

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS FLORESTAIS E DA MADEIRA

IULO PESSOTTI MORO

APLICAÇÃO DE MODELO PARA DETERMINAÇÃO DA LARGURA DE
FAIXAS DE VEGETAÇÃO NO ENTORNO DE CURSOS D'ÁGUA:
ESTUDO DA MICROBACIA DO CÓRREGO DA BRISA, EM ALEGRE –
ES

JERÔNIMO MONTEIRO
ESPÍRITO SANTO

2018

IULO PESSOTTI MORO

APLICAÇÃO DE MODELO PARA DETERMINAÇÃO DA LARGURA DE
FAIXAS DE VEGETAÇÃO NO ENTORNO DE CURSOS D'ÁGUA:
ESTUDO DA MICROBACIA DO CÓRREGO DA BRISA, EM ALEGRE –
ES

Monografia apresentada ao Departamento de Engenharia Florestal e da Madeira da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Engenheiro Florestal. Sob orientação do professor Dr. Roberto Avelino Cecílio.

JERÔNIMO MONTEIRO

ESPÍRITO SANTO

2018

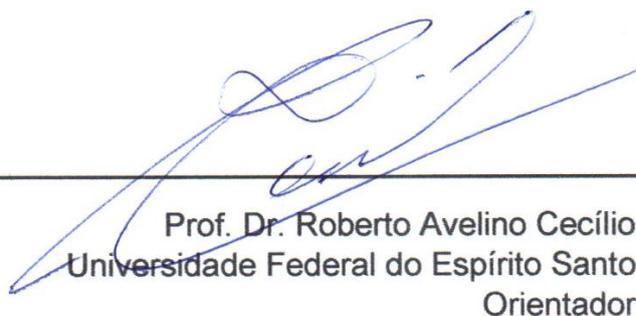
IULO PESSOTTI MORO

APLICAÇÃO DE MODELO PARA DETERMINAÇÃO DA LARGURA DE
FAIXAS DE VEGETAÇÃO NO ENTORNO DE CURSOS D'ÁGUA:
ESTUDO DA MICROBACIA DO CÓRREGO DA BRISA, EM ALEGRE –
ES

Monografia apresentada ao Departamento de Ciências Florestais e da Madeira da
Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título
de Engenheiro Florestal

Aprovada em 29 de novembro de 2018

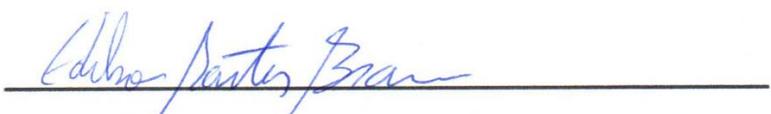
COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientador



Eng. Florestal Rita de Cássia Freire Carvalho
Universidade Federal do Espírito Santo
Examinador



Eng. Sanitarista e Ambiental Edilson Sarter Braum
Universidade Federal do Espírito Santo
Examinador

“Olha!
Entre um pingo e outro
A chuva não molha”

Millôr Fernandes

AGRADECIMENTOS

Aos meus avós, Hermindo Moro e Antônia Casagrande Moro, *in memoriam*, por terem sido os pilares da nossa família.

Ao meu pai, José Adelson Moro, pelo amor incondicional e por ter sempre me apoiado, mostrando ser um poço sem fundo de paciência.

A minha irmã e ao meu irmão, Nabila e Norton pelo companheirismo e cumplicidade em muitos momentos.

A minha parceira de vida, Adriana Cristina Grazziotti, que sempre acreditou e viu o melhor em mim.

A todos da minha família que de alguma forma me apoiaram.

À Universidade Federal do Espírito Santo e a todos os professores que participaram da minha formação, por me fornecerem as condições acadêmicas necessárias para a realização deste trabalho.

Em especial ao professor Roberto Avelino Cecílio, pela orientação, compromisso, dedicação, sem contar as valiosas contribuições para o trabalho.

Aos servidores da UFES campus Alegre, que se dedicam diariamente para o crescimento da UFES.

A Deus, ao Universo e tudo mais!

RESUMO

É sabido que as áreas de preservação permanente (APP), marginais aos cursos d'água, têm um importante papel no controle da erosão hídrica, reduzindo as cargas de sedimentos que chegam até o leito dos rios e conseqüentemente melhora na qualidade da água. No entanto, estudos técnicos e científicos que objetivam dimensionar essas áreas de forma benéfica às pessoas e ao ecossistema ainda são pouco explorados. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo aplicar uma metodologia baseada em modelos de regressão e técnicas de geoprocessamento, afim de identificar as áreas onde a vegetação ripária é necessária e dimensioná-las, visando reduzir a quantidade de sedimentos que chegam aos cursos d'água. A área de estudo foi a sub-bacia do córrego da Brisa, afluente do rio Itapemirim, localizada no município de Alegre – ES. Os resultados mostram que as larguras requeridas de um delineamento de faixas de vegetação variável respondem dinamicamente às mudanças das condições de declividade do terreno e de acordo com o uso e ocupação do solo para o local de estudo.

Palavras-chave: Zona ripária; mata ciliar; erosão hídrica; geoprocessamento.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
1. INTRODUÇÃO	10
1.1. Objetivo	11
1.1.1. Objetivo geral	11
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	12
2.1. A microbacia hidrográfica como objeto de estudo	12
2.2. escoamento superficial e erosão hídrica	12
2.3. Zona ripária	14
3. METODOLOGIA	16
3.1. Descrição da área de estudo.....	16
3.2. Aquisição dos dados	18
3.3. Modelagem empírica de faixas de vegetação pelo método Aslan (2009)	21
3.3.1. Desenvolvimento dos modelos empíricos.....	21
3.3.2. Procedimento para aplicação das equações em ambiente SIG	26
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
4.1. Cálculo do parâmetro <i>alfa</i>	28
4.2. Cálculo da velocidade do escoamento superficial	28
4.3. Cálculo do parâmetro <i>Beta</i>.....	29
4.4. Cálculo da largura preliminar das faixas de vegetação (L)	30
4.5. Cálculo do incremento de cada <i>pixel</i> da faixa de vegetação	31
4.6. Delineamento final das faixas de vegetação	33
4.7. Confronto entre as faixas de vegetação de área variável com APP de largura fixa	34
5. CONCLUSÃO	36
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização do uso e cobertura do solo e suas respectivas áreas ocupadas.....	17
Tabela 2 – Diferentes coeficientes de Manning para cada tipo de uso e ocupação do solo.....	18

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Efeito da rugosidade superficial e inclinação do terreno no armazenamento do excesso de água da chuva.....	13
Figura 2 – Localização da sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa.....	16
Figura 3 – Classes de declividade para a sub-bacia do córrego da Brisa.....	17
Figura 4 – Modelo digital do terreno (MDT) da sub-bacia do córrego da Brisa.....	19
Figura 5 – Uso e cobertura do solo para a sub-bacia do córrego da Brisa.....	19
Figura 6 – Coeficientes de Manning para cada tipo de uso do solo para a sub-bacia do córrego da Brisa.....	20
Figura 7 – Hidrografia da sub-bacia do córrego da Brisa.....	20
Figura 8 – Separação da determinação da largura da faixa de vegetação do nomograma em duas partes.....	22
Figura 9 – Curvas com os valores do coeficiente de Manning após o processo de digitalização e georreferenciamento.....	23
Figura 10 – Valores da eficiência de captura de sedimentos resultantes do processo de digitalização e georreferenciamento.....	24
Figura 11 – Utilização da curva adimensional na parte 1 para produzir as equações 1 e 2.....	25
Figura 12 – Utilização da curva adimensional da parte 2 para produzir as equações 3 e 4.....	26
Figura 13 – Camada dos valores de alfa para a sub-bacia do córrego da Brisa.....	28
Figura 14 – Velocidade do escoamento superficial para a sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa.....	29
Figura 15 – Camada de <i>Beta</i> para eficiência de captura de sedimentos, $\lambda=90\%$, para a sub-bacia do córrego da Brisa.....	30
Figura 16 – Largura preliminar das faixas de vegetação para cada <i>pixel</i> individualmente.....	31
Figura 17 – Contribuição de incremento de cada <i>pixel</i> para as faixas de vegetação final para a sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa.....	32
Figura 18 – Camada do acúmulo de fluxo ponderado para a sub-bacia do córrego da Brisa.....	32

Figura 19 – Delineamento final das faixas de vegetação para a sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa.....33

Figura 20 – Faixas de vegetação de área variável *versus* APP de largura fixa para a sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa.....34

1. INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é um problema com escalas globais, e no Brasil, é uma das principais causas de diminuição das áreas agricultáveis causando prejuízos também a outras atividades econômicas. A perda dos horizontes superficiais do solo afeta diretamente a diminuição da sua capacidade produtiva, colocando em risco a sustentabilidade da produção agrícola. A própria atividade agrícola, quando realizada de forma inadequada gera e agrava o problema, por meio do uso de sistemas de produção que não respeitam a capacidade de uso do solo. O desmatamento, expansão urbana e outras atividades antrópicas também são evidentes causadores de erosão (Rodrigues *et al.*, 2015).

As perdas de solo em áreas agrícolas e de pastagens é de cem a mil vezes maior do que aquela que ocorre em ambientes naturais. Ainda, de acordo com o relatório de FAO (2015), os danos causados pela perda de solo são de longa duração ou até mesmo irreparáveis, contribuindo progressivamente para redução da produtividade agrícola.

Uma ferramenta que os estados nacionais dispõem para garantir a qualidade das águas e regulamentar os usos da terra é a legislação ambiental. No Brasil, uma destas leis preconiza a manutenção de uma faixa de preservação de vegetação nativa no entorno de corpos hídricos e em áreas com declividade muito acentuada, locais estes onde a ação erosiva da água sobre o solo é mais intensa.

Localizadas no entorno de cursos d'água, a zona ripária constitui parte importante da bacia hidrográfica, do ponto de vista estético, ecológico, em termos de biodiversidade e hidrológico (Lima, 2008). As matas ciliares, características dessas áreas, servem como zonas de amortecimento, reduzindo a velocidade do escoamento superficial e aumentando a taxa de infiltração de água no solo. Com isso, minimizam os efeitos do escoamento das águas pluviais, que estão associados ao transporte de sedimentos e poluentes, reduzindo as taxas de erosão pela captura de sedimentos provenientes das áreas agrícolas a montante (Richie & Mcarty, 2003). Portanto, a mata ciliar funciona como um "filtro", reduzindo a quantidade de sedimentos que vão parar dentro dos corpos d'água e, dessa forma, reduzindo seu assoreamento e eutrofização.

Conforme verificado por Wang *et al.* (2005), níveis elevados de degradação da mata ciliar ocasionam uma redução na sua capacidade de reter sedimentos. Além desses fatores, a zona ripária faz parte do ecossistema ribeirinho, podendo abrigar um alto índice de biodiversidade, mostrando ser importante não só para os humanos, mas também para as plantas e os animais. Sendo assim, o gerenciamento correto dessas áreas mostra-se necessário ao desenvolvimento sustentável gerando uma relação harmoniosa entre os seres humanos e a natureza.

O dimensionamento das áreas de mata ciliar é geralmente baseado em informações subjetivas, levando em consideração apenas os aspectos legais. O modelo proposto por Aslan (2009) para dimensionamento de áreas de preservação

ao longo dos cursos d'água considera os aspectos físicos do terreno, norteando tomadas de decisão com base em parâmetros mensuráveis.

A sub-bacia do córrego da Brisa, afluente do rio Itapemirim, localiza-se no município de Alegre – ES. Em sua maior porção é destinada à pecuária leiteira, com cultivo predominante de pastagens, cafeicultura e povoamentos de eucalipto, possui poucas áreas com floresta natural e escassez de mata ciliar ao longo do córrego. Sendo, dessa forma, uma sub-bacia hidrográfica representativa das demais sub-bacias da região, pois a atividade agropecuária representa 26,6% do PIB do município (ALEGRE, 2013).

Considera-se imprescindível, para o estabelecimento de técnicas de conservação dessa bacia, a identificar onde estão localizadas as zonas ripárias e estimar parâmetros que possam servir como base para determinar a largura necessária da vegetação ciliar. Desta forma, pode-se atuar a fim de reduzir a quantidade de sedimentos transportados para o leito do rio, fomentando políticas públicas de implantação de projetos de conservação do solo e dos recursos hídricos, ou a interesse do próprio produtor rural.

1.1. Objetivo

1.1.1. Objetivo geral

Aplicar um método para determinar a largura da faixa de vegetação marginal a cursos d'água necessária para reduzir as perdas de sedimentos na bacia hidrográfica do córrego da Brisa.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. A microbacia hidrográfica como objeto de estudo

O modelo de gestão de recursos hídricos instituído pela lei 9.433 de 08 de janeiro de 1997 considera a bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, tendo como um dos objetivos a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais (BRASIL, 1997), em uma perspectiva descentralizada, que conta com a participação do poder público, dos usuários e das comunidades.

Brooks *et al.* (2003) definem a bacia hidrográfica como uma unidade fundamental para o planejamento do uso sustentável dos recursos naturais, principalmente a água, de forma integrada, com propósito de atender as demandas da crescente população mundial e garantir recursos para as próximas gerações.

Do ponto de vista hidrológico Tucci (2004) sugere que, a bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída; compõe-se basicamente de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos d'água que confluem até resultar um leito único no exutório.

A delimitação da bacia hidrográfica a ser utilizada depende do problema a ser solucionado, por exemplo, pode ser delimitada a totalidade da bacia do rio Amazonas, desde as suas cabeceiras mais distantes na cordilheira andina até seu exutório do Oceano Atlântico, ou podem ser delimitadas sub-bacias menores dependendo da necessidade do problema a ser abordado, portanto o tamanho ideal da bacia hidrográfica é aquele que incorpora toda problemática de interesse (PORTO e PORTO, 2008).

Ainda, segundo os autores supracitados, é dentro do território definido como bacia hidrográfica que se desenvolvem as atividades humanas, todas as áreas urbanas, industriais, agrícolas ou de preservação fazem parte de alguma bacia hidrográfica. Pode-se dizer que, no seu exutório, estarão representados todos os processos que fazem parte do seu sistema. O que ali ocorre é consequência das formas de ocupação do território e da utilização das águas que para ali convergem.

2.2. Escoamento superficial e erosão hídrica

Sempre que a taxa de precipitação de água excede a taxa de infiltração do solo, a água livre, chamada excesso de água superficial, tende a se acumular sobre a superfície do solo, onde a superfície não é perfeitamente lisa, o excesso de água se acumula em depressões, formando poças (figura 1). O volume total de água assim retido, por unidade de área, é chamado de capacidade de armazenamento superficial.

Depende das irregularidades geométricas da superfície, assim como da inclinação do terreno. Somente quando o armazenamento de superfície é preenchido e as poças começam a transbordar, o escoamento real se inicia. O termo escoamento superficial representa, dessa forma, a porção do suprimento de água na superfície que não é nem absorvida pelo solo nem se acumula em sua superfície, mas que se desloca no sentido da declividade do terreno (HILLEL, 1998).

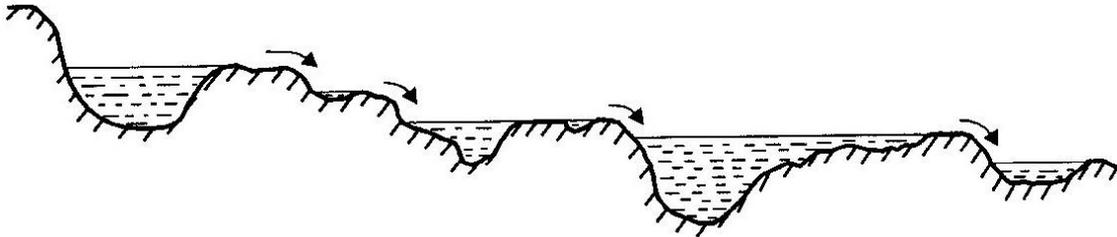


Figura 1 – Efeito da rugosidade superficial e inclinação do terreno no armazenamento do excesso de água da chuva

Fonte: Hillel (1998).

O escoamento superficial começa tipicamente na forma de fluxo laminar, mas à medida que acelera e ganha poder erosivo, ele eventualmente limpa a superfície do solo criando pequenos canais. A água corrente tende a aprofundar e alargar esses canais, que geralmente formam um padrão semelhante a uma árvore de ramos convergentes com numerosas confluências que levam a fluxos cada vez maiores (HILLEL, 1998).

Conforme Eagleson (1970), existem vários tipos de geometrias de canais e tipos de fluxo. É provável que o escoamento laminar seja o tipo primário no escoamento superficial, podendo ocorrer em pequenas áreas naturais ou em campos com relevo pouco declivoso. O próximo tipo é encontrado quando se formam pequenos canais ao longo do terreno, chamados de sulcos, que reúnem o fluxo do escoamento de maneira contínua ao longo de seu comprimento. À medida que esses pequenos sulcos se juntam, formam grandes valas no terreno, chamadas voçorocas, onde a concentração do fluxo da enxurrada é maior.

A ocorrência do escoamento superficial, combinada com o impacto das gotas de chuva na superfície do solo implicam no processo de erosão hídrica do solo causando a desagregação das partículas, geralmente ocorrem sob o impacto das gotas de chuva ou pela ação da água corrente sobre a superfície do solo (MORIN *et al.*, 1981). À medida que desce, esse fluxo carrega as partículas em suspensão. Quando a água do escoamento superficial desacelera, ocorre a sedimentação dessas partículas, depositando sua carga suspensa, conhecida como sedimento fluvial.

Até certo ponto, o processo de erosão é uma parte inevitável do ciclo geológico natural pelo qual as áreas de terra são alternadamente levantadas por forças tectônicas e, em seguida, gradualmente desgastadas pela chuva e pelo vento. No entanto, a lenta taxa de erosão geológica é fortemente acelerada pela atividade humana, especialmente pela prática da agricultura (HILLEL, 1998).

Fundamentalmente, a agricultura consiste em remover a vegetação natural de uma área e introduzir em seu lugar uma seleção de plantas domesticadas e

especializadas. O próprio ato de erradicar a vegetação nativa, expor e pulverizar o solo de modo a torná-lo receptivo às plantações torna-o muito mais vulnerável à erosão (FREEZE, 1980).

A camada superior do solo é a mais vulnerável, onde geralmente ocorre o horizonte mais fértil, sendo a mais rica em nutrientes liberados pela decomposição de resíduos vegetais e animais. A perda de solo superficial exige que os agricultores utilizem progressivamente maiores quantidades de fertilizantes químicos para compensar a fertilidade natural reduzida e o aumento da aplicação dessas substâncias químicas aumenta o risco de poluição de águas subterrâneas e das águas superficiais (HILLEL, 1998).

2.3. Zona ripária

Do ponto de vista da hidrologia florestal, as matas ciliares ocupam as áreas mais dinâmicas da paisagem, tanto em termos hidrológicos, como ecológicos e geomórficos. Essas áreas são denominadas de zonas ripárias (ELMORE e BESCHTA, 1987).

A zona ripária prolonga-se ao longo do curso d'água, porém os seus limites não são bem definidos. Teoricamente, os limites laterais se estenderiam até o alcance da planície de inundação. Contudo, os leitos dos cursos d'água variam continuamente ao longo do tempo, devido a processos físicos e intervalos de cheias e secas anuais ou até mesmo fenômenos mais intensos de enchentes decenais e seculares, portanto é necessário considerar o padrão temporal de variação da zona ripária (GREGORY *et al.*, 1991).

Tem-se verificado que a restauração da vegetação ciliar proporciona um aumento da capacidade de armazenamento de água na bacia hidrográfica onde compreende a zona ripária, contribuindo para o aumento da vazão na estação seca do ano (ELMORE e BESCHTA, 1987). Portanto, locais onde apresentam a vegetação ciliar preservada demonstram vazões mais constantes ao longo do ano, sofrendo menos interferência das secas.

No que diz respeito a qualidade da água, a vegetação ripária exerce um importante papel de filtro de sedimentos, produzidos a montante, nas áreas agricultadas, que são transportados através do escoamento superficial para a calha do rio.

Karr e Schlosser (1978), através da análise de seis microbacias agrícolas contendo diferentes níveis de mata ciliar, demonstraram que a presença delas em áreas intensamente cultivadas é responsável por menores concentrações de sedimentos no deflúvio.

Lee, Isenhardt e Schultz (2003), verificaram que a vegetação ripária reduz o escoamento superficial e a carga de sedimentos e nutrientes que chegam a calha do rio vindos dos campos de cultivo. Também concluíram que os tamanhos das partículas

dos sedimentos, largura da vegetação ciliar e volume do escoamento superficial influenciam diretamente na eficiência de captura de sedimentos pela vegetação ciliar.

Por outro lado, uma situação que merece ser discutida sobre a vegetação ciliar, segundo Valente e Gomes (2005), é que quando presente na área, pode ocorrer uma diminuição na produção de água, devido ao aumento da transpiração no período diurno, ocasionando queda da vazão à tarde, com o mínimo ocorrendo em torno das 16 horas, pois nessas áreas com lençóis a baixa profundidade e com muita disponibilidade de água para as plantas gera um grande consumo de água. Contudo, os autores supracitados salientam que é necessária uma análise mais aprofundada do que se espera com essa vegetação, pois os benefícios proporcionados pela floresta são inúmeros.

A qualidade da água do deflúvio é o resultado de uma das funções desempenhadas pela vegetação ciliar na hidrologia da microbacia hidrográfica. A vegetação ciliar geralmente ocupa as áreas mais sensíveis da bacia, como as margens da rede hidrográfica, áreas saturadas e ao redor de nascentes. A sua presença contribui tanto para mitigar a ocorrência de escoamento superficial, um dos principais agentes causadores da erosão e arraste de sedimentos e de nutrientes para os cursos d'água, quanto para cumprir seu papel de filtragem superficial e subsuperficial da água que flui para os canais (KUNKLE, 1974 citado por ZAKIA, 1998). Contudo, somente a presença da vegetação ciliar não é suficiente para sanar todos os problemas de poluição decorrentes da atividade agrícola, outras medidas complementares de manejo do solo devem ser implantadas, afim de diminuir a degradação acelerada do solo (ZAKIA, 1998).

3. METODOLOGIA

3.1. Descrição da área de estudo

A área de estudo corresponde à sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa, afluente do rio Itapemirim, município de Alegre, estado do Espírito Santo (figura 2), entre as coordenadas 41°29'10" e 41°30'40" de longitude Oeste e 20°44'05" e 20°45'12" de latitude Sul.

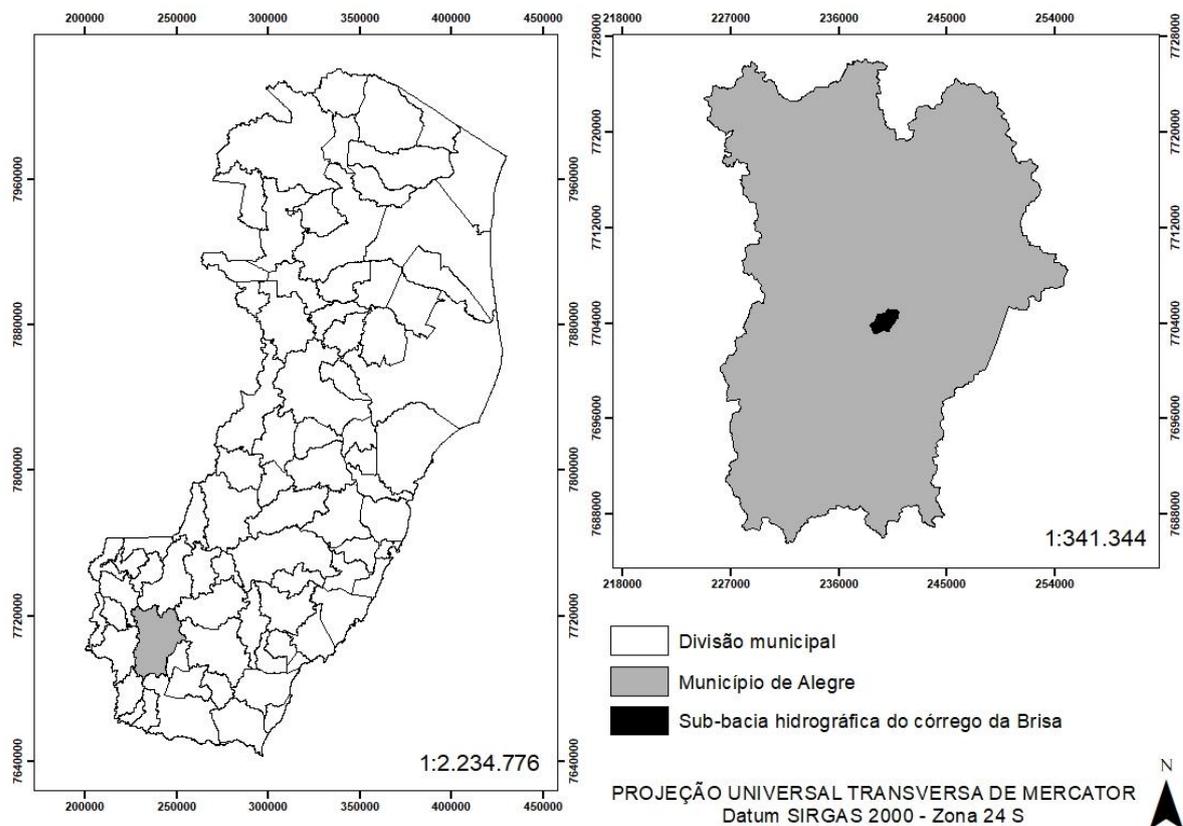


Figura 2 – Localização da sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa

Fonte: o autor.

O relevo da área de estudo varia de forte-ondulado a forte-montanhoso, conforme mostra a figura 3. O solo predominante é o Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico típico (Cunha *et al.*, 2016).

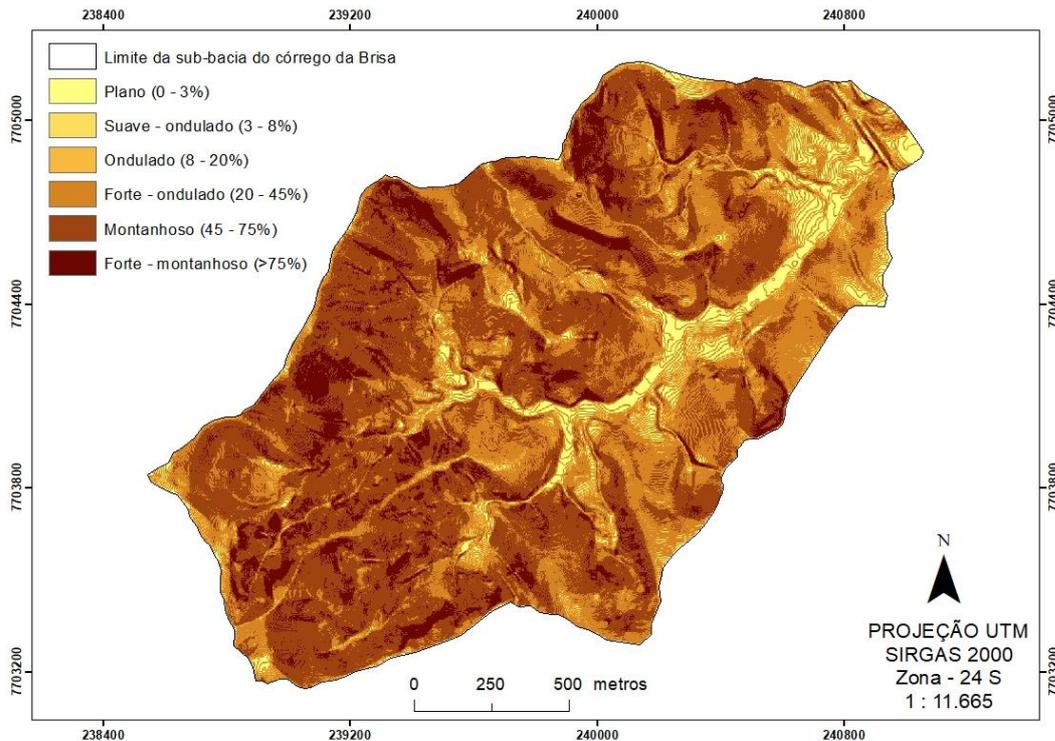


Figura 3 – Classes de declividade para a sub-bacia do córrego da Brisa
Fonte: o autor.

O clima da região enquadra-se no tipo Cwa (subtropical úmido com inverno seco e verão quente) de acordo com a classificação de Köppen (Alvares *et al.*, 2013). A temperatura média anual gira em torno de 22,2°C. A pluviosidade média anual encontra-se em 1200 mm (INMET, 2018).

A sub-bacia do córrego da Brisa em sua maior porção é utilizada para produção de gado com cultivo predominante de pastagem (Tabela 1), possuindo uma área total de 292,10 hectares.

Tabela 1 – Caracterização do uso e cobertura do solo e suas respectivas áreas ocupadas

Uso e cobertura do solo	Área (ha)	Área (%)
Pastagem	200,51	68,64
Mata Nativa	34,86	11,93
Mata Nativa em Estágio Inicial de Regeneração	23,30	7,98
Área edificada	10,58	3,62
Reflorestamento - Eucalipto	7,54	2,58
Cultivo Agrícola - Café	7,21	2,47
Macega	6,91	2,37
Cultivo Agrícola - Outros Cultivos Temporários	0,58	0,20
Massa D'Água	0,56	0,19
Afloramento Rochoso	0,03	0,01
Cultivo Agrícola - Outros Cultivos Permanentes	0,02	0,01
Total	292,10	100

Fonte: o autor.

3.2. Aquisição dos dados

A base de dados e as análises foram elaboradas através do Sistema de Informações Geográficas, utilizando o *software* ArcGIS 10.3® (Environmental Systems Research Institute, 2014). O modelo digital do terreno (MDT) no formato *raster* com *pixel* de dois metros, conforme a figura 4, foi obtido por meio do Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo (GEOBASES), assim como os dados de uso e cobertura do solo no formato *shapefile*, originado do mapeamento de 2012-2015 (figura 5) e a hidrografia da sub-bacia do córrego da Brisa (figura 7).

Para realizar a delimitação da bacia as imperfeições contidas no MDT foram corrigidas por meio da ferramenta *Fill sinks* do módulo *Arc Hydro Tools*. Com o MDT corrigido, a bacia foi delimitada de forma automática utilizando as seguintes operações: *Flow direction*, para avaliação da direção de fluxo; *Flow accumulation*, para o cálculo de fluxo acumulado; *Watershed*, para delimitação da bacia. Para transformação de *raster* para polígono utilizou-se a ferramenta *Raster to features*.

Após a delimitação da bacia, utilizou-se a ferramenta *Stream network*, determinando de forma automática a rede hidrográfica, com a ferramenta *Clip* recortou-a das demais, isolando-a como área de interesse.

Para aplicação do método Aslan (2009) são necessários os mapas de declividade (%), coeficiente de Manning e os modelos matemáticos conforme serão mostrados no item 3.3. O mapa de declividade (figura 3) foi obtido através da função *Slope* do *Spatial Analyst Tools*. Já o mapa do coeficiente de Manning (figura 6) foi gerado através da reclassificação do mapa de uso e cobertura do solo de acordo com cada tipo de superfície do terreno e seus respectivos coeficientes (tabela 2).

Tabela 2 – Diferentes coeficientes de Manning para cada tipo de uso e ocupação do solo

Uso e cobertura do solo	Coeficiente de Manning	Fonte
Superfície impermeável	0,011	Engman (1986)
Solo exposto	0,02	Engman (1986)
Cultivo agrícola	0,24	Engman (1986)
Pastagem	0,41	Davis e McCuen (2005)
Macega	0,13	Prakash (2004)
Floresta	0,8	Davis e McCuen (2005)
Massa d'água	0,01	Engman (1986)

Fonte: Aslan (2009).

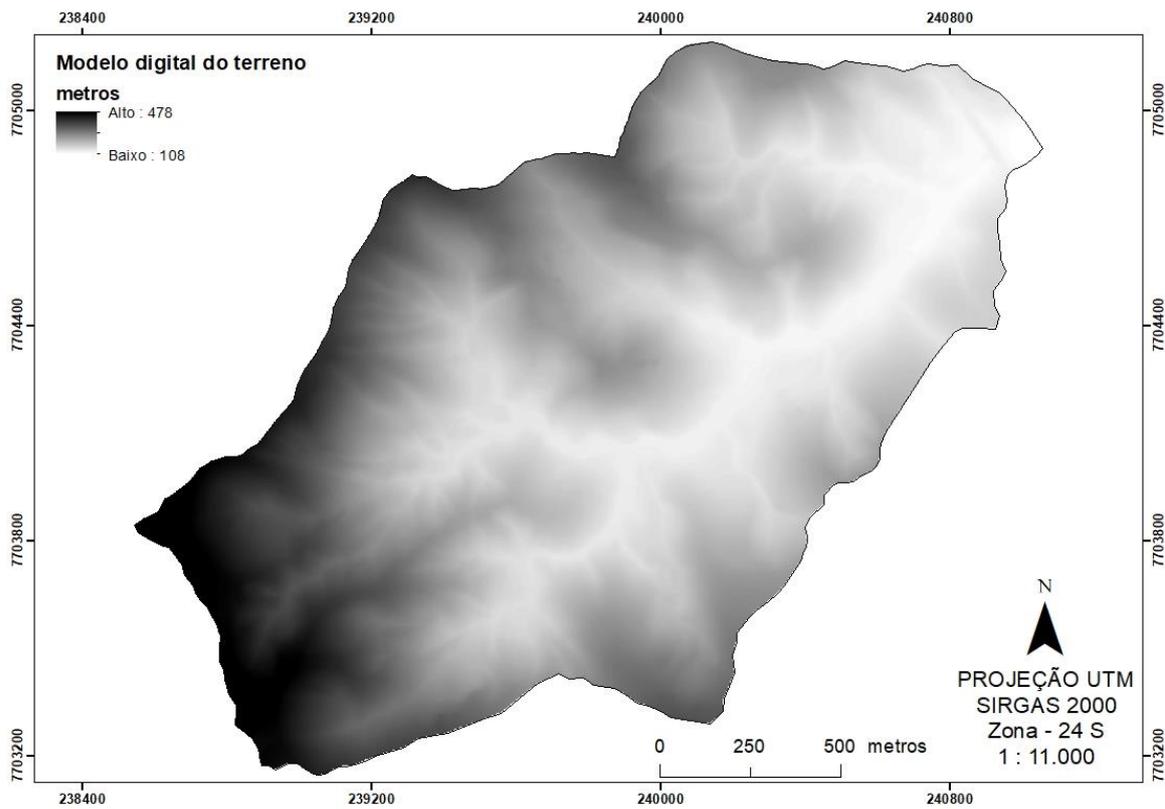


Figura 4 – Modelo digital do terreno (MDT) da sub-bacia do córrego da Brisa
Fonte: o autor.

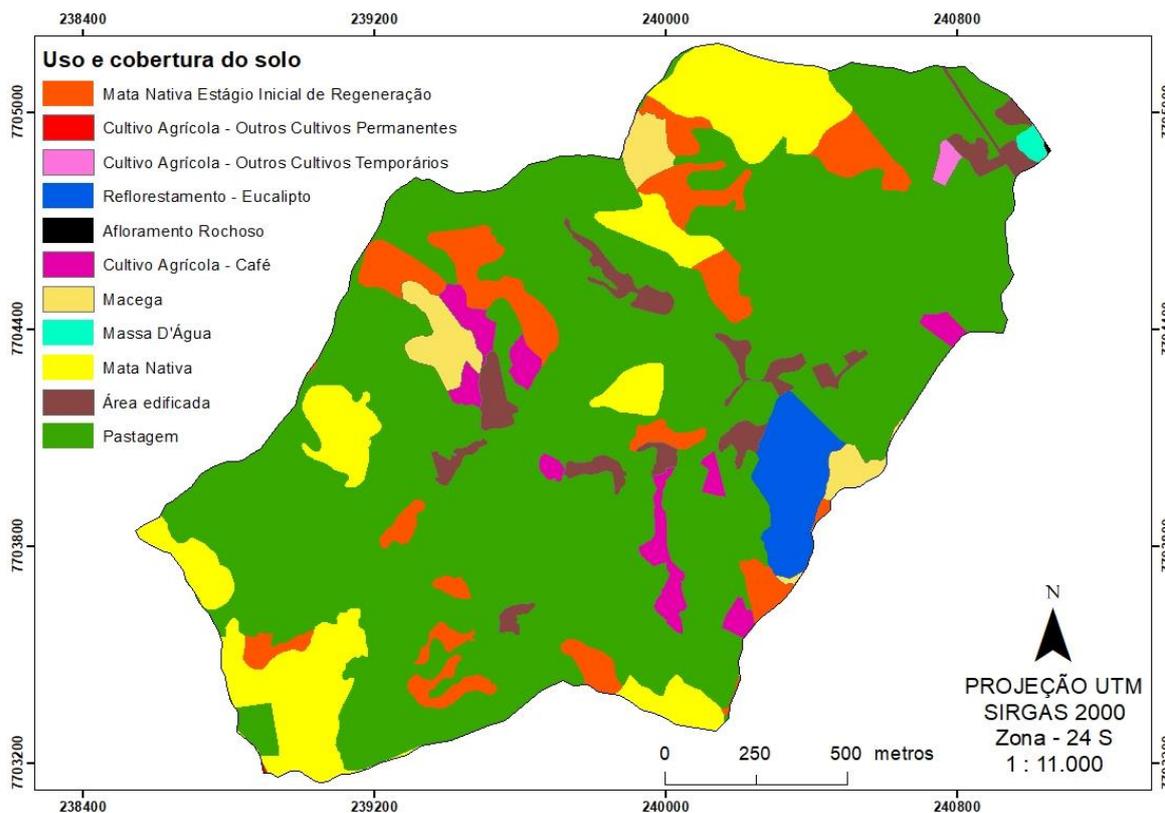


Figura 5 – Uso e cobertura do solo para a sub-bacia do córrego da Brisa
Fonte: o autor.

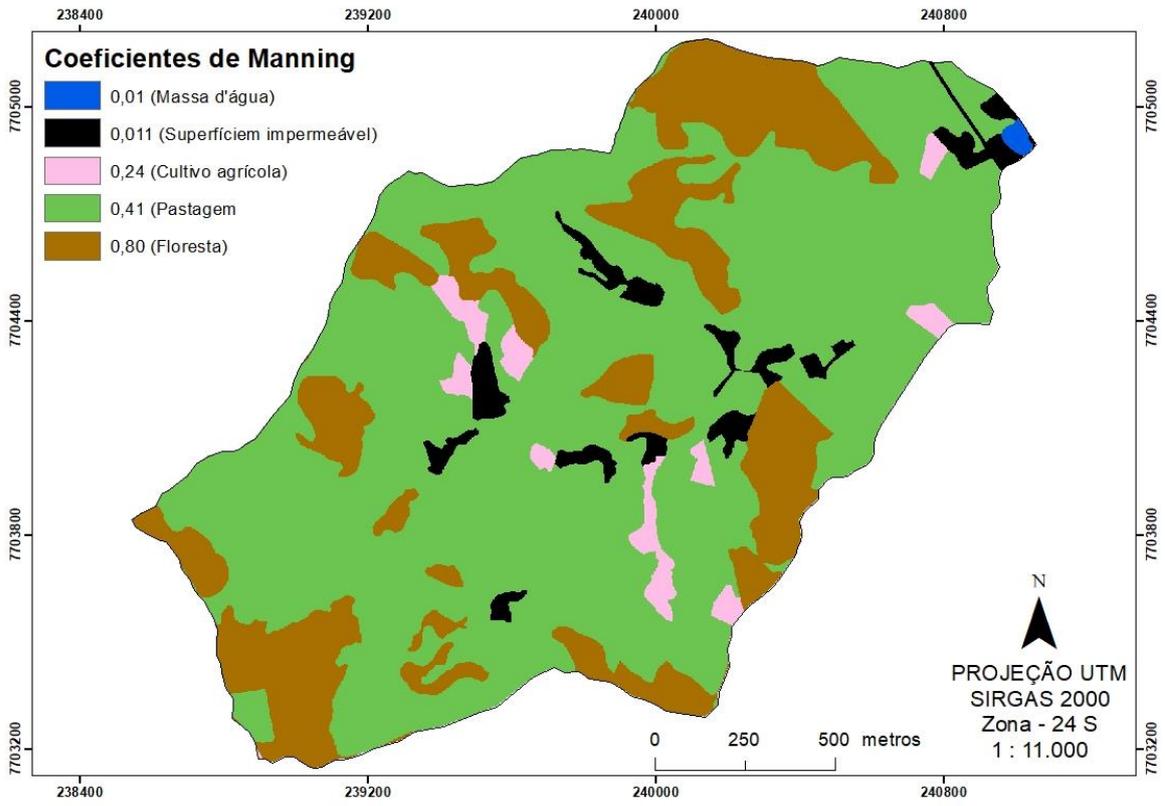


Figura 6 – Coeficientes de Manning para cada tipo de uso do solo para a sub-bacia do córrego da Brisa
Fonte: o autor.

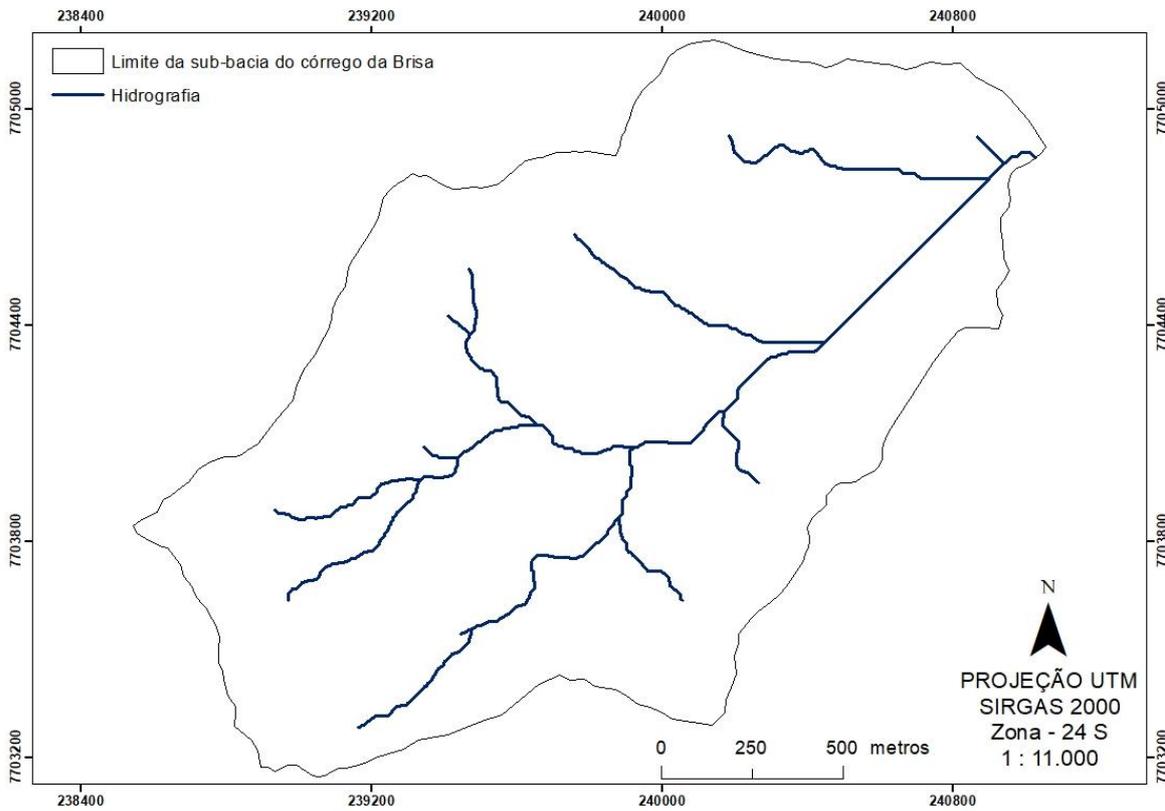


Figura 7 – Hidrografia da sub-bacia do córrego da Brisa
Fonte: o autor.

3.3. Modelagem empírica de faixas de vegetação pelo método Aslan (2009)

O modelo para delineamento das faixas de vegetação a ser utilizado foi proposto por Aslan (2009). Segundo o autor, a estrutura analítica utilizada para desenvolvê-lo é composta por 3 fases, conforme descritas a seguir:

1. Desenvolvimento de um modelo empírico;
2. Desenvolvimento de uma base de dados espacial;
3. Desenvolvimento de métodos usando SIG.

Primeiro, o desenvolvimento de modelos empíricos de faixas de vegetação consiste em duas partes; controle de sedimentos e infiltração de águas pluviais, e foi desenvolvido com base em uma série de nomogramas criados por Wong e McCuen (1982). Os próprios nomogramas foram criados a partir de uma combinação da equação de Manning, da lei de Stoke e das taxas mínimas de infiltração para quatro grupos hidrológicos de solos (tamanho da partícula, declive, cobertura do solo e rugosidade). Nesta fase em particular quatro equações foram criadas (uma para calcular a velocidade de escoamento, uma para determinar a eficiência de captura de sedimentos de uma faixa de vegetação, uma para calcular o tempo de viagem do escoamento e uma para determinar o volume de águas pluviais infiltradas).

Em segundo lugar, após a criação de modelos empíricos, prepara-se um banco de dados que se relacionam com os componentes do modelo, isto é, parâmetros físicos; modelo digital do terreno (MDT), para declive, uso e cobertura do solo para coeficiente de Manning, tipo de solo, textura e a hidrologia do local. Para o desenvolvimento do método usando SIG, na terceira fase do quadro metodológico, foram planejados fluxogramas que aplicam os modelos empíricos de faixas de vegetação.

3.3.1. Desenvolvimento dos modelos empíricos

Nessa etapa, um modelo empírico da faixa de vegetação para o controle de sedimentos foi desenvolvido pela primeira vez utilizando um modelo de infiltração de águas pluviais baseado no nomograma de Wong e McCuen (1982). Foram aplicadas técnicas de digitalização e análise estatística para gerar e validar o modelo seguindo os seguintes passos:

1. Divisão do nomograma em duas partes;
2. Escaneamento do nomograma;
3. Retificação do nomograma;
4. Digitalização do nomograma;
5. Análise de regressão;
6. Desenvolvimento de um procedimento para aplicar as equações de regressão, e
7. Validação do modelo.

Descrição dos passos para o desenvolvimento dos modelos:

1. O nomograma foi dividido em duas partes conforme mostrado na figura 8, a parte 1 representa a velocidade do escoamento superficial (pés/s) versus declividade (%); a parte dois relaciona a velocidade do escoamento superficial (pés/s) com a largura efetiva da faixa de vegetação (pés).

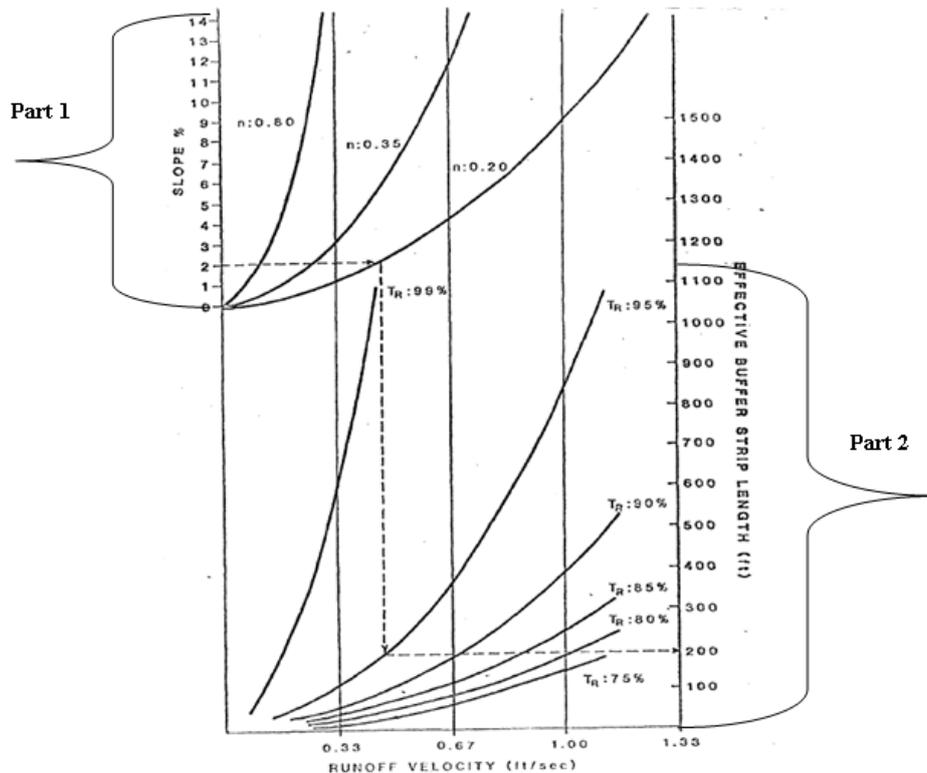


Figura 8 – Separação da determinação da largura da faixa de vegetação do nomograma em duas partes

Fonte: Aslan (2009).

2. O nomograma é escaneado nesse passo para que possa ser digitalizado no passo 4.
3. O nomograma escaneado é retificado em sua coordenada real usando ferramentas de georreferenciamento. Para a parte 1, o eixo “x” representa a velocidade de escoamento superficial e o eixo “y” representa a declividade, enquanto para a parte 2, o eixo “x” representa a velocidade do escoamento superficial e o eixo “y” representa a largura da faixa de vegetação.
4. O processo de digitalização é realizado para cada uma das linhas do nomograma.

Parte 1 do nomograma digitalizado e georreferenciado, geração de 100 pontos das curvas que representam os valores do coeficiente de Manning de 0,2, 0,35 e 0,8 (Figura 9).

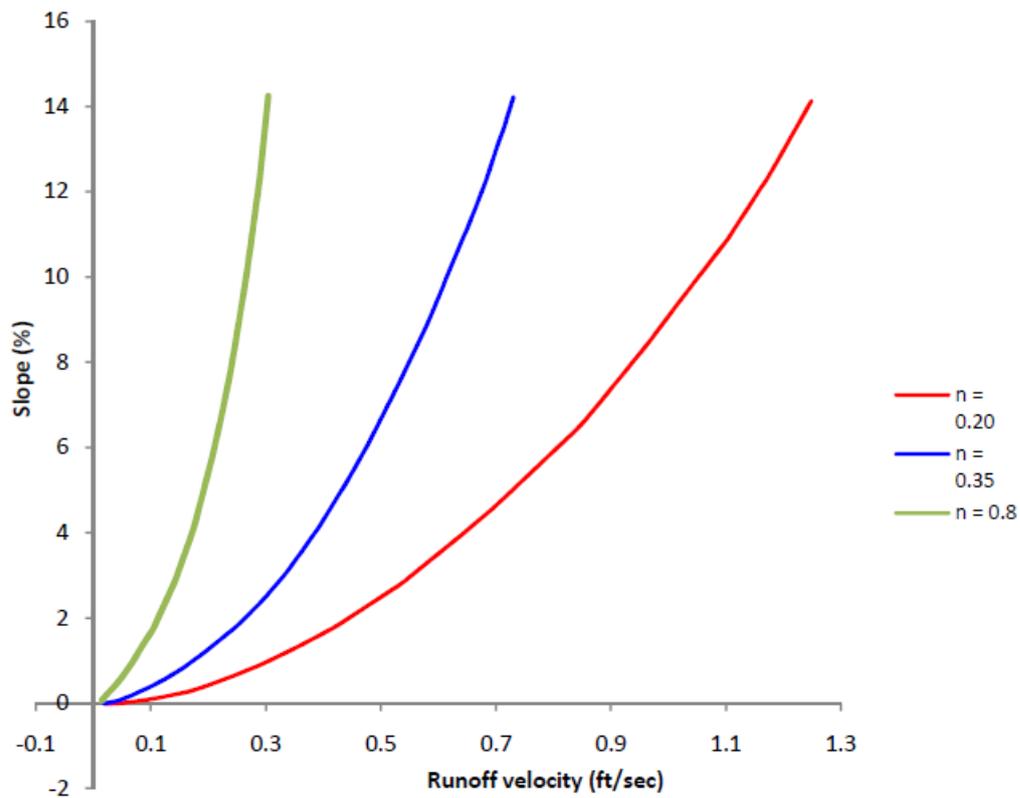


Figura 9 – Curvas com os valores do coeficiente de Manning após o processo de digitalização e georreferenciamento
 Fonte: Aslan (2009)

Parte 2 do nomograma, geração de 100 pontos das curvas que representam os valores de eficiência de captura de sedimento pela faixa de vegetação em 75%, 80%, 85%, 90% e 95%, conforme a figura 10.

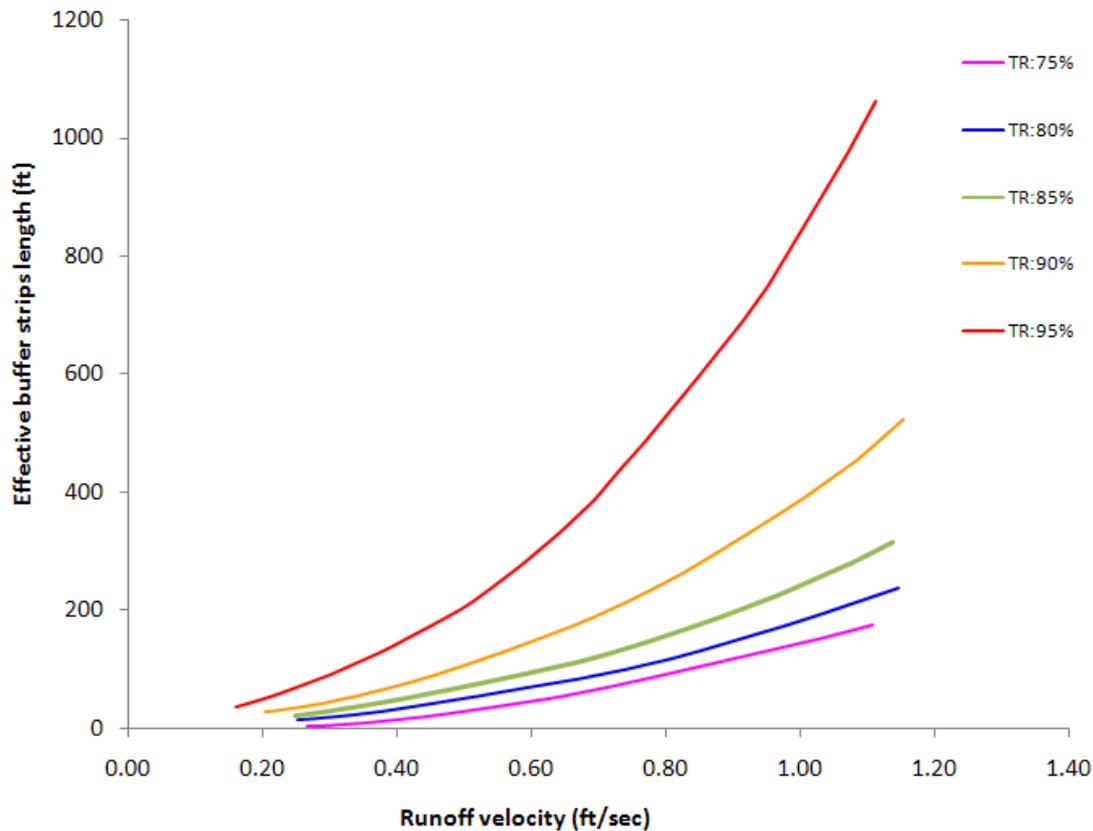


Figura 10 – Valores da eficiência de captura de sedimentos resultantes do processo de digitalização e georreferenciamento
 Fonte: Aslan (2009).

5. Análise de regressão:

Uma análise de regressão foi realizada para produzir equações de predição em ambas as partes do nomograma. Na parte 1, a equação de predição para o cálculo da velocidade de escoamento superficial pode ser aplicada para valores do coeficiente de Manning dentro do intervalo de 0,2 e 0,8. Na parte 2, a equação para determinar a largura das faixas de vegetação pode ser usada para o intervalo de 75% a 95% de eficiência de captura de sedimentos.

O processo de desenvolvimento de equações de predição foi feito através do método de “tentativa e erro”, mas principalmente todas as curvas do coeficiente de Manning na parte 1 e todas as curvas de eficiência de captura de sedimentos na parte 2 foram ajustadas a uma curva, como mostrado na figura 11 e figura 12. Este processo foi alcançado utilizando uma função “adimensional”, na qual o valor do eixo “y” é dividido pelo valor de cada curva. A partir deste ponto, as equações de predição para a parte 1 (equações 1 e 2) e parte 2 (equações 3 e 4) foram estimadas através de análise de regressão determinando uma linha de tendência simples que melhor se adaptou a todas as linhas das curvas ajustadas.

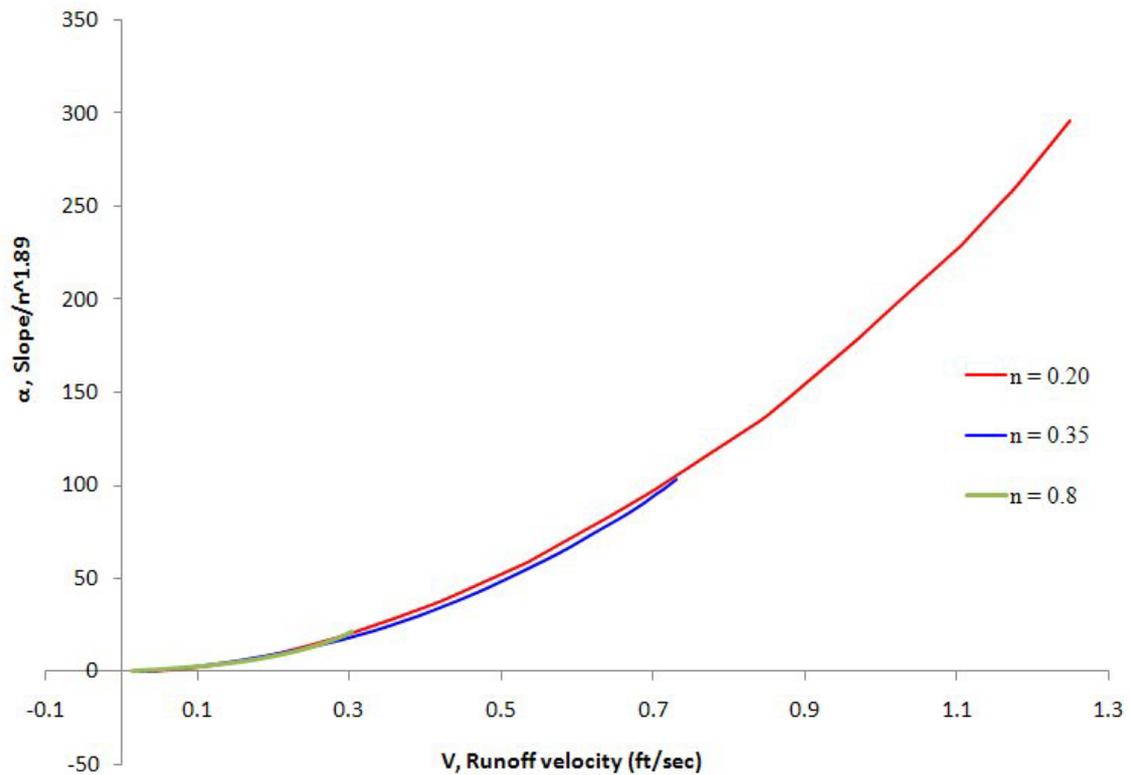


Figura 11 – Utilização da curva adimensional na parte 1 para produzir as equações 1 e 2
 Fonte: Aslan (2009).

$$\alpha_i = -\frac{S_i}{n^{1,89}} \quad (1)$$

Em que, S_i = declividade do terreno (%), n = coeficiente de Manning para diferentes tipos de uso e cobertura do solo, i = célula do arquivo raster variando de 1, ..., n .

$$S_i = 174,45V_i^2 + 14,23V_i + \alpha_i \quad (2)$$

Em que, V_i = velocidade do escoamento superficial (pés/s).

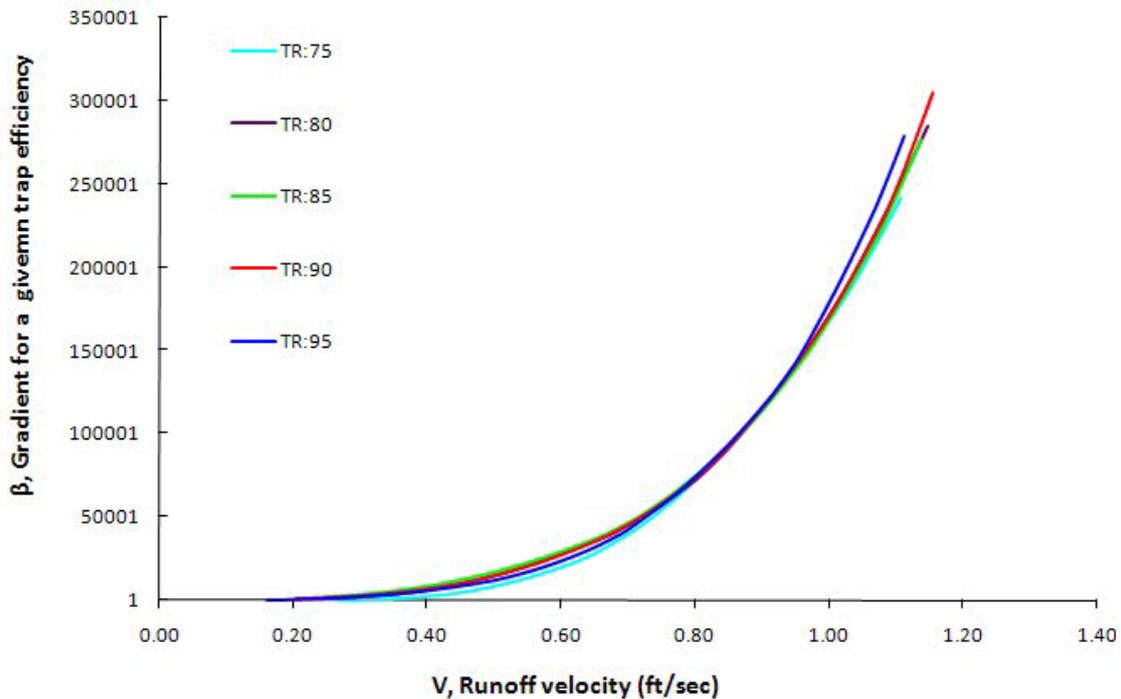


Figura 12 – Utilização da curva adimensional da parte 2 para produzir as equações 3 e 4
Fonte: Aslan (2009).

$$\beta_i = 0,00002\lambda_i^4 - 0,00649333\lambda_i^3 + 0,7909\lambda_i^2 - 42,81267\lambda_i + 868,95 \quad (3)$$

Em que, β_i = constante (adimensional), λ = eficiência de captura de sedimentos (%).

$$L_i = (321,331V_i^4 - 405,658V_i^3 + 354,609V_i^2 - 111,311V_i + 12,585)^{0,5283\beta_i} \quad (4)$$

Em que, L_i = Largura preliminar das faixas de vegetação (pés).

3.3.2. Procedimento para aplicação das equações em ambiente SIG

Etapas e procedimentos para determinação da largura das faixas de vegetação em ambiente SIG:

Passo 1: Substituir os valores de declividade (S_i), obtidos do modelo digital de elevação do terreno (MDT), e os valores do coeficiente de Manning (n) de acordo com as classes de uso e cobertura do solo, na equação (1) para computar os valores de α_i :

Passo 2: Substituir α_i e S_i na equação (2) para calcular as velocidades de escoamento superficial (V_i). Devido a equação (2) ser uma equação do segundo grau, adicionalmente a equação pode ser rearranjada (5), a fim de ser aplicada:

$$V_i = \frac{-b + \sqrt{b^2 - 4ac}}{2a} \quad (5)$$

Em que, V_i = velocidade do escoamento superficial (pés/s), $a=174,45$, $b=14,234$ e $c=\alpha_i$;

Passo 3: Assumir uma eficiência de captura de sedimentos (λ) de 90% e calcular a constante β_i utilizando a equação (3);

Passo 4: Substituir V_i e β_i dos passos 2 e 3, respectivamente, na equação (4) para calcular a largura preliminar (L_i) das faixas de vegetação. A largura das faixas de vegetação nesse estágio é para um modelo padrão baseado na velocidade de deposição de partículas de silte;

Passo 5: Multiplicar a largura preliminar das faixas de vegetação (L_i) do passo 4 pela relação da velocidade de sedimentação das partículas do solo para cada tipo de textura do solo, para obter a largura requerida para cada célula do raster para diferentes texturas do solo;

Passo 6: Calcular o incremento da contribuição individual de cada célula do raster para a performance total das faixas de vegetação usando a equação (6):

$$Célula_{Contribuição} = \frac{A}{B} \quad (6)$$

Em que, A= largura do *pixel* do raster (pés), B= largura necessária calculada (pés).

Nesse caso, a largura do *pixel* do raster é de 6,56168 pés (2 m). Por exemplo, se os valores de três *pixels* consecutivas forem 8 m, 8 m e 4 m, então o incremento da contribuição de cada *pixel* será, 0,25, 0,25 e 0,5. Isso significa que os dois primeiros *pixels* contribuem com 25% e o terceiro com 50% do total da largura necessária para a faixa de vegetação.

Passo 7: Determinar a largura final das faixas de vegetação calculando a contribuição acumulativa de cada *pixel* do raster. Esse é um processo iterativo realizado pela soma de cada *pixel* ao longo do caminho de acúmulo de fluxo, com duas condições. Primeiro, se o valor da contribuição do *pixel* cumulativo for maior ou igual a 1, o processo de soma será interrompido, pois já atingiu o requisito de 100% de largura da faixa de vegetação. Segundo, se o valor da contribuição cumulativa do *pixel* for menor que 1, então a soma do processo continua, pois, largura da faixa de vegetação requerida para determinado *pixel* ainda não foi alcançado.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Cálculo do parâmetro *alfa*

O cálculo da camada *alfa* (figura 13) foi realizado pela sobreposição da camada de declividade (figura 3) com a camada do coeficiente de Manning (figura 6) utilizando a equação 1. Com base na figura 13, pode-se observar que o valor de *alfa* na área de estudo varia de 0, o que representa áreas com inclinações mais brandas, para o valor -1.909,69, representando áreas com inclinações mais íngremes.

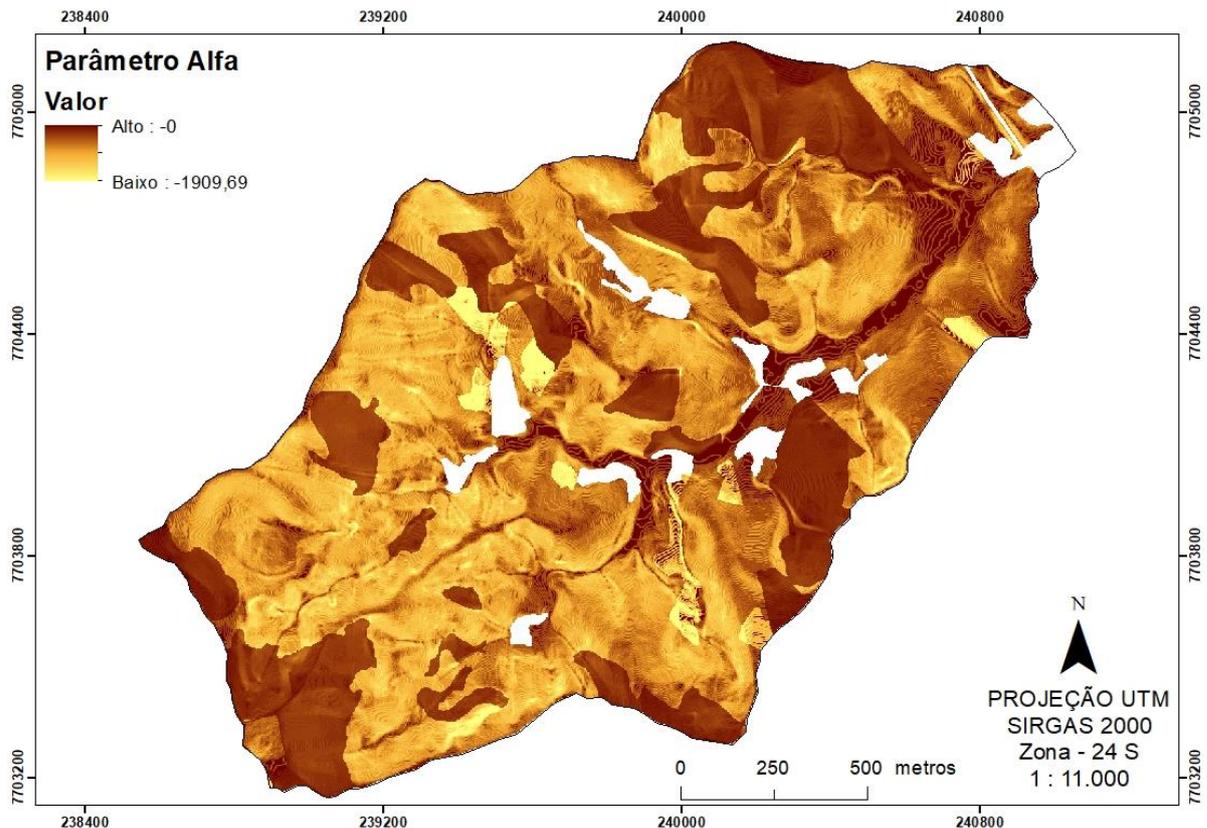


Figura 13 – Camada dos valores de *alfa* para a sub-bacia do córrego da Brisa
Fonte: o autor.

4.2. Cálculo da velocidade do escoamento superficial

O cálculo da camada da velocidade do escoamento superficial foi conduzido substituindo os valores de *alfa* e de declividade na equação 2. A partir da figura 14, pode-se observar que a velocidade do escoamento superficial na bacia do córrego da Brisa varia de 0 pés/s nas planícies e encostas mais suaves a 3,27 pés/s (0,996 m/s) nas encostas mais íngremes. Tais valores de velocidade são explicados, pois declives mais íngremes fornecem mais energia para produzir maiores velocidades de escoamento superficial.

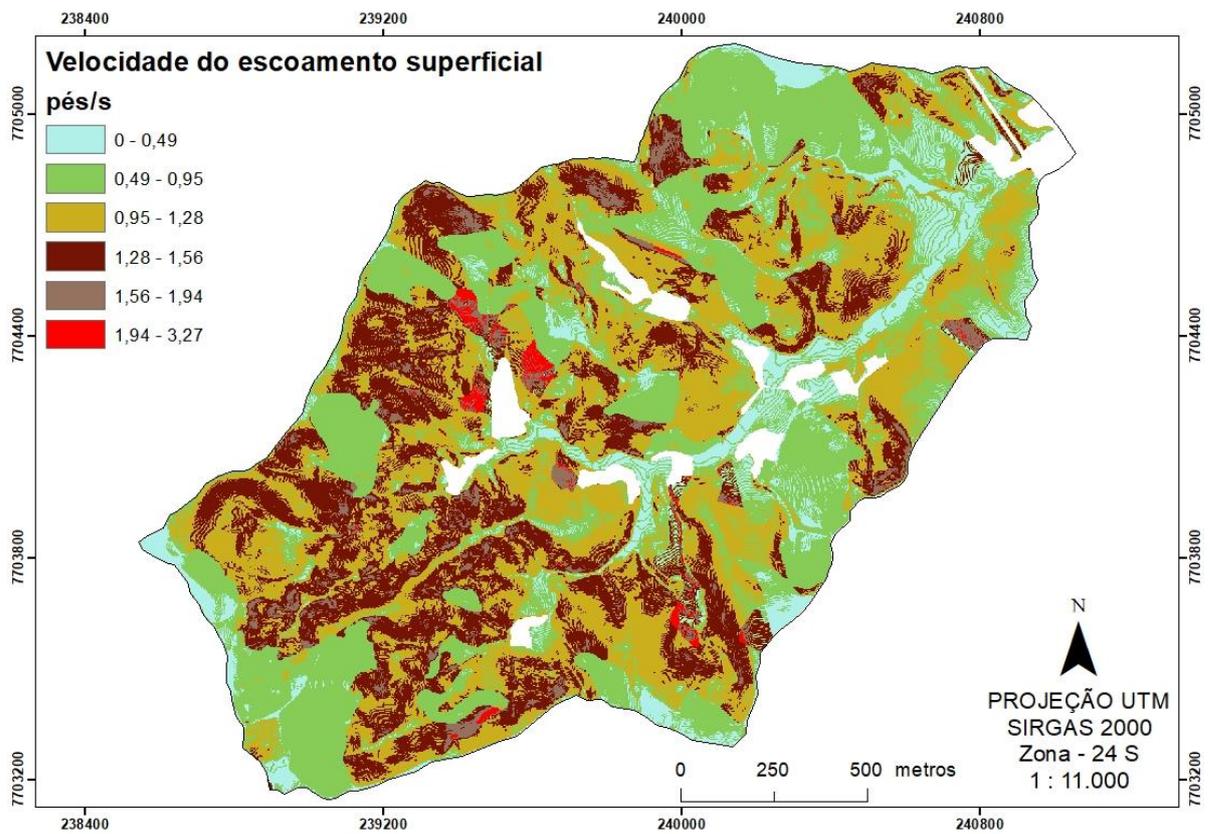


Figura 14 – Velocidade do escoamento superficial para a sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa
Fonte: o autor.

4.3. Cálculo do parâmetro *Beta*

Para o cálculo do parâmetro *Beta* (figura 15) utilizou-se a equação 3, assumindo uma eficiência de captura de sedimento (λ) de 90% para toda a área de estudo. Com base nos cálculos o valor de *Beta* é uma constante equivalente a 0,66213.

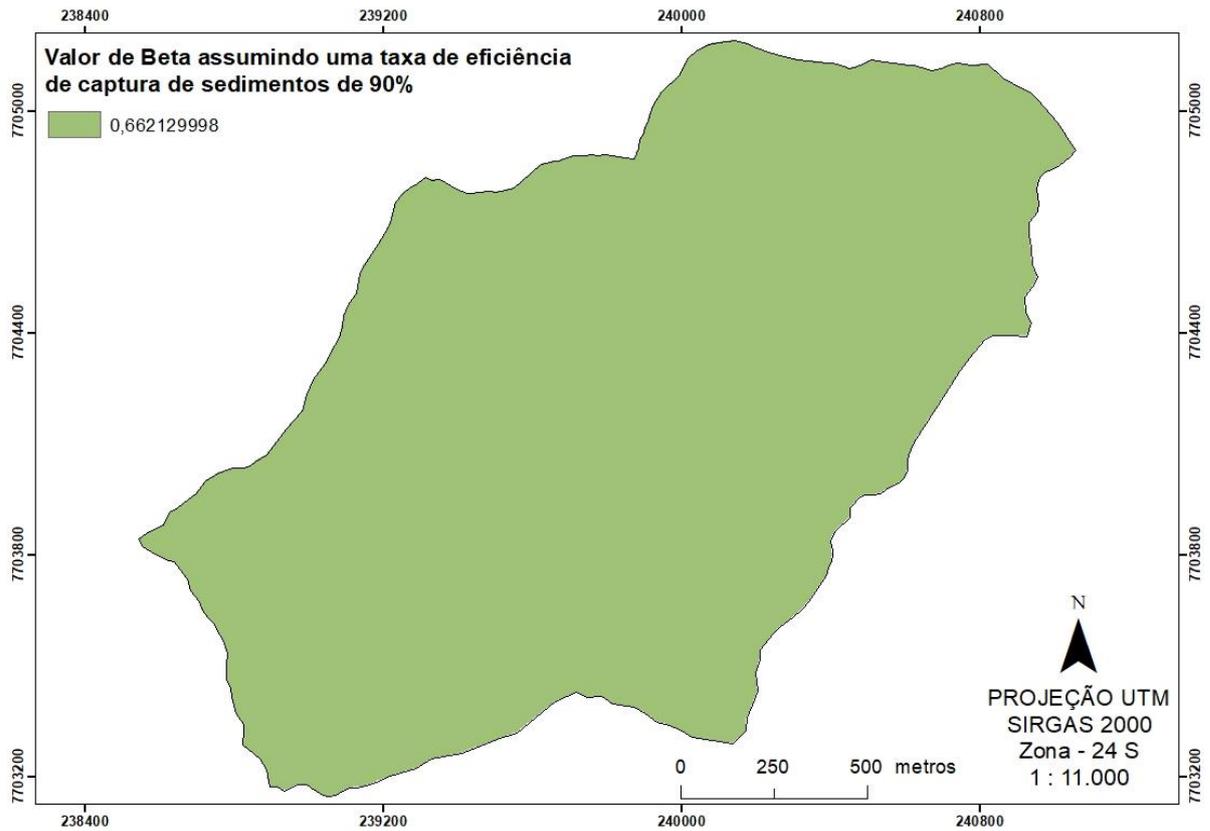


Figura 15 – Camada de *Beta* para eficiência de captura de sedimentos, $\lambda=90\%$, para a sub-bacia do córrego da Brisa

Fonte: o autor.

4.4. Cálculo da largura preliminar das faixas de vegetação (L)

O cálculo da camada da largura preliminar da faixa de vegetação foi conduzido sobrepondo a camada de velocidade do escoamento superficial, do item 4.2 com a camada do valor de *Beta*, do item 4.3, utilizando a equação 4.

De acordo com a figura 16, os valores da largura preliminar das faixas de vegetação variaram de 27,28 (8,32 m) pés a 784,17 pés (239,02 m) para cada *pixel* do raster, sendo os menores valores correspondendo às áreas com encostas menos íngremes e os maiores valores para locais com declividade mais acentuada. O tamanho de cada *pixel* é de 2 metros (6,5617 pés), o fato de que a largura necessária da faixa de vegetação ser maior que o tamanho do próprio *pixel* indica que apenas um *pixel* não é suficiente para fornecer a largura necessária para a faixa de vegetação.

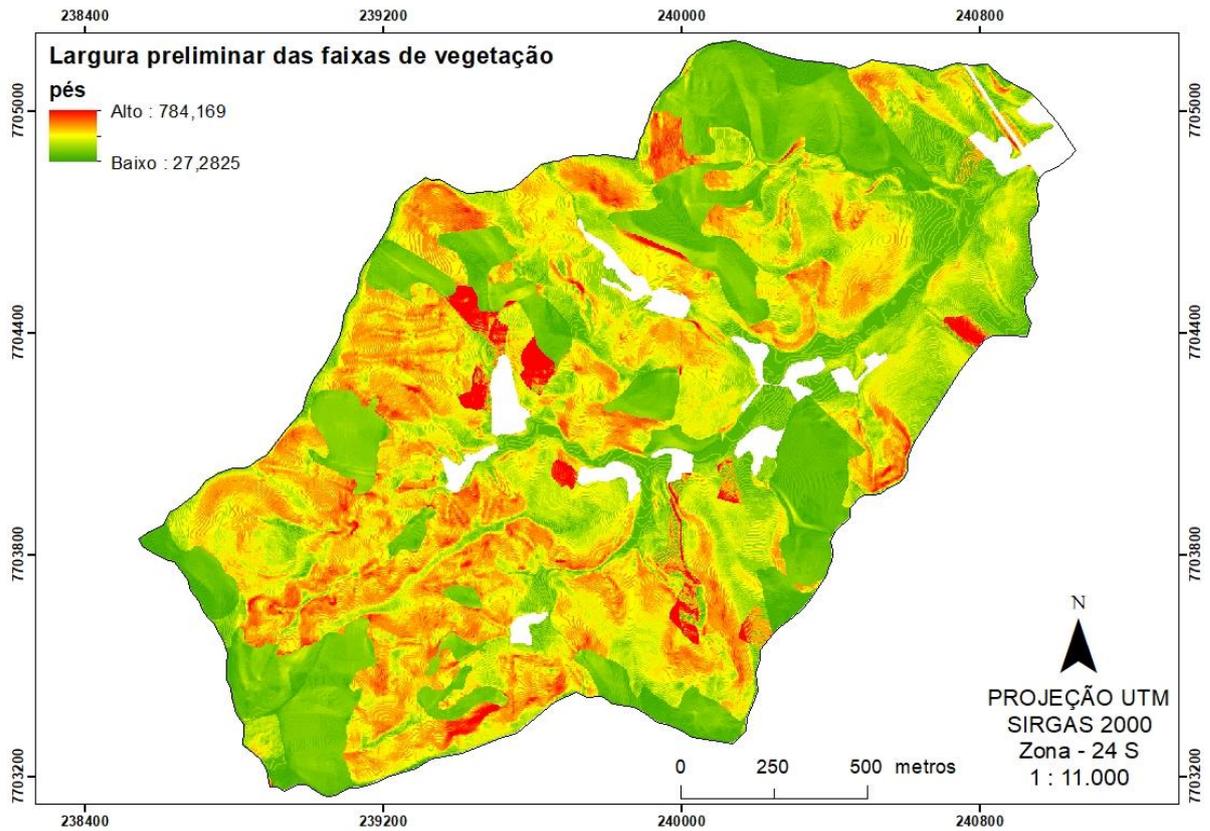


Figura 16 – Largura preliminar das faixas de vegetação para cada *pixel* individualmente
 Fonte: o autor.

4.5. Cálculo do incremento de cada *pixel* da faixa de vegetação

Após o cálculo da largura necessária para cada *pixel* individualmente, a contribuição para o desempenho geral da faixa de vegetação pode ser calculada usando a equação 6, produzindo uma camada de incremento para cada *pixel* (figura 17). Essa camada será usada no processo de acúmulo de fluxo, utilizando a ferramenta *Flow accumulation* para calcular a contribuição de todos os *pixels* até um determinado local criando uma camada com a largura final das faixas de vegetação resultante das contribuições incrementais de cada *pixel* individual.

A ferramenta *Flow accumulation* normalmente é utilizada em análises hidrológicas para delinear o limite das bacias hidrográficas. O acúmulo de fluxo pode ser calculado de forma não ponderada, isto é, cada *pixel* tem uma contribuição igual para o acúmulo de fluxo, ou de forma ponderada, onde cada *pixel* atua com um peso diferente na contribuição do acúmulo de fluxo e não apenas a topografia influenciará no resultado.

Nesse caso foi utilizado o cálculo do acúmulo de fluxo de forma ponderada com duas camadas de entrada na ferramenta *Flow accumulation*: (1) camada da direção de fluxo (*Flow direction*) e (2) a camada de incremento para cada *pixel*, ponderando o cálculo.

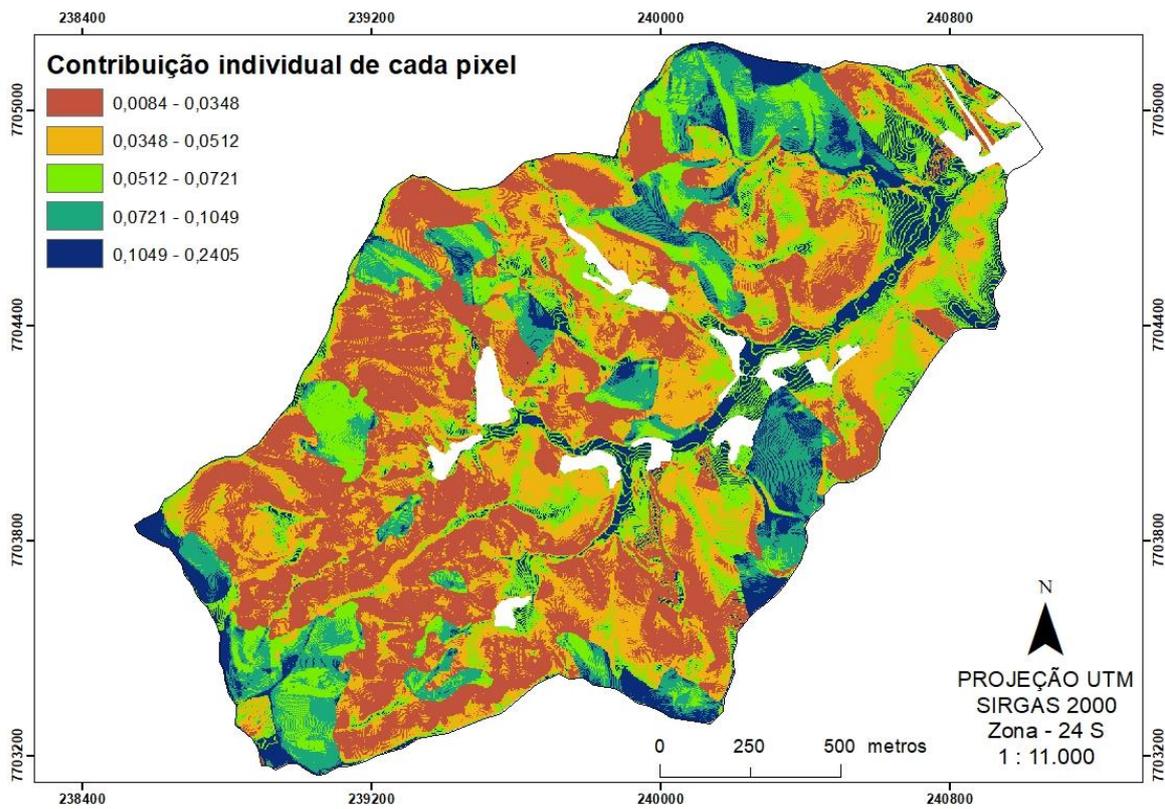


Figura 17 – Contribuição de incremento de cada *pixel* para a faixa de vegetação final para a sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa
Fonte: o autor.

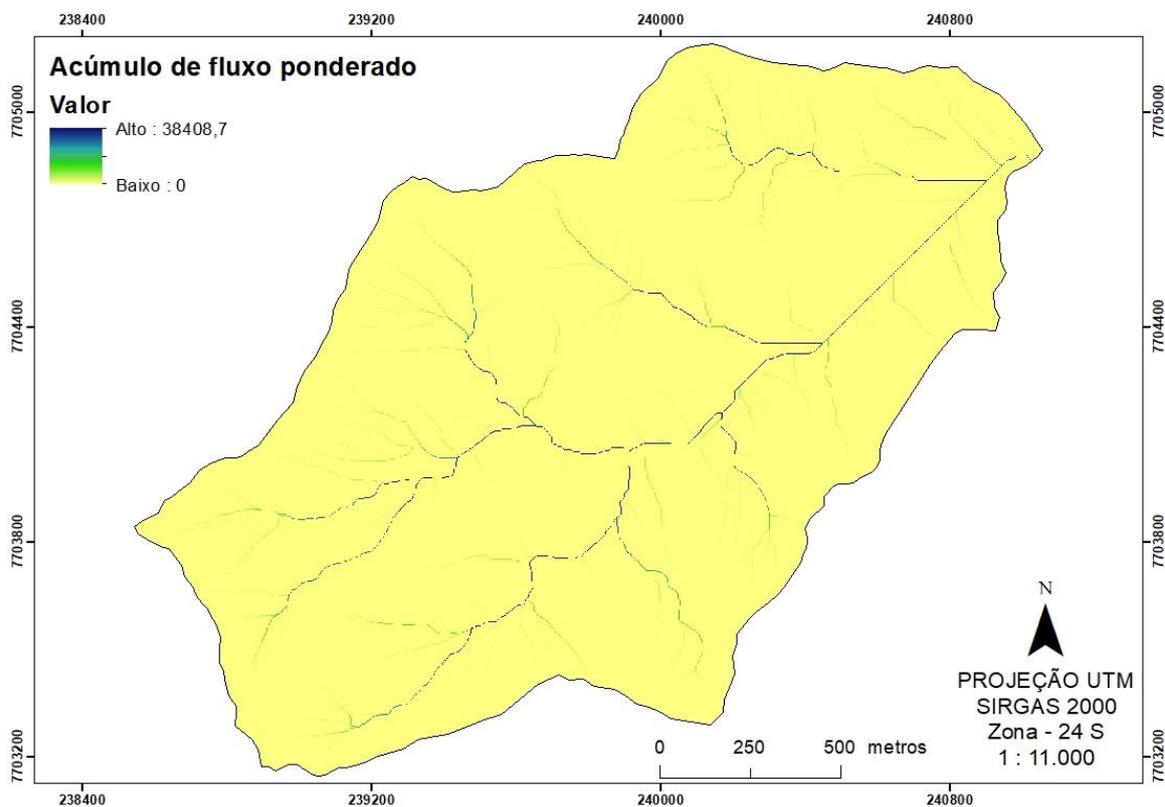


Figura 18 – Camada do acúmulo de fluxo ponderado para a sub-bacia do córrego da Brisa
Fonte: o autor.

No processo de acúmulo de fluxo o objetivo é calcular a largura final da faixa de vegetação através da contribuição acumulada pela soma dos *pixels* mais próximos no sentido descendente do relevo. Como pode ser observado na figura 18, os valores acumulados da contribuição de cada *pixel* variaram de 0 a 38.408,7, onde os valores mais altos representam tipicamente a linha de centro, próximo aos cursos d'água e os valores mais baixos se aproximam dos cumes da área de estudo.

4.6. Delineamento final das faixas de vegetação

No último processo para delinear as faixas de vegetação foi utilizado a expressão *SetNull* na ferramenta *Raster calculator* empregando a sintaxe (*SetNull* "valor acumulado" $\leq 1,1$) onde os *pixels* com valores menores do que 1 são eliminados, indicando que nesses pontos não é necessário vegetação e os valores maiores do que 1 são mantidos e substituídos por 1, indicando que naquele ponto é necessário o *pixel* inteiro para conter 90% do sedimento transportado pelo escoamento superficial havendo a necessidade de faixa de vegetação, considerando as características da topografia e do uso e ocupação do solo na área de estudo, conforme mostrado na figura 19.

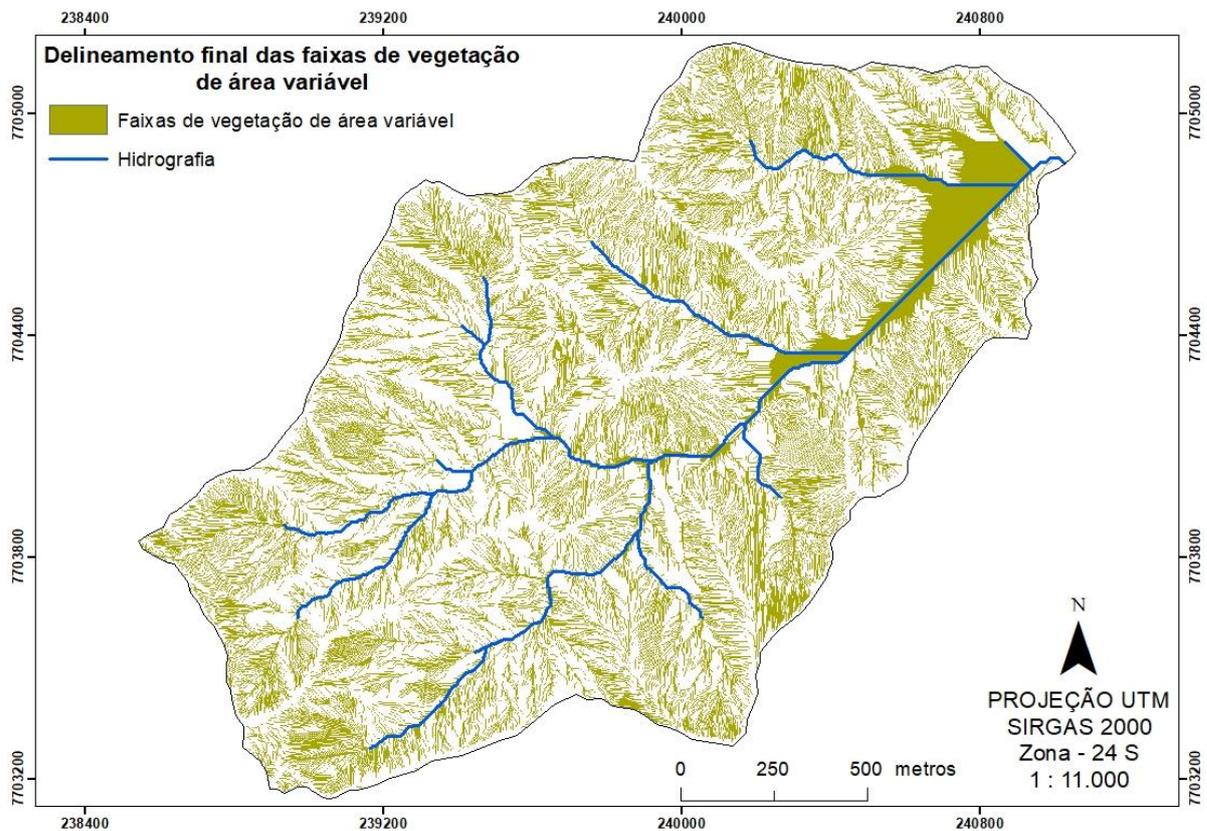


Figura 19 – Delineamento final das faixas de vegetação para a sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa

Fonte: o autor.

4.7. Confronto entre as faixas de vegetação de área variável com APP de largura fixa

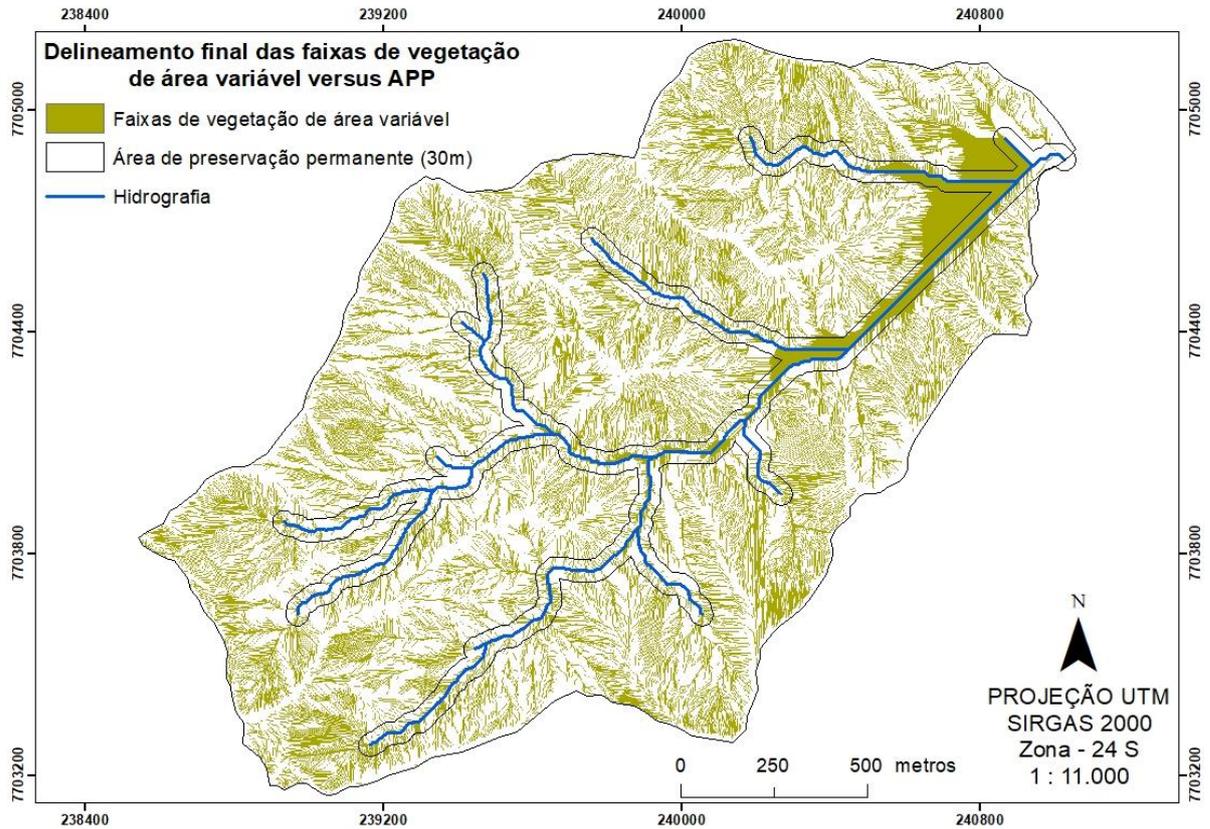


Figura 20 – Faixas de vegetação de área variável *versus* APP de largura fixa para a sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa

Fonte: o autor.

As faixas de vegetação de área variável podem ser comparadas com a área de preservação permanente (APP), que nesse caso tem uma largura fixa de 30 metros marginal ao curso d'água em ambos os lados, conforme a figura 20.

Com base no delineamento das faixas de vegetação proposto por Aslan (2009) as larguras variam de acordo com o uso e ocupação do solo e declividade do terreno. Observa-se também que a largura das faixas de vegetação é mais ampla ao longo dos fluxos de ordem inferior quando comparados com fluxos de ordem mais alta. Isso mostra que o delineamento das faixas de vegetação derivado deste modelo segue a regra de estabelecimento de faixas de vegetação ao longo de fluxos de enxurrada.

Os resultados encontrados por Aslan (2014) para a bacia hidrográfica do rio LaBarque, Missouri – EUA, mostram que a instalação de faixas de vegetação para se obter 90% de remoção de sedimentos correspondeu a 28,8% da área total da bacia, enquanto que para a sub-bacia do córrego da Brisa correspondeu a uma porção de 30,69% do total da área. Essa diferença pode ser atribuída às classes de declividade, que são mais acentuadas na sub-bacia do córrego da Brisa, necessitando maiores larguras para as faixas de vegetação.

A análise mostrou que em alguns pontos marginais aos cursos d'água da sub-bacia do córrego da Brisa são necessárias faixas de vegetação com largura superior aos 30 metros, merecendo uma atenção especial com relação a revegetação. Tais locais, devido sua importância na manutenção da integridade da microbacia hidrográfica, em termos de qualidade e quantidade de água (LIMA, 2008), são áreas mais sensíveis da paisagem, susceptíveis a maiores perdas de solo, exigindo um maior esforço de conservação para proporcionar uma proteção adequada ao curso d'água.

As áreas marginais aos cursos d'água geralmente apresentam condições mais favoráveis para agricultura, seja pelo relevo menos acidentado, qualidade da fertilidade do solo ou por proximidade da água e até mesmo por questões culturais (RAMSAR, 2014).

O delineamento das faixas de vegetação de largura variável mostrou que em alguns locais próximos aos cursos d'água, onde legalmente seriam áreas de preservação permanente, não necessitam dos 30 metros para conter os sedimentos, podendo essas áreas serem cultivadas. Porém, deve-se observar a necessidade de manter as faixas de vegetação a montante dessas áreas, responsáveis pela diminuição da velocidade do escoamento superficial, proporcionando maior tempo para sedimentação das partículas de solo. De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2012), a erosão do solo é tanto menor quanto mais densa é a vegetação que o recobre e protege, porém nem sempre é economicamente viável manter o solo totalmente recoberto com vegetação nativa.

Além da revegetação nativa, outras práticas conservacionistas podem ser aplicadas com objetivo de reduzir as perdas de solo, a implantação de cordões de vegetação permanente associados ao cultivo agrícola se mostram eficientes no controle da erosão. Ainda, segundo Bertoni e Lombardi Neto (2012), os cordões de vegetação permanente são quase equivalentes aos terraços, reduzindo em cerca de 80% as perdas de solo.

Outra alternativa de conservação do solo é a implantação de sistemas agroflorestais. Estudo realizado por Souza e Piña-Rodrigues (2013) concluiu que a utilização desse sistema em áreas de preservação permanente promoveu o estabelecimento de estratificação horizontal e vertical semelhante a florestas naturais, sendo esta uma característica ecológica desejável para o estabelecimento dessas áreas.

Por fim, de acordo com Cecílio *et al.* (2014), a prática de apenas uma técnica de conservação do solo não é suficiente para resolver todos os problemas dentro de uma bacia hidrográfica, sendo assim, devem ser aplicadas duas ou mais técnicas para se obter resultados satisfatórios.

5. CONCLUSÃO

Os resultados mostram que as larguras requeridas de um delineamento de faixas de vegetação variável respondem dinamicamente às mudanças das condições de declividade do terreno e de acordo com o uso e ocupação do solo para o local de estudo.

As áreas com declividades mais acentuadas são as que proporcionam maiores velocidades do escoamento superficial, conseqüentemente, são locais onde há maior necessidade de vegetação, a fim de reduzir a velocidade das enxurradas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. DE M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ASLAN, Aslan. Development and application os vegetative buffer width modeling using geographic information system. 2009. 146 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). **Universidade do Missouri**, Columbia.
- ASLAN, A.; TRAUTH, K. M. Development and demonstration of a GIS-based cumulative effectiveness approach to buffer disign and evaluation. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**. v. 140, n. 5, p 1-19. 2014.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 8. Ed. São Paulo: Ícone. 2012.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. **Lei n. 9.433: Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 1997. 72p.
- BROOKS, K. N.; FFOLLIOTT, P. F.; GREGERSEN, H. M.; DeBANO, H. F. **Hydrology and the management of watersheds**. Iowa: Iowa State University Press, 2003. 574 p. 3.ed.
- CECÍLIO, R. A.; GARCIA, G. O.; GARDIMAN, B. J. As florestas de produção no contexto do manejo de conservação do solo e da água na bacia hidrográfica. In: Silva *et al.* **Florestas de produção**. 1 ed. Viçosa, MG: Suprema, 2014. cap. 12. p. 283-289.
- CUNHA, A. M.; FEITOZA, H. N.; FEITOZA, L. R.; OLIVEIRA, F.S.; LANI, J. L.; CARDOSO, J. K. F.; TRINDADE, F. S. Atualização da legenda do mapa de reconhecimento de solos do estado do Espírito Santo e implementação de interface no GEOBASES para uso dos dados em SIG. **Geografares**, v.2, n.22, p. 32-65, 2016.
- DAVIS, A. P.; McCUEN, R. H. **Stormwater Management for Smart Growth**. New York, USA: Springer. 2005.
- EAGLESON, P. S. **Dynamic hydrology**. New York, USA: McGraw-Hill, 1970. 462p.
- ELMORE, W.; BESCHTA R. L. Ripariam areas: perceptions in management. **Rangelands**. v.9, n.6, p. 260-265, 1987.
- ENGMAN, E. T. Roughness coefficients for routing surface runoff. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**. v.112, n.1, p. 39-53, 1986.
- ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. ArcGIS desktop: versão 10.3, Redlands, CA. 2014.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Status of the World's soil resources**: main report. Roma, Itália: FAO. 2015. 650 p.
- FREEZE, R. A. A stochastic-conceptual analysis of rainfall-runoff processes on a hillslope. **Water Resources Research**, v. 16, n. 2, p. 391–408, 1980.

GREGORY, S.V.; F.J. SWANSON; W.A. McKEE; K.W. CUMMINS. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, v.41, n.8, p. 540-555, 1991.

HILLEL, D. **Environmental soil physics**. California, USA: Academic Press, 1998.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Climatologia**. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>>. Acesso em 09 out. 2018.

KARR, J.R.; SCHLOSSER, I.R. Water resources and land-water interface. **Science**, v.201, n.4352, p.229-234, 1978.

LEE, H. K.; ISENHART, M. T.; SCHULTZ, C. R. Sediment and nutriente removal in na established multi-species riparian buffer. **Journal of soil and water conservation**. v.58, n.1, p. 1-8, 2003.

LIMA, W. P. Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas. 2.ed. Piracicaba: ESALQ, 2008.

MORIN, J.; BENYAMINI, Y.; MICHAELI, A. The effect of raindrop impacto on the dynamics of soil surface crusting and water movement in the profile. **Journal of Hydrology**. v. 52, 321-335, 1981.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos avançados**. v.22, n.63, p. 43-60, 2008.

PRAKASH, A. **Water resources engineering: handbook of essential methods and design**. Reston, VA: ASCE Press, 2004.

Prefeitura municipal de Alegre. **Características econômicas**. 2013. Disponível em <<http://alegre.es.gov.br/site/index.php/a-cidade/historia/caracteristicas-economicas>> Acesso em 05 nov. 2018.

RAMSAR. Convenção sobre zonas úmidas de importância internacional. 2014. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/publicacoes>> Acesso em 20 nov. 2018.

RITCHIE, J. C.; McCARTY, G. W. Cesium and soil carbon in a small agricultural watershed. **Soil & Tillage Research**, v.69, n.1, p.45-51, 2003.

RODRIGUES, H. M.; VESQUES, G. M.; LEMES, M. W.; ROSAS, R. O. Avaliação do escoamento superficial e da perda de solo sob diferentes coberturas e declividades em Silva Jardim, RJ. In: XVI Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. Teresina. **Anais...** p. 2797-2803. Piauí, 2015.

SOUZA, M. C. S.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Desenvolvimento de espécies arbóreas em sistemas agroflorestais para recuperação de áreas degradadas na floresta ombrófila densa, Paraty, RJ. **Revista Árvore**. v. 37, n.1, p. 89-98, 2013.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3.ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2004. 943p.

VALENTE, O. F.; GOMES, M. A. **Conservação de nascentes: hidrologia e manejo de bacias hidrográficas de cabeceira**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2005.

WANG, X. H.; YIN, C. Q.; SHAN, B. Q. The role of diversified landscape buffer structures for water quality improvement in an agricultural watershed, North China. **Agricultural Ecosystem And Environment**, v.107, n.2, p.381-396, 2005.

ZAKIA, M. J. B. **Identificação e caracterização da zona ripária em uma microbacia experimental**: implicação no manejo de bacias hidrográficas e na recomposição de florestas. São Paulo. 1998. 113p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.