99, 1988.

GOLDEN, L. A.; SPRINGER, G. S. **Channel geometry, median grain size, and stream power in small mountain streams**. Geomorphology, v. 78, n. 1–2, p. 64–76, 2006.

HAWES, E.; SMITH, M. **Riparian Buffer Zones: Functions and Recommended Widths**. Yale School of Forestry and Environmental Studies, n. April, p. 15 pp., 2005.

HAYCOCK, N.; MUSCUTT, A. **Landscape management strategies for the control of diffuse pollution**. Landscape and Urban Planning, v. 31, n. 1–3, p. 313–321, 1995.

HOLLAND, J. H. **Genetic algorithms**. Scientific american, v. 267, n. 1, p. 66–73, 1992.

JENSEN, M. E. **Applicability of the Universal Soil Loss Equation for Southeastern Idaho Wildlands**. Great Basin Naturalist, v. 43, n. 4, p. 579–584, 1983.

JENSON, S. K.; DOMINGUE, J. O. **Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis**. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, v. 54, n. 11, p. 1593–1600, 1988.

JONES, E. D. **Quantifying soil erosion and sediment transport In drainage basins; some observations on the use of 137 Cs**. Variability in Stream Erosion and Sediment Transport IAHS Publ. no. 224, n. 224, p. 55–64, 1994.

KAINI, P.; ARTITA, K.; NICKLOW, J. W. **Optimizing Structural Best Management Practices Using SWAT and Genetic Algorithm to Improve Water Quality Goals**. Water Resources Management, v. 26, n. 7, p. 1827–1845, 2012.

KALCIC, M. M.; FRANKENBERGER, J.; CHAUBEY, I. **Spatial Optimization of Six Conservation Practices Using Swat in Tile-Drained Agricultural Watersheds**. Journal of the American Water Resources Association, v. 51, n. 4, p. 956–972, 2015.

KENWICK, R. A.; SHAMMIN, M. R.; SULLIVAN, W. C. **Preferences for riparian buffers**. Landscape and Urban Planning, v. 91, n. 2, p. 88–96, 2009.

KHATAVKAR, P.; MAYS, L. W. **Optimization Models for the Design of Vegetative Filter Strips for Stormwater Runoff and Sediment Control**. Water Resources Management, v. 31, n. 9, p. 2545–2560, 2017.

KHANNA, M.; YANG, W.; FARNSWORTH, R.; ÖNAL, H. **Cost-effective targeting of land retirement to improve water quality with endogenous sediment deposition coefficients**. American Journal of Agricultural Economics, v. 85, n. August, p. 538–

553, 2003.

KUGLEROVÁ, L.; ÅGREN, A.; JANSSON, R.; LAUDON, H. **Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management.** *Forest Ecology and Management*, v. 334, p. 74–84, 2014.

LAL, R.; UPHOFF, N.; HANSEN, D. O. **Food Security and Environmental quality in the Developing World.** CRC Press, 2016.

LAWLER, J. J.; LEWIS, D. J.; NELSON, E.; PLANTINGA, A. J.; POLASKY, S.; WITHEY, J. C.; ... & RADELOFF, V. C. **Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 111, n. 20, p. 7492–7497, 2014.

Lazzari, M.; Gioia, D.; Piccarreta, M.; Danese, M.; Lanorte, A. **Sediment yield and erosion rate estimation in the mountain catchments of the Camastra artificial reservoir (Southern Italy): A comparison between different empirical methods.** *Catena*, v. 127, p. 323–339, 2015.

LEE, J. G.; SELVAKUMAR, A.; ALVI, K.; RIVERSON, J.; ZHEN, J. X.; SHOEMAKER, L.; LAI, F. H. **A watershed-scale design optimization model for stormwater best management practices.** *Environmental Modelling and Software*, v. 37, p. 6–18, 2012.

LIGMANN-ZIELINSKA, A.; CHURCH, R.; JANKOWSKI, P. **Spatial optimization as a generative technique for sustainable multiobjective land-use allocation.** *International Journal of Geographical Information Science*, v. 22, n. 6, p. 601–622, 2008.

LIU, J.; LIU, S.; TIESZEN, L. L.; CHEN, M. **Estimating soil erosion using the USPED model and consecutive remotely sensed land cover observations.** In: *Proceedings of the 2007 summer computer simulation conference.* Society for Computer Simulation International, p. 16., 2007.

MANDER, Ü.; KUUSEMETS, V.; LÕHMUS, K.; MAURING, T. **Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments.** *Ecological Engineering*, v. 8, n. 4, p. 299–324, 1997.

MANNIGEL, A. R.; DE PASSOS, M.; MORETI, D.; DA ROSA MEDEIROS, L. **Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo.** *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 24, n. 1990, p. 1335, 2008.

MARINGANTI, C.; CHAUBEY, I.; ARABI, M.; ENGEL, B. **Application of a multi-**

objective optimization method to provide least cost alternatives for NPS pollution control. *Environmental Management*, v. 48, n. 3, p. 448–461, 2011.

MARINGANTI, C.; CHAUBEY, I.; POPP, J. **Development of a multiobjective optimization tool for the selection and placement of best management practices for nonpoint source pollution control.** *Water Resources Research*, v. 45, n. 6, 2009.

MCCONNELL, M.; BURGER, L. W. **Precision conservation: A geospatial decision support tool for optimizing conservation and profitability in agricultural landscapes.** *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 66, n. 6, p. 347–354, 2011.

McKergow, L. A.; Weaver, D. M.; Prosser, I. P.; Grayson, R. B.; Reed, A. E. **Before and after riparian management: Sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia.** *Journal of Hydrology*, v. 270, n. 3–4, p. 253–272, 2003.

MEKONNEN, M.; KEESSTRA, S. D.; STROOSNIJDER, L.; BAARTMAN, J. E.; MAROULIS, J. **Soil conservation through sediment trapping: A review.** *Land Degradation and Development*, v. 556, n. September 2014, p. 544–556, 2014.

MITAS, L.; MITASOVA, H. **Distributed soil erosion simulation for effective erosion prevention.** *Water Resources Research*, v. 34, n. 3, p. 505–516, 1998.

MITASOVA, H. et al. **Modelling spatially and temporally distributed phenomena: new methods and tools for GRASS GIS.** *International journal of geographical information systems*, v. 9, n. 4, p. 433–446, 1995.

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, 1996a.

MITASOVA, H.; MITAS, L.; BROWN, W. M.; JOHNSTON, D. **Multidimensional soil erosion/deposition modelling. Part III: Process based erosion simulation.** Report for USA CERL. University of Illinois, Urbana-Champaign, IL., 1996b.

MITASOVA, H.; BARTON, M.; ULLAH, I.; HOFIERKA, J.; HARMON, R. S. **GIS-Based Soil Erosion Modeling.** In *Treatise on Geomorphology*. Elsevier Inc., 2013

MITASOVA, H.; BROWN, W. M.; JOHNSTON, D.; MITAS, L. **GIS tools for erosion/deposition modelling and multidimensional visualization. Part III: Process based erosion simulation.** Geographic Modelling and Systems Laboratory, University of Illinois, 1996.

MOMM, H. G.; BINGNER, R. L.; YUAN, Y.; LOCKE, M. A.; WELLS, R. R. **Spatial**

Characterization of Riparian Buffer Effects on Sediment Loads from Watershed Systems. *Journal of Environmental Quality*, v. 43, p. 1736–1753, 2014.

MOORE, I. D.; BURCH, G. J. **Modelling erosion and deposition: topographic effects.** *Transactions of the ASAE*, v. 29, n. 6, p. 1624–1630, 1986.

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.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation.** John Wiley & Sons, 2009.

NEARING, M. A. et al. **Soil erosion by surface water flow on a stony, semiarid hillslope.** *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 24, n. 8, p. 677–686, 1999.

NEARING, M. A.; NORTON, L. D.; BULGAKOV, D. A.; LARIONOV, G. A.; WEST, L. T.; DONTSOVA, K. M. **Hydraulics and erosion in eroding rills.** *Water Resources Research*, v. 33, n. 4, p. 865–876, 1997.

NUNES, A. N.; DE ALMEIDA, A. C.; COELHO, C. O. A. **Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal.** *Applied Geography*, v. 31, n. 2, p. 687–699, 2011.

OLIVER, M. A.; GREGORY, P. J. **Soil, food security and human health: A review.** *European Journal of Soil Science*, v. 66, n. 2, p. 257–276, 2015.

OLLEY, J.; BURTON, J.; HERMOSO, V.; SMOLDERS, K.; MCMAHON, J.; THOMSON, B.; WATKINSON, A. **Remnant riparian vegetation, sediment and nutrient loads, and river rehabilitation in subtropical Australia.** *Hydrological Processes*, v. 29, n. 10, p. 2290–2300, 2015.

PACHECO, F. A. L.; SANCHES FERNANDES, L. F. **Environmental land use conflicts in catchments: A major cause of amplified nitrate in river water.** *Science of the Total Environment*, v. 548–549, p. 173–188, 2016.

PANAGOPOULOS, Y.; MAKROPOULOS, C.; MIMIKOU, M. **Multi-objective optimization for diffuse pollution control at zero cost.** *Soil Use and Management*, v. 29, n. SUPPL.1, p. 83–93, 2013.

PARKYN, S. **Review of riparian buffer zone effectiveness.** Wellington, New Zealand: Ministry of Agriculture and Forestry, 2004.

PELACANI, S.; MÄRKER, M.; RODOLFI, G. **Simulation of soil erosion and deposition in a changing land use: A modelling approach to implement the support practice factor.** *Geomorphology*, v. 99, n. 1–4, p. 329–340, 2008.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.;

MCNAIR, M.; ...; BLAIR, R. **Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits** *Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits*. Science, v. 267, n. 38, p. 1117–1123, 1995.

PIMENTEL, D. **Soil erosion: A food and environmental threat**. Environment, Development and Sustainability, v. 8, n. 1, p. 119–137, 2006.

PISTOCCHI, A.; CASSANI, G.; ZANI, O. **Use of the USPED model for mapping soil erosion and managing best land conservation practices**. Proceedings of the First Biennial Meeting of the International Environmental Modelling and Software Society on Integrated Assessment and Decision Support, v. 3, p. 163–168, 2002.

QI, H.; ALTINAKAR, M. S. **Vegetation Buffer Strips Design Using an Optimization Approach for Non-Point Source Pollutant Control of an Agricultural Watershed**. Water Resources Management, v. 25, n. 2, p. 565–578, 2011.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington, DC: United States Department of Agriculture, 1997.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; PORTER, J. P. **RUSLE: Revised universal soil loss equation**. Journal of Soil and Water Conservation, v. 46, n. 1, p. 30–33, 1991.

SAAVEDRA, C. **Estimating spatial patterns of soil erosion and deposition of the Andean region using geo-information techniques: a case study in Cochabamba, Bolivia**. 2005.

SARMA, B.; SARMA, A. K.; MAHANTA, C.; SINGH, V. P. **Optimal Ecological Management Practices for Controlling Sediment Yield and Peak Discharge from Hilly Urban Areas**. Journal of Hydrologic Engineering, v. 20, n. 10, p. 4015005, 2015.

SCRUCCA, L. **GA: A Package for Genetic Algorithms in R**. Journal of Statistical Software, v. 53, n. 4, p. 1–37, 2013.

WENGER, S. **A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation**. 1999.

SHEN, H.; ZHENG, F.; WEN, L.; HAN, Y.; HU, W. **Impacts of rainfall intensity and slope gradient on rill erosion processes at loessial hillslope**. Soil and Tillage Research, v. 155, p. 429–436, 2016.

SINGER, M. J.; LE BISSONNAIS, Y. **Importance of surface sealing in the erosion of some soils from a Mediterranean climate**. Geomorphology, v. 24, n. 1, p. 79–85,

1998.

SOBRAL, A. C.; PEIXOTO, A. S. P.; NASCIMENTO, V. F.; RODGERS, J.; DA SILVA, A. M. **Natural and anthropogenic influence on soil erosion in a rural watershed in the Brazilian southeastern region.** *Regional Environmental Change*, v. 15, n. 4, p. 709–720, 2015.

SPAROVEK, G.; RANIERI, S. B. L.; GASSNER, A.; DE MARIA, I. C.; SCHNUG, E.; DOS SANTOS, R. F.; JOUBERT, A. **A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests.** *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 90, n. 2, p. 169–175, 2002.

STEWART, T. J.; JANSSEN, R.; VAN HERWIJNEN, M. **A genetic algorithm approach to multiobjective land use planning.** *Computers and Operations Research*, v. 31, n. 14, p. 2293–2313, 2004.

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

TARBOTON, D. G.; BAKER, M. E. **Towards an Algebra for Terrain-Based Flow Analysis.** *Representing, Modeling and Visualizing the Natural Environment: Innovations in GIS 13*, p. 1–28, 2008.

TARBOTON, D. G.; BAKER, M. E. **Terrain-Based Flow Analysis.** 2009.

TOMER, M. D.; DOSSKEY, M. G.; BURKART, M. R.; JAMES, D. E.; HELMERS, M. J.; EISENHAUER, D. E. **Placement of riparian forest buffers to improve water quality.** *North American Agroforestry Conference*, p. 1–11, 2005.

TOMER, M. D.; BOOMER, K. M. B.; PORTER, S. A.; GELDER, B. K.; JAMES, D. E.; MCLELLAN, E. **Agricultural conservation planning framework: 2. Classification of riparian buffer design types with application to assess and map stream corridors.** *Journal of Environmental Quality*, v. 44, n. 3, p. 768–79, 2015.

VALERA, C. A.; JUNIOR, R. V.; VARANDAS, S. G. P.; FERNANDES, L. S.; PACHECO, F. A. L. **The role of environmental land use conflicts in soil fertility: A study on the Uberaba River basin, Brazil.** *Science of the Total Environment*, v. 562, p. 463–473, 2016.

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.

VOUGHT, L. B. M.; 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, p. 323–331, 1995.

WARREN, S. D.; MITASOVA, H.; HOHMANN, M. G.; LANDSBERGER, S.; ISKANDER, F. Y.; RUZYCKI, T. S.; SENSEMAN, G. M. **Validation of a 3-D enhancement of the Universal Soil Loss Equation for prediction of soil erosion and sediment deposition.** Catena, v. 64, n. 2–3, p. 281–296, 2005.

WEILL, M. A. M.; SPAROVEK, G. **Estimativa da erosão do solo e a avaliação do seu impacto na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP) através do Índice de Tempo de Vida.** Rev Bras Cienc Solo, v. 32, p. 815-24, 2008.

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.** Washington DC: Agricultural Research Service, US Department of Agriculture, 1965.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses.** Agriculture handbook no. 537, n. 537, p. 285–291, 1978. USDA agricultural research services handbook, v. 537, 1978.

YANG, G.; BEST, E. P. H. **Spatial optimization of watershed management practices for nitrogen load reduction using a modeling-optimization framework.** Journal of Environmental Management, v. 161, p. 252–260, 2015.

ZHANG, X.; LIU, X.; ZHANG, M.; DAHLGREN, R. A.; EITZEL, M. **A Review of Vegetated Buffers and a Meta-analysis of Their Mitigation Efficacy in Reducing Nonpoint Source Pollution.** Journal of Environment Quality, v. 39, n. 1, p. 76, 2010.