Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Priorização de áreas para restauração florestal visando conservar solo, água e biodiversidade em paisagens agrícolas

Vinícius Guidotti de Faria

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências. Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2016

Vinícius Guidotti de Faria
Engenheiro Florestal

Priorização de áreas para restauração florestal visando conservar solo, água e biodiversidade em paisagens agrícolas

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **SÍLVIO FROSINI DE BARROS FERRAZ**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências. Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP

Faria, Vinícius Guidotti de
Priorização de áreas para restauração florestal visando conservar solo, água e biodiversidade em paisagens agrícolas / Vinícius Guidotti de Faria. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2016.
128 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Análise do relevo 2. Serviços ambientais 3. Modelagem espacial 4. Erosão do solo 5. Conectividade da paisagem 6. Código florestal I. Título

CDD 634.94
F224p

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Com amor, à toda a minha família, que me apoiou
em minhas escolhas que me conduziram até aqui,
sempre acreditando em meu potencial.
DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus pela minha vida, por toda luz, por toda proteção e pelas oportunidades que recebi e continuo recebendo até hoje, sem as quais não seria quem sou.

À minha querida esposa Maria Cecília pela compreensão e parceria de longa data, que se fortaleceu recentemente com a chegada de nossa princesa Manuela. Para você minha filha, agradeço a oportunidade de amadurecimento e convivência que apenas se inicia. Um agradecimento especial à minha família, meus pais Guilherme e Silvana, e meu irmão Rodrigo, pelo apoio e amor incondicional que me fortalecem a cada dia para seguir em frente rumo aos meus objetivos. Aos meus queridos sogros, Antônio e Márcia, pelas conversas, esclarecimentos e oportunidades que sempre me ofereceram.

Ao prof. Silvio Frosini de Barros Ferraz pela confiança depositada em mim desde o início da nossa caminhada e pela sua orientação nesses quase três anos. Muito obrigado professor por me receber em sua equipe.

Equipe esta que responde pelo nome de Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF) e reúne pessoas e profissionais excepcionais, com os quais tenho orgulho de ter convivido esses anos e tenho certeza que a parceria não se encerra aqui. Agradeço então ao prof. Walter de Paula Lima, aos pós-graduandos Luiz Felippe, Carol, Paulo, Carla, Clarissa, Lara, Maíra, Ricardo, Rodrigo, Cássio, Frederico, Renata, Yuri e Aline, e a todos os estagiários que colaboram com os projetos do laboratório, inclusive o meu. Muito obrigado a todos!

Preciso agradecer especialmente à duas figuras do LHF que foram essenciais para a conclusão deste projeto. Lara, muito obrigado pelas conversas e momentos de reflexão, onde com certeza evoluímos juntos em nosso tema comum: a modelagem. Cássio, muito obrigado pela sua descoberta e habilidades técnicas, que permitiram as simulações dos modelos ocorrerem em ambiente de nuvem virtual, sem problemas com queda de energia e limitações de processamento. Este trabalho não seria o mesmo sem vocês!

Ao amigo Rafael Mingoti, pelos ensinamentos que recebi na área de geoprocessamento, erosão do solo e hidrologia, todos temas centrais deste trabalho e sem os quais não teria o conhecimento técnico que tenho hoje. Muito obrigado também, por ter retomado os estudos na bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins e disponibilizar parte dos dados utilizados neste trabalho.

Aos professores que convivi nesses anos de mestrado pelos ensinamentos e contribuições que ampliaram o meu conhecimento e permitiram o amadurecimento e a conclusão deste projeto. Assim, agradeço especialmente ao prof. Pedro Henrique Santin Brancalion pela sua orientação na reta final, essencial para a configuração definitiva dos cenários de uso do solo modelados.

Também agradeço à Marcelo Corrêa Alves pela ajuda concedida em parte das análises estatísticas realizadas.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudo (processo n° 134749/2013-8) que me permitiu dedicação integral a este projeto, até o momento que retornei ao mercado de trabalho.

Ao Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola – IMAFLORA, local onde tenho orgulho de trabalhar atualmente, pela compreensão e liberdade de horários que me permitiram concluir este projeto em tempo hábil. Em especial, agradeço a Luís Fernando Guedes Pinto, pelas contribuições que moldaram a temática final apresentada aqui.

À todos que durante esta caminhada esbarrei, entre conversas rápidas e sugestões muitas ideias surgiram, deixo o meu muito obrigado.

Enfim, compartilho o meu sentimento de enorme gratidão, pois me sinto uma pessoa verdadeiramente abençoada por concluir mais este projeto em minha vida. Que seja mais um passo, em uma trilha de sucesso que está apenas começando.

"Essencialmente, o futuro de um ecossistema natural não depende da sua proteção contra os seres humanos, mas, sim, da sua relação com as pessoas que o habitam ou compartilham uma paisagem em comum."

William R. Jordan III

SUMÁRIO

RESUMO.....11
ABSTRACT.....13
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....15
1 INTRODUÇÃO.....17
1.1 Organização do texto.....18
1.2 Objetivos.....19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....21
2.1 A degradação de ecossistemas naturais e os desafios para promover a sustentabilidade de paisagens antropizadas.....21
2.2 Dificuldades, desafios e possíveis soluções para a valoração de serviços ambientais em estratégias conservacionistas.....27
2.3 Modelagem dos sistemas naturais.....30
2.3.1 Modelagem do terreno.....33
2.3.2 Modelagem da erosão do solo.....36
2.3.3 Modelagem da conectividade da paisagem.....38
3 MATERIAL E MÉTODOS.....41
3.1 Caracterização da área de estudo.....41
3.2 Softwares utilizados.....42
3.3 Preparação de base cartográfica.....42
3.4 Análise do relevo e identificação de áreas críticas na paisagem.....45
3.5 Criação de cenários de uso do solo.....48
3.5.1 Restauração florestal de áreas críticas na paisagem.....48
3.5.2 Restauração florestal de faixas marginais aos canais de drenagem.....51
3.6 Conservação do solo e da água.....53
3.7 Conservação da biodiversidade.....55
3.8 Análise comparativa dos resultados entre cenários de uso do solo.....57
3.8.1 Análise dos cenários de restauração florestal em áreas críticas na paisagem.....57
3.8.1.1 A adoção de boas práticas agrícolas como estratégia complementar às iniciativas de conservação e restauração florestal.....59
3.8.2 Análise dos cenários de restauração florestal em faixas marginais florestadas.....59
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....61
4.1 Base cartográfica do Alto Marins.....61

4.2 Áreas críticas na paisagem para conservação do solo e da água 62
4.3 Resultados dos cenários de restauração florestal em áreas críticas na paisagem 65
4.3.1 Análise da perda de solo e do escoamento superficial 67
4.3.2 Análise da conectividade da paisagem 74
4.3.3 Interação entre biodiversidade e a conservação do solo e da água 77
4.3.3.1 Os benefícios da adoção de boas práticas agrícolas em complementação as iniciativas de conservação e restauração florestal 78
4.4 Resultados dos cenários de restauração florestal em faixas marginais aos canais de drenagem 80
4.5 Considerações gerais e limitações.....83
4.6 Implicações práticas dos resultados apresentados.....85
5 CONCLUSÕES 87
REFERÊNCIAS 89
APÊNDICES 107
ANEXOS 121

RESUMO

Priorização de áreas para restauração florestal visando conservar solo, água e biodiversidade em paisagens agrícolas

A conversão de vegetação nativa e o uso inadequado das terras convertidas resultam em prejuízos graves para as funções e processos dos ecossistemas, impactando diretamente a provisão de serviços ambientais e o bem-estar da sociedade. Em meio ao elevado nível de degradação e fragmentação de habitats naturais, pesquisadores têm buscado alternativas para promover a sustentabilidade de paisagens modificadas pelo homem, procurando conciliar ações conservacionistas com as necessidades de produção agropecuária e do uso consciente dos recursos naturais. Para contribuir com esse tema, este trabalho apresentou uma metodologia para a priorização de áreas para restauração florestal em paisagens agrícolas. Foram utilizados indicadores biofísicos (perda de solo, escoamento superficial e conectividade da paisagem) e técnicas de modelagem espacial para analisar o efeito de cenários alternativos de uso do solo sobre a conservação do solo, da água e da biodiversidade. Foram criados dois grupos de cenários, sendo que um grupo apresenta cenários com diferentes quantidades e arranjos espaciais da cobertura florestal na paisagem, e outro grupo se refere à cenários com diferentes tamanhos de faixas marginais florestadas no entorno da rede de drenagem. Os resultados do primeiro grupo de cenários demonstraram que o arranjo espacial da cobertura florestal influenciou significativamente a perda de solo e o escoamento superficial, mas não apresentou efeitos significativos para a conectividade da paisagem, que se mostrou dependente apenas da quantidade de cobertura florestal. As maiores sinergias entre os indicadores analisados foram expressas a partir da aplicação conjunta de boas práticas agrícolas e a restauração florestal de áreas críticas para conservação do solo e da água, demonstrando a complementariedade dessas ações no manejo de paisagens agrícolas. Quanto ao segundo grupo de cenários, os resultados demonstraram a influência positiva do tamanho da faixa florestada na capacidade de retenção de sedimentos das zonas ripárias e na conectividade da paisagem, de modo que os melhores resultados foram obtidos com o total recobrimento das Áreas de Preservação Permanente (APPs) por florestas. Observou-se que a quantidade de cobertura florestal influenciou positivamente a capacidade de retenção de sedimentos das APPs, sendo determinante no comportamento dessas áreas como fonte ou filtro de sedimentos para os canais de drenagem. De forma geral, os resultados apresentados neste trabalho demonstraram o potencial de estratégias conservacionistas e de restauração florestal em paisagens agrícolas, ao mesmo tempo que reforçaram as necessidades de planejamento e da inclusão de áreas de produção agropecuária no manejo de paisagens. Em um cenário atual de implementação da Lei de Proteção da Vegetação Nativa e de exigências mais brandas para recomposição de APPs e Reservas Legais em propriedades privadas, os resultados sugerem que apenas as ações de comando e controle podem não ser suficientes para promover a provisão de serviços ambientais e a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas. Desse modo, recomenda-se que haja uma desvinculação do que está previsto em lei com o conceito de paisagens sustentáveis, pois apenas a adequação legal de propriedades rurais pode não ser capaz de assegurar o fornecimento de bens e serviços à sociedade.

Palavras-chave: Análise do relevo; Serviços ambientais; Modelagem espacial; Erosão do solo; Conectividade da paisagem; Código florestal

ABSTRACT

Identifying critical areas for forest restoration on agricultural landscapes: Effects on soil, water and biodiversity conservation

The conversion of native vegetation and the inappropriate use of converted land have resulted in severe damage to the natural ecosystem functions and processes, affecting the provision of environmental services and the welfare of society. Due to the high level of degradation and fragmentation of natural habitats, researchers have sought alternatives to promote the sustainability of human modified landscapes, aiming to reconcile conservation actions with the agricultural production needs and the conscious use of natural resources. To contribute to this theme, this thesis presented a methodology for prioritizing areas for forest restoration on agricultural landscapes. Biophysical indicators (soil loss, runoff and landscape connectivity) and spatial modeling techniques were used to analyze the effects of alternative scenarios of land use on the conservation of soil, water and biodiversity. These effects were analyzed on two groups of scenarios, wherein one group presents scenarios with different amounts and spatial arrangements of forest cover on the landscape, and another group refers to scenarios with different sizes of forested riparian buffer zones. The results of the first group of scenarios showed that the spatial arrangement of the forest cover significantly influenced the soil loss and runoff, but did not significantly affect the landscape connectivity, which proved to be dependent only by the amount of forest cover. The highest synergies between the analyzed indicators were expressed with the joint application of best management practices and forest restoration of critical areas for soil and water conservation, demonstrating the complementarity of these actions in the management of agricultural landscapes. Considering the second group of scenarios, the results demonstrated the positive influence of the size of forested riparian buffers on sediment retention capacity of riparian areas and landscape connectivity, and the best results were obtained with the total coverage of the Areas of Permanent Preservation (APPs) by forests. It was observed that the amount of forest cover positively influenced the sediment retention capacity of APPs and determined the behavior of these areas as sediment filter or source for stream channels. Overall, the results presented in this thesis demonstrated the potential of conservation and forest restoration strategies on agricultural landscapes, while it reinforced the needs for planning and for the inclusion of agricultural production areas in landscape management strategies. On current expectations for the implementation of the new Brazilian Forest Act and softer requirements for restoration of APPs and Legal Reserves on private properties, the results suggest that only the command and control actions may not be sufficient to promote the provision of environmental services and biodiversity conservation on agricultural landscapes. Therefore, we recommend the detachment from what is required by law to the concept of sustainable landscapes, because only the legal compliance of rural properties may not be able to ensure the supply of goods and services to society.

Keywords: Terrain analysis; Geographic Information Systems; Environmental services; Spatial modelling; Soil erosion; Landscape connectivity

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APPs	Áreas de Preservação Permanente
AVAs	Áreas Variáveis de Afluência
BPAs	Boas Práticas Agrícolas
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CRAs	Cotas de Reserva Ambiental
DEC	Declividade
FLS	Fator Topográfico LS
HOR	Curvatura Horizontal
MDEs	Modelos Digitais de Elevação
POT	Índice da Potência de Escoamento
PRA	Programa de Regularização Ambiental
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
RLs	Reservas Legais
SIGs	Sistemas de Informação Geográfica
REDD+	Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação
UMT	Índice de Umidade do Terreno
VER	Curvatura Vertical

1 INTRODUÇÃO

A conversão de vegetação nativa e o uso inadequado das terras convertidas resultam em prejuízos graves para as funções e processos de ecossistemas naturais. Em função do elevado crescimento populacional vivenciado nas últimas décadas e de projeções futuras indicando a continuidade dessa tendência até o final deste século, cresce também a pressão sobre os recursos naturais e por materiais essenciais, como fibras, energia e alimentos, reduzindo ainda mais a capacidade de suporte do meio ambiente. Segundo especialistas, este aumento da pressão humana sobre os ecossistemas pode ser o principal responsável pela intensificação das alterações climáticas e de seus efeitos sobre o bem-estar social.

No Brasil, diante da crise hídrica vivenciada em diversas regiões do país e de cenários futuros indicando menor disponibilidade deste recurso, o tema “produção de água” tem despertado grande interesse da sociedade, levando a uma maior conscientização do público geral sobre questões ambientais. Apesar desta mudança de comportamento, falta maior esclarecimento científico quanto a interdependência dos processos naturais e a complexidade das relações entre biodiversidade e a produção de bens e serviços aos seres humanos. Bons exemplos de interdependência ocorrem nas relações entre solo e água ou vegetação nativa e fauna, onde as recomendações para promover um componente trazem reflexos mútuos, com efeitos positivos ou negativos dependendo da ação empregada.

Para que estas recomendações sejam realmente benéficas ao meio ambiente (e consequentemente aos seres humanos), é cada vez maior a demanda por estudos que esclareçam a relação entre as mudanças de uso do solo e seus efeitos sobre as funções e processos dos ecossistemas. A partir desta maior compreensão, torna-se possível priorizar áreas críticas para a conservação ou restauração florestal em paisagens alteradas pelo homem como, por exemplo, em paisagens agrícolas, e efetivamente promover a sustentabilidade dos recursos naturais. Dessa forma, o manejo de paisagens e a construção de paisagens sustentáveis surgem como alternativas para conciliar as necessidades de produção com estratégias de conservação da natureza, procurando maximizar os benefícios e reduzir possíveis conflitos na gestão do território.

1.1 Organização do texto

A organização deste trabalho segue uma estrutura de tese convencional. É apresentado um histórico das conversões de ecossistemas naturais ocorridas no mundo e em especial no Brasil, relacionando a expansão agropecuária com a degradação e fragmentação de habitats e expondo os prejuízos causados à biodiversidade e à provisão de serviços ambientais aos seres humanos. O texto traz elementos da mudança recente na principal legislação brasileira para proteção da vegetação nativa e seus efeitos sobre as necessidades de conservação e restauração florestal em propriedades privadas. Foram apresentadas iniciativas conservacionistas que objetivam assegurar a manutenção ou recuperação de florestas em paisagens agrícolas, bem como possíveis incentivos econômicos que tornariam viáveis tais iniciativas, dentre os quais se destacam os programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Apesar de promissores, a maioria dos programas de PSA atuais apresentam dificuldades em comprovar os reais benefícios dos serviços ambientais sendo transacionados, justamente pela dificuldade em quantificar e monitorar os processos naturais do meio ambiente. Sem a devida comprovação dos benefícios, a valoração econômica torna-se um processo obscuro, contribuindo para a negligência sobre o tema em políticas públicas. O texto destaca o desenvolvimento na área de geotecnologias e como isso facilitou a obtenção, manipulação e análise de dados geoespaciais, contribuindo também para uma maior compreensão do funcionamento dos ecossistemas naturais e para o desenvolvimento de modelos matemáticos baseados em processos físicos.

Nesse contexto, a aplicação conjunta de Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) e técnicas de modelagem espacial surge como uma possível solução para a identificação de áreas críticas na paisagem e a análise de cenários alternativos de uso do solo, permitindo uma melhor compreensão dos impactos de mudanças naturais e antrópicas sobre o meio ambiente, uma vez que supera as dificuldades inerentes à quantificação e ao monitoramento de serviços ambientais em paisagens agrícolas.

Dessa forma, este trabalho apresenta um exemplo de como estas ferramentas podem ser utilizadas para identificar áreas críticas para conservação ou restauração florestal e, com isso, auxiliar o processo de tomada de decisão na busca pela construção de paisagens agrícolas sustentáveis. Apesar da metodologia e dos resultados obtidos não se restringirem a aplicações no Brasil, tampouco à bacia

hidrográfica utilizada como área de estudo, acredita-se que este trabalho possa contribuir diretamente com o debate sobre os efeitos da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012), também conhecida como Novo Código Florestal brasileiro, na conservação da biodiversidade e na provisão de serviços ambientais em paisagens agrícolas, principalmente no que se refere aos impactos associados às menores exigências para restauração florestal de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais (RLs).

1.2 Objetivos

Este trabalho possui quatro objetivos específicos:

i) Propor uma metodologia para identificação de áreas críticas na paisagem para conservação do solo e da água;

ii) Avaliar o efeito da quantidade e do arranjo espacial da cobertura florestal na conservação do solo, da água e da biodiversidade;

iii) Avaliar o efeito da adoção de boas práticas agrícolas na conservação do solo e da água;

iv) Avaliar o papel da zona ripária na produção e retenção de sedimentos e na conectividade da paisagem.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A degradação de ecossistemas naturais e os desafios para promover a sustentabilidade de paisagens antropizadas

A conversão de ecossistemas naturais para paisagens antropizadas pode ser considerada o maior impacto do ser humano sobre a Terra (BARRETTO et al., 2013). Desde os anos 1700, estima-se que o mundo tenha presenciado uma expansão de áreas agrícolas da ordem de cinco vezes, ao passo que as pastagens avançaram mais de seis vezes (RAMANKUTTY; FOLEY, 1999; ELLIS et al., 2010), ocupando conjuntamente 38% da superfície terrestre atualmente (RAMANKUTTY et al., 2008; FOLEY et al., 2011). Apesar do longo período de interferências, os impactos do homem sobre a estrutura e funcionalidade dos ecossistemas se intensificaram após a segunda metade do século XX (HASSAN et al., 2005). Durante o período de 1980 a 2000, mais da metade da conversão de novas áreas para fins agropecuários ocorreu em detrimento de florestas primárias e outros 28% em detrimento de florestas secundárias (GIBBS et al., 2010), causando a perda de biodiversidade (DOBSON et al., 2006; CARDINALE et al., 2012) e, também, afetando a provisão de serviços ecossistêmicos[1] importantes para o bem-estar humano, como a regulação climática, a qualidade do ar e o suprimento de água limpa (FOLEY et al., 2005). Apesar dos impactos negativos associados à conversão de ecossistemas naturais, a necessidade de produzir alimentos e energia para uma população crescente (BARRETTO et al., 2013), bem como os benefícios econômicos associados à exploração de áreas convertidas (LAMBIN; MEYFROIDT, 2011), parecem ter se sobreposto ao uso sustentável dos recursos naturais e os esforços de restauração florestal (RODRIGUES et al., 2009).

Em regiões tropicais, as mudanças de uso do solo podem ser principalmente atribuídas à expansão de fronteiras agropecuárias e altas taxas de desmatamento de vegetação nativa (HANSEN et al., 2010), resultando em impactos negativos de severidade variável em função da área que foi convertida e cultivada (GIBBS et al., 2010). Atualmente, mais de 60% dos remanescentes florestais tropicais

[1] Apesar de existirem divergências na definição e classificação de serviços ecossistêmicos (exemplos em COSTANZA et al., 1997; HASSAN et al., 2005; BOYD; BANZHAF, 2007; FISHER et al., 2009), estes podem ser entendidos como o suprimento de benefícios da natureza à sociedade, sendo direta ou indiretamente utilizados pelos seres humanos para seu bem-estar. Desse modo, o que distingue um serviço ecossistêmico das funções e processos do ecossistema é o envolvimento explícito de beneficiários (CHAN et al., 2006).

correspondem à formações secundárias (FAO, 2010) com alto grau de fragmentação (TABARELLI et al., 2008; RIBEIRO et al., 2009), resultando em grandes prejuízos para o funcionamento destes ecossistemas e cenários futuros indicando o colapso da biodiversidade tropical (LAURANCE et al., 2012, 2014). Estas constatações resultaram em preocupação por parte de pesquisadores sobre os verdadeiros impactos da perda de biodiversidade para a sociedade e motivaram a criação de iniciativas globais que pudessem contribuir para um maior entendimento das relações entre a biodiversidade, o funcionamento dos ecossistemas e a provisão de bens e serviços aos seres humanos (CARDINALE et al., 2012). Nos últimos vinte anos, diversos estudos científicos foram realizados e permitiram constatar a complexidade e variabilidade das interações entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos, as quais apresentam situações de sinergia até situações de conflito de escolha, os chamados *tradeoffs* (BENNETT et al., 2009).

Tais estudos também revelaram a importância de grandes áreas de florestas primárias para a preservação da biodiversidade (NAUGHTON-TREVES et al., 2005; LAURANCE, 2005), mas o cenário atual de degradação e fragmentação de habitats naturais impõe um novo desafio para ecologistas, que têm buscado alternativas para a conservação da biodiversidade tropical em paisagens alteradas pelo homem (MELO et al., 2013). Independentemente da alternativa escolhida, parece haver um consenso entre pesquisadores sobre a importância de aumentar a conectividade entre fragmentos florestais menores e remanescentes de maior tamanho para promover a conservação de espécies (exemplos em CHAZDON et al., 2009; DENT; JOSEPH WRIGHT, 2009). Para esta finalidade, a melhor opção parece ser a destinação de reservas ecológicas em propriedades privadas, as quais combinam oportunidades de restauração florestal com a demanda por conservação em nível de paisagem (BRANCALION et al., 2013; BANKS-LEITE et al., 2014). Ao reconhecer a importância das propriedades rurais para promover a sustentabilidade da paisagem, esta estratégia busca equilibrar a necessidade de produção agropecuária com a conservação da biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos, além de promover o uso consciente dos recursos naturais (MELO et al., 2013, WU, 2013).

No entanto, por conta do nível elevado de degradação de grande parte dos ecossistemas tropicais, a sustentabilidade das paisagens destas regiões fica condicionada ao desenvolvimento de programas de conservação e restauração florestal em larga escala (BRANCALION et al., 2013). Estudos indicam a

necessidade de conservar pelo menos 30% da cobertura florestal da paisagem para garantir a integridade da biodiversidade animal (ANDREN, 1994; BANKS-LEITE et al., 2014). Devido a porcentagem atual de florestas legalmente protegidas no mundo ser de apenas 13% (FAO, 2010), os principais esforços conservacionistas internacionais têm se concentrado em elevar as áreas protegidas mundiais e promover a restauração de ecossistemas florestais degradados (BERTZKY et al., 2012; LATAWIEC et al., 2015). Dentre essas iniciativas, a Convenção das Nações Unidas para Diversidade Biológica (CBD) elaborou o Plano Estratégico de Biodiversidade para o período de 2011 a 2020, também conhecido como as Metas de Biodiversidade de Aichi Nagoya que, dentre outros objetivos, pretende elevar para 17% a quantidade de ecossistemas terrestres protegidos e restaurar 150 milhões de hectares de ecossistemas degradados (Metas 11 e 15; CBD, 2010).

Para garantir o sucesso desses programas, torna-se necessário um planejamento cuidadoso, que evite riscos de deslocamento da produção agropecuária para outras regiões ("vazamentos") e que priorize áreas críticas na paisagem, onde a manutenção ou o reestabelecimento de florestas resulte na maximização dos benefícios ao meio ambiente e aos seres humanos (LATAWIEC et al., 2015). Além desses cuidados, a sustentabilidade global também depende do desenvolvimento de alternativas de produção que reduzam a dicotomia entre a conservação do meio ambiente e o aumento da produção agropecuária (ANGELSEN, 2010).

O caso do Brasil e as incertezas presentes e futuras

No Brasil, o desmatamento da cobertura florestal se iniciou a mais de 500 anos nas regiões costeiras do país, resultando em forte pressão sobre o bioma Mata Atlântica (DEAN, 1995). Atualmente restam apenas 12% da cobertura original deste bioma, sendo que a maior parte dos remanescentes florestais correspondem à pequenos fragmentos (< 50ha) com conectividade insuficiente para sua manutenção no longo prazo (RIBEIRO et al., 2009). Este cenário de grande fragmentação resultou em prejuízos para a biodiversidade local, inclusive com a extinção de espécies (METZGER et al., 2009), o que se torna ainda mais preocupante pelo fato da Mata Atlântica estar entre os cinco principais *hotspots* de biodiversidade do

mundo, apresentando elevado grau de endemismo de suas espécies (MYERS et al., 2000).

Após a década de 70, o país vivenciou uma reversão na tendência de expansão agrícola em regiões agropecuárias já consolidadas, em especial as regiões sul, sudeste e nordeste (BARRETTO et al., 2013), bem como a substituição de culturas agrícolas alimentícias e de pastagens pela produção de biocombustíveis (SPAROVEK et al., 2009; BERNDES et al., 2013). A combinação desses processos resultou na perda da capacidade de produção alimentícia dessas regiões e aumentou a pressão para conversão de novas áreas, tornando-se um exemplo claro dos efeitos indiretos associados as mudanças de uso do solo (LAPOLA et al., 2010). Nesse período, observou-se o deslocamento da fronteira agropecuária para as regiões norte e centro-oeste do país (ARIMA et al., 2011; BARRETTO et al., 2013), uma tendência que persiste até os dias de hoje (GIBBS et al., 2015). Além da pressão pela abertura de novas áreas, práticas agrícolas de correção e fertilização do solo e os avanços em tecnologia tornaram economicamente viáveis a produção agrícola no Cerrado e na Amazônia brasileira (BARRETTO et al., 2013), colaborando para a exploração intensiva desses biomas nas últimas décadas (FEARNSIDE, 2001, 2005) e, respectivamente, em 50 e 20% de perda de vegetação nativa original (MESQUITA, 2009; TOLLEFSON, 2015).

Atualmente, o país possui ainda 537Mha de vegetação nativa, dos quais 32% representam áreas públicas e protegidas e 68% estão localizadas em terras privadas sob o regimento da legislação ambiental vigente (SPAROVEK et al., 2012). Apesar deste excedente de vegetação nativa e de áreas protegidas em comparação à outros países (BERTZKY et al., 2012), mudanças ocorridas na principal legislação brasileira para proteção da vegetação nativa representam uma ameaça sobre os remanescentes naturais e a necessidade de restauração de áreas degradadas (SOARES-FILHO et al., 2014). Em 2012, foi instituída a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012), que revogou o Código Florestal brasileiro (BRASIL, 1965) após doze anos de discussões entre ruralistas e ambientalistas no congresso nacional. Embora o processo de elaboração da legislação tenha sido acompanhado pela comunidade científica nacional e internacional (METZGER et al., 2010; MARTINELLI, 2011; TOLLEFSON, 2011; SOUSA et al., 2011), os alertas sobre possíveis impactos dessa transição foram ignorados e os interesses dos

grupos ruralistas prevaleceram nas votações que definiram o formato final da nova lei (TOLLEFSON, 2012).

Tanto no Código de 1965 como na Lei de 2012, as principais formas de proteção da vegetação nativa em propriedades privadas ocorrem através da implementação de APPs e RLs, sendo que a primeira se refere à proteção de áreas sensíveis na paisagem (e.g. faixas marginais aos canais de drenagem, áreas declivosas e áreas de altitude elevada), ao passo que a segunda representa uma porcentagem variável da propriedade rural a ser destinada para a conservação, definida em função do bioma que a propriedade está inserida (entre 20 e 80% da área total da propriedade) (SPAROVEK et al., 2012). Apesar dos termos APP e RL terem sido mantidos na legislação atual, houveram redefinições de conceitos e o estabelecimento de novos critérios que, na prática, resultaram em menor proteção da vegetação nativa e menor necessidade de restauração florestal em propriedades privadas (GARCIA et al., 2013). Dentre as diversas alterações, talvez a mais polêmica e com maior potencial de impacto para o meio ambiente seja a definição de uma data de corte para a suspensão de autos de infração relacionados à desmatamentos ilegais e a consolidação do uso agropecuário nestas áreas já desmatadas[2] (SOARES-FILHO et al., 2014). Como resultado desta alteração tem-se a redução das exigências de recomposição de APPs e RLs em áreas consolidadas, inclusive com a isenção de recomposição de RLs em pequenas propriedades rurais (até 4 módulos fiscais) (GARCIA et al., 2013). Outra alteração bastante questionada por ambientalistas foi a flexibilização das regras para o cômputo da APP no cálculo de área destinada à RL, o que na prática reduz a necessidade de recomposição de RL em qualquer propriedade privada que possua APP com uso florestal (SPAROVEK et al., 2012; SOARES-FILHO et al., 2014).

Em função destas exigências mais brandas, estima-se que 90% das propriedades rurais brasileiras qualificam-se para receber anistia do governo por desmatamentos passados, o que resultaria na diminuição de 58% do passivo ambiental nacional e 30Mha a menos de restauração florestal em APPs e RLs (SOARES-FILHO et al., 2014). Com isso, a nova lei reduz drasticamente a necessidade de restauração florestal em paisagens consolidadas, inclusive em áreas

---

[2] A referida data é 22 de julho de 2008, estabelecida em função da publicação do Decreto n° 6.514 de 22 de julho de 2008, que dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências.

com baixo potencial agrícola que poderiam ser destinadas à alocação de RLs, comprometendo a qualidade da paisagem, a conservação da biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos (GARCIA et al., 2013). Diante deste retrocesso na legislação ambiental brasileira, fica evidente que apenas as ações legais de comando e controle não serão suficientes para garantir a conservação da vegetação nativa em terras privadas (SPAROVEK et al., 2015), havendo a necessidade da implementação de instrumentos econômicos que estimulem os proprietários rurais à recuperarem ou manterem as suas florestas, independentemente da sua obrigatoriedade legal (exemplos em AZEVEDO et al., 2015).

Dentre os instrumentos previstos na legislação vigente, a criação de Cotas de Reserva Ambiental (CRAs) representa uma alternativa para que o excedente de vegetação nativa de uma propriedade rural seja utilizado para compensar o déficit de RL de outra propriedade inserida no mesmo bioma (SOARES-FILHO et al., 2014). Embora esta represente uma possibilidade de benefício econômico ao proprietário rural com excedente florestal, este mecanismo é falho ao possibilitar a compensação em regiões extremamente distantes que estejam inseridas em um mesmo bioma, possibilitando que as compensações sejam realizadas em regiões onde o custo de oportunidade da terra é baixo e, portanto, longe das zonas de expansão agropecuária, onde a pressão sobre os recursos naturais é maior (SPAROVEK et al., 2012).

Existem também iniciativas privadas que procuram assessorar os proprietários de terras em atender as exigências ambientais, permitindo a conciliação entre a conservação ambiental e da biodiversidade com o desenvolvimento agropecuário sustentável (SOARES-FILHO et al., 2014). Dentre essas iniciativas destacam-se os sistemas de certificação socioambiental na produção agropecuária (e.g. *Forest Stewardship Council* - FSC e *Sustainable Agriculture Network* - SAN), os boicotes à produtos oriundos de áreas desmatadas ou altamente biodiversas (e.g. Moratórias da soja e da carne), bem como incentivos econômicos para a conservação ambiental (e.g. Projetos de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação - REDD+) (GARDNER, 2010; SPAROVEK et al., 2010; FOLEY et al., 2011; SOARES-FILHO et al., 2014; HARDT et al., 2015; GIBBS et al., 2015). Outras iniciativas que poderiam ser mais amplamente utilizadas envolvem a preferência por contratos públicos ecológicos e instrumentos baseados no princípio do poluidor pagador como, por exemplo, instrumentos regulatórios ou penalidades (RING et al., 2010). Uma

iniciativa mais promissora e que vem crescendo no Brasil e no mundo nos últimos anos é o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; BALVANERA et al., 2012).

2.2 Dificuldades, desafios e possíveis soluções para a valoração de serviços ambientais em estratégias conservacionistas

Apesar de serem muitas vezes utilizados como sinônimos, este texto abordará serviços ecossistêmicos e serviços ambientais como diferentes, considerando o primeiro como os benefícios oriundos exclusivamente de ecossistemas naturais e o segundo, mais abrangente, compreendendo também os benefícios associados à ecossistemas ativamente manejados, como paisagens rurais sob práticas agrícolas sustentáveis (MURADIAN et al., 2010; WUNDER, 2013). As iniciativas de PSA podem ser entendidas como de caráter voluntário, onde fornecedor(es) e usuário(s) transacionam recursos relacionados à um serviço ambiental bem definido, ou pelo menos inferido por um uso do solo compatível com este serviço – proxy de uso do solo (WUNDER, 2005). Dessa forma, os programas de PSA constituem-se em mecanismos para ações consideradas ambientalmente mais corretas por parte dos detentores de um determinado recurso que, em contrapartida, devem receber algum tipo de incentivo ou compensação por essa mudança de comportamento (VATN, 2010), embora o envolvimento de pagamentos diretos não seja necessário e nem capaz de garantir o sucesso do programa (VATN, 2010; WUNDER, 2013).

Apesar de ser um procedimento comum, programas de PSA que utilizam proxies de uso do solo são criticados por terem pouco embasamento científico e serem baseados em premissas sobre as relações entre o uso do solo promovido – geralmente o incremento de cobertura florestal – e os impactos na provisão de determinado serviço, sem que os reais benefícios aos envolvidos sejam mensurados, elevando as incertezas sobre a efetividade desses programas (MURADIAN et al., 2010). Assim, dentre os maiores desafios para a incorporação de programas de PSA em políticas públicas, estão as dificuldades em quantificar e monitorar o fornecimento dos serviços ambientais sendo transacionados, bem como estimar o valor desses serviços (CHAN et al., 2006; NELSON et al., 2009). No Brasil, predominam os programas de PSA baseados em proxies com o incremento de cobertura florestal, e dentre os principais serviços ambientais sendo transacionados

estão aqueles relacionados à retenção do solo e provisão de água limpa (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; BALVANERA et al., 2012).

Embora os ecossistemas florestais possuam elevado potencial na provisão de diversos serviços ambientais e estejam diretamente relacionados ao bem estar dos seres humanos (HASSAN et al., 2005), o verdadeiro papel das florestas na conservação do solo e da água é assunto altamente controverso entre a comunidade científica (CALDER, 2002). As florestas possuem alta capacidade de interceptação das águas das chuvas e solos com maior quantidade de microrganismos, matéria orgânica, biomassa radicular e porosidade, favorecendo a infiltração e retenção de água no perfil de solo (ILSTEDT et al., 2007; NEARY et al., 2009). A maior infiltração de água garante a recarga mais eficiente das camadas subterrâneas (PRICE, 2011), mas é parcialmente contrabalanceada pelo maior consumo das florestas no processo de evapotranspiração (BRAUMAN et al., 2007), que bombeia água para a atmosfera e favorece o ciclo da água em escala regional e global (ELLISON et al., 2012). No entanto, em escala local, bacias hidrográficas com maior cobertura florestal costumam apresentar menor escoamento superficial e maior escoamento subterrâneo, sendo que essas diferenças nos fluxos preferenciais de água são comumente relacionadas a menores vazões (BOSCH; HEWLETT, 1982; JACKSON et al., 2005).

No que se refere à conservação da água, a proteção de áreas sensíveis na paisagem - como áreas variáveis de afluência, zonas ripárias e o entorno de canais de drenagem - por faixas marginais florestadas é uma pratica conservacionista amplamente utilizada para evitar a poluição difusa dos recursos hídricos e promover a funcionalidade ecológica de riachos (WALTER et al., 2009; WASSON et al., 2010), sendo que o efeito de proteção é maior em faixas florestadas de maior tamanho (SPAROVEK et al., 2002; MAYER et al., 2007). Em rios pequenos à médios, zonas ripárias florestadas podem amenizar a temperatura da água, reduzir o aporte de sedimentos, fornecer matéria orgânica a fauna aquática e estabilizar os taludes dos canais (OSBORNE; KOVACIC, 1993; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; FAO, 2013), conferindo as florestas papel de destaque na manutenção da qualidade da água superficial (KUGLEROVÁ et al., 2014). No entanto, no que se refere a quantidade de água produzida, bacias com faixas marginais florestadas normalmente apresentam vazões menores do que bacias com faixas marginais recobertas por vegetação de menor porte (SALEMI et al., 2012). Com relação à conservação do solo, boa parte

dos estudos suporta a ideia de que florestas representam ambientes com baixas taxas de erosão (BRUIJNZEEL, 2004; NEARY et al., 2009; VERBIST et al., 2010) mas, no entanto, existem evidências sobre a susceptibilidade erosiva de florestas sob condições específicas de localidade, que acabam favorecendo os mecanismos responsáveis pela geração de escoamento superficial e a perda de solo (ELSENBEER, 2001; ZIMMERMANN et al., 2012). Além disso, o papel das florestas na conservação do solo e da água também é influenciado por outros fatores como a magnitude dos eventos de chuva (BATHURST et al., 2011), a qualidade do habitat florestal (FERRAZ et al., 2014), características das espécies florestais (WATTENBACH et al., 2007) e o tamanho e a localização espacial da cobertura florestal na paisagem (LORZ et al., 2007).

Dessa forma, para garantir que a restauração florestal seja realmente uma estratégia eficiente na conservação do solo e da água, os atores envolvidos em programas de restauração florestal devem estar cientes quanto as potencialidades e limitações do incremento da cobertura florestal na paisagem, buscando sempre se apoiar em evidências científicas ao invés do senso comum de que florestas sempre estão associadas a maior provisão de serviços ambientais, em especial a produção de água e a retenção do solo em bacias hidrográficas (CALDER, 2002; JACKSON et al., 2005; ELLISON et al., 2012). Para subsidiar esta mudança de paradigma, torna-se fundamental compreender a heterogeneidade da paisagem e identificar áreas críticas onde as sinergias e *tradeoffs* entre múltiplos serviços ambientais sejam relevantes (TURNER et al., 2013), aumentando as possibilidades da restauração florestal resultar em situações “ganha-ganha”.

Nesse sentido, soluções baseadas em SIGs, em conjunto com técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto, têm demonstrado grande potencial na obtenção de dados para a compreensão de múltiplos serviços ambientais e suas interações, constituindo-se em ferramentas essenciais para a análise de paisagens no espaço e no tempo (AYANU et al., 2012; NEMEC; RAUDSEPP-HEARNE, 2013). Embora o uso de geotecnologias tenha facilitado os processos de obtenção, visualização e manipulação de dados, a falta de padronização de unidades de medidas consistentes para o monitoramento de cada serviço ambiental e biodiversidade continua sendo um entrave que impossibilita a comparação entre resultados de diferentes estudos (BOYD; BANZHAF, 2007; PEREIRA et al., 2013); contribuindo também para a falta de métodos de valoração econômica e a omissão

destes bens e serviços ambientais na construção de políticas públicas (BALMFORD et al., 2002; RING et al., 2010).

Pelo fato da estrutura, composição e funcionamento de um ecossistema serem de difícil medição, mas estarem diretamente correlacionados com quantidade e qualidade dos serviços ambientais disponibilizados aos seres humanos, estudos recentes têm utilizado indicadores biofísicos que possibilitem estimar a provisão destes serviços (NEMEC; RAUDSEPP-HEARNE, 2013). Da mesma forma, os ecologistas de paisagem têm utilizado indicadores relacionados à configuração espacial da paisagem para estudar os processos ecológicos e garantir a conservação da biodiversidade (TURNER, 2005). Assim, para assegurar a sustentabilidade da paisagem, é preciso determinar e desenvolver indicadores confiáveis que incorporem diferentes perspectivas do funcionamento dos ecossistemas, mas que também sejam relevantes para o bem-estar humano e apoiem os processos de tomada de decisão. Para atender essas demandas, o uso de modelagem espacial torna-se essencial (WU, 2013). Técnicas de modelagem possibilitam o planejamento e o direcionamento de esforços conservacionistas, pois são capazes de modelar e estimar os efeitos de cenários alternativos de uso do solo (exemplos em CHAN et al., 2006; NELSON et al., 2009; QIU; TURNER, 2013).

Pela importância do tema neste trabalho, a seguir será apresentada uma revisão bibliográfica dedicada ao uso de técnicas de modelagem espacial em sistemas naturais, trazendo conceitos importantes para contextualizar o leitor sobre o tema e mostrar as possibilidades e limitações do uso de modelos. No decorrer do texto, será dado maior enfoque à técnicas de modelagem mais diretamente relacionadas com este trabalho, especialmente a modelagem do terreno, modelagem da erosão e modelagem da paisagem.

2.3 Modelagem dos sistemas naturais

Devido à complexidade dos sistemas naturais nem sempre é possível obter respostas com o uso de experimentação científica tradicional, uma vez que, geralmente, experimentos são viáveis apenas em pequena escala e a extrapolação desses experimentos para grandes escalas é cercada de premissas e aproximações (BEVEN, 2002). Dessa forma, experimentos controlados utilizando modelos explícitos têm se mostrado uma alternativa viável para modelar a paisagem e auxiliar no processo de tomada de decisão (WU, 2013).

Partindo do pressuposto que todo o modelo é uma representação simplificada da realidade, cabe ao modelador compreender os processos-chave no funcionamento da parte da realidade que lhe interessa, descrever estes processos de forma conceitual com base no conhecimento científico existente e expressar este conceito de forma matemática, possibilitando que as hipóteses formuladas sobre o funcionamento da natureza possam ser testadas através de simulações computacionais (GRAYSON; BLOSCHL, 2001). Assim, a modelagem é um processo cíclico e progressivo que acompanha o desenvolvimento do conhecimento científico, apresentando avanços à medida que novas hipóteses são testadas e validadas e esse novo conhecimento é incorporado a base conceitual e matemática dos modelos, o que permite que novas hipóteses sejam formuladas, testadas, validadas e novamente incorporadas aos modelos, que assim são revisados e aprimorados constantemente.

Com o auxílio de um ambiente computacional, os modelos são incorporados à um espaço virtual com limites bem definidos, que simplifica a complexidade e ignora o desconhecido sobre os sistemas naturais, mas que se constitui na melhor aproximação da realidade que o conhecimento científico disponível permite representar (BEVEN, 2002). Desse modo, cientistas e engenheiros tradicionalmente lidam com problemas ambientais construindo modelos baseados em processos, como uma forma de compreender o comportamento natural do meio ambiente e prever os efeitos associados às mudanças naturais e antrópicas (RENSCHLER, 2003).

O processo de concepção de um modelo frequentemente é direcionado em função da disponibilidade de dados para representar um determinado processo (SINGH; WOOLHISER, 2002), ao passo que a demanda por dados aumenta com a complexidade dos processos a serem representados (AKSOY; KAVVAS, 2005). Assim, o processo de construção de um modelo precisa ser balanceado em função da performance preditiva do modelo, sua complexidade e a disponibilidade de dados (Figura 1), devendo sempre prevalecer o princípio de parcimônia durante este processo (SIVAPALAN et al., 2003). No geral, os modelos podem ser divididos em três grandes categorias (empírica, conceitual ou baseada em processos), dependendo dos processos físicos simulados, os algoritmos descrevendo estes processos e a dependência de dados do modelo, no entanto, destaca-se que essa divisão entre modelos não é exata e um modelo pode conter um conjunto de

submodelos, cada um representando uma dessas categorias (MERRITT et al., 2003).

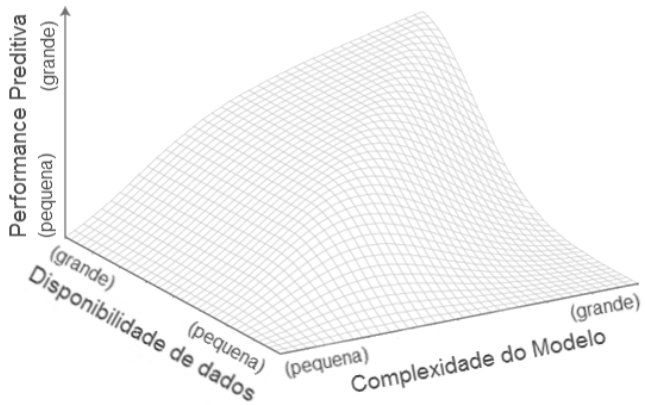

Figura 1 – Relação conceitual entre disponibilidade de dados, complexidade e performance preditiva dos modelos
Fonte: Adaptado de Grayson e Bloschl (2001)

Com os avanços recentes na área das ciências computacionais e o desenvolvimento de novas ferramentas de geotecnologias, como SIGs e softwares para o processamento de imagens, houveram ganhos significativos na capacidade de geração, processamento e manipulação de dados geoespaciais, possibilitando também o desenvolvimento de modelos mais complexos, como é o caso de modelos baseados em processos físicos (RENSCHLER, 2003; AKSOY; KAVVAS, 2005; DANIEL et al., 2011).

Apesar dos avanços, a capacidade de predição dos modelos nunca será completa, pois não é possível representar com perfeição todos os processos físicos, químicos e biológicos ocorrendo nos sistemas naturais, nem tampouco distribuí-los perfeitamente no espaço e no tempo. Essa constatação fez com que em 1987 George E. P. Box e Norman Draper escrevessem em seu livro a seguinte frase: “Essencialmente, todos os modelos são errados, mas alguns são úteis.” (BOX; DRAPER, 1987). Assim, para se trabalhar com modelagem de sistemas naturais o pesquisador deve ter amplo conhecimento sobre os processos sendo modelados e estar ciente das limitações inerentes ao seu modelo, devendo sempre se perguntar: Qual a aproximação ou nível de erro permitidos para que o modelo deixe de ser útil?

2.3.1 Modelagem do terreno

Essencialmente, modelos digitais de elevação (MDEs) são superfícies matemáticas originadas a partir de pontos amostrais contendo valores de elevação da superfície terrestre, os quais podem ser obtidos de fontes distintas (e.g. topografia convencional, fotogrametria, inferometria por radar e escaneamento a laser), cada uma apresentando vantagens e desvantagens (ATHMANIA; ACHOUR, 2014). Independente da fonte de dados, um ponto crucial no processo de construção de uma superfície de elevação contínua, consiste na interpolação dos pontos amostrais, pois diferentes técnicas influenciam diretamente na qualidade do MDE resultante (AGUILAR et al., 2005). Técnicas de interpolação baseadas em geoestatística (e.g. inverso da distância ao quadrado, *spline* e krigagem) oferecem as melhores alternativas para a geração de MDEs a partir de pontos cotados e curvas de nível (DANIEL et al., 2011). Outra técnica de interpolação que merece destaque se baseia em um método de iteração de diferenças finitas e na aplicação de um algoritmo para o forçamento da rede drenagem e a remoção de artefatos e depressões na superfície do terreno, resultando em um MDE hidrologicamente correto (HUTCHINSON, 1989). Além da técnica de interpolação adotada, a forma de representação do MDE é outra característica importante a ser considerada, sendo que MDEs com estrutura do tipo grid (ou tipo *raster*) são mais eficientes na extração de atributos topográficos em comparação a outros tipos de representação, como as do tipo TIN (*Triangulated Irregular Network*) e estruturas de armazenamento baseadas em curvas de nível (MOORE et al., 1991; TARBOTON, 1997).

A partir da análise da morfologia da superfície da Terra, pesquisadores são capazes de compreender sobre sua história e seus processos de formação (TAROLLI, 2014), sendo que a utilização conjunta de MDEs e SIGs se constitui em uma poderosa ferramenta para esta finalidade, pois permite a análise automática de atributos topográficos qualitativos e quantitativos (VALERIANO et al., 2006). Atributos topográficos podem ser divididos em primários, quando são calculados diretamente a partir dos dados de elevação da superfície, ou secundários, quando envolvem a combinação de mais de um atributo primário e representam índices relacionados à variabilidade espacial de processos específicos ocorrendo na paisagem (MOORE et al., 1991) (Tabela 1).

Tabela 1 - Principais atributos topográficos utilizados nas ciências ambientais

Atributos topográficos	Aplicação nas ciências ambientais
Primários	
Altitude	Estudos de clima, tipo de vegetação e energia potencial
Declividade	Relacionada com a velocidade de escoamento do fluxo superficial e subsuperficial. Influencia na razão entre infiltração e escoamento
Aspecto	Determinação da direção de fluxo e irradiação solar
Curvatura horizontal	Determina a convergência ou divergência do fluxo de água sobre o terreno, influenciando o conteúdo de água no solo
Curvatura vertical	Determina a aceleração ou desaceleração do fluxo de água sobre o terreno, influenciando nos processos erosivos
Secundários	
Índice de umidade do terreno	Potencial de identificar áreas com maior probabilidade de saturação ou áreas variáveis de afluência
Índice da potência de escoamento	Força potencial do fluxo de água, sendo relacionado com a intensidade dos processos erosivos e capacidade de transporte da enxurrada
Fator topográfico LS	Relaciona o comprimento de rampa com a declividade e determina o potencial de perda de solo em pontos específicos da paisagem

Fonte: Baseado em Moore et al. (1991)

A utilização de atributos topográficos possui diversas aplicações nas ciências ambientais, pois permite compreender os processos de migração e acúmulo de água, minerais e substâncias orgânicas sobre a superfície terrestre (FLORINSKY, 2000), possibilitando identificar áreas críticas na paisagem com maior probabilidade de saturação ou maior susceptibilidade aos processos erosivos (O'LOUGHLIN, 1981, 1986; MOORE et al., 1988; FLORINSKY, 2000; SHRUTHI et al., 2014). Além disso, os atributos topográficos também são utilizados em estudos de caracterização espacial da vegetação e dos solos (MOORE et al., 1993; FLORINSKY; KURYAKOVA, 1996; BOURENNANE et al., 2014).

Além das possibilidades citadas, a análise do relevo também permite o mapeamento e a classificação da paisagem em compartimentos homogêneos de características geomorfológicas semelhantes (formas do terreno), subsidiando estudos regionais para o planejamento e zoneamento da paisagem de acordo com sua aptidão natural (DRĂGUŢ; BLASCHKE, 2006). No processo de obtenção de formas do terreno, a utilização de atributos topográficos como a declividade e as curvaturas horizontal e vertical possibilitam uma interpretação dinâmica em termos

de fluxos na paisagem, criando zonas de aceleração ou desaceleração do fluxo pela combinação declividade-curvatura vertical e zonas de concentração ou dispersão do fluxo pela combinação declividade-curvatura horizontal (MINÁR; EVANS, 2008) (Figura 2).

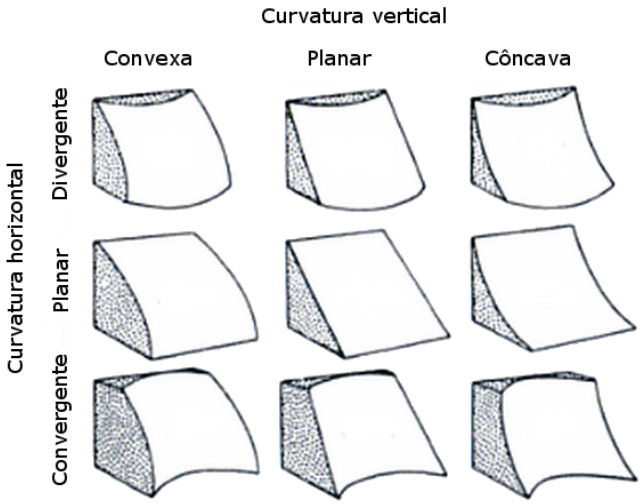

Figura 2 – Classificação de formas do terreno com base nas curvaturas horizontal e vertical
Fonte: Adaptado de Dikau (1989)

A partir do maior desenvolvimento de SIGs, houve grande avanço na segmentação de elementos homogêneos na paisagem, especialmente com o uso de técnicas de taxonomia numérica (análises de agrupamento) para verificação da similaridade entre *pixels* e posterior classificação do relevo (DRĂGUŢ; BLASCHKE, 2006; MINÁR; EVANS, 2008). Análises de agrupamentos possuem como vantagens a maximização das diferenças entre classes e a possibilidade de manipulação conjunta de um grande número de camadas (MINÁR; EVANS, 2008). No entanto, estas técnicas recebem críticas pela subjetividade na seleção do algoritmo de agrupamento, na seleção das camadas de entrada e na interpretação dos resultados, bem como pela forte dependência espacial dos *pixels* devido à estrutura gradeada dos MDEs (MINÁR; EVANS, 2008). Recentemente, métodos baseados em técnicas de classificação contínua (e.g. *Fuzzy*) e análises orientadas à objetos têm ganhado destaque por superarem parte dessas limitações (exemplos em BURROUGH et al., 2000; SCHMIDT; HEWITT, 2004; BLASCHKE, 2010; SHRUTHI et al., 2014).

2.3.2 Modelagem da erosão do solo

No amplo universo da modelagem, os modelos de bacias hidrográficas podem ser entendidos como de abordagem holística, integrando múltiplos modelos relacionados ao comportamento da água na paisagem, de modo a determinar a resposta geral da bacia às alterações impostas pelo usuário (SINGH; WOOLHISER, 2002; DANIEL et al., 2011). Assim, os modelos de erosão e transporte de sedimentos podem ser considerados extensões dos modelos hidrológicos, pois são acoplados aos algoritmos que descrevem os processos hidrológicos, de modo que a saída de um modelo hidrológico pode ser o dado de entrada para o módulo de erosão desse mesmo modelo (AKSOY; KAVVAS, 2005).

O estudo da erosão do solo é muito recente se comparado à grande maioria das ciências agrícolas (LANE et al., 1992) e somente nos anos 1900 este tema ganhou destaque, inicialmente nos Estados Unidos, onde em 1930 teve início um grande estudo com experimentos de erosão em parcelas (NEARING et al., 1990). Como resultado dessa iniciativa, teve-se o desenvolvimento da *Universal Soil Loss Equation* (USLE) (WISCHMEIER; SMITH, 1965, 1978). Devido à natureza empírica da USLE sua utilização sempre foi cercada de limitações e simplificações, levando um grupo de pesquisadores e engenheiros norte-americanos a iniciarem em 1985 o desenvolvimento de uma nova geração de modelos de predição de erosão (FLANAGAN et al., 2007). Durante dez anos foram instalados e analisados mais de 50 campos experimentais por todo os Estados Unidos, possibilitando o desenvolvimento de equações preditivas e parâmetros relacionados à erosão do solo, o que permitiu o lançamento da primeira versão do modelo *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) (FLANAGAN; NEARING, 1995).

Dessa forma, o modelo WEPP foi concebido como um modelo distribuído de base física, capaz de quantificar a distribuição espacial e temporal da erosão do solo em vertentes e bacias hidrográficas, sendo composto por submodelos que incorporam os processos de geração estocástica do clima, infiltração, escoamento superficial e subsuperficial, hidráulica da enxurrada, crescimento de plantas, manejo de resíduos, perturbação e consolidação do solo e mecânica dos processos erosivos (FLANAGAN; NEARING, 2000; NEARING et al., 2005). WEPP representa um modelo contínuo de base diária, capaz de considerar a variabilidade espacial e temporal de parâmetros relacionados à hidrologia, topografia, rugosidade da

superfície, propriedades do solo e condições das classes de uso do solo sendo representadas (NEARING et al., 2005).

Os processos de desagregação, deposição e transporte de sedimentos são calculados pelo modelo utilizando uma equação estacionária de continuidade dos sedimentos, capaz de representar separadamente os processos de erosão laminar e em sulcos (NEARING et al., 1989). A erosão em sulcos ocorre se a tensão de cisalhamento exercida pela enxurrada superar a tensão crítica de cisalhamento do solo e a carga de sedimentos da enxurrada é sempre menor do que a capacidade de transporte da enxurrada, caso contrário resultando em deposição de sedimentos (AKSOY; KAVVAS, 2005). A erosão laminar é representada como uma função da intensidade da chuva, cobertura do solo, cobertura do dossel e erodibilidade entre-sulcos, sendo responsável por fornecer sedimentos ao fluxo concentrado da enxurrada (NEARING et al., 2005).

Desde o lançamento da primeira versão em 1995, foram realizadas diversas tentativas de tornar a interface gráfica do modelo WEPP mais amigável e disseminar a sua utilização nas agências ambientais norte-americanas (FLANAGAN et al., 2007). O primeiro esforço se concentrou em substituir a interface baseada em DOS para Windows, o que ocorreu em 1998 (FLANAGAN et al., 1998) e resultou na interface que é utilizada até os dias de hoje. Como forma de potencializar suas aplicações para bacia hidrográficas, foram iniciadas tentativas paralelas para integrar o modelo WEPP à SIGs, de modo à possibilitar a utilização de dados geoespaciais e estudar a erosão de forma georreferenciada (exemplos em RANIERI et al., 2002; RENSCHLER, 2003; FLANAGAN et al., 2004). Dessas iniciativas, talvez a mais promissora e ainda sob desenvolvimento constante seja a extensão do modelo WEPP para o software ArcGIS (ESRI, 2015), conhecida como GeoWEPP (RENSCHLER, 2003).

Dentre as limitações do modelo WEPP, encontram-se a demanda por grande quantidade de dados de entrada, a incapacidade de predizer a erosão em voçorocas permanentes, a inaplicabilidade do conceito que divide erosão laminar e em sulcos em áreas não cultivadas e a existência de certo grau de empirismo em parte das equações do modelo apesar de sua natureza física (MERRITT et al., 2003). Apesar dessas limitações, o modelo WEPP foi e continua sendo utilizado por importantes agências conservacionistas dos Estados Unidos, incluindo o Serviço Florestal Norte-Americano (USDA *Forest Service*) e a Agência de Proteção Ambiental Norte-

Americana (EPA), formando um legado consistente e dando grande credibilidade ao modelo (FLANAGAN et al., 2007). No Brasil, o modelo WEPP foi utilizado com sucesso para predizer os processos erosivos em bacias hidrográficas de uso agropecuário, com uso predominante de cana-de-açúcar e pastagens (SPAROVEK; SCHNUG, 2001a; RANIERI et al., 2002; JONG VAN LIER DE et al., 2005).

Além dos artigos citados, mais informações sobre o modelo WEPP podem ser obtidas nas diversas publicações que deram origem ao modelo (incluindo LAFLEN et al., 1991, 1997; ALBERTS et al., 1995; ARNOLD et al., 1995; FOSTER et al., 1995; GILLEY; WELTZ, 1995; STOTT et al., 1995) e em sua página oficial na internet (USDA, 2015). Maiores informações sobre as características do modelo WEPP em comparação à outros modelos de erosão do solo podem ser encontradas em Merrit et al. (2003) e Aksoy e Kavvas (2005).

2.3.3 Modelagem da conectividade da paisagem

A modelagem também se constitui em uma poderosa ferramenta para pesquisadores da área de ecologia e demais interessados no manejo de paisagens (FOLTÊTE et al., 2012), pois é capaz de fornecer medidas estatísticas – também conhecidas como métricas ou indicadores – que auxiliam na compreensão da estrutura da paisagem (CUSHMAN et al., 2008) e podem ser incorporadas em análises para garantir a conservação da biodiversidade e o fornecimento de serviços ambientais (WU, 2013). Em paisagens agrícolas fragmentadas, as métricas da paisagem podem ser utilizadas para avaliar o potencial de provisão de serviços ambientais de fragmentos florestais remanescentes e auxiliar em decisões estratégicas quanto à conservação e restauração florestal nesses locais (FERRAZ et al., 2014).

Nas últimas décadas houve uma proliferação de métricas para estudos da estrutura da paisagem, permitindo a quantificação de múltiplos aspectos dos componentes dessa estrutura, mas, também, gerando dúvidas na decisão sobre qual é o melhor conjunto de métricas a ser adotado (CUSHMAN et al., 2008). Dentre as diversas métricas existentes, a conectividade da paisagem possui papel de destaque em estudos conservacionistas, pois lida com a manutenção do fluxo de espécies em ambientes modificados pelo homem (FOLTÊTE et al., 2012), constituindo-se em um importante indicador a ser considerado para promover a conservação da biodiversidade (VOGT et al., 2007, 2009). Em estudos abordando a conectividade da

paisagem, métodos baseados na Teoria dos Grafos são os mais populares, pois permitem a identificação de elementos-chave na paisagem e a quantificação de suas contribuições individuais à conectividade total da área sob análise (BARANYI et al., 2011). Nessa abordagem, a paisagem é representada por um conjunto de fragmentos de habitat (vértices) conectados por arestas e cercados por áreas de não-habitat, de modo que cada aresta conecte apenas dois vértices (URBAN; KEITT, 2001).

Para estudos da conectividade da paisagem, soluções baseadas em SIGs são utilizadas para manipular informações espaciais e preparar os dados necessários para softwares mais específicos (FOLTÊTE et al., 2012), dentre os quais o mais popular é o software CS22 (SAURA; TORNÉ, 2009), antigamente conhecido como Conefor. CS22 implementa o conceito de conectividade funcional da paisagem, que considera a habilidade potencial de um organismo se deslocar em áreas de não-habitat para estabelecer a existência ou não de uma aresta entre um par de vértices (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006). Assim, a conectividade entre remanescentes de habitat pode ser analisada por uma abordagem binária, onde os vértices são conectados ou não, ou probabilística, que determina uma probabilidade de conexão entre dois vértices (Figura 3) (SAURA; TORNÉ, 2009). Para ambos os casos, a conexão entre remanescentes é definida em função de uma capacidade de deslocamento da espécie sob análise, no entanto, a abordagem probabilística requer também a definição de um valor de probabilidade de conexão para a distância definida como capacidade de deslocamento. A partir deste valor de probabilidade, CS22 automaticamente calcula a probabilidade de conexão entre todos os remanescentes de habitat existentes na paisagem, de acordo com uma função exponencial negativa da distância entre remanescentes (maiores detalhes em SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007).

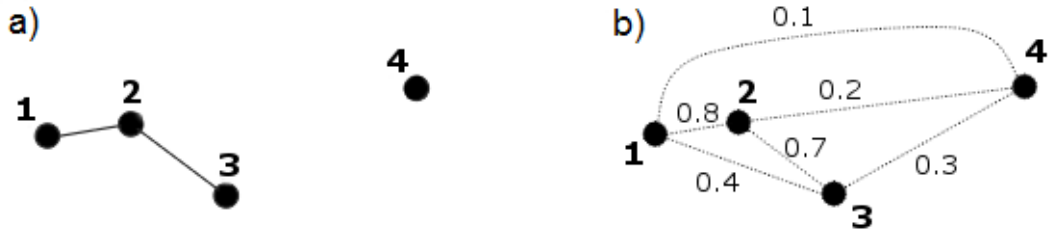

Figura 3 – Análise da conectividade entre vértices por meio das abordagens a) binária e b) probabilística.
Fonte: Adaptado de Saura e Pascual-Hortal (2007a).

CS22 também implementa o conceito de disponibilidade de habitat, onde a conectividade é avaliada de forma integrada, levando em consideração não apenas a conectividade entre fragmentos propriamente dita, mas também informações referentes a cada fragmento de habitat, como aspectos ecológicos (e.g. qualidade estrutural, estágio sucessional e número de espécies) ou métricas referentes ao tamanho e forma dos fragmentos (e.g. área, perímetro e efeito de borda) (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006). CS22 também permite analisar melhorias na conectividade da paisagem em função da inclusão de novos fragmentos potenciais, auxiliando o planejamento e a tomada de decisão em esforços de restauração de habitats naturais degradados (SAURA; TORNÉ, 2009). Além disso, CS22 permite o cálculo de nove métricas de conectividade, sendo seis binárias e três probabilísticas (SAURA; TORNÉ, 2009), com destaque para os índices Probabilidade de Conexão (PC) e Conectividade Equivalente em Área (ECA). O índice PC implementa o conceito probabilístico de conectividade e supera diversas limitações dos demais índices disponíveis, sendo recomendado para decisões objetivas no planejamento da conservação da biodiversidade (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Por sua vez, o índice ECA é derivado de PC e apresenta as mesmas características, mas possui como vantagem o fato de ser expresso nas mesmas unidades da métrica escolhida para analisar a importância individual dos fragmentos florestais, o que facilita a interpretação dos resultados (SAURA et al., 2011).

As críticas ao CS22 são relacionadas a sua dependência para SIGs e extensões correlatas, especialmente no que se refere a criação, visualização e manipulação dos grafos sob análise (FOLTÊTE et al., 2012). Também surgem questionamentos com relação a complementariedade das nove métricas disponibilizadas pelo software, devido a redundância existente entre métricas de características similares (BARANYI et al., 2011). No entanto, tais limitações são facilmente superadas com soluções de SIGs gratuitas e com o conhecimento adequado por parte do usuário no momento da seleção de índices apropriados para situações específicas. Além disso, CS22 é um software de grande credibilidade em estudos específicos de conectividade da paisagem, sendo utilizado pela Agência Ambiental Europeia (EEU) e pelo Programa Ambiental das Nações Unidas (UNECE/FAO), bem como em mais de uma centena de publicações internacionais revisadas por pares, como pode ser observado na página oficial do software na internet (CONEFOR, 2015).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo está localizada no município de Piracicaba - SP, entre as coordenadas 22°46’ e 22°51’ de latitude sul e 47°41’ e 47°45’ de longitude oeste, correspondendo à região montante da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, com uma área de drenagem de 2.194,80 ha e denominada nesse trabalho como “Alto Marins” (Figura 4).

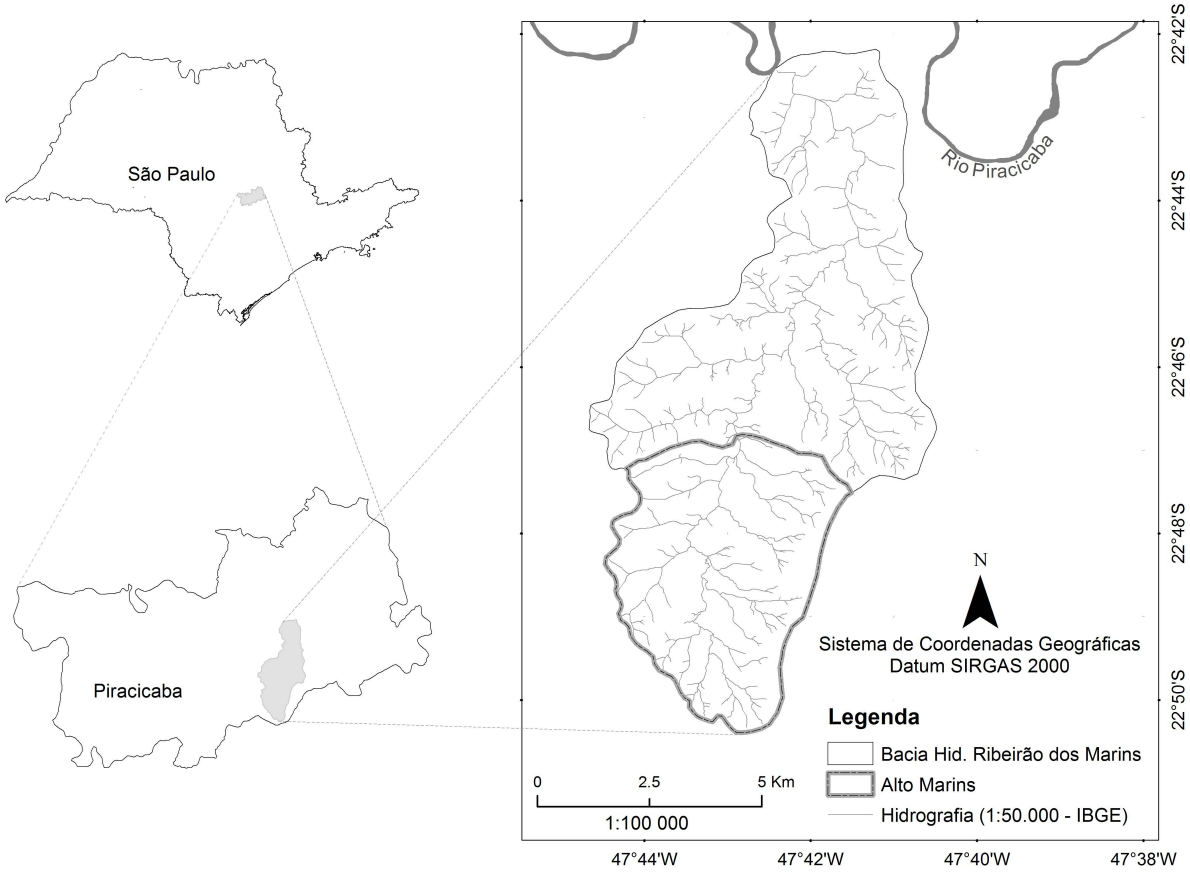

Figura 4 - Localização da área de estudo “Alto Marins”, inserida na Bacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins - Piracicaba/SP

O clima da região, segundo a classificação de Koeppen, é do tipo mesotérmico, Cwa, isto é, clima subtropical úmido, com chuvas no verão e seco no inverno, com a temperatura média do mês mais quente superior a 22°C, a do mês mais frio inferior a 17ºC e chuva média anual de aproximadamente 1.300 mm.

A geologia é representada principalmente pelas formações Pirambóia e Corumbataí, ambas originadas de rochas sedimentares, sendo a primeira oriunda de depósitos aluviais, e a segunda, mais antiga, de depósitos marinhos, ambas

resultando em solos de textura média (TERAMOTO et al., 2001). A paisagem é composta por vales escarpados em forma de “V”, com relevo plano a suave ondulado nos topos de morro e ondulado nas encostas que drenam em direção ao ribeirão dos Marins (TERAMOTO et al., 2001).

A partir de um levantamento detalhado de solos na escala 1:20.000 (RANIERI et al., 1996), verificou-se a presença dos seguintes tipos de solo na área de estudo: Cambissolos Háplicos (27%); Neossolos Litólicos (26%); Latossolos Vermelho-Amarelo (2%); e Argissolos Vermelho-Amarelo (44%). O uso do solo é pouco diversificado e não passou por grandes alterações desde 1962, sendo composto principalmente por cana-de-açúcar, pastagem e remanescentes de floresta nativa, apresentando também áreas com plantio de eucalipto e uso urbano (CASAGRANDE, 2005).

3.2 Softwares utilizados

As etapas de geoprocessamento e sensoriamento remoto foram conduzidas em ambiente SIG, por meio dos softwares ArcGIS 10.2 (ESRI, 2015) e QGIS 2.8.1 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2014). Para o software ArcGIS também foi utilizada a extensão TauDEM (TARBOTON, 2010). Para as etapas conduzidas no software QGIS também foram utilizados os provedores externos SAGA GIS 2.1.2 (SAGA DEVELOPMENT TEAM, 2014), GRASS GIS 7 (GRASS DEVELOPMENT TEAM, 2015) e R 3.0.1 (R CORE TEAM, 2013). As análises estatísticas foram conduzidas no software R 3.0.1, com auxílio da interface RStudio 0.98.501 (RSTUDIO TEAM, 2013), e também por meio do sistema SAS 9.3 (SAS INSTITUTE, 2010). As etapas de modelagem foram realizadas com os modelos WEPP v2012.8 (FLANAGAN; NEARING, 1995), GeoWEPP for ArcGIS 10.2 (RENSCHLER, 2003) e CS22 (SAURA; TORNÉ, 2009). Para gerar dados climáticos para as simulações do modelo WEPP também foi utilizado o software Cligen 4.3 (NICKS et al., 1995).

3.3 Preparação de base cartográfica

Esta etapa objetivou a organização da base cartográfica existente e a geração de novos dados geoespaciais para o Alto Marins, mais especificamente a criação de um MDE, mapa de declividades, atualização do mapa de uso e cobertura do solo e o delineamento dos canais de drenagem. Foram utilizados os seguintes arquivos

digitais que fazem parte do acervo do Laboratório de Hidrologia Florestal – LHF (Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo - ESALQ/USP):

- Arquivos vetoriais de cartas planialtimétricas do IGC, na escala 1:10.000, contendo rede hidrográfica, curvas de nível e pontos cotados da área de estudo. Foram utilizadas três cartas do IGC: Bairro Volta Grande n° 073/088; Sete Barrocas n° 074/088; e Mato Alto n° 075/088;
- Mapa detalhado de solos da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala 1:20.000, com resolução espacial de 20m (RANIERI,1996);
- Arquivos vetoriais de uso e cobertura do solo na escala 1:25.000, recobrindo toda a UGRHI 5 – PCJ, da Coordenadoria de Planejamento Ambiental, Instituto Geológico e Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, lançado em 2013, mas realizado com imagens do satélite SPOT do ano de 2007 e 2009;
- Fotografias aéreas ortorretificadas na escala 1:20.000, do ano de 2010, da Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A (EMPLASA), que gentilmente cedeu os arquivos digitais, sem ônus (contrato CLU n° 076/14).
- Mosaico de imagens do Google Earth para área de estudo, mais especificamente imagens da constelação de satélites Digital Globe, datadas de agosto de 2014.

Modelo digital de elevação e mapa de declividades

As curvas de nível e os pontos cotados foram interpolados para geração do MDE pelo método *Topo to raster* (HUTCHINSON, 1989), resultando em uma superfície contínua com resolução espacial de 20m. Neste processo, não foi utilizada a opção para o forçamento da rede de drenagem sobre o MDE (*Drainage enforcement*), devido a possibilidade desta opção resultar em superfícies angulares próximas aos canais de drenagem, o que seria prejudicial para as análises realizadas a posteriori, principalmente a modelagem do relevo e dos processos erosivos. A partir do MDE foi calculado o mapa de declividades da área de estudo por meio de uma janela móvel de 3 x 3 *pixels* (método de HORN, 1981).

Atualização do mapa de uso e cobertura do solo

Os arquivos vetoriais do mapeamento da UGRHI-5 foram atualizados com base nas ortofotos da EMPLASA e no mosaico de imagens do Google Earth para área de estudo. Nesta etapa, a escala de trabalho adotada para a edição vetorial foi de 1:4.000 e resultou em um mapa digital de uso e cobertura do solo do ano de 2014 para o Alto Marins. Este mapa foi convertido para o formato *raster*, também com resolução espacial de 20m.

Delineamento dos canais de drenagem

Inicialmente, a rede de drenagem das cartas do IGC (1976/77) foi sobreposta as fotografias aéreas da EMPLASA (2010), o que permitiu identificar inúmeras situações onde ocorreu retração de nascentes e, até mesmo, o desaparecimento total de canais de drenagem dentro desse intervalo de tempo entre as fontes de dados. Além disso, verificou-se que as cartas do IGC não representavam na totalidade os canais de drenagem presentes na área de estudo, ainda que estes fossem temporários ou intermitentes (Figura 5).

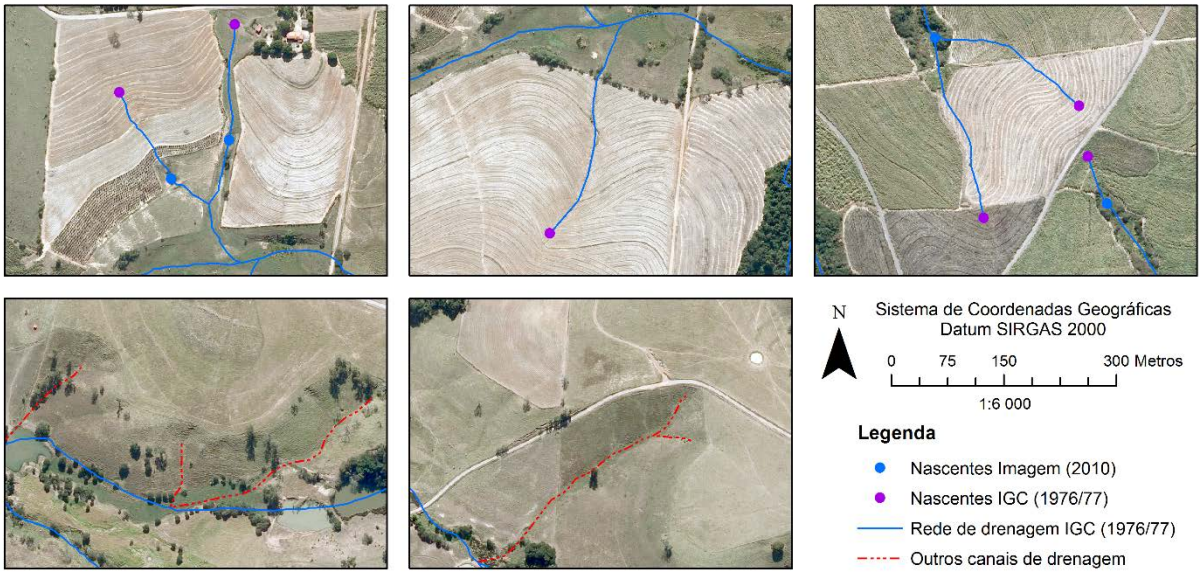

Figura 5 – Comparação entre as cartas do IGC e as ortofotos da EMPLASA

Em função destas constatações, optou-se por não utilizar diretamente a drenagem do IGC neste trabalho e, sim, pela extração automática da rede de drenagem a partir do MDE. Este procedimento foi realizado com o conjunto de ferramentas do software TauDEM e a drenagem resultante foi submetida ao

processo de edição vetorial com base nas ortofotos da EMPLASA e nas próprias cartas do IGC, em uma escala de trabalho de 1:4.000, conforme as etapas apresentadas a seguir (Figura 6).

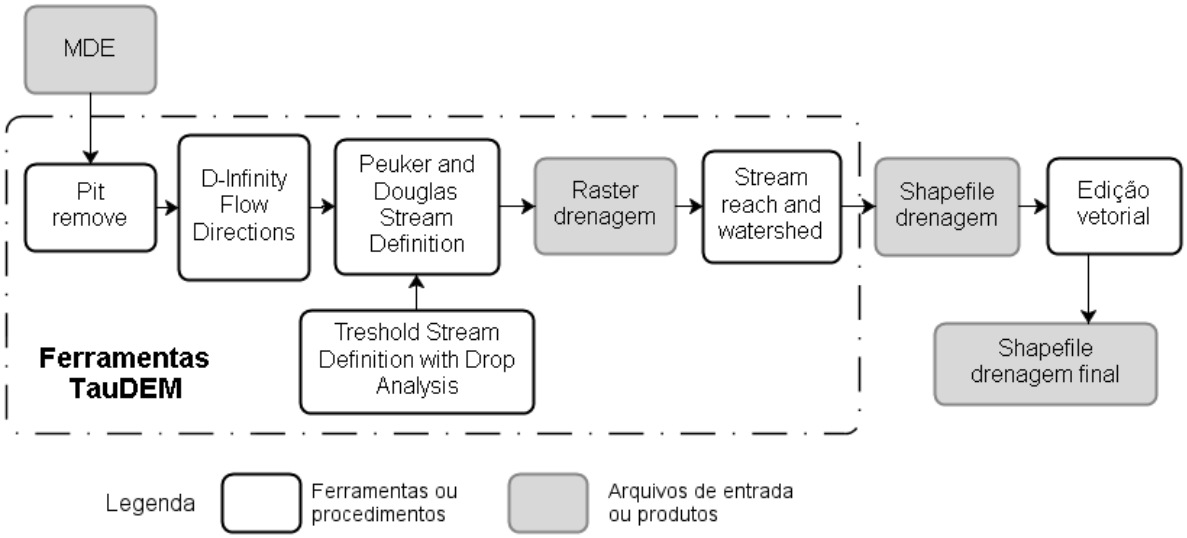

Figura 6 – Fluxograma das etapas realizadas para a extração automática da rede de drenagem e posterior edição vetorial

A ferramenta *Peucker and Douglas Stream Definiton,* representa a combinação do algoritmo de Peucker e Douglas (1975) para identificação de feições do relevo, inclusive canais de drenagem, com o procedimento estatístico de *Drop Analysis*, definindo automaticamente a área crítica necessária para formação de canais e garantindo que a drenagem resultante seja definida em função apenas das condições de relevo da área sendo analisada (maiores detalhes em TARBOTON et al., 1991, 1992; TARBOTON; AMES, 2001).

3.4 Análise do relevo e identificação de áreas críticas na paisagem

Neste trabalho, as áreas críticas foram obtidas a partir da análise do relevo, extração de atributos topográficos intimamente relacionados com os fluxos de água e de materiais na paisagem (Tabela 2) e obtenção de formas do terreno com características geomorfológicas semelhantes.

Tabela 2 – Atributos topográficos, suas características e respectivos métodos de cálculo

Atributos topográficos	Sigla	Características	Método de cálculo
Índice de umidade do terreno	UMT	Potencial de identificar áreas com maior probabilidade de saturação na paisagem, como as áreas variáveis de afluência.	Beven; Kirkby (1979); Beven (1986)
Curvatura horizontal	HOR	Determina a convergência ou divergência do fluxo de água, influenciando a retenção de umidade no solo	Zevenbergen; Thorne (1987)
Curvatura vertical	VER	Determina a aceleração ou desaceleração do fluxo de água sobre o terreno, influenciando as taxas de erosão e deposição	Zevenbergen; Thorne (1987)
Declividade	DEC	Relacionada a velocidade do escoamento superficial e subsuperficial. Influencia na razão entre infiltração e escoamento	Horn (1981)
Índice da potência de escoamento	POT	Relacionado a força potencial do fluxo de água, influenciando a intensidade dos processos erosivos e capacidade de transporte da enxurrada	Moore et al. (1988)
Fator topográfico LS	FLS	Relaciona o comprimento de rampa com a declividade e determina o potencial de perda de solo em pontos específicos da paisagem	Moore; Burch (1986)

A seguir, encontram-se descritos os procedimentos realizados para a identificação de áreas críticas na paisagem:

i. Extração de atributos topográficos a partir do MDE e posterior normalização dos mapas resultantes para distribuição de valores mínimos e máximos entre zero e um;

ii. Cálculo e análise da matriz de correlação e covariância entre os mapas normalizados dos atributos topográficos, para verificar a estrutura de dependência entre os mapas e a viabilidade de aplicação de técnicas de análise multivariada;

iii. Extração dos valores de cada mapa para uma amostra de 10.000 pontos gerados aleatoriamente;

iv. Determinação do número ótimo de grupos de maneira iterativa e visual, observando-se em um gráfico o ponto de mínima inflexão entre a soma de quadrados e diferentes soluções de agrupamento (“regra do cotovelo”);

v. Análise de agrupamento hierárquico para os pontos amostrais, calculando-se as distâncias dos grupos pelo método de centroides;

vi. Cálculo da matriz cofenética e de sua correlação com a matriz de distâncias originais, e posterior aplicação do Teste de Mantel com 1.000 permutações entre as matrizes para verificar a significância da correlação;

vii. Aplicação dos parâmetros de agrupamento de maneira espacializada para os seis mapas de atributos topográficos, resultando em um mapa com as classes de agrupamento ou formas do terreno;

viii. Reordenamento das formas do terreno em função dos valores médios dos atributos topográficos dentro de cada grupo. Para os desempates adotou-se FLS como de maior peso para os grupos referentes a conservação do solo e UMT como o atributo topográfico de maior peso para os grupos referentes a conservação da água.

Após a identificação e o seu reordenamento, as formas do terreno passaram a ser consideradas como áreas críticas na paisagem para conservação do solo e da água e foram codificadas, respectivamente, com as letras “S” ou “A”, apresentando ainda valores de 1 a 4 que indicam uma escala decrescente de prioridade de conservação. A seguir, a Figura 7 apresenta um fluxograma com as principais etapas metodológicas utilizadas para obtenção de áreas críticas na paisagem.

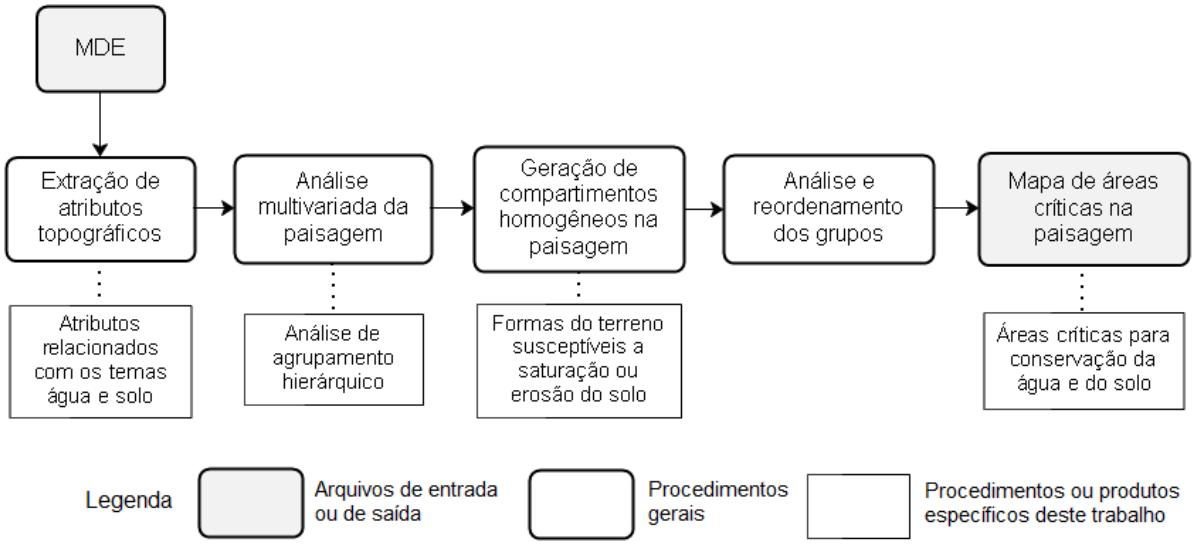

Figura 7 – Etapas metodológicas para a obtenção de áreas críticas na paisagem

3.5 Criação de cenários de uso do solo

A criação de cenários de uso do solo foi realizada de forma a contribuir com o debate sobre os efeitos da Lei de Proteção da Vegetação Nativa na conservação da biodiversidade e na provisão de serviços ambientais em paisagens agrícolas, principalmente no que se refere aos impactos associados às menores exigências para restauração florestal de APPs e RLs. Dessa forma, foram criados cenários relacionados às APPs, os quais consideram a restauração florestal de faixas marginais à rede de drenagem com diferentes tamanhos (ou larguras). Também foram criados cenários relacionados às RLs, os quais apresentam a mesma quantidade de florestas, mas com diferentes arranjos espaciais da cobertura florestal na paisagem. Ressalva-se que estes dois conjuntos de cenários são independentes e não foram comparados entre si, mas trazem resultados complementares que podem ser utilizados simultaneamente para subsidiar o processo de tomada de decisão e direcionar esforços conservacionistas na área de estudo.

De maneira geral, os cenários apresentam incremento de cobertura florestal em relação à situação atual do Alto Marins, implicando na conversão de outras classes de uso do solo para florestas. Neste ponto, ressalva-se que não foram realizadas conversões sobre a classe de uso do solo “áreas urbanizadas”, sendo que esta classe se manteve constante em todos os cenários analisados.

3.5.1 Restauração florestal de áreas críticas na paisagem

Foram estipulados limites máximos de restauração florestal de 20 e 30% da área total do Alto Marins, os quais estão alinhados com iniciativas internacionais de restauração florestal de ambientes terrestres e são considerados como limites mínimos necessários para a conservação da biodiversidade no bioma Mata Atlântica (CBD, 2010; BANKS-LEITE et al., 2014).

Parte dos cenários de uso do solo foram criados considerando as áreas críticas para conservação do solo e da água descritas anteriormente no Item 3.4, a partir da alocação de florestas de forma sequencial sobre estas áreas, para completar primeiro 20 e depois 30% da área total do Alto Marins, seguindo uma escala decrescente de prioridade. Este processo resultou nos cenários SOLO20 e SOLO30 para conservação do solo e nos cenários ÁGUA20 e ÁGUA30 para conservação da água. Também foram criados cenários com base em procedimentos tradicionais de

restauração florestal, especialmente no que se refere à restauração de áreas abandonadas pela agricultura (mapeadas como a classe de uso do solo “campos herbáceos”) e faixas marginais no entorno de canais de drenagem. Nesta etapa, considerou-se uma faixa marginal de 30m no entorno de todos os canais de drenagem e de suas nascentes, independentemente de serem perenes ou não. Esta abordagem resultou nos cenários TRAD20 e TRAD30, onde o primeiro possui todas as áreas abandonadas cobertas por florestas e, o último, acrescenta cobertura florestal nas faixas de 30m. Também foram criados cenários de uso do solo onde as áreas de restauração florestal foram distribuídas de forma randômica na paisagem, por meio de polígonos quadrangulares de 2.500m², o que resultou nos cenários RAND20 e RAND30. Para comparar os resultados obtidos em cada cenário com a situação atual, também foi analisado um cenário referente ao uso do solo atual do Alto Marins, sendo este chamado de cenário ATUAL10.

Como forma de analisar os efeitos de boas práticas agrícolas (BPAs) na conservação do solo e da água, também foi criado o cenário CONS10, que apresenta a mesma configuração espacial do uso do solo do cenário ATUAL10, mas que, no entanto, adota BPAs nas áreas sob uso agropecuário (leia-se cana-de-açúcar, pastagem e floresta plantada). Procurou-se utilizar práticas de manejo que sejam comumente adotadas para os usos agropecuários existentes na área de estudo, mas que também não sejam onerosas aos produtores. Assim, optou-se pela não utilização de terraços no conjunto de práticas selecionado, uma vez que o terraceamento pode acarretar em perdas de eficiência de até 40% durante a colheita da cana-de-açúcar, além de ser uma prática de custo elevado (SPAROVEK; SCHNUG, 2001b). Com isso, decidiu-se adotar práticas relacionadas principalmente ao preparo de solo e a manutenção de cobertura sobre o solo, seja pela manutenção de resíduos no campo ou pelo pousio de áreas exploradas pelo pastejo de animais (Tabela 3).

Tabela 3 – Boas práticas agrícolas adotadas nas áreas sob uso do solo agropecuário

Uso do solo	Boas práticas agrícolas
Cana-de-açúcar	Cultivo mínimo (preparo de solo na linha), manutenção dos resíduos no campo e adubação verde ao final do ciclo
Pastagem	Pastejo rotacionado, com 3 meses de pastejo para 1 mês de pousio
Floresta plantada	Cultivo mínimo (preparo de solo na linha)

Dessa forma, procurou-se avaliar a eficiência de BPAs amplamente utilizadas para conservar solo e água em áreas de uso agropecuário e, principalmente, comparar os resultados desta abordagem com os outros cenários que priorizam a restauração florestal como alternativa principal. A seguir, a Tabela 4 apresenta um resumo dos critérios utilizados para criação dos dez cenários de uso do solo analisados.

Tabela 4 – Principais critérios para geração de cenários de uso do solo

Cenário	Critério
ATUAL10	Uso do solo atual
CONS10	Uso do solo atual, com adoção de BPAs em áreas de uso agropecuário
SOLO20 SOLO30	Restauração florestal de áreas críticas para conservação do solo
TRAD20 TRAD30	Restauração florestal de áreas abandonadas e faixas marginais de 30m
AGUA20 AGUA30	Restauração florestal de áreas críticas para conservação da água
RAND20 RAND30	Restauração florestal randômica na paisagem

Utilizando os critérios apresentados foram criados cenários de restauração florestal com diferentes quantidades e arranjos espaciais da cobertura florestal (Figura 8). A Tabela 5 apresenta as distribuições das classes de uso do solo em cada cenário criado.

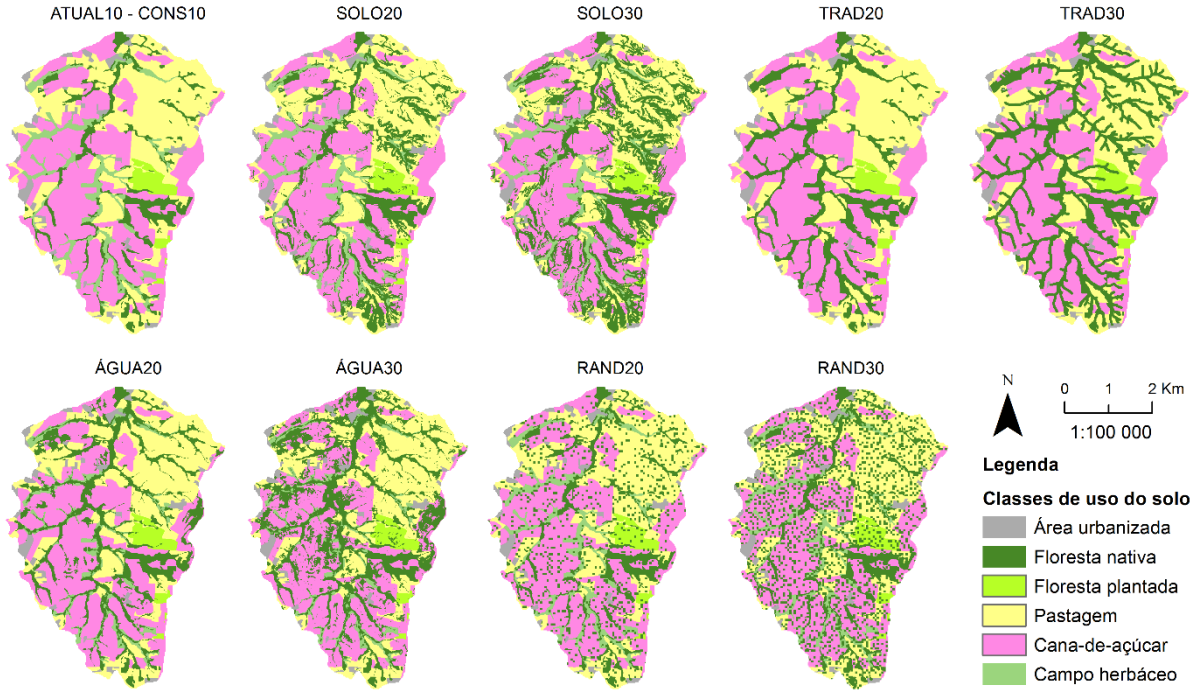

Figura 8 – Cenários de restauração florestal de áreas críticas na paisagem

Tabela 5 – Uso do solo referente a cada cenário

Cenário	Uso do solo					
	Área urbanizada	Floresta plantada	Floresta nativa	Pastagem	Cana-de-açúcar	Campo herbáceo
ATUAL10	2,00%	2,80%	11,10%	33,50%	41,70%	8,90%
CONS10	2,00%	2,80%	11,10%	33,50%	41,70%	8,90%
SOLO20	2,00%	2,60%	20,20%	28,60%	38,70%	7,90%
SOLO30	2,00%	2,30%	29,30%	24,30%	34,70%	7,40%
TRAD20	2,00%	2,80%	20,00%	33,50%	41,70%	0,00%
TRAD30	2,00%	2,60%	31,10%	25,90%	38,40%	0,00%
AGUA20	2,00%	2,70%	20,80%	30,50%	38,60%	5,40%
AGUA30	2,00%	2,60%	29,40%	27,90%	33,00%	5,10%
RAND20	2,00%	2,60%	20,50%	29,80%	37,10%	8,00%
RAND30	2,00%	2,30%	30,20%	26,00%	32,40%	7,20%

Fonte: Resultados dessa pesquisa

3.5.2 Restauração florestal de faixas marginais aos canais de drenagem

Nesta etapa, o uso do solo atual foi utilizado como ponto de partida para a criação de cenários com diferentes tamanhos de faixas marginais florestadas no entorno da rede de drenagem. Foram consideradas as exigências de restauração florestal em APPs consolidadas para rios de até 10m de largura (5m, 8m, 15m e 20m, variando em função do tamanho da propriedade rural), de acordo com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa. Para fins de comparação, também foi criado um

cenário considerando as exigências do Código Florestal de 1965, que exigia a manutenção de cobertura florestal em toda a APP (30m no entorno de rios e 50m no entorno de nascentes). Dessa forma, foram estabelecidos seis cenários de uso do solo apresentando diferentes metragens de faixas marginais florestadas no entorno de canais de drenagem e de suas nascentes (Tabela 6).

Tabela 6 – Cenários de uso do solo com diferentes tamanhos de faixas marginais florestadas no entorno de canais de drenagem

Cenários	Tamanho da faixa marginal florestada no entorno dos canais de drenagem	Tamanho da faixa marginal florestada no entorno de nascentes
APP Atual	Uso atual	Uso atua
APP 0515	5m + remanescentes	15m + remanescentes
APP 0815	8m + remanescentes	15m + remanescentes
APP 1515	15m + remanescentes	15m + remanescentes
APP 2015	20m + remanescentes	15m + remanescentes
APP 3050	30m	50m

A seguir, a Figura 9 apresenta a configuração espacial do uso do solo nos cenários de restauração florestal de faixas marginais aos canais de drenagem.

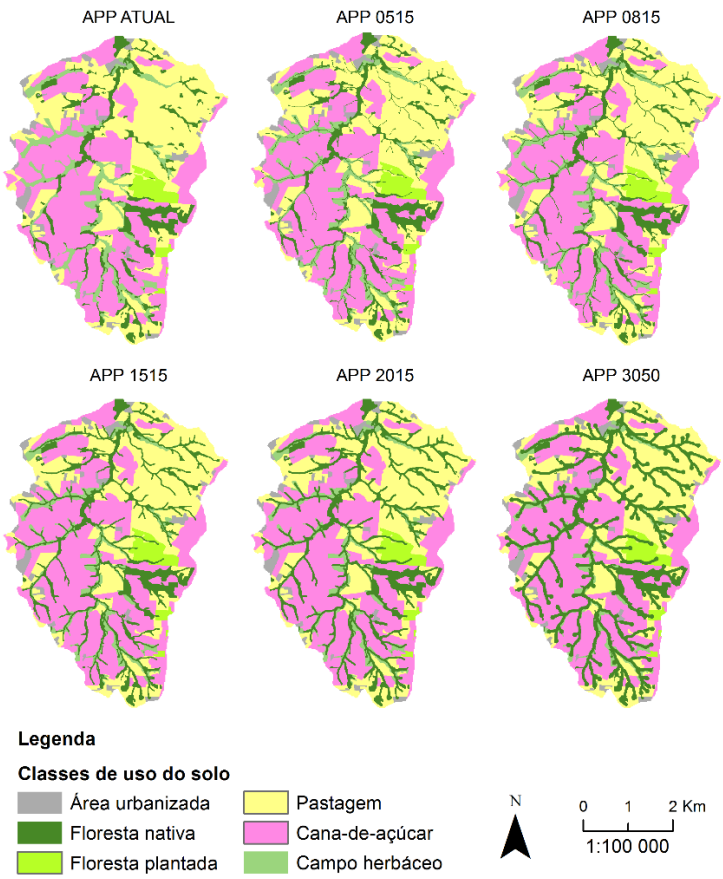

Figura 9 – Cenários de restauração florestal de faixas marginais aos canais de drenagem

3.6 Conservação do solo e da água

A conservação do solo e da água na área de estudo foi avaliada a partir da utilização de indicadores biofísicos e modelagem espacial. Utilizou-se a perda de solo e o escoamento superficial como indicadores inversos da conservação do solo e da água, sendo ambos calculados pelo modelo WEPP. Os indicadores selecionados são reconhecidamente importantes para os processos erosivos, a manutenção da qualidade da água e a regulação hidrológica em bacias hidrográficas (JONG VAN LIER DE et al., 2005; NEARING et al., 2005; QUINTERO et al., 2009; QIU; TURNER, 2013; STRAUCH et al., 2013).

A parametrização do modelo WEPP foi baseada nos trabalhos conduzidos no Brasil para estimativa dos processos erosivos em bacias hidrográficas com uso agropecuário predominante (SPAROVEK; SCHNUG, 2001a; RANIERI et al., 2002; JONG VAN LIER DE et al., 2005). Foram necessárias algumas modificações e complementações à parametrização empregada nestes trabalhos, especialmente no que se refere à parametrização de outros usos do solo além de cana-de-açúcar, pastagens e florestas, bem como a parametrização de BPAs. Os Apêndices A, B, C, D e E trazem a parametrização completa do modelo WEPP adotada neste trabalho.

Para realizar as simulações de forma espacializada em todo o Alto Marins foi utilizada a interface geoespacial do modelo WEPP conhecida como GeoWEPP. GeoWEPP utiliza parte dos dados de entrada sob a forma de um grid de *pixels* uniforme (*raster*), mas possui capacidade de processamento limitada para simular áreas relativamente grandes com *pixels* de tamanho reduzido (MINKOWSKI; RENSCHLER, 2008). Após sucessivos testes, chegou-se ao tamanho de 50m como o mínimo possível para conduzir as simulações em área total, sendo que este tamanho de *pixel* foi adotado para todos os *rasters* que são utilizados como dados de entrada no modelo, a saber, MDE, mapa de solos e mapa de uso do solo. Esta limitação de processamento do modelo impossibilitou que os cenários com diferentes tamanhos de faixas marginais florestadas fossem simulados em área total, sendo que um novo recorte geográfico foi determinado para este conjunto de cenários, possibilitando as análises para *rasters* de 5m de tamanho de *pixel* (vide Anexo A).

GeoWEPP é composto de um módulo de delineamento automático de redes de drenagem que utiliza o software TOPAZ (GARBRECHT; MARTZ, 1999), cabendo ao

usuário especificar a área crítica necessária para formação de canais e o comprimento mínimo dos canais de drenagem, sendo que neste trabalho foram adotados os valores de 2,5ha e 100m respectivamente. Estes valores foram determinados após testes sucessivos e posterior comparação visual com a drenagem existente na área de estudo. No processo de delineamento da rede de drenagem, o software TOPAZ divide a área de estudo em bacias de contribuição, resultando em uma análise segmentada dos processos erosivos ocorrendo nessas áreas, de modo que os sedimentos gerados em bacias à montante podem ou não serem transferidos para bacias à jusante, o que depende da capacidade de transporte remanescente do escoamento superficial (RENSCHLER, 2003). Ao final de cada simulação, os resultados são agrupados por bacia de contribuição e apresentados sob a forma de relatórios, contendo os valores médios de escoamento superficial, perda de solo e descarga de sedimentos. Apenas para a perda de solo, os resultados também podem ser visualizados sob a forma de um *raster* indicando as perdas de solo absolutas para cada *pixel* da imagem, antes que a agregação por bacias de contribuição aconteça.

Para iniciar as simulações, o usuário também deve especificar os dados climáticos de base diária, que incluem precipitação (lâmina e duração), temperaturas máximas e mínimas, radiação solar e direção e velocidade dos ventos. Neste trabalho foi utilizado o software Cligen, um submodelo do pacote WEPP, para gerar dados climáticos para uma série de 21 anos, com base em 30 anos (1985 a 2015) de observações da Estação Meteorológica Automática do Departamento de Engenharia de Biossistemas da ESALQ/USP. Destaca-se que o período de 21 anos foi escolhido por acomodar ciclos completos dos usos agropecuários existentes na área de estudo - três ciclos de cana-de-açúcar e eucalipto (aproximadamente 7 anos cada) e duas reformas de pastagem (uma a cada 10 anos), conforme especificado nos Apêndices B, C e D.

Como forma de simular diferentes condições climáticas para os cenários de uso do solo e analisar o efeito de tais alterações sobre a perda de solo e o escoamento superficial, o arquivo de clima gerado pelo software Cligen foi modificado conforme proposto em Nearing et al. (2005) e descrito a seguir: i) Alteração da intensidade em +20% e -20%, mantendo-se a quantidade precipitada constante e alterando-se a duração do evento; ii) Alterações de ambos, intensidade e quantidade, em +20% e -20%, mantendo-se a duração do evento constante e

alterando-se a quantidade precipitada. Com isso, foram produzidos cinco arquivos distintos de clima, a saber, (a) original; (b) intensidade +20%; (c) intensidade -20%; (d) intensidade-quantidade +20%; e (e) intensidade-quantidade -20%. As precipitações médias anuais variaram de 976mm para o clima “e” até 1.464mm para o clima “d”, se mantendo em 1.220mm para os climas “a”, “b” e “c”. A seguir, a Tabela 7 exemplifica algumas características dos arquivos de clima utilizados nas simulações.

Tabela 7 – Valores médios por evento de chuva para cada arquivo de clima

Arquivos de clima	Precipitação média mm	Intensidade média $mm.hr^{-1}$	Duração média horas
a) Original	11,12	4,38	3,10
b) Intensidade +20%	11,12	5,26	2,58
c) Intensidade -20%	11,12	3,50	3,88
d) Intensidade-quantidade +20%	13,35	5,26	3,10
e) Intensidade-quantidade -20%	8,90	3,50	3,10

A partir dos diferentes arquivos de clima, foram realizadas cinco simulações com o modelo GeoWEPP para cada um dos cenários de uso do solo. Destaca-se que este trabalho considerou apenas os resultados gerados pelo método *flowpath*, que considera o caminhamento da água na superfície do MDE (*pixel* a *pixel*) e assinala um perfil representativo para cada um desses caminhos, mantendo a diversidade e a distribuição espacial dos *rasters* de entrada durante o processamento do modelo (maiores detalhes em RENSCHLER, 2003).

3.7 Conservação da biodiversidade

Apesar da conservação do solo e da água serem objetivos altamente desejados no manejo de bacias hidrográficas, estes não podem ser priorizados sem que sejam considerados outros aspectos fundamentais para alcançar a sustentabilidade da paisagem, como é o caso da conservação da biodiversidade. Assim, esta etapa do trabalho objetivou avaliar cada um dos cenários de uso do solo sobre uma outra perspectiva, possibilitando que a decisão sobre o melhor cenário seja respaldada por uma métrica que considere também a biodiversidade local.

Dessa forma, a conectividade da paisagem foi utilizada como uma proxy para a conservação da biodiversidade, sendo que esta métrica foi calculada pelo software

CS22. A modelagem da conectividade com o CS22 é dependente de três informações principais, a saber, a distância entre remanescentes de habitat, a capacidade de deslocamento da espécie sob análise e um atributo qualitativo ou quantitativo de cada remanescente (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006). Como não haviam medidas qualitativas sobre os fragmentos florestais do Alto Marins, adotou-se a área de cada fragmento como a métrica a ser analisada na determinação da disponibilidade de habitat. A distância entre fragmentos florestais e a área de cada fragmento foram calculadas em ambiente SIG, por meio de uma extensão do próprio CS22, utilizando-se os mapas de uso do solo referentes à cada cenário. Foi adotado o valor de 1000m como capacidade máxima de deslocamento na matriz antrópica, pois esta capacidade foi observada para diversas espécies existentes na Mata Atlântica, incluindo insetos, aves e mamíferos (CROUZEILLES et al., 2010).

A importância individual dos fragmentos florestais para a conectividade geral da paisagem foi analisada com o índice Probabilidade de Conexão (PC), que apresenta diversas vantagens em relação à outros índices de conectividade e não é afetado pela existência de habitats adjacentes (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Para a quantificação da conectividade geral da paisagem, o índice PC foi utilizado para derivar outro índice chamado de Conectividade Equivalente em Área (ECA), que é definido como a área de um único fragmento florestal que resultaria no mesmo valor de conectividade obtido para o padrão atual de fragmentos existentes na paisagem analisada (SAURA et al., 2011). Como foram escolhidos apenas índices probabilísticos para avaliar a conectividade da paisagem, foi necessário atribuir uma probabilidade de conexão correspondente à capacidade máxima de deslocamento, a qual foi definida como sendo de 5%. Ao adotar uma pequena probabilidade de conexão, procurou-se restringir a conectividade entre fragmentos mais distantes e aumentar a conectividade entre fragmentos mais próximos e, consequentemente, penalizar a conectividade geral da paisagem caso esta apresente um padrão de fragmentos com grandes distâncias.

Apenas para os cenários de restauração florestal em áreas críticas, os fragmentos florestais foram segmentados com o auxílio de uma grade regular vetorial espaçada de 50m (2.500m²), resultando em um mosaico de fragmentos florestais adjacentes de mesma área e formato, com exceção de fragmentos florestais que eram menores do que o espaçamento da grade regular. Posteriormente, estes fragmentos menores tiveram suas áreas alteradas no arquivo

de texto também para 2.500m². Tais procedimentos preveniram um eventual desbalanceamento entre os cenários de uso do solo, especialmente por existirem cenários apresentando fragmentos florestais muito grandes ou muito pequenos. Exemplo disso ocorreu com o cenário TRAD30 devido a utilização da ferramenta *buffer* para geração de faixas marginais florestadas no entorno de canais, resultando em um único polígono envolvendo toda a rede de drenagem da área de estudo. O exemplo inverso pode ser observado nos cenários com restauração randômica (RAND20 e RAND30), que possuem fragmentos florestais de tamanho reduzido, distribuídos por toda área de estudo. Como todas as simulações possuíam fragmentos florestais com o mesmo valor de métrica (2.500m² de área) e a conectividade foi analisa em função de uma mesma capacidade de deslocamento (1000m), os resultados para os cenários de restauração florestal em áreas críticas tornaram-se dependentes apenas do arranjo espacial dos fragmentos florestais e da quantidade total de cobertura florestal no Alto Marins.

3.8 Análise comparativa dos resultados entre cenários de uso do solo

3.8.1 Análise dos cenários de restauração florestal em áreas críticas na paisagem

Os indicadores perda de solo e escoamento superficial foram analisados individualmente através da técnica de análise de variância baseada no ajuste de um modelo linear generalizado misto com medidas repetidas, tendo as bacias de contribuição como blocos, os cenários como efeito fixo e os arquivos de clima como efeito aleatório. A aderência dos resíduos à distribuição log-normal foi avaliada por meio dos coeficientes de assimetria e curtose e pelo teste de Shapiro-Wilk, tendo sido adotadas medidas de exclusão de dados e de modificações da distribuição presumida para os dados, a fim de se obter modelos com erros satisfatoriamente aderentes à distribuição log-normal. Em caso de detecção de efeitos significativos, aplicou-se o método de Tukey-Kramer para comparação de médias entre cenários. Todos os testes estatísticos foram interpretados com base no nível de significância de 5%.

Por sua vez, o indicador conectividade da paisagem foi analisado em função da quantidade total de cobertura florestal em cada cenário. Essa abordagem foi utilizada como um artifício para possibilitar repetições entre as simulações de

conectividade e verificar a influência do arranjo espacial dos fragmentos florestais para paisagens que possuem a mesma quantidade de cobertura florestal. Com isso, a análise dos resultados foi conduzida para as seguintes quantidades de cobertura florestal: 10% (cenários ATUAL10 e CONS10), 20% (cenários SOLO20, AGUA20, TRAD20 e RAND20) e 30% (cenários SOLO30, AGUA30, TRAD30 e RAND30). Foi aplicada a técnica de análise de variância, tendo a quantidade de floresta como efeito fixo e o arranjo espacial da cobertura florestal como efeito aleatório. A aderência dos resíduos à distribuição gaussiana foi avaliada por meio dos coeficientes de assimetria e curtose e pelo teste de Shapiro-Wilk. Em caso de detecção de efeitos significativos, aplicou-se o método de Tukey-Kramer para comparação de médias entre cenários. Todos os testes estatísticos foram interpretados com base no nível de significância de 5%.

O melhor cenário de uso do solo foi determinado por meio de uma Análise Multicritério pelo método de Combinação Linear Ponderada (VOOGD, 1983), onde foram considerados os desempenhos individuais de cada cenário para os três indicadores analisados por este trabalho. Em função da posição de cada cenário nos comparativos de média de cada indicador, foram atribuídas notas de um (pior desempenho) a dez (melhor desempenho) para cada cenário, sendo uma nota por indicador. Neste ponto, destaca-se que as posições no ranking de médias foram as responsáveis por atribuir as notas a cada cenário e que mesmo havendo empate estatístico entre dois ou mais cenários, cada cenário recebeu uma nota diferente, referente à sua posição específica no ranking. Cada indicador recebeu um peso específico e o melhor cenário foi eleito a partir da somatória das notas ponderadas de cada indicador (Figura 10).

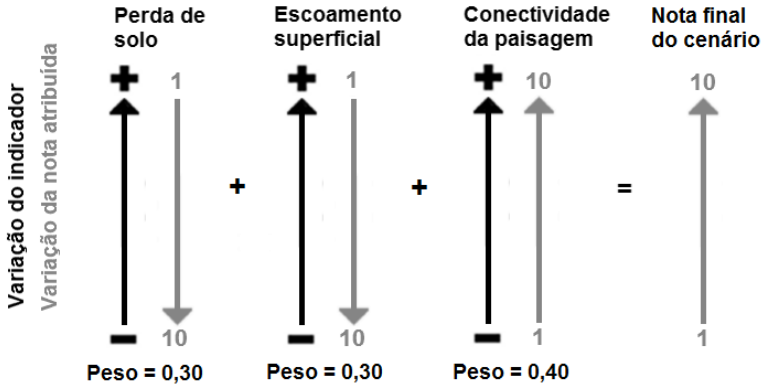

Figura 10 – Esquema de variação dos valores de cada indicador e as respectivas distribuições de notas de um (pior desempenho) a dez (melhor desempenho)

3.8.1.1 A adoção de boas práticas agrícolas como estratégia complementar às iniciativas de conservação e restauração florestal

Como forma de verificar os benefícios e a complementariedade entre BPAs e iniciativas de conservação e restauração florestal, foi realizado um novo conjunto de simulações onde as áreas sob uso agropecuário dos cenários com 30% de cobertura florestal (SOLO30, AGUA30, TRAD30 e RAND30) foram submetidas ao manejo com BPAs. Tal procedimento foi realizado para se determinar uma configuração de paisagem que assegure a maximização de benefícios para a conservação da tríade solo, água e biodiversidade e, ao mesmo tempo, que promova a sustentabilidade das áreas de produção agropecuária.

Dessa forma, os resultados obtidos permitiram avaliar o efeito da adoção de BPAs na redução da perda de solo e do escoamento superficial em paisagens agrícolas com a mesma quantidade total de florestas (30%), mas com diferentes arranjos espaciais da cobertura florestal.

3.8.2 Análise dos cenários de restauração florestal em faixas marginais florestadas

Para os cenários de restauração florestal em faixas marginais florestadas os resultados de perda de solo e escoamento superficial foram analisados independentemente da bacia de contribuição originada pelo modelo GeoWEPP. Essa decisão foi tomada pelo fato da influência das APPs nos processos erosivos ocorrendo em áreas montantes da bacia ser praticamente nula e a variabilidade entre os tratamentos (cenários) se dar, justamente, apenas em função do tamanho da faixa florestada na APP, o que poderia resultar em pouca ou nenhuma diferença entre os cenários propostos. Dessa forma, decidiu-se utilizar os *rasters* absolutos de perda de solo resultantes de cada simulação e analisar a perda de solo e a deposição de sedimentos apenas no interior das APPs. Com essa finalidade, utilizou-se uma máscara com os limites das APPs (30m no entorno de canais de drenagem e 50m no entorno de nascentes) para extrair os valores de perda de solo do *raster* absoluto. Esse procedimento foi realizado individualmente para cada simulação e os resultados foram posteriormente tabulados e agregados em nível de subbacia para cada cenário (vide Anexo A). Como o modelo GeoWEPP não

disponibiliza *rasters* do escoamento superficial, este indicador não foi analisado para este conjunto de cenários.

Em uma análise preliminar dos resultados, percebeu-se que a análise comparativa entre os cenários de faixas florestadas não seria consistente, uma vez que o uso do solo atual já apresentava remanescentes de vegetação nativa nas APPs, tornando a quantidade de cobertura florestal nas faixas marginais muito variável dentro de um mesmo cenário (vide Anexo A, Tabela 16). Isso resultou em distorções nas análises estatísticas e uma maior influência dos remanescentes antigos em detrimento do próprio tratamento. Dessa forma, decidiu-se desconsiderar a comparação dos resultados entre cenários de uso do solo e analisar a influência da quantidade de cobertura florestal nas APPs (variável independente) na perda de solo (variável dependente). A relação entre as variáveis foi modelada por uma análise de regressão. Foram adotadas medidas de exclusão de dados e de modificações da distribuição presumida para os dados, a fim de se obter um modelo com erros satisfatoriamente aderentes à distribuição gaussiana. Todos os testes estatísticos foram interpretados com base no nível de significância de 5%.

Por sua vez, o indicador conectividade da paisagem foi analisado apenas de forma visual e comparativa, não sendo realizada nenhuma análise estatística para verificar a significância das diferenças observadas entre cenários.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Base cartográfica do Alto Marins

O MDE foi calculado e possibilitou a geração do mapa de declividades para a área de estudo (declividade média de 10% - declividade mínima de 0,02%, máxima de 73,50% e 90% dos valores entre 1,83 e 22,82%). De acordo com as classes de declividade propostas pela EMBRAPA (2009), o Alto Marins possui 59% de sua área ocupada por relevos ondulados a fortemente ondulados. A atualização do mapeamento de uso do solo constatou a predominância dos cultivos de cana-de-açúcar (42%) e pastagens (33%), apresentando também remanescentes de floresta nativa (11%), campos herbáceos (8%), florestas plantadas (3%) e áreas urbanizadas (3%).

A metodologia proposta para o delineamento dos canais de drenagem foi considerada satisfatória, uma vez que produziu um resultado semelhante a drenagem das cartas do IGC e apresentou maior correspondência com o MDE e o mapa de uso do solo atualizado, especialmente no que se refere à ocorrência de canais de drenagem em concordância com a cobertura florestal remanescente nas APPs. Destaca-se que o procedimento de *Drop Analysis* resultou no valor de 6,25ha como área crítica para formação de canais e as alterações da drenagem resultante por meio de edição vetorial foram mínimas. Também é importante destacar que esta metodologia considerou como canal de drenagem os locais do relevo com características favoráveis ao acúmulo e direcionamento do fluxo superficial de água, independentemente deste fluxo ser perene, intermitente ou efêmero. Assim, entende-se que o mapeamento completo de canais não-perenes representa um ponto positivo à favor da metodologia empregada neste trabalho, pois verificou-se que esses tipos de canais ocorrem principalmente nas cabeceiras de drenagem (canais de primeira ordem), as quais atuam como zonas receptoras das águas das chuvas. Quando bem manejadas, estas áreas possuem potencial de aumentar a infiltração de água e a recarga do lençol freático, influenciando os processos de suprimento, transporte e acúmulo de água e materiais em bacias hidrográficas (ALEXANDER et al., 2007). Além disso, canais intermitentes podem representar o estágio inicial de formação de um canal perene, desde que sejam observadas condições favoráveis a esse desenvolvimento como, por exemplo, condições específicas de clima, geologia, solos, declividade e área de contribuição específica (conforme MONTGOMERY; DIETRICH, 1988).

A seguir, a Figura 11 apresenta o MDE, o mapa de declividades, o mapa dos tipos de solo e o mapa de uso do solo do Alto Marins com a rede de drenagem.

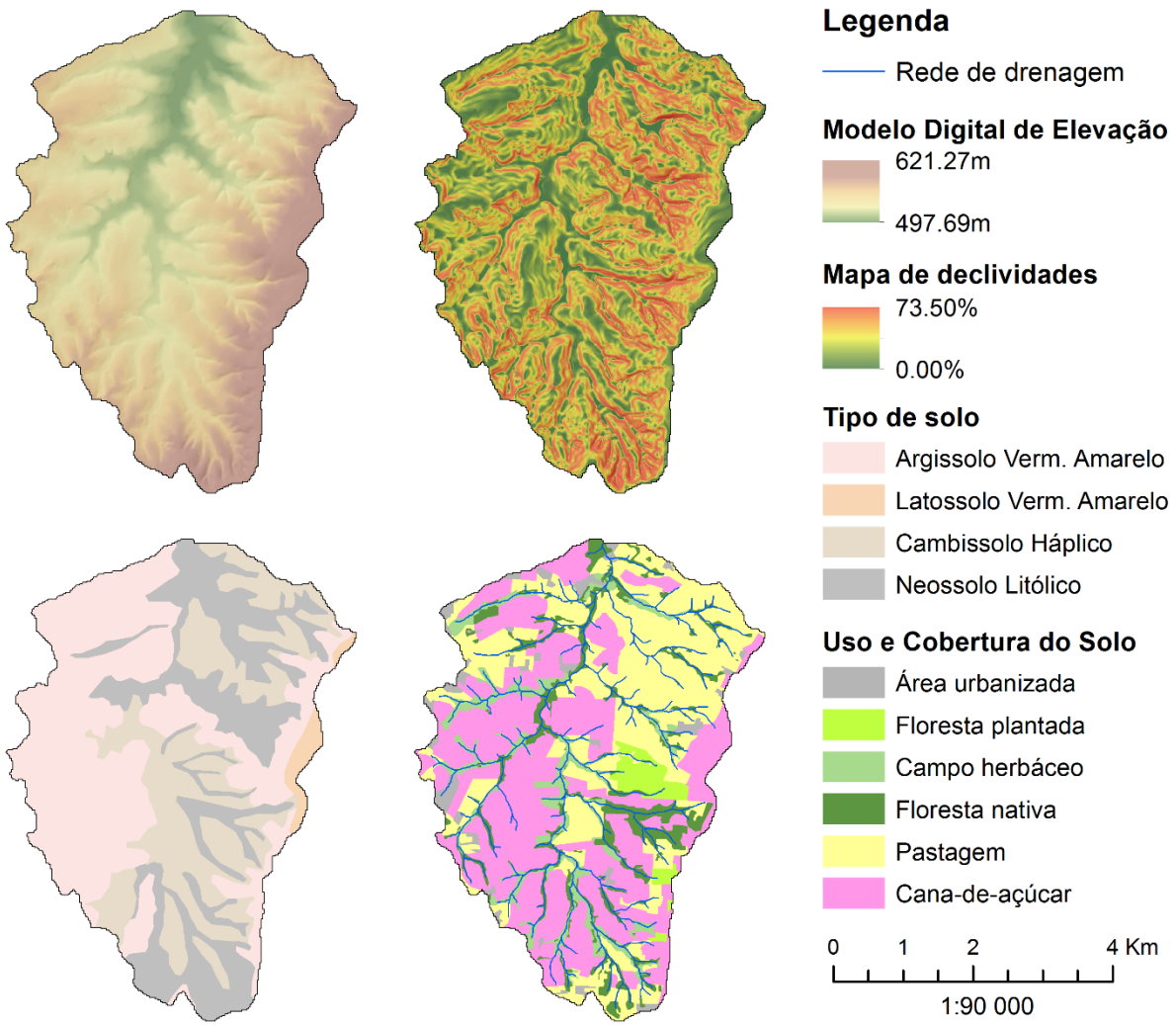

Figura 11 – Base cartográfica do Alto Marins

4.2 Áreas críticas na paisagem para conservação do solo e da água

Após verificar a significância estatística da solução de agrupamento aplicada sobre os pontos amostrais (vide Anexo B), os parâmetros de agrupamento foram aplicados sobre os seis mapas de atributos topográficos em ambiente SIG, resultando em um novo mapa com oito grupos (ou formas do terreno). Durante o processo de reordenamento dos grupos, verificou-se que a adoção dos atributos FLS e UMT para os desempates entre os grupos foi adequada, pois estes foram os atributos que expressaram as maiores diferenças entre os grupos - ou entre as prioridades dentro de cada grupo - na conservação do solo e da água (Tabela 8).

Também foi possível verificar a alta correspondência entre as médias dos atributos FLS e DEC, o fato de POT não apresentar um comportamento bem definido entre os diferentes grupos e que boa parte das diferenças entre grupos expressas por HOR e VER ocorreu apenas na terceira casa decimal.

Tabela 8 – Grupos e respectivas médias normalizadas para cada atributo topográfico, apresentando entre parênteses a posição de cada grupo nos rankings individuais de cada atributo

Grupo	Desvio Padrão	Atributos topográficos						% da área de estudo
		UMT	HOR	VER	DEC	POT	FLS	
A1	0,13	0,58 (1)	0,4182 (8)	0,3788 (8)	0,06 (7)	0,0272 (1)	0,04 (7)	2,53%
A2	0,06	0,37 (2)	0,4440 (6)	0,3850 (6)	0,05 (8)	0,0006 (7)	0,04 (8)	8,10%
A3	0,07	0,33 (3)	0,4375 (7)	0,3831 (7)	0,14 (5)	0,0028 (2)	0,11 (5)	16,09%
A4	0,05	0,26 (4)	0,4519 (2)	0,3948 (2)	0,09 (6)	0,0003 (8)	0,07 (6)	19,82%
S4	0,05	0,24 (6)	0,4525 (1)	0,3960 (1)	0,17 (4)	0,0007 (6)	0,14 (4)	22,94%
S3	0,07	0,24 (5)	0,4450 (3)	0,3916 (5)	0,25 (3)	0,0019 (5)	0,22 (3)	13,70%
S2	0,10	0,21 (7)	0,4443 (5)	0,3926 (4)	0,34 (2)	0,0023 (4)	0,33 (2)	13,76%
S1	0,14	0,18 (8)	0,4448 (4)	0,3930 (3)	0,50 (1)	0,0027 (3)	0,49 (1)	3,06%

Nota: UMT é índice de umidade do terreno; HOR é curvatura horizontal; VER é curvatura vertical; DEC é declividade; POT é índice de potência de escoamento; e FLS é fator topográfico
Fonte: Resultados dessa pesquisa

A partir das médias apresentadas na Tabela 8, nota-se que os grupos A1-A2-A3 apresentaram as maiores médias de UMT e menores de HOR-VER-DEC-FLS, indicando áreas com curvaturas horizontais mais convergentes e verticais mais côncavas, compreendendo paisagens menos declivosas, onde os processos de saturação do solo têm maior probabilidade de ocorrência. Também é possível notar que os grupos S1-S2-S3 possuem as maiores médias de DEC e FLS e as menores de UMT, apresentando também valores intermediários de HOR-VER-POT, constituindo-se em áreas com baixa tendência de acúmulo do fluxo de água, onde o escoamento superficial e a sua aceleração são favorecidos, resultando em maior susceptibilidade à erosão do solo. Estes resultados estão de acordo com as observações de Minár e Evans (2008) que ressaltam a importância da combinação dos atributos topográficos DEC, HOR e VER para a obtenção de formas do terreno relacionadas aos processos de aceleração (ou desaceleração) e acúmulo (ou dispersão) de fluxos na paisagem. Por sua vez os grupos A4 e S4 foram interpretados como grupos de transição, com médias dos atributos topográficos ranqueadas sem um padrão bem definido, não sendo utilizados para compor os cenários de uso do solo. Dessa forma, os grupos A1-A2-A3 e S1-S2-S3 foram interpretados, respectivamente, como áreas críticas para conservação da água e

áreas críticas para conservação solo (Figura 12), sendo respectivamente utilizados para compor os conjuntos de cenários AGUA20-30 e SOLO20-30.

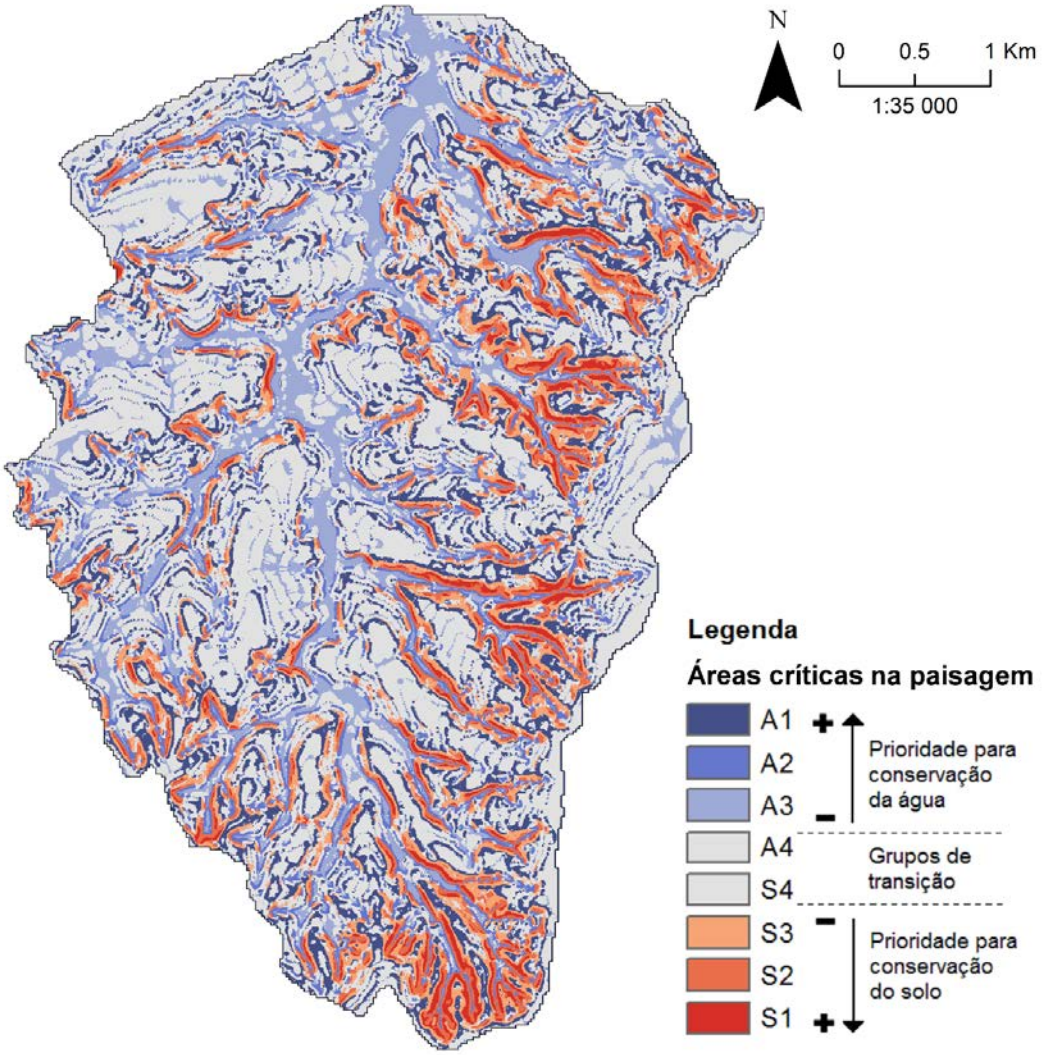

Figura 12 – Áreas críticas na paisagem para conservação da água e do solo no Alto Marins

Após a identificação das áreas críticas na paisagem, observou-se que as áreas críticas para conservação do solo (grupos S1-S2-S3) são correlacionadas às áreas do Alto Marins com declividades superioras à 18% (r = 0,96; p = 0,001), ao passo que as áreas críticas para conservação da água (grupos A1-A2-A3) são correlacionadas com as Áreas Variáveis de Afluência - AVAs (r = 0,77; p = 0,001), que podem ser obtidas a partir da aplicação isolada do atributo UMT (vide Anexo C). De certa forma, ambas as correlações já eram esperadas, uma vez que os dois atributos topográficos estão entre os principais atributos de ambos os grandes grupos de áreas críticas. Este resultado indica que as áreas críticas na paisagem podem ser parcialmente obtidas a partir de uma abordagem simplificada, que

considere apenas dois atributos topográficos (DEC e UMT) ao invés de seis, tornando a aplicação do conceito de áreas críticas mais rápida e menos dependente de conhecimento técnico-específico.

4.3 Resultados dos cenários de restauração florestal em áreas críticas na paisagem

Apesar do conceito de áreas críticas para conservação do solo e da água ter sido utilizado para compor apenas os conjuntos de cenários SOLO20-30 e AGUA20-30, observou-se que ambos os grupos de áreas críticas também foram parcialmente contemplados com a alocação de florestas nos conjuntos de cenários TRAD20-30 e RAND20-30, devido a distribuição espacial destes cenários coincidir parcialmente na paisagem com ambos os grupos de áreas críticas (e.g. áreas críticas para conservação da água ocorrendo nas margens dos canais de drenagem). Para o cenário CONS10 não houve aumento de cobertura florestal, mas as áreas sob uso agropecuário foram manejadas com BPAs que protegem o solo contra os processos erosivos e favorecem a infiltração de água no solo, de modo que as áreas críticas deste cenário localizadas sob uso agropecuário também foram consideradas como protegidas.

Dessa forma, seja pela proteção por restauração florestal ou pela introdução de BPAs, os cenários de uso do solo protegem em maior ou menor quantidade as áreas críticas do Alto Marins (Tabela 9). No entanto, isso não significa que ambas as abordagens possam ser consideradas como equivalentes na conservação do solo e da água, e nem que outros benefícios de uma abordagem sejam compensados pela adoção da outra, pois, na verdade, a presença de florestas e o uso consciente de áreas agropecuárias devem ser vistos como abordagens complementares para alcançar a sustentabilidade da paisagem e assegurar a provisão de serviços ambientais aos seres humanos (MELO et al., 2013).

Tabela 9 – Uso florestal e agropecuário sobre as áreas críticas para conservação do solo e da água, considerando os diferentes cenários de uso do solo

Cenário	% Áreas críticas para conservação do solo sob uso:		% Áreas críticas para conservação da água sob uso:	
	Florestal	Agropecuário	Florestal	Agropecuário
ATUAL10	21,66%	67,80%	20,01%	57,23%
CONS10	21,66%	67,80%	20,01%	57,23%
SOLO20	78,17%	17,93%	20,01%	57,22%
SOLO30	97,37%	00,00%	20,01%	57,22%
TRAD20	30,04%	67,80%	39,21%	57,23%
TRAD30	48,84%	48,99%	54,42%	42,02%
RAND20	29,62%	60,55%	27,78%	51,31%
RAND30	36,81%	54,33%	36,55%	45,31%
AGUA20	21,66%	67,80%	76,27%	18,96%
AGUA30	21,66%	67,80%	96,44%	00,00%

Fonte: Resultados dessa pesquisa

A partir da análise da Tabela 9, nota-se que os cenários criteriosos para conservação do solo e da água são mutuamente exclusivos no que se refere a proteção de áreas críticas, pois os grupos prioritários para conservação do solo não se sobrepõem na paisagem aos grupos prioritários para conservação da água, indicando um possível *tradeoff* entre estas abordagens dentro da metodologia proposta. Como dito anteriormente, isso não ocorre para os cenários TRAD20-30 e RAND20-30, que acabam privilegiando parcialmente ambas as abordagens. Da mesma forma, o cenário CONS10 apresentou a maior sinergia entre conservação do solo e da água, protegendo respectivamente 89,46% (21,66% proteção florestal + 67,80% proteção com BPAs) e 77,24% (20,01% proteção florestal + 57,23% proteção com BPAs) de ambos os grupos de áreas críticas.

Ressalva-se que esta análise simplificada não consegue capturar a existência de outras sinergias na paisagem como, por exemplo, a melhora da qualidade da água em função da redução dos processos erosivos e o menor carreamento de sedimentos aos cursos d'água, o que poderia se configurar em uma situação "ganha-ganha" para a conservação do solo e da água. Da mesma forma, também não é possível identificar situações de *tradeoff* mais complexas como, por exemplo, no caso de ocorrerem maiores taxas de infiltração de água no solo com a proteção dos grupos S1-S2-S3, resultando em maiores fluxos subsuperficiais de água e, consequentemente, aumentando a probabilidade de saturação de AVAs na paisagem, o que poderia se configurar em uma situação "ganha-perde" caso estas áreas estejam sendo manejadas inapropriadamente. O fato é que existe uma

importante relação entre conservação do solo e da água em bacias hidrográficas (QIU; TURNER, 2013; STRAUCH et al., 2013), de modo que o mapeamento de áreas críticas pode subsidiar o processo de tomada de decisão para potencializar as sinergias e reduzir os *tradeoffs* existentes.

4.3.1 Análise da perda de solo e do escoamento superficial

As simulações dos processos erosivos em cada cenário de uso do solo foram realizadas de forma segmentada para 153 bacias de contribuição (área média de 11,36ha – área mínima de 0,20, máxima de 60,20 e 90% dos valores entre 0,50 e 29,20ha). Os resultados da perda de solo e do escoamento superficial expressos sob a forma de relatórios foram vinculados a malha digital destas bacias em ambiente SIG, possibilitando uma análise espacializada de ambas as variáveis (Figura 13). De uma forma geral, isto é, considerando todas as simulações realizadas independentemente do cenário e do arquivo de clima, as bacias de contribuição apresentaram perda de solo média de 8,30 ton.ha^{-1}.ano^{-1}, com perda de solo mínima de 0,00, máxima de 362,00 e 90% dos valores entre 0,10 e 48,47 ton.ha^{-1}.ano^{-1}. Já o escoamento superficial apresentou média de 481,30 m³.ha^{-1}.ano^{-1}, com lâmina mínima de 0,00, máxima de 8.652,60 e 90% dos valores entre 21,86 e 1.567,52 m³.ha^{-1}.ano^{-1}.

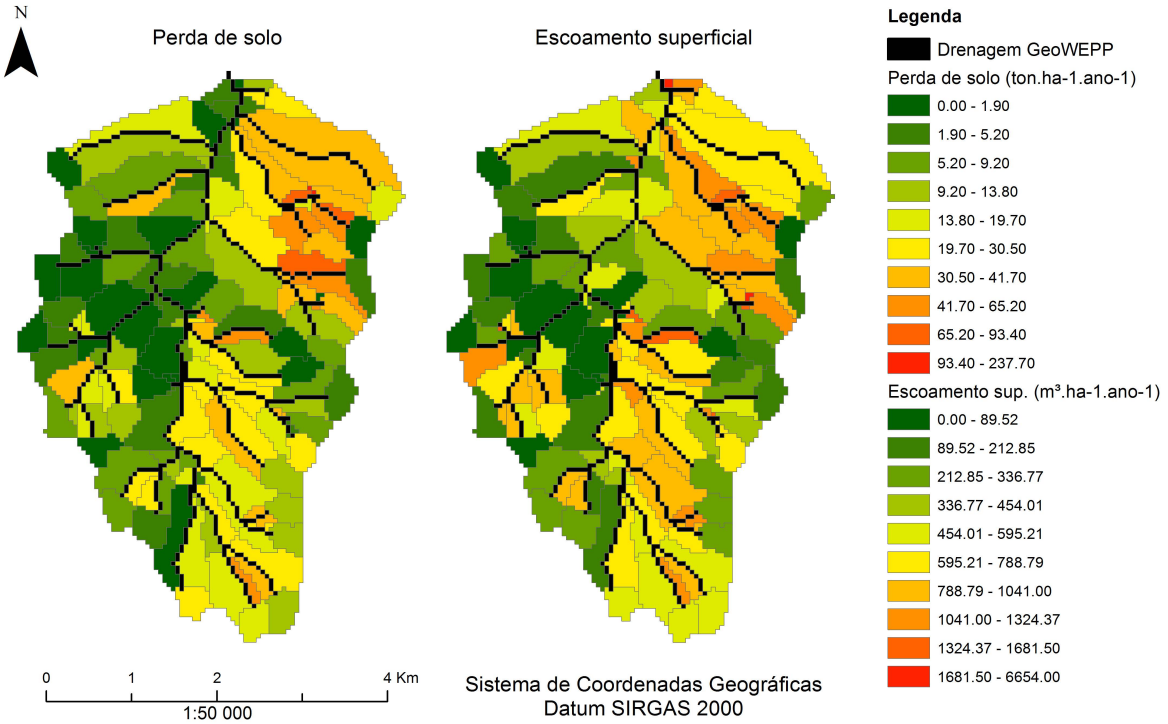

Figura 13 – Resultados do modelo GeoWEPP por bacia de contribuição, tomando-se como exemplo o cenário ATUAL10 e o arquivo de clima original

Por sua vez, os resultados expressos no formato *raster* foram analisados apenas para o indicador perda de solo, pois este tipo de visualização não se encontra disponível para o escoamento superficial (Figura 14). Dessa forma, as duas possibilidades de visualização dos resultados podem ser tidas como complementares, pois enquanto a visualização dos resultados por bacias de contribuição ajuda a identificar bacias críticas na paisagem, a visualização da perda de solo no formato *raster* permite avaliar quais porções destas bacias contribuem mais diretamente para o problema (RENSCHLER, 2003).

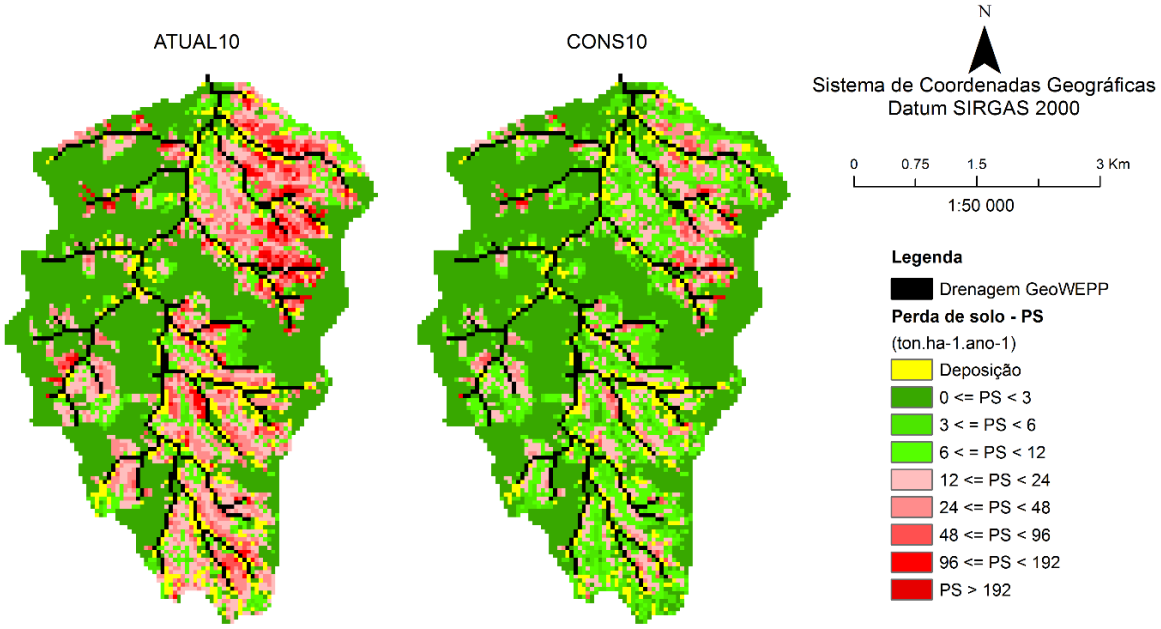

Figura 14 – Resultados da perda de solo no formato *raster*, tomando-se como exemplo os cenários ATUAL10 e CONS10 e considerando o arquivo de clima original

Neste trabalho, os relatórios do modelo GeoWEPP para perda de solo e escoamento superficial foram compilados em função de cada cenário de uso do solo e dos diferentes arquivos de clima, resultando em uma planilha com 765 bacias de contribuição por cenário (sendo 153 para cada um dos cinco arquivos de clima). As bacias de contribuição foram consideradas como blocos e comparadas entre si para testar o efeito dos cenários sobre as variáveis de resposta (Tabela 10 e Tabela 11).

Tabela 10 – Estatísticas básicas para comparação de médias da perda de solo (ton.ha^{-1}.ano^{-1}) entre cenários de uso do solo e redução percentual da média real de cada cenário em relação ao cenário ATUAL10 (%)

Cenário	Média transformada	Média real	Desvio padrão	IC 95% superior para a média	IC 95% inferior para a média	Redução em comparação a ATUAL10
ATUAL10	2,52 a	18,95	27,40	20,89	17,00	0,00%
TRAD20	2,51 ab	18,83	27,38	20,77	16,88	0,63%
AGUA20	2,46 b	18,16	27,24	20,10	16,23	4,17%
RAND20	2,38 c	15,97	24,84	17,73	14,20	15,73%
AGUA30	2,34 cd	16,83	27,09	18,75	14,90	11,19%
TRAD30	2,34 cd	15,92	25,91	17,76	14,08	15,99%
SOLO20	2,30 ed	12,46	13,10	13,39	11,53	34,25%
RAND30	2,25 e	12,67	14,60	13,71	11,63	33,14%
SOLO30	2,13 f	9,97	11,04	10,75	9,18	47,39%
CONS10	1,99 g	8,36	12,46	9,25	7,48	55,88%

Nota: Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey-Kramer ao nível de 5% de significância. Médias transformadas para ajuste dos resíduos a uma distribuição log-normal, onde: Coeficiente de assimetria = 0,0936; Coeficiente de curtose = -0,5694; W Shapiro-Wilk = 0,04101 com p-valor = 0,01

Fonte: Resultados dessa pesquisa

Tabela 11 – Estatísticas básicas para comparação de médias do escoamento superficial (m³.ha^{-1}.ano^{-1}) entre cenários de uso do solo e redução percentual da média real de cada cenário em relação ao cenário ATUAL10 (%)

Cenário	Média transformada	Média real	Desvio padrão	IC 95% superior para a média	IC 95% inferior para a média	Redução em comparação a ATUAL10
TRAD20	5,99 a	696,81	769,66	751,43	642,18	-1,30%
ATUAL10	5,96 a	687,90	769,74	742,53	633,27	0,00%
SOLO20	5,87 b	622,57	742,98	675,30	569,83	9,50%
TRAD30	5,84 bc	621,15	758,04	674,95	567,35	9,70%
AGUA20	5,83 bc	652,49	766,88	706,92	598,06	5,15%
RAND20	5,83 bc	631,03	760,14	684,98	577,08	8,27%
CONS10	5,82 bc	596,37	733,82	648,46	544,29	13,31%
SOLO30	5,78 dc	590,72	738,96	643,16	538,27	14,13%
AGUA30	5,71 d	615,00	767,41	669,46	560,53	10,60%
RAND30	5,69 d	589,56	751,73	642,91	536,21	14,30%

Nota: Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey-Kramer ao nível de 5% de significância. Médias transformadas para ajuste dos resíduos a uma distribuição log-normal, onde: Coeficiente de assimetria = -1,7316; Coeficiente de curtose = 3,9903; W Shapiro-Wilk = 0,1207 com p-valor = 0,01

Fonte: Resultados dessa pesquisa

A partir dos resultados observados para perda de solo, pode-se concluir que o melhor cenário foi CONS10, que obteve a menor média deste indicador apenas com a adoção de BPAs. Entre os cenários que possuem a restauração florestal como estratégia de proteção de áreas críticas na paisagem, pode-se observar que o

conjunto de cenários SOLO20-30 obteve o melhor desempenho, sendo que SOLO20 foi o melhor entre os cenários que apresentam a mesma quantidade de cobertura florestal (20%), se equiparando também aos outros cenários que possuem 30% de florestas, com exceção de SOLO30, que foi isoladamente o segundo melhor cenário entre todos. Outro conjunto de cenários que obteve bom desempenho foi RAND20-30, indicando que o reflorestamento aleatório da bacia também pode ser considerado uma estratégia eficiente de redução da perda de solo. Por sua vez, os conjuntos de cenários AGUA20-30 e TRAD20-30 obtiveram os piores desempenhos no controle da perda de solo dentro dos grupos de cenários com 20 e 30% de cobertura florestal, indicando que estas abordagens não são eficientes no combate a erosão do solo em bacias hidrográficas. De certa forma, estes resultados já eram esperados, pois a erosão do solo costuma ser muito mais pronunciada em encostas do que próximo aos canais de drenagem, exatamente aonde se concentra a maior parte da cobertura florestal destes cenários.

Os resultados também indicam que a priorização de áreas críticas na paisagem é uma estratégia eficiente no combate à erosão do solo, pois os três melhores cenários em termos de eficiência foram CONS10, SOLO30 e SOLO20, que protegeram respectivamente 89,46%, 97,37% e 78,17% das áreas críticas para conservação do solo (vide Tabela 9). Desse modo, pode-se concluir que as práticas conservacionistas são mais eficientes do que as florestas na proteção do solo contra os processos erosivos, mas, também, que a alocação de florestas em áreas críticas apresenta excelente desempenho na redução da perda de solo. Assim, a restauração florestal de área críticas poderia ser priorizada em paisagens que apresentam déficit de áreas florestadas e problemas com erosão e sedimentação. Da mesma forma, devido ao seu alto potencial em reduzir a perda de solo, a manutenção desses locais sob uso do solo florestal em paisagens com excedente de áreas florestadas deveria fazer parte de estratégias conservacionistas. Seja em paisagens com déficit ou excedente de florestas perante as exigências da Lei de Proteção da Vegetação Nativa, o sucesso de iniciativas de conservação e restauração florestal em terras privadas é dependente do desenvolvimento e a implementação de mecanismos de incentivos econômicos aos proprietários rurais como, por exemplo, programas de PSA, projetos de REDD+ ou transação de CRAs (vide outros exemplos de mecanismos de incentivos econômicos para conservação em AZEVEDO et al., 2015).

Com relação à análise dos resultados obtidos para o escoamento superficial, o comparativo entre cenários apontou RAND30 e AGUA30 como os melhores cenários. O terceiro melhor cenário foi SOLO30, que estatisticamente não difere dos dois melhores cenários, mas se assemelha à CONS10, RAND20, AGUA20, TRAD30 e SOLO20. Os cenários que apresentaram o pior desempenho e, portanto, maior escoamento superficial, foram ATUAL10 e TRAD20, sendo que o modelo apontou um leve aumento do escoamento superficial na bacia com a restauração dos campos herbáceos com florestas. Não foi possível obter uma explicação para este comportamento do modelo, mas os resultados foram novamente confirmados após três repetições da modelagem deste cenário.

Apesar de RAND30 possuir média levemente inferior do que AGUA30, entende-se que o cenário AGUA30 deve ser adotado como a melhor estratégia para reduzir o escoamento superficial em bacias hidrográficas, pois garante também a proteção de ambientes sensíveis na paisagem, como é o caso das AVAs, ao passo que RAND30 representa uma estratégia de restauração sem planejamento, realizada de forma aleatória e resultando em fragmentos florestais pulverizados na paisagem, o que tornaria a sua execução mais difícil e onerosa. No entanto, não se deve desprezar os resultados obtidos por RAND30 no controle do escoamento superficial, de modo que paisagens apresentando este tipo de arranjo espacial da cobertura florestal podem ser eficientes em reduzir os efeitos negativos deste indicador.

Em função dos cenários AGUA30 e SOLO30 não diferirem estatisticamente, os resultados também permitem concluir que tanto a restauração florestal de áreas críticas para conservação do solo como de áreas críticas para conservação da água são estratégias eficientes em reduzir o escoamento superficial em bacias hidrográficas. No entanto deve-se destacar que estas abordagens não podem ser consideradas como equivalentes, uma vez que os processos originários do escoamento superficial em cada abordagem são distintos. As áreas críticas para conservação do solo constituem-se nas áreas mais declivosas da bacia, ao passo que as áreas críticas para conservação da água constituem-se nas AVAs. Como um entendimento geral, pode-se dizer que as áreas declivosas estão relacionadas à menores taxas de infiltração da água no solo e consequentemente maior escoamento superficial, sendo que quanto maior a declividade, menor a infiltração e maior a velocidade e o potencial erosivo da enxurrada (FOX; BRYAN, 2000). Já as

AVAs, representam zonas da bacia favoráveis a geração de escoamento superficial por saturação do solo, com caráter variável ao longo do ano e potencial de se conectarem aos canais de drenagem, podendo transportar nutrientes e agroquímicos em solução (WALTER et al., 2000).

Assim, pode-se dizer que o escoamento superficial em áreas declivosas está mais relacionado à superação da intensidade da chuva frente a capacidade de infiltração da água no solo (fluxos hortonianos), ao passo que o escoamento direto em AVAs é função da umidade antecedente do solo (fluxos não-hortonianos). No caso dos fluxos hortonianos, a anisotropia do solo é um fator decisivo na geração de escoamento superficial, pois resulta em permeabilidade diferenciada entre camadas, ao passo que os fluxos não-hortonianos são principalmente controlados por condições geomorfológicas como, por exemplo, a combinação entre posição topográfica no relevo e a altura do lençol freático (ELSENBEER, 2001). Por conta dessas diferenças nos mecanismos de geração de escoamento superficial, existem necessidades diferenciadas de manejo para cada situação. Como as práticas usuais para conservação do solo e da água objetivam o controle da erosão e a maior retenção de água no solo, estas são apenas parcialmente apropriadas para o manejo de AVAs, onde as melhores estratégias conservacionistas deveriam vir acompanhadas de restrições do uso do solo, especialmente relacionadas ao cultivo de lavouras que demandem grandes quantidades de fertilizantes e agroquímicos (AGNEW et al., 2006).

Os resultados também evidenciam que não há uma relação direta entre escoamento superficial e perda de solo, pois os cenários que mais reduziram o escoamento não foram necessariamente os que mais reduziram a perda de solo e vice-versa, corroborando com as observações de Jong van Lier et al. (2005) de que as estimativas do escoamento superficial nem sempre seguem o mesmo padrão da erosão do solo. Esse comportamento pode ser explicado pela diferença nos fluxos preferenciais de água em cada cenário, onde os fluxos hortonianos podem estar relacionados à maiores taxas de perda de solo do que os fluxos não-hortonianos, apesar de ambos serem comumente referenciados apenas como escoamento superficial. Outra explicação é que o escoamento superficial representa apenas um fator coadjuvante na perda de solo e que outros fatores, como o impacto da gota de chuva sobre o solo, especialmente sobre áreas susceptíveis aos processos erosivos, são determinantes nas taxas de erosão em bacias. Desse modo, se o impacto da

gota de chuva for evitado, apenas o escoamento da água superficial não possui energia cinética suficiente para causar a desagregação do solo e o transporte de sedimentos (HUDSON, 1971; YOUNG; WIERSMA, 1973), o que pode resultar na manutenção do escoamento superficial com pequenas perdas de solo.

Como uma alternativa para visualização dos resultados, a perda de solo e o escoamento superficial foram relacionados com a quantidade de cobertura florestal existente em cada conjunto de cenários de uso do solo (Figura 15 e Figura 16).

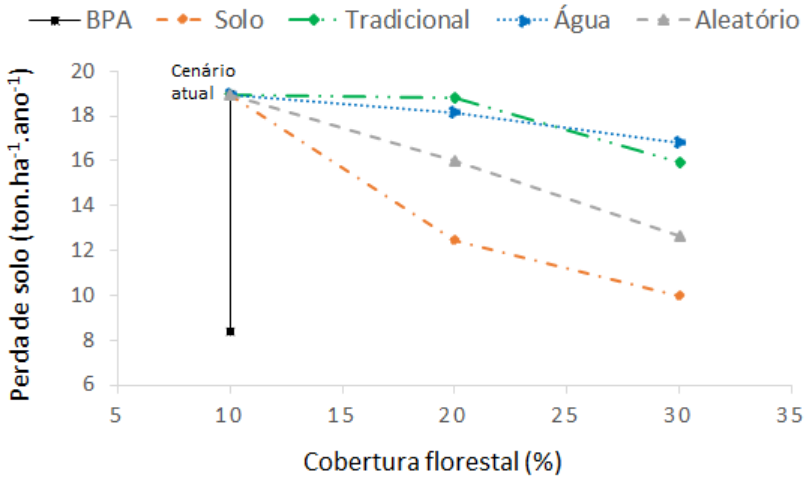

Figura 15 - Comparação da perda de solo em função da quantidade de cobertura florestal entre cenários de uso do solo

Nota: BPA corresponde ao cenário CONS10; Solo corresponde aos cenários SOLO20-30; Tradicional corresponde aos cenários TRAD20-30; Água corresponde aos cenários AGUA20-30; e Aleatório corresponde aos cenários RAND20-30

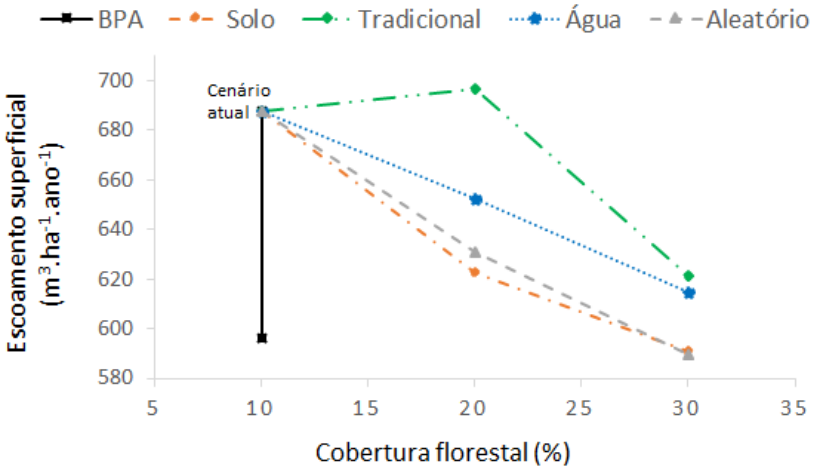

Figura 16 – Comparação do escoamento superficial em função da quantidade de cobertura florestal entre cenários de uso do solo

Nota: BPA corresponde ao cenário CONS10; Solo corresponde aos cenários SOLO20-30; Tradicional corresponde aos cenários TRAD20-30; Água corresponde aos cenários AGUA20-30; e Aleatório corresponde aos cenários RAND20-30

Dessa forma, foi possível perceber o grande potencial de redução da perda de solo e do escoamento superficial quando as BPAs são adotadas em áreas sob uso agropecuário e que o incremento de cobertura florestal também é uma estratégia eficiente para o controle de ambas as variáveis, sendo que quanto maior a quantidade de cobertura florestal maior são os benefícios na conservação do solo e da água. Através destas visualizações gráficas, as diferenças nos resultados obtidos por cada conjunto de cenários ficam ainda mais evidentes, reforçando a necessidade de planejamento das ações de conservação e restauração florestal em bacias hidrográficas, de maneira a promover a otimização de seus benefícios.

4.3.2 Análise da conectividade da paisagem

A importância de cada fragmento florestal para a conectividade geral da paisagem foi obtida através do índice PC, sendo possível observar que quanto menor a quantidade de cobertura florestal mais importante se tornam os habitats remanescentes para a manutenção da conectividade da paisagem. Este padrão ficou bastante evidente quando se observa os resultados obtidos para uma mesma região da bacia em diferentes cenários, ocorrendo o predomínio de valores médios a altos (cores quentes) com 10 e 20% de floresta e de médios a baixos (cores frias) quando a cobertura florestal é de 30% (Figura 17).

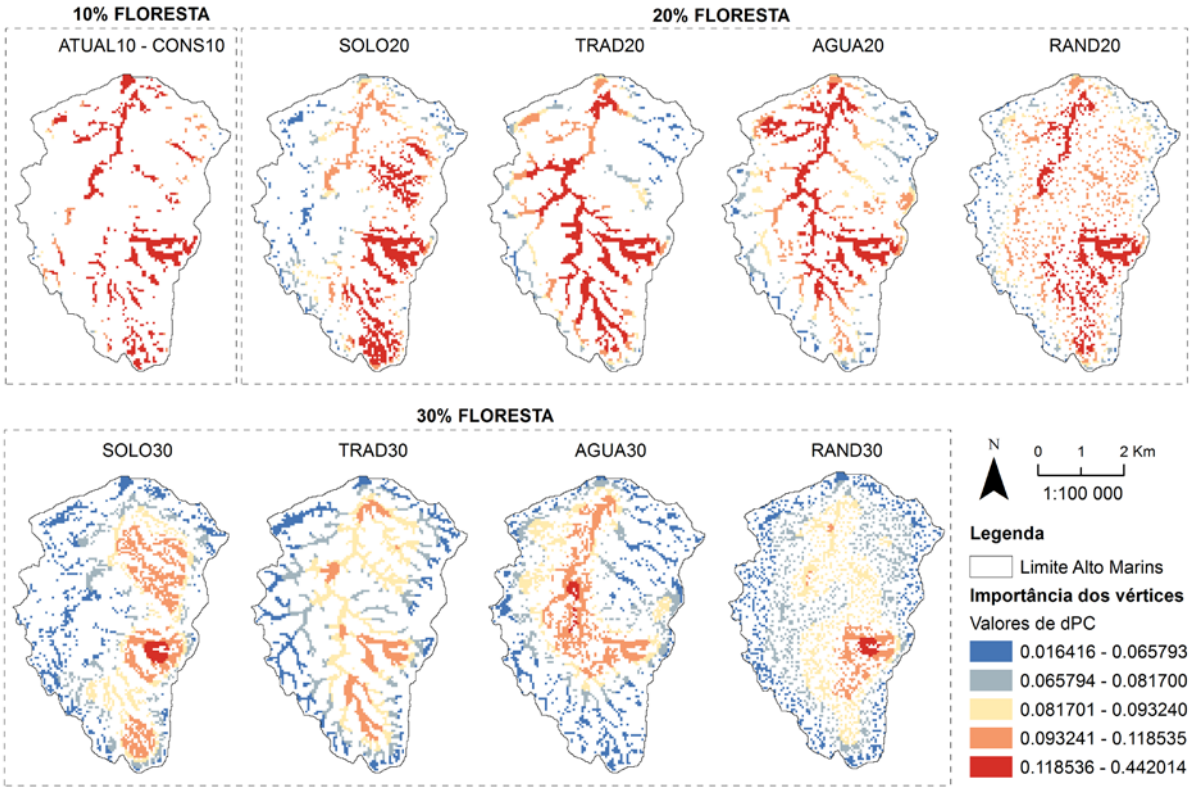

Figura 17 – Importância dos fragmentos florestais analisados para cada cenário de uso do solo

Apesar da importância individual de cada fragmento diminuir com o aumento da cobertura florestal, a conectividade geral da paisagem aumenta, indicando que esta métrica responde positivamente a quantidade de floresta e que, portanto, paisagens com maior cobertura florestal promovem maior conservação da biodiversidade (Figura 18). Estes resultados corroboram com um estudo recente que analisou dados de 25.000 capturas de aves, mamíferos e anfíbios na Mata Atlântica e concluiu que a quantidade de cobertura florestal é determinante na manutenção da estrutura e integridade dessas comunidades (BANKS-LEITE et al., 2014). Esse mesmo estudo concluiu que deve haver um limite mínimo de 30% de cobertura florestal na paisagem para garantir a conservação de espécies endêmicas e assegurar a manutenção das funções ecológicas desempenhadas por estas espécies.

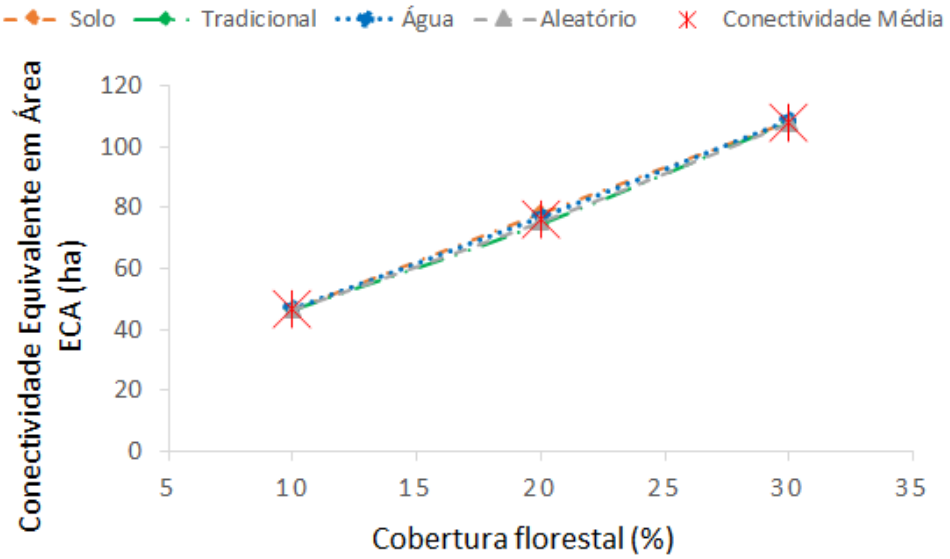

Figura 18 – Índice ECA em função de diferentes quantidades de cobertura florestal entre cenários de uso do solo

No presente trabalho, os resultados mostraram não haver diferenças significativas entre os cenários de uso do solo que possuem a mesma quantidade de cobertura florestal (Tabela 12), indicando que a conectividade parece estar muito mais relacionada com a quantidade de floresta total da paisagem do que com a disposição espacial dos fragmentos remanescentes. Dessa forma, qualquer um dos cenários com 30% de florestas estaria promovendo a conservação da biodiversidade da mesma forma. No entanto, a escolha do melhor cenário precisa ser novamente respaldada por critérios técnicos que visem garantir múltiplos benefícios como, por exemplo, a própria conservação do solo e da água. Dessa forma, os cenários criteriosos AGUA30, TRAD30 e SOLO30 apresentam vantagem em relação a RAND30, sendo que a decisão entre os três deve considerar os outros indicadores biofísicos analisados e buscar a configuração da paisagem onde ocorrem as maiores sinergias.

Tabela 12 – Conectividade da paisagem para cada cenário e valores médios para os grupos de cenários que possuem a mesma quantidade de cobertura florestal

Cenário	% Floresta	Conectividade Equivalente em Área (ha)	Média da Conectividade Equivalente em Área (ha)
ATUAL10	10	46,59	46,59 c
CONS10	10	46,59	
TRAD20	20	74,66	76,19 b
RAND20	20	75,28	
AGUA20	20	76,71	
SOLO20	20	78,09	
RAND30	30	107,43	107,98 a
SOLO30	30	107,99	
TRAD30	30	108,06	
AGUA30	30	108,46	

Nota: Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey-Kramer ao nível de 5% de significância. Médias transformadas para ajuste dos resíduos a uma distribuição gaussiana, onde: Coeficiente de assimetria = 0,4856; Coeficiente de curtose = 1,64; W Shapiro-Wilk = 0,9383 com p-valor = 0,5347

Fonte: Resultados dessa pesquisa

4.3.3 Interação entre biodiversidade e a conservação do solo e da água

Apesar dos desempenhos individuais dos cenários em cada indicador ser importante na priorização de estratégias focadas em questões específicas, entende-se que uma análise multicritério realizada em função de um conjunto de indicadores seja a estratégia ideal para garantir a provisão de múltiplos serviços ambientais e a conservação da biodiversidade (Tabela 13).

Tabela 13 – Desempenhos individuais de cada cenário para o conjunto de indicadores analisados por este trabalho e a nota final de cada cenário a partir de uma análise multicritério

Cenário de uso do solo	Perda de solo	Escoamento superficial	Conectividade da paisagem	Nota Final
SOLO30	9	8	8	8,30
AGUA30	5	9	10	8,20
RAND30	8	10	7	8,20
TRAD30	6	4	9	6,60
CONS10	10	7	1	5,50
SOLO20	7	3	6	5,40
RAND20	4	6	4	4,60
AGUA20	3	5	5	4,40
TRAD20	2	1	3	2,10
ATUAL10	1	2	1	1,30

Fonte: Resultados dessa pesquisa

O cenário que obteve o melhor resultado foi SOLO30, devido a sua alta capacidade em reduzir a perda de solo e o escoamento superficial, aliado ao seu

ótimo desempenho na melhora da conectividade da paisagem. O cenário AGUA30 ficou empatado em segundo lugar com o cenário RAND30, que possui natureza inteiramente randômica. O desempenho global do cenário AGUA30 ficou prejudicado devido à sua baixa capacidade em reduzir a perda de solo, mesmo apresentando alto potencial em reduzir o escoamento superficial e melhorar a conectividade da paisagem. Por sua vez, o desempenho global do cenário RAND30 demonstrou que mesmo realizados de forma aleatória, a restauração florestal e o incremento de florestas na paisagem podem impactar positivamente nos três indicadores analisados por este trabalho. A quarta posição foi ocupada pelo cenário TRAD30 que mesmo apresentando o segundo melhor desempenho para o indicador conectividade da paisagem, foi penalizado por conta de seus desempenhos medianos na redução da perda de solo e do escoamento superficial. Em quinto lugar ficou o cenário CONS10 que obteve ótimos desempenhos na redução da perda de solo e do escoamento superficial, mas foi penalizado por ter sido o pior cenário para o indicador conectividade da paisagem. No grupo de cenários com 20% de cobertura florestal, os melhores desempenhos seguiram a ordem SOLO20, RAND20, AGUA20 e TRAD20. Por fim, o cenário ATUAL10 apresentou o pior desempenho entre todos os cenários, evidenciando a necessidade de intervenções no Alto Marins para assegurar a sustentabilidade da paisagem local.

De forma geral, pode-se dizer que os melhores cenários foram aqueles que não apresentaram desempenhos ruins em nenhum indicador, especialmente para a conectividade da paisagem, o que ficou evidente no desempenho global do cenário CONS10 e mostrou que apenas a adoção de BPAs não é capaz de garantir a sustentabilidade de outros componentes do ecossistema, especialmente a biodiversidade.

4.3.3.1 Os benefícios da adoção de boas práticas agrícolas em complementação as iniciativas de conservação e restauração florestal

A seguir, a Tabela 14 apresenta os resultados obtidos para o conjunto de simulações onde os cenários com 30% de cobertura florestal tiveram suas áreas de produção agropecuária submetidas ao manejo com BPAs.

Tabela 14 – Desempenhos dos cenários com 30% de cobertura florestal sobre a perda de solo (ton.ha^{-1}.ano^{-1}) e o escoamento superficial (m³.ha^{-1}.ano^{-1}) após a adoção de boas práticas agrícolas, exibindo entre parênteses a posição de cada cenário dentro de cada indicador analisado

Cenário de uso do solo	Perda de solo		Escoamento superficial		Nota final
	Média	Redução em comparação ao mesmo cenário sem BPAs	Média	Redução em comparação ao mesmo cenário sem BPAs	
SOLO30 + BPAs	4,55 (10)	54,34%	535,69 (9)	9,32%	8,90
AGUA30 + BPAs	7,34 (7)	56,38%	541,71 (8)	11,92%	8,50
RAND30 + BPAs	5,63 (9)	55,57%	524,72 (10)	11,00%	8,50
TRAD30 + BPAs	6,96 (8)	56,27%	555,32 (7)	10,60%	8,10

Nota: Para o cálculo da nota final de cada cenário o desempenho do indicador conectividade da paisagem é o mesmo que foi apresentado na Tabela 13 (SOLO30 – 8; AGUA30 – 10; RAND30 – 7; TRAD30 - 9)
Fonte: Resultados dessa pesquisa

Os resultados indicam que a adoção de BPAs melhora significativamente os desempenhos dos cenários de uso do solo, promovendo reduções de aproximadamente 55% em comparação a perda de solo e de 11% em relação ao escoamento superficial. Resultados semelhantes foram obtidos por Fu et al. (2006) que, ao modelaram os processos erosivos de uma bacia rural, concluíram haver um potencial de redução de 72% na perda de solo e de 68% na descarga de sedimentos caso sejam adotadas técnicas de plantio direto em áreas agrícolas. Similarmente, Strauch et al. (2013) modelaram o impacto de diferentes conjuntos de BPAs em uma bacia rural, concluindo haver um potencial de redução de até 40% na descarga de sedimentos caso sejam implementados terraços agrícolas e bacias de contenção (“barraginhas”) ao longo de estradas rurais. Este mesmo estudo também concluiu que a substituição de monoculturas (soja e milho) por rotação de culturas de ciclo curto possui potencial de reduzir a descarga de sedimentos em até 32%, mas que os benefícios desta redução seriam contrabalanceados por prejuízos de aproximadamente 40% na produção de água da bacia, o que tornaria inviável a adoção desta abordagem.

Em comparação ao cenário ATUAL10, as reduções observadas são ainda maiores e confirmam o potencial da adoção de estratégias de conservação e restauração florestal em conjunto com BPAs (Tabela 15). Neste caso, o melhor cenário continua sendo SOLO30, que passa a apresentar uma redução de 75,99% na perda de solo e de 22,13% no escoamento superficial, demonstrando mais uma

vez que atuações localizadas de restauração florestal em áreas críticas são eficientes em combater os processos erosivos e contribuem diretamente para a conservação do solo e da água em paisagens agrícolas.

Tabela 15 – Desempenhos dos cenários com 30% de cobertura florestal e com adoção de boas práticas agrícolas sobre a perda de solo (ton.ha^{-1}.ano^{-1}) e o escoamento superficial (m³.ha^{-1}.ano^{-1}) em comparação ao cenário ATUAL10

Cenário de uso do solo	Redução da perda de solo em comparação ao cenário ATUAL10	Redução do escoamento superficial em comparação ao cenário ATUAL10
AGUA30 + BPAs	61,27%	21,25%
TRAD30 + BPAs	63,27%	19,27%
RAND30 + BPAs	70,29%	23,72%
SOLO30 + BPAs	75,99%	22,13%

Fonte: Resultados dessa pesquisa

4.4 Resultados dos cenários de restauração florestal em faixas marginais aos canais de drenagem

A seguir, a Figura 19 apresenta a distribuição dos valores de perda de solo em função da quantidade de cobertura florestal nas APPs (vide Apêndice F para maiores detalhes do ajuste dos dados à função polinomial).

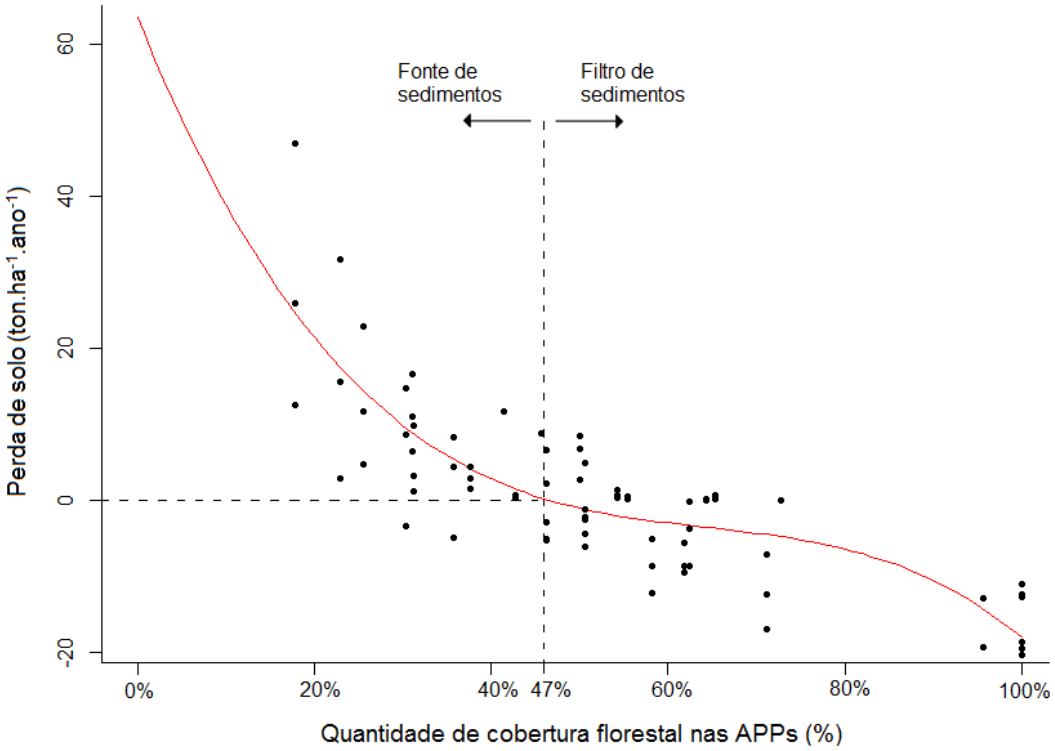

Figura 19 – Gráfico da relação entre perda de solo e quantidade de cobertura florestal em Áreas de Preservação Permanente

Considerando a complexidade da erosão do solo e a influência de outros fatores como tipo de solo e relevo, o coeficiente de determinação obtido pode ser considerado satisfatório (r^2 = 0,68; p = 0,001). Dessa forma, a quantidade de cobertura florestal pode ser utilizada isoladamente para predizer os processos erosivos ocorrendo em APPs, permitindo avaliar indiretamente a capacidade de retenção de sedimentos desses locais. Sparovek et al. (2002), encontrou resultados semelhantes modelando diferentes larguras de faixas marginais florestadas e concluiu que apenas a quantidade de cobertura florestal é determinante em aumentar a capacidade da APP em reter sedimentos de áreas à montante. Adicionalmente, Mayer et al. (2007) concluiu que o tamanho das faixas marginais florestadas influencia positivamente na remoção de nitrogênio dissolvido oriundo do escoamento superficial de áreas agrícolas, sendo determinante na manutenção da qualidade da água superficial. Ambos os autores encontraram os melhores resultados para faixas florestadas de aproximadamente 50m.

Através do modelo de regressão obtido, nota-se que a curva de perda de solo nas APPs é mais sensível à valores extremos de quantidade de cobertura florestal, apresentando máxima perda de solo para valores mínimos de cobertura e máxima retenção de sedimentos para valores máximos de cobertura. Da mesma forma, nota-se a pouca sensibilidade da curva para valores intermediários de cobertura florestal, apesar de ser possível perceber a existência de um limiar (47% de cobertura) para que os processos deposicionários passem a predominar sobre a perda de solo. Este limiar indica que as APPs podem atuar tanto como fonte quanto como filtro de sedimentos, dependendo da quantidade de cobertura florestal existente. Em termos práticos, o limiar 47% pode ser considerado equivalente a uma faixa marginal florestada de 15m, o que evidencia os potenciais impactos negativos da adoção de faixas florestadas de menor tamanho. Esses resultados são particularmente alarmantes se forem considerados o contexto atual de implementação da Lei de Proteção da Vegetação Nativa e as necessidades reduzidas de restauração florestal em APPs com uso consolidado. Mesmo o tamanho de 15m deve ser visto como um limite-mínimo e não como o limite-necessário para proteger os corpos d’água contra o aporte de sedimentos, sendo que outros autores já reportaram preocupação quanto à capacidade de faixas florestadas de 15m em promover a conservação dos

recursos hídricos (TUNDISI; TUNDISI, 2010) e a funcionalidade ecológica de riachos (CASATTI, 2010).

Com relação a conectividade geral da paisagem, observou-se que o tamanho das faixas marginais influencia diretamente os valores deste indicador, sendo que faixas maiores resultam em maior conectividade (Figura 20).

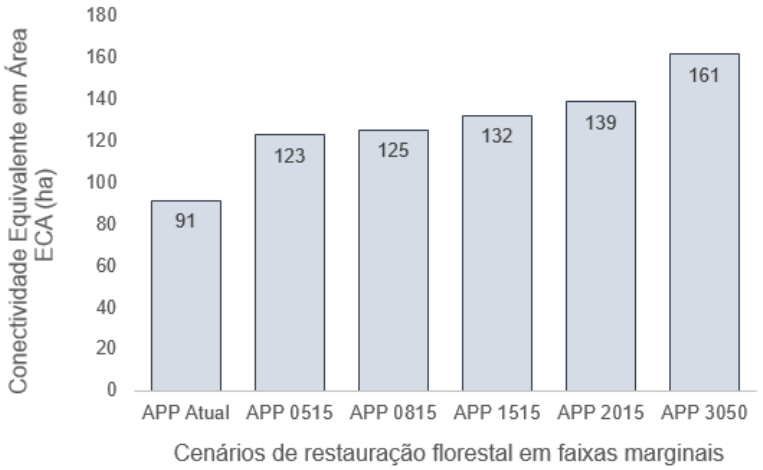

Figura 20 – Efeito de diferentes tamanhos de faixas marginais florestadas na conectividade da paisagem

Apesar das semelhanças nas simulações e na configuração da paisagem de alguns cenários de uso do solo, os valores de ECA obtidos para os cenários de faixas florestadas foram superiores aos valores obtidos para os cenários de áreas críticas (e.g. ECA para o cenário APPAtual = 91 e para ATUAL10 = 47), o que possivelmente está relacionado à segmentação dos fragmentos para o conjunto de cenários de áreas críticas, mesmo que na literatura os índices PC e ECA sejam reportados como indiferentes a modelagem de fragmentos adjacentes (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007; SAURA et al., 2011). Embora os resultados sejam numericamente diferentes, as tendências observadas em ambos os conjuntos de simulações são as mesmas, resultando em maior conectividade da paisagem com maior quantidade de cobertura florestal. Desse modo, foi possível perceber a baixa conectividade proporcionada pela configuração atual dos remanescentes florestais e que faixas marginais florestadas de 5, 8, 15 ou 20 metros pouco se diferenciam em relação aos valores de ECA. Nota-se também que o maior valor de ECA ocorre quando toda a APP está recoberta por florestas (cenário APP3050), levantando novamente preocupações quanto as novas exigências legais de restauração florestal em APPs com uso consolidado.

4.5 Considerações gerais e limitações

Este trabalho utilizou indicadores biofísicos (perda de solo, escoamento superficial e conectividade da paisagem) e técnicas de modelagem para analisar o efeito de cada cenário de uso do solo sobre a conservação do solo, da água e da biodiversidade. Por conta da complexidade de interações entre serviços ambientais e biodiversidade, o uso de indicadores consegue capturar apenas parcialmente os efeitos de alterações do uso do solo sobre estes componentes dos ecossistemas. Assim, a primeira limitação faz referência a capacidade dos indicadores selecionados em representar os processos naturais em que estão inseridos. Neste ponto, acredita-se que os indicadores utilizados estejam adequados e alinhados com estudos similares (exemplos em JONG VAN LIER DE et al., 2005; NEARING et al., 2005; RIBEIRO et al., 2009; PARDINI et al., 2010; QIU; TURNER, 2013). No entanto, entende-se que os resultados obtidos poderiam ser ainda mais robustos caso outros indicadores fossem incorporados as análises, especialmente indicadores coletados em campo (e.g. monitoramento do regime de vazões, análises físico-químicas de coletas de água e relatórios de monitoramento da fauna e da flora), os quais seriam essenciais para o monitoramento futuro e a valoração econômica das estratégias propostas por este trabalho.

A segunda limitação refere-se à capacidade limitada de representação da realidade por modelos matemáticos, os quais estão sempre associados à algum tipo de aproximação (BEVEN, 2002). No caso do modelo WEPP/GeoWEPP, acredita-se que a sua escolha foi acertada para simular a perda de solo e o escoamento superficial entre cenários, especialmente por este modelo considerar diversas práticas de manejo em seus parâmetros, possibilitando a simulação de BPAs de uma forma que dificilmente poderia ser replicada por um modelo alternativo. O fato deste trabalho não ter realizado a calibração e validação dos parâmetros do modelo WEPP com dados de campo também pode ser considerada uma limitação, no entanto, os resultados obtidos pelo modelo WEPP com parâmetros *default* sem calibração são comprovadamente satisfatórios (FLANAGAN et al., 2007). Além disso, modelos de predição de erosão costumam apresentar grande variação quantitativa em estudos comparativos entre modelos, apesar dos resultados qualitativos serem similares e permitirem a compreensão das tendências gerais dos processos erosivos (WADE et al., 2012), as quais acredita-se terem sido capturadas pela metodologia proposta. Da mesma forma, entende-se que a adoção do modelo

CS22 para a quantificação da conectividade da paisagem foi acertada, pois CS22 está entre os modelos mais populares do tipo (FOLTÊTE et al., 2012) e vêm sendo utilizado por importantes agências ambientais ao redor do mundo (maiores informações em CONEFOR, 2015).

Também podem surgir questionamentos quanto a metodologia adotada nas simulações de conectividade da paisagem para os cenários de áreas críticas, onde os fragmentos florestais foram segmentados por uma grade regular. No entanto, acredita-se que este procedimento foi necessário para balancear as análises entre cenários que apresentavam fragmentos florestais muito grandes ou muito pequenos e os índices de conectividade escolhidos (PC e ECA) são recomendados na literatura para modelar a conectividade entre remanescentes de habitat adjacentes (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007; SAURA et al., 2011). Adicionalmente, o fato da área ter sido adotada como métrica de disponibilidade de habitat pode ter influenciado a importância individual de fragmentos florestais, especialmente para o conjunto de cenários com fragmentos segmentados em áreas homogêneas. Caso algum atributo qualitativo fosse adotado e este fosse variável entre os fragmentos remanescentes, provavelmente a importância dos fragmentos onde esse atributo é maior seria preservada mesmo com o aumento da cobertura florestal da paisagem. No entanto, acredita-se que a adoção da área como métrica de disponibilidade de habitat não resultou em prejuízos para a compreensão da contribuição de cada cenário na conectividade geral da paisagem, além deste ser um procedimento comum em estudos similares quando outras métricas qualitativas não estão disponíveis (e.g. HARDT et al., 2015). Ainda com relação a conectividade da paisagem, ressalva-se que os resultados obtidos fazem referência às espécies que possuem capacidade de deslocamento de até 1000m, sendo que espécies com capacidades de deslocamento menores podem não ser beneficiadas pelos cenários de uso do solo propostos, mesmo que tenha sido adotado um pequeno valor de probabilidade de conexão para fragmentos distantes de 1000m (5%).

Por fim, vale a pena destacar que os fragmentos florestais modelados em todos os cenários representam fragmentos em estágios avançados de sucessão florestal, o que influenciou os resultados observados neste trabalho, especialmente no caso do modelo WEPP e dos indicadores perda de solo e escoamento superficial. Os parâmetros do modelo referentes ao uso florestal indicam uma floresta madura, com elevado recobrimento do solo por serapilheira e do dossel pela copa das árvores,

resultando em um ambiente que efetivamente protege o solo contra os processos erosivos. Da mesma forma, as BPAs modeladas foram implementadas rigorosamente em 100% da área agropecuária, o que é algo difícil - se não impossível - de ocorrer na prática, devido à resistência de parte dos produtores rurais (FU et al., 2006). Desse modo, caso um destes cenários venha realmente a ser implementado, os resultados apresentados neste trabalho só se farão presentes após a completa maturação florestal nas áreas intervencionadas (FERRAZ et al., 2014). Além disso, deve-se considerar um tempo de defasagem na resposta da bacia ao tratamento com BPAs, o qual está diretamente relacionado ao histórico de impactos e aos indicadores sendo monitorados (MEALS et al., 2010). Assim, seja pela restauração florestal ou pela adoção de BPAs, os benefícios referentes à conservação do solo, da água e da biodiversidade podem demorar anos ou até mesmo décadas para serem observados em campo, reforçando a necessidade de intervenções imediatas no Alto Marins. Além disso, torna-se essencial que estas ações venham acompanhadas de um planejamento de longo prazo, que envolva etapas de monitoramento dos indicadores-alvo e a conscientização dos tomadores de decisão e da sociedade quanto a uma eventual defasagem para que os benefícios do programa se façam presentes.

4.6 Implicações práticas dos resultados apresentados

O processo de alteração do Código florestal brasileiro foi cercado de polêmica e opiniões divergentes entre pesquisadores, ambientalistas e ruralistas sobre a redação final da nova lei. Na prática, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa reduziu as exigências de conservação e restauração florestal em propriedades privadas, resultando em menor necessidade de recomposição de APPs e RLs em áreas de uso agropecuário consolidado. Quase quatro anos após a sua aprovação, os principais mecanismos de controle sobre a vegetação nativa em propriedades privadas ainda não foram completamente implementados, como é o caso do Cadastro Ambiental Rural (CAR), ou sequer foram regularizados juridicamente, como é o caso do Programa de Regularização Ambiental (PRA). Essas constatações são preocupantes e colocam em dúvida a capacidade da nova lei em promover a sustentabilidade de paisagens agrícolas consolidadas.

Os resultados apresentados neste trabalho demonstraram que a restauração florestal de áreas críticas para erosão ou saturação do solo pode ser uma estratégia

eficiente para reduzir os processos erosivos na paisagem, o que pode ser alcançado com a destinação dessas áreas para RL em propriedades privadas. Os resultados também demonstraram a importância da quantidade de cobertura florestal nas APPs para a efetiva proteção dos recursos hídricos contra o aporte de sedimentos aos canais de drenagem, o que pode ser alcançado com a recomposição das APPs em sua totalidade. Adicionalmente, tanto a restauração florestal de áreas críticas como de APPs demonstraram ser estratégias eficientes para melhorar a conectividade entre fragmentos remanescentes. Como as exigências de restauração de APPs e RLs são menores na legislação atual, recomenda-se o desenvolvimento e a implementação de incentivos econômicos que estimulem à manutenção e a recomposição florestal além dos limites legais como, por exemplo, programas de PSA, projetos de REDD+, mecanismos de tributação, mecanismos de subvenção à agropecuária e mecanismos de mercado.

Este trabalho também comprovou os benefícios da adoção de BPAs na redução da perda de solo e do escoamento superficial, bem como a necessidade de conciliar essa estratégia com ações conservacionistas e de restauração florestal para estender os benefícios do meio físico à biodiversidade. Apesar das BPAs serem legalmente exigidas em APPs de uso consolidado, a falta de definição quanto as práticas de manejo a serem implementadas tem contribuído para a negligência desta obrigatoriedade no campo, resultando em prejuízos para a conservação do solo e da água em paisagens agrícolas consolidadas. Pelo fato das APPs se constituírem em áreas sensíveis e com potencial de conexão aos canais de drenagem pela saturação sazonal do solo, a legislação deveria indicar as práticas de manejo recomendadas para cada cultura e restringir o uso de culturas que demandem práticas de manejo intensivas, especialmente aquelas relacionadas ao preparo de solo e a aplicação de fertilizantes e defensivos.

Em um cenário atual de implementação da Lei de Proteção da Vegetação Nativa, os resultados apresentados neste trabalho sugerem que apenas as ações de comando e controle podem não ser suficientes para promover a provisão de serviços ambientais e a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas. Desse modo, recomenda-se que haja uma desvinculação do que está previsto em lei com o conceito de paisagens sustentáveis, pois apenas a adequação legal de propriedades rurais pode não ser capaz de assegurar o fornecimento de bens e serviços à sociedade.

5 CONCLUSÕES

A metodologia proposta possibilitou o mapeamento de áreas críticas para conservação do solo e da água em paisagens agrícolas, inovando ao utilizar o relevo como única variável de análise para identificação de áreas prioritárias para restauração florestal. Em função da disponibilidade de dados de relevo de alta resolução em escala global, acredita-se que essa metodologia possa ser replicada em iniciativas conservacionistas nacionais e internacionais, contribuindo para projetos de restauração florestal em larga escala.

Observou-se que o arranjo espacial da cobertura florestal influenciou significativamente a perda de solo e o escoamento superficial, mas não apresentou efeitos significativos para a conectividade da paisagem, que se mostrou dependente apenas da quantidade de cobertura florestal. Assim, pode-se concluir que paisagens agrícolas com pouca cobertura florestal devam ser manejadas para aumentar a disponibilidade de habitat para a biodiversidade e que a disposição espacial dos fragmentos florestais deva ser definida em função do favorecimento de outros componentes do ecossistema como, por exemplo, o solo e a água. Adicionalmente, conclui-se que a quantidade de cobertura florestal na zona ripária apresenta pouco efeito sobre os processos erosivos da bacia hidrográfica como um todo, mas possui papel determinante na proteção dos cursos d’água contra o aporte de sedimentos e no favorecimento dos fluxos de espécies na paisagem.

Ao demonstrar o impacto positivo da adoção de BPAs na redução da perda de solo e do escoamento superficial, este trabalho evidencia a importância de estratégias conservacionistas também considerarem as áreas de produção agropecuária no manejo de paisagens agrícolas. Os cenários que expressaram as maiores sinergias entre solo, água e biodiversidade foram obtidos com a aplicação conjunta de BPAs e a restauração florestal de áreas críticas para conservação do solo e da água, comprovando a complementariedade dessas ações para maximizar os benefícios ao meio ambiente e à sociedade.

De forma geral, os resultados apresentados neste trabalho demonstram o potencial de estratégias conservacionistas e de restauração florestal em paisagens agrícolas, ao mesmo tempo que reforçam a necessidade de planejamento dessas estratégias e destacam o importante papel do produtor rural na construção de paisagens verdadeiramente sustentáveis, capazes de conciliar as necessidades de produção com as oportunidades de conservação da natureza.

REFERÊNCIAS

AGNEW, L.J.; LYON, S.; GÉRARD-MARCHANT, P.; COLLINS, V.B.; LEMBO, A.J.; STEENHUIS, T.S.; WALTER, M.T. Identifying hydrologically sensitive areas: bridging the gap between science and application. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 78, n. 1, p. 63-76, 2006.

AGUILAR, F.J.; AGÜERA, F.; AGUILAR, M.A.; CARVAJAL, F. Effects of terrain morphology, sampling density, and interpolation methods on Grid DEM accuracy. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing,** Bethesda, v. 71,n. 7, p. 805-816, 2005.

AKSOY, H.; KAVVAS, M.L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. **Catena**, Amsterdam, v. 64, n. 2, p. 247-271, 2005.

ALBERTS, E.E.; NEARING, M. A.; WELTZ, M. A.; RISSE, L. M.; PIERSON, F. B.; ZHANG, X. C.; LAFLEN, J. M.; SIMANTON, J. R. Soil Component. In: FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. **USDA - Water Erosion Prediction Project:** hillslope profile and watershed model documentation. West Lafayette: USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. chap. 8, p. 1-47. (NSERL Report, 10).

ALEXANDER, R.B.; BOYER, E.W.; SMITH, R.A.; SCHWARZ, G.E.; MOORE, R.B. The role of headwater streams in downstream water quality. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, Hoboken, v. 43, n. 1, p. 41-59, 2007.

ANDREN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, Copenhagen, v. 71, n. 3, p. 355-366, 1994.

ANGELSEN, A. Policies for reduced deforestation and their impact on agricultural production. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 107, n. 46, p. 19639-19644, 2010.

ARIMA, E.Y.; RICHARDS, P.; WALKER, R.; CALDAS, M.M. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, London, v. 6, n. 2, p. 1-7, 2011.

ARNOLD, J.G.; WELTZ, M.A.; ALBERTS, E.E.; FLANAGAN, D.C. Plant growth component. In: FLANAGAN, D.C.; NEARING, M.A. **USDA - Water Erosion Prediction Project:** hillslope profile and watershed model documentation. West Lafayette: USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. chap. 7, p.1-41. (NSERL Report ,10).

ATHMANIA, D.; ACHOUR, H. External validation of the ASTER GDEM2, GMTED2010 and CGIAR-CSI- SRTM v4.1 free access digital elevation models (DEMs) in Tunisia and Algeria. **Remote Sensing**, Basel, v. 6, n. 5, p. 4600-4620, 2014.

AYANU, Y.Z.; CONRAD, C.; NAUSS, T.; WEGMANN, M.; KOELLNER, T. Quantifying and mapping ecosystem services supplies and demands: a review of remote sensing applications. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 46, n. 16, p. 8529-8541, 2012.

AZEVEDO, A.A.; REIS, T.; PIRES, M (Org.). **Instrumentos econômicos de apoio à implementação do novo código florestal**. Brasília: Observatório do Código Florestal, 2015. 40 p. Disponível em: </instrumentos_economicos_de_apoio_a_imple.pdf>. Acesso em: 13 out. 2015.

BALMFORD, A.; BRUNER, A.; COOPER, P.; COSTANZA, R.; FARBER, S.; GREEN, R. E.; JENKINS, M.; JEFFERISS, P.; JESSAMY, V.; MADDEN, J. Economic reasons for conserving wild nature. **Science**, Washington, v. 297, n. 5583, p. 950-953, 2002.

BALVANERA, P.; URIARTE, M.; ALMEIDA-LENERO, L.; ALTESOR, A.; DECLERCK, F.; GARDNER, T.; HALL, J.; LARA, A.; LATERRA, P.; PENA-CLAROS, M.; MATOS, D.M.S.; VOGL, A.L.; ROMERO-DUQUE, L.P.; ARREOLA, L.F.; CARO-BORRERO, A.P.; GALLEGO, F.; JAIN, M.; LITTLE, C.; XAVIER, R.O.; PARUELO, J.M.; PEINADO, J.E.; POORTER, L.; ASCARRUNZ, N.; CORREA, F.; CUNHA-SANTINO, M.B; HERNÁNDEZ-SÁNCHEZ, A.P. VALLEJOS, M. Ecosystem services research in Latin America: the state of the art. **Ecosystem Services**, Amsterdam, v. 2, n. 2012, p. 56-70, 2012.

BANKS-LEITE, C.; PARDINI, R.; TAMBOSI, L.R. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, Washington, v. 345, n. 6200, p. 1041-1045, 2014.

BARANYI, G.; SAURA, S.; PODANI, J.; JORDÁN, F. Contribution of habitat patches to network connectivity:redundancy and uniqueness of topological indices. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 11, n. 5, p. 1301-1310, 2011.

BARRETTO, A.G.O.P.; BERNDES, G.; SPAROVEK, G.; WIRSENIUS, S. Agricultural intensification in Brazil and its effects on land-use patterns: an analysis of the 1975-2006 period. **Global Change Biology**, New Jersey, v. 19, p. 1804-1815, 2013.

BATHURST, J.C.; BIRKINSHAW, S.J.; CISNEROS, F.; FALLAS, J.; ITURRASPE, R.; NOVILLO, M.G.; URCIUOLO, A.; ALVARADO, A.; COELLO, C.; HUBER, A.; MIRANDA, M. Forest impact on floods due to extreme rainfall and snowmelt in four Latin American environments 2: model analysis. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 400, n. 3, p. 292-304, 2011.

BENNETT, E.M.; PETERSON, G.D.; GORDON, L.J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. **Ecology Letters**, Chichester, v. 12, n. 12, p. 1394-1404, 2009.

BERNDES, G.; AHLGREN, S.; BÖRJESSON, P.; COWIE, A.L. Bioenergy and land use change - state of the art. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment**, Hoboken, v. 2, n. 3, p. 282-303, 2013.

BERTZKY, B.; CORRIGAN, C.; KEMSEY, J.; KENNEY, S.; RAVILIOUS, C.; BESANÇON, C.; BURGESS, N. **Protected Planet Report 2012:** tracking progress towards global targets for protected areas. Gland: IUCN; Cambridge: UNEP-WCM, 2012. 68 p.

BEVEN, K. Runoff production and flood frequency in catchments of order n: an alternative approach. In: GUPTA, V.K.; RODRIGUEZ-ITURBE, I.; WOOD, E.F. (Ed.). **Scale problems in hydrology**. New Jersey: Springer, 1986. p.107-131.

_____. Towards a coherent philosophy for modelling the environment. **Proceedings of the Royal Society of London: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, London, v. 458, p. 2465-2484, 2002.

BEVEN, K.J.; KIRKBY, M.J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, Oxford, v. 24, n. 1, p. 43-69, 1979.

BLASCHKE, T. Object based image analysis for remote sensing. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, Amsterdam, v. 65, n. 1, p. 2-16, 2010.

BOSCH, J.M.; HEWLETT, J.D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 55, n. 1, p. 3-23, 1982.

BOURENNANE, H.; SALVADOR-BLANES, S.; COUTURIER, A.; CHARTIN, C.; PASQUIER, C.; HINSCHBERGER, F.; MACAIRE, J.J; DAROUSSIN, J. Geostatistical approach for identifying scale-specific correlations between soil thickness and topographic attributes. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 220, p. 58-67, 2014.

BOX, G.E.P.; DRAPER, N.R. **Empirical model-building and response surfaces**. New York: Wiley, 1987. 663 p.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 63, n. 2, p. 616-626, 2007.

BRANCALION, P.H.S.; MELO, F.P.L.; TABARELLI, M.; RODRIGUES, R.R. Restoration reserves as biodiversity safeguards in human-modified landscapes. **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 11, p. 186-190, 2013.

BRASIL. **Lei n 4.771, de 15 de setembro de 1965.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm>. Acesso em: 10 nov. 2015.

_____. **Decreto n 6.514, de 22 de julho de 2008.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6514.htm>. Acesso em: 10 nov. 2015.

_____. **Lei n 12.651, de 25 de maio de 2012.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 10 nov. 2015.

BRAUMAN, K.A.; DAILY, G.C.; DUARTE, T.K.; MOONEY, H.A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 32, n. 1, p. 67-98, 2007.

BRUIJNZEEL, L.A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 104, n. 1, p. 185-228, 2004.

BUCHANAN, B.P.; FLEMING, M.; SCHNEIDER, R.L. Evaluating topographic wetness indices across central New York agricultural landscapes. **Hydrology and Earth System Sciences**, Munique, v. 18, n. 8, p. 3279-3299, 2014.

BURROUGH, P.A.; GAANS, P.F.M. van; MACMILLAN, R.A. High-resolution landform classification using fuzzy k-means. **Fuzzy Sets and Systems**, Amsterdam, v. 113, n. 1, p. 37-52, 2000.

CALDER, I.R. Forests and hydrological services: reconciling public and science perceptions. **Land Use and Water Resources Research**, New Castle, v. 2, n. 2, p. 1-12, 2002.

CARDINALE, B.J.; DUFFY, J.E.; GONZALEZ, A. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, London, v. 486, n. 7401, p. 59-67, 2012.

CASAGRANDE, C.A. **Diagnóstico ambiental e análise temporal da adequabilidade do uso e cobertura do solo na Bacia do Ribeirão dos Marins, Piracicaba-SP.** 2005. 136 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, 2005.

CASATTI, L. Alterações no código florestal brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 4, p. 31-34, 2010.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Decision X/2, the strategic plan for biodiversity 2011-2020 and the aichi biodiversity targets.** Nagoya: Aichi Biodiversity Targets, 2010. Disponível em: <http://www.cbd.int/sp/targets/>. Acesso em: 10 nov. 2015.

CHAN, K.M.A.; SHAW, M.R.; CAMERON, D.R.; UNDERWOOD, E.C.; DAILY, G.C. Conservation planning for ecosystem services. **PLoS Biology**, San Francisco, v. 4, n. 11, p. 2138-2152, 2006.

CHAZDON, R.L.; PERES, C.A.; DENT, D. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology : the Journal of the Society for Conservation Biology**, Washington, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.

CONEFOR. **Conefor:** quantifying the importance of habitat patches and links for landscape connectivity. Disponível em: <http://www.conefor.org/>. Acesso em: 01 out. 2015.

CROUZEILLES, R.; LORINI, M.L.; GRELLE, C.E.V. Deslocamento na matriz para espécies da Mata Atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 4, p. 872-900, 2010.

CUSHMAN, S.A.; MCGARIGAL, K.; NEEL, M.C. Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. **Ecological indicators**, Amsterdam, v. 8, n. 5, p. 691-703, 2008.

DANIEL, E.B.; CAMP, J.V.; LEBOEUF, E.J. Watershed modeling and its applications: a state-of-the-art review. **The Open Hydrology Journal**, Bussum, v. 5, p. 26-50, 2011.

DEAN, W. **With broadax and firebrand:** the destruction of the Brazilian Atlantic Forest. Berkeley: University of California Press, 1995. 482 p.

DENT, D.H.; JOSEPH WRIGHT, S. The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 12, p. 2833-2843, 2009.

DIKAU, R. The application of a digital relief model to landform analysis in geomorphology. In: RAPER, J.F. (Ed.). **Three dimensional applications in geographical information systems**. Philadelphia: Taylor & Francis, 1989. p. 51-77.

DOBSON, A.; LODGE, D.; ALDER, J. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. **Ecology**, Ithaca, v. 87, n. 8, p. 1915-1924, 2006.

DRĂGUŢ, L.; BLASCHKE, T. Automated classification of landform elements using object-based image analysis. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 81, n. 3, p. 330-344, 2006.

ELLIS, E.C.; KLEIN GOLDEWIJK, K.; SIEBERT, S.; LIGHTMAN, D.; RAMANKUTTY, N. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. **Global Ecology and Biogeography**, New Jersey, v. 19, n. 5, p. 589-606, 2010.

ELLISON, D.N.; FUTTER, M.; BISHOP, K. On the forest cover-water yield debate: from demand- to supply-side thinking. **Global Change Biology**, New Jersey, v. 18, n. 3, p. 806-820, 2012.

ELSENBEER, H. Hydrologic flowpaths in tropical rainforest soilscapes-A review. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 15, n. 10, p. 1751-1759, 2001.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2009. 367 p.

_____. **Sistema de informação de solos brasileiros**. Disponível em: <http://www.sisolos.cnptia.embrapa.br/>. Acesso em: 21 de out. 2015.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **ArcGIS desktop:** versão 10.2. Redlands, 2015. Disponível em: <http://www.esri.com/software/arcgis/arcgis-for-desktop>. Acesso em: 21 out. 2015.

FAO. **The global forest resources assessment 2010.** Rome, 2010. 163 p.

_____. **Forests and water:** international momentum and action. Rome, 2013. 78 p.

FEARNSIDE, P.M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 28, n. 1, p. 23-38, 2001.

_____. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation Biology**, New Jersey, v. 19, n. 3, p. 680-688, 2005.

FERRAZ, S.F.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CASSIANO, C.C. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, n. 2, p. 187-200, 2014.

FLANAGAN, D.; NEARING, M (Ed.). **USDA - Water Erosion Prediction Project:** hillslope profile and watershed model documentation. West Lafayette: USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. 288 p.

_____. Sediment particle sorting on hillslope profiles in the WEPP model. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 43, n. 3, p. 573-583, 2000.

FLANAGAN, D.; GILLEY, J.; FRANTI, T. Water Erosion Prediction Project (WEPP): development history, model capabilities, and future enhancements. **Transactions of the ASABE**, St. Joseph, v. 50, p. 1603-1612, Aug. 2007.

FLANAGAN, D.C.; FU, H.; FRANKENBERGER, J.R.; LIVINGSTON, S.J.; MEYER, C.R. **A windows interface for the WEPP erosion model**. West Lafayette: USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 1998. 75 p.

FLANAGAN, D.C.; FRANKENBERGER, J.R.; RENSCHLER, C.S.; ENGEL, B. A. development of web-based gis interfaces for application of the wepp model. In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANISATION CONFERENCE, 2004, St. Joseph. **Proceedings...** St. Joseph: ASAE, 2004. p. 1-6. (ASAE Paper, 042024).

FLORINSKY, I.V. Relationships between topographically expressed zones of flow accumulation and sites of fault intersection: analysis by means of digital terrain modelling. **Environmental Modelling & Software**, Amsterdam, v. 15, n. 1, p. 87-100, 2000.

FLORINSKY, I.V; KURYAKOVA, G.A. Influence of topography on some vegetation cover properties. **Catena**, Amsterdam, v. 27, n. 2, p. 123-141, 1996.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P. Global consequences of land use. **Science,** Washington, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FOLEY, J.A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K.A. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, London, v. 478, n. 7369, p. 337-342, 2011.

FOLTÊTE, J.-C.; CLAUZEL, C.; VUIDEL, G. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. **Environmental Modelling & Software**, Amsterdam, v. 38, p. 316-327, 2012.

FOSTER, G.R.; FLANAGAN, D.C.; NEARING, M.A. Hillslope erosion component. In: FLANAGAN, D.C.; NEARING, M. A. **USDA - Water Erosion Prediction Project:** hillslope profile and watershed model documentation. West Lafayette: USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. chap. 11, p. 1-12. (NSERL Report, 10).

FOX, D.M.; BRYAN, R.B. The relationship of soil loss by interrill erosion to slope gradient. **Catena**, Amsterdam,v. 38, n. 3, p. 211-222, 2000.

FU, G.; CHEN, S.; MCCOOL, D.K. Modeling the impacts of no-till practice on soil erosion and sediment yield with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 85, n. 1, p. 38-49, 2006.

GARBRECHT, J.; MARTZ, L. **An overview of TOPAZ:** an automated digital landscape analysis tool for topographic evaluation, drainage identification, watershed segmetation and subcatchment parametrization. Oklahoma: Grazinglands Research Laboratory; USDA, Agricultural Research Service, 1999. 20 p. (Report, GRL99-1).

GARCIA, L.C.; SANTOS, J.S. dos; MATSUMOTO, M. Restoration challenges and opportunities for increasing landscape connectivity under the new Brazilian forest act. **Natureza & Conservação,** Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 1-5, 2013.

GARDNER, T. Monitoring biodiversity in certified forests. In: SHEIL, D.; FRANCIS E.P.; RODERICK J.Z. (Ed.). **Biodiversity conservation in certified forests.** Wageningen: Tropenbos International, 2010. p. 27-33.

GIBBS, H.K.; RAUSCH, L.; MUNGER, J. Brazil's Soy Moratorium. **Science**, Washington, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015.

GIBBS, H.K.; RUESCH, A.S.; ACHARD, F. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, v. 107, n. 38, p. 16732-16737, 2010.

GILLEY, J.E.; WELTZ, M.A. Hydraulics of overland flow. In: FLANAGAN, D.C.; NEARING, M.A. **USDA - Water Erosion Prediction Project:** hillslope profile and watershed model documentation. West Lafayette: USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. chap. 10, p. 1-7. (NSERL Report, 10).

GRASS DEVELOPMENT TEAM. **Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software:** open source geospatial foundation project. 2015. Disponível em: <http://grass.osgeo.org>. Acesso em: 15 out. 2015.

GRAYSON, R.; BLOSCHL, G (Ed.). **Spatial patterns in catchment hydrology:** observations and modeling. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 416 p.

GUEDES, F.B.; SEEHUSEN, S.E (Org.). **Pagamentos por serviços ambientais na mata atlânica:** lições aprendidas e desafios. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011. 272 p.

HANSEN, M.C.; STEHMAN, S.V; POTAPOV, P.V. Quantification of global gross forest cover loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, v. 107, n. 19, p. 8650-8655, 2010.

HARDT, E.; BORGOMEO, E.; SANTOS, R.F. dos. Does certification improve biodiversity conservation in Brazilian coffee farms? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 357, p. 181-194, 2015.

HASSAN, R.; SCHOLES, R.; ASH, N (Ed.). **Ecosystems and human well-being:** current state and trends: findings of the condition and trends working group. Washington: Island Press, 2005. 901 p. (The Millennium Ecosystem Assessment Series, 1).

HORN, B.K.P. Hill shading and the reflectance map. **Proceedings of the IEEE**, Cambridge, v. 69, n. 1, p. 14-47, 1981.

HUDSON, N.M. **Soil conservation**. London: Batsford, 1971. 391 p.

HUTCHINSON, M.F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 106, n. 3/4, p. 211-232, 1989.

ILSTEDT, U.; MALMER, A.; VERBEETEN, E.; MURDIYARSO, D. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: a systematic review and meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 251, n. 1/2, p. 45-51, 2007.

JACKSON, R.B.; JOBBÁGY, E.G.; AVISSAR, R. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. **Science**, Washington, v. 310, n. 5756, p. 1944-1947, 2005.

JONG VAN LIER, Q. DE; SPAROVEK, G.; FLANAGAN, D.C.; BLOEM, E.M.; SCHNUG, E. Runoff mapping using WEPP erosion model and GIS tools. **Computers and Geosciences**, Amsterdam, v. 31, p. 1270-1276, 2005.

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

LAFLEN, J.M.; LANE, L.J.; FOSTER, G.R. WEPP: A new generation of erosion prediction technology. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 46, n. 1, p. 34-38, 1991.

LAFLEN, J.M.; ELLIOT, W.J.; FLANAGAN, D.C.; MEYER, C.R.; NEARING, M.A. WEPP-predicting water erosion using a process-based model. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 52, n. 2, p. 96-102, 1997.

LAMBIN, E.F.; MEYFROIDT, P. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 108, n. 9, p. 3465-3472, 2011.

LANE, L.L.; RENARD, K.K.; FOSTER, G.G.; LAFLEN, J.J. Development and application of modern soil erosion prediction technology: the USDA experience. **Australian Journal of Soil Research**, Clayton, v. 30, n. 6, p. 893-912, 1992.

LAPOLA, D.M.; SCHALDACH, R.; ALCAMO, J. ndirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Wasington, v. 107, n. 8, p. 3388-3393, 2010.

LATAWIEC, A.E.; STRASSBURG, B.B.N.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GARDNER, T. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 13, n. 4, p. 211-218, 2015.

LAURANCE, W.F. When bigger is better: the need for Amazonian mega-reserves. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 12, p. 645-648, 2005.

LAURANCE, W.F.; CAROLINA USECHE, D.; RENDEIRO, J. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, London, v. 489, n. 7415, p. 290-294, 2012.

LAURANCE, W.F.; SAYER, J.; CASSMAN, K.G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 29, n. 2, p. 107-116, 2014.

LORZ, C.; VOLK, M.; SCHMIDT, G. Considering spatial distribution and functionality of forests in a modeling framework for river basin management. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 248, n. 1/2, p. 17-25, 2007.

MARTINELLI, L.A. Block changes to Brazil's forest code. **Nature**, London, v. 474, n. 7353, p. 579, 2011.

MAYER, P.M.; REYNOLDS, S.K.; MCCUTCHEN, M.D.; CANFIELD, T.J. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 36, p. 1172-1180, 2007.

MEALS, D.W.; DRESSING, S.A.; DAVENPORT, T.E. Lag time in water quality response to best management practices: a review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 39, p. 85-96, 2010.

MELO, F.P.L.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTINEZ-RAMOS, M.; TABARELLI, M. On the hope for biodiversity- friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 1649, n. 8, p. 1-7, 2013.

MERRITT, W.S.; LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**, Amsterdam, v. 18, n. 8/9, p. 761-799, 2003.

MESQUITA, H. **Relatorio tecnico de monitoramento do desmantamento no bioma cerrado, 2002 a 2008:** dados revisados. Brasília: Centro de Sensoriamento Remoto; IBAMA, 2009. 71 p.

METZGER, J.P.; LEWINSOHN, T.M.; JOLY, C.A. Brazilian law: full speed in reverse? **Science,** New York, v. 329, p. 276-277, July 2010.

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009.

MINÁR, J.; EVANS, I.S. Elementary forms for land surface segmentation: The theoretical basis of terrain analysis and geomorphological mapping. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 95, n. 3/4, p. 23-259, 2008.

MINKOWSKI, M.; RENSCHLER, C. **GeoWEPP for ArcGIS 9.x full version manual.** Buffalo: The State University of New York at Buffalo, 2008. 121 p.

MONTGOMERY, D.R.; DIETRICH, W.E. Where do channels begin? **Nature**, London, v. 336, n. 6196, p. 232-234, 1988.

MOORE, I.; BURCH, G. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 50, p. 1294-1298, 1986.

MOORE, I.D.; BURCH, G.J.; MACKENZIE, D.H. Topographic effects on the distribution of surface soil-water and the location of ephemeral gullies. **Transactions of the ASAE**, St Joseph, v. 31, n. 4, p. 1098-1107, 1988.

MOORE, I.D.; GRAYSON, R.B.; LADSON, A.R. Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. **Hydrological Processes**, v. 5, n. 1, p. 3-30, 1991.

MOORE, I.; GESSLER, P.; NIELSEN, G.A.; PETERSON, G. Soil attribute prediction using terrain analysis. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 57, p. 443-453, 1993.

MUDGAL, A.; BAFFAUT, C.; ANDERSON, S.H. Using the agricultural policy/environmental extender to develop and validate physically based indices for the delineation of critical management areas. **Journal of Soil and Water Conservation.** Ankeny, v. 67, n. 4, p. 284-299, 2012.

MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N.; MAY, P.H. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 69, n. 6, p. 1202-1208, 2010.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. da; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 621-658, 1997.

NAUGHTON-TREVES, L.; HOLLAND, M.B.; BRANDON, K. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. **Annual Review of Environmen andl Resources**, Palo Alto, v. 30, p. 219-252, 2005.

NEARING, M.A.; JETTEN, V.; BAFFAUT, C. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. **Catena**,Amsterdam, v. 61, p. 131-154, 2005.

NEARING, M.A.; FOSTER, G.R.; LANE, L.J.; FINKNER, S.C. A process-based soil erosion model for USDA-Water erosion prediction project technology. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 32, n. 5, p. 1587-1593, 1989.

NEARING, M.A.; LANE, L.J.; ALBERTS, E.E.; LAFLEN, J.M. Prediction technology for soil erosion by water: status and research needs. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 54,1990.

NEARY, D.G.; ICE, G.G.; JACKSON, C.R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**, Sea Harbour, v. 258, n. 10, p. 2269-2281, 2009.

NELSON, E.; MENDOZA, G.; REGETZ, J. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 7, n. 1, p. 4-11, 2009.

NEMEC, K.T.; RAUDSEPP-HEARNE, C. The use of geographic information systems to map and assess ecosystem services. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 22, p. 1-15, 2013.

NICKS, A.D.; LANE, L.J.; GANDER, G.A. Weather generator. In: FLANAGAN, D.C.; NEARING, M.A. **USDA - Water Erosion Prediction Project:** hillslope profile and watershed model documentation. West Lafayette: USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. chap. 2, p. 1-2. (NSERL Report, 10).

O'LOUGHLIN, E.M. Saturation regions in catchments and their relations to soil and topographic properties. **Journal of Hydrology**, Sea Harbour,v. 53, n. 3/4, p. 229-246, 1981.

_____. Prediction of surface saturation zones in natural catchments by topographic analysis. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 22, n. 5, p. 794-804, 1986.

OSBORNE, L.L.; KOVACIC, D.A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. **Freshwater Biology**, Chichester, v. 29, n. 2, p. 243-258, 1993.

PARDINI, R.; BUENO, A.A.; GARDNER, T.A.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 5, n. 10, p. e13666, 2010.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the priorization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 21, n. 7, p. 959-967, 2006.

PEREIRA, H.M.; FERRIER, S.; WALTERS, M. Essential biodiversity variables. **Science**, New York, v. 339, n. 6117, p. 277-278, 2013.

PEUCKER, T.T.K.; DOUGLAS, D.D.H. Detection of surface-specific points by local parallel processing of discrete terrain elevation data. **Computer Graphics and image processing**, Riverport, v. 4, n. 4, p. 375-387, 1975.

PRICE, K. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: a review. **Progress in Physical Geography**, London, v. 35, n. 4, p. 465-492, 2011.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **A free and open source geographic information system.** 2014. Disponível em: <www.qgis.org/>. Acesso em: 10 nov. 2015.

QUINTERO, M.; WUNDER, S.; ESTRADA, R.D. For services rendered? Modeling hydrology and livelihoods in Andean payments for environmental services schemes. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 258, n. 9, p. 1871-1880, 2009.

QIU, J.; TURNER, M.G. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, v. 110, n. 29, p. 12149-12154, 2013.

R CORE TEAM. **R:** a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2013. Disponível em: <http://www.r-project.org/>. Acesso em: 15 de out. 2015.

RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J.A. Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. **Global Biogeochemical Cycles**, Hoboken, v. 13, n. 4, p. 997-1027, 1999.

RAMANKUTTY, N.; EVAN, A.T.; MONFREDA, C.; FOLEY, J.A. Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. **Global Biogeochemical Cycles**, Hoboken, v. 22, n.1, p. 1-19, Mar. 2008.

RANIERI, S.B.L. **Avaliação de métodos e escalas de trabalho para a determinação de risco de erosão em bacia hidrográfica utilizando Sistema de Informações Geográficas (SIG)**. 1996. 128 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos,1996.

RANIERI, S.B.L.; JONG VAN LIER, Q. de; SPAROVEK, G.; FLANAGAN, D.C. Erosion database interface (EDI): a computer program for georeferenced application of erosion prediction models. **Computers & Geosciences**, Oxford, v. 28, n. 5, p. 661-668, 2002.

RENSCHLER, C.S. Designing geo-spatial interfaces to scale process models: the GeoWEPP approach. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 17, n. 5, p. 1005-1017, 2003.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RING, I.; HANSJÜRGENS, B.; ELMQVIST, T.; WITTMER, H.; SUKHDEV, P. Challenges in framing the economics of ecosystems and biodiversity: the TEEB initiative. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, Oxford, v. 2, n 1/2, p 15-26, 2010.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.

RSTUDIO TEAM. **RStudio**: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, 2013. Disponível em: <http://www.rstudio.com/>. Acesso em: 15 de out. 2015.

SAGA DEVELOPMENT TEAM. **SAGA GIS system for automated geoscientific analyses.** 2014. Disponível em: <http://www.saga-gis.org>. Acesso em: 30 out. 2015.

SALEMI, L.F.; GROPPO, J.D.; TREVISAN, R. Riparian vegetation and water yield: a synthesis. **Journal of Hydrology**, Orlando, v. 454/455, p. 195-202, 2012.

SAS INSTITUTE. **The SAS System.** 2010. Cary, 2010. 2010 p.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 83, n. 2/3, p. 91-103, Nov. 2007.

SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 24, n. 1, p. 135-139, 2009.

SAURA, S.; ESTREGUIL, C.; MOUTON, C.; RODRÍGUEZ-FREIRE, M. Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990-2000). **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 11, n. 2, p. 407-416, 2011.

SCHMIDT, J.; HEWITT, A. Fuzzy land element classification from DTMs based on geometry and terrain position. **Geoderma**, Amsterdam, v. 121, n. 3/4, p. 243-256, 2004.

SHRUTHI, R.B.V.; KERLE, N.; JETTEN, V.; STEIN, A. Object-based gully system prediction from medium resolution imagery using random forests. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 216, p. 283-294, 2014. jul. 2014.

SINGH, V.P.; WOOLHISER, D.A. Mathematical modeling of watershed hydrology. **Journal of Hydrologic Engineering**, Reston, v. 7, n. 4, p. 270-292, 2002.

SIVAPALAN, M.; BLÖSCHL, G.; ZHANG, L.; VERTESSY, R. Downward approach to hydrological prediction. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 17, n. 11, p. 2101-2111, 2003.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M. Cracking Brazil' s forest code. **Science**, Washington, v. 344, p. 363-364, Apr. 2014.

SOUSA, P.T. de; FERNANDEZ PIEDADE, M.T.; CANDOTTI, E. Ecological oversight: Brazil's forest code puts wetlands at risk. **Nature**, London, v. 478, n. 7370, p. 458, 2011.

SPAROVEK, G.; SCHNUG, E. Soil tillage and precision agriculture a theoretical case study for soil erosion control in Brazilian sugar cane production. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 61, p. 47-54, 2001a.

_____. Temporal erosion-induced soil degradation and yield loss. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, n. 5, p. 1479, 2001b.

SPAROVEK, G.; RANIERI, S.B.L.; GASSNER, A. A conceptual framework for the definition of the optimal with of riparian forests. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 90, p. 169-175, 2002.

SPAROVEK, G.; BARRETTO, A.G.O.P.; MATSUMOTO, M.; BERNDES, G. Effects of governance on availability of land for agriculture and conservation in Brazil. **Environmental Science & Technology**, Dordrecht, v. 49, n. 17, p. 10285-10293, 2015.

SPAROVEK, G.; BERNDES, G.; BARRETTO, A.G.D.O.P.; KLUG, I.L.F. The revision of the brazilian forest act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? **Environmental Science and Policy**, New York, v. 16, p. 65-72, 2012.

SPAROVEK, G.; BERNDES, G.; KLUG, I.L.F.; BARRETTO, A.G.O.P. Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. **Environmental Science & Technology**, Dordrecht, v. 44, n. 16, p. 6046-6053, 2010.

SPAROVEK, G.; BARRETTO, A.; BERNDES, G.; MARTINS, S.; MAULE, R. Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion

1996-2006. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, Dordrecht, v. 14, n. 3, p. 285-298, 2009.

STOTT, D.E.; ALBERTS, E.E.; WELTZ, M.A. Residue decomposition and management. In: FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. **USDA - Water Erosion Prediction Project:** hillslope profile and watershed model documentation. West Lafayette: USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. chap. 9, p. 1-16. (NSERL Report, 10).

STRAUCH, M.; LIMA, J.E.F.W.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. The impact of best management practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. **Journal of Environmental Management**, London, v. 127, p. S24-36, 2013.

STUDIO. **R.R Studio:** integrated development environment for R; version 0.98. 2013. Disponível em: <https://www.rstudio.com/products/rstudio/>. Acesso em: 03 nov. 2015.

TABARELLI, M.; LOPES, A.; PERES, C. Edge effects drive tropical forest fragments towards an early successional system. **Biotropica**, Hoboken, v. 40, n. 6, p. 657-661, 2008.

TARBOTON, D.G. **TAUDEM:** terrain analysis using digital elevation models. Extensão ArcGIS, versão 5.3. Utah: Utah State University, 2010. Disponível em: <http://hydrology.usu.edu/taudem/taudem5.0/index.html>. Acesso em: 03 nov. 2015.

_____. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. **Water Resources Research**, Washington, v. 33, n. 2, p. 309-319, 1997. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1029/96WR03137>. Acesso em: 25 jul. 2014.

TARBOTON, D.G.; AMES, D.P.D. Advances in the mapping of flow networks from digital elevation data. In: WORLD WATER AND ENVIRONMENTAL RESOURCES CONGRESS, 2001, Orlando. **Proceedings...** Reston: ASCE, 2001. p. 20-24. Disponível em: <http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/40569(2001)166>. Acesso em: 03 jul. 2014.

TARBOTON, D.G.; BRAS, R.L.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. On the extraction of channel networks from digital elevation data. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 5, n. 1, p. 81-100, 1991.

_____. A physical basis for drainage density. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 5, n. 1/2, p. 59-76, 1992.

TAROLLI, P. High-resolution topography for understanding earth surface processes: opportunities and challenges. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 216, p. 295-312, 2014.

TERAMOTO, E.; LEPSCH, I.; VIDAL-TORRADO, P. Relações solo, superfície geomórfica e substrato geológico na microbacia do Ribeirão Marins (Piracicaba-SP). **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, p. 361-371, 2001.

TOLLEFSON, J. Brazil revisits forest code. **Nature News**, London, v. 476, n. 7360, p. 259-260, 2011.

_____. Brazil set to cut forest protection. **Nature**, London, v. 485, n. 7396, p. 19, 2012.

_____. Stopping deforestation: battle for the Amazon. **Nature News**, London, v. 520, p. 20-23, 2015.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. Impactos potenciais das alterações do código florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 4, p. 67-75, 2010.

TURNER, M.; DONATO, D.; ROMME, W. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 28, n. 6, p. 1081-1097, 2013.

TURNER, M.G. Landscape ecology: what is the state of the science? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 36, p. 319-344, 2005.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Agricultural Research Service. **Water erosion prediction project.** Disponível em: <http://www.ars.usda.gov/News/docs.htm?docid=10621>. Acesso em: 01 out. 2015.

URBAN, D.; KEITT, T. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. **Ecology**, Washington, v. 82, n. 5, p. 1205-1218, 2001.

VALERIANO, M.M.; KUPLICH, T.M.; STORINO, M. Modeling small watersheds in Brazilian Amazonia with shuttle radar topographic mission-90m data. **Computers & Geosciences**, Oxford, v. 32, n. 8, p. 1169-1181, 2006.

VATN, A. An institutional analysis of payments for environmental services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 69, n. 6, p. 1245-1252, 2010.

VERBIST, B.; POESEN, J.; NOORDWIJK, M. van. Factors affecting soil loss at plot scale and sediment yield at catchment scale in a tropical volcanic agroforestry landscape. **Catena**, Amsterdam, v. 80, n. 1, p. 34-46, 2010.

VOGT, P.; FERRARI, J.R.; LOOKINGBILL, T.R. Mapping functional connectivity. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 9, n. 1, p. 64-71, 2009.

VOGT, P.; RIITTERS, K.H.; IWANOWSKI, M. Mapping landscape corridors. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 7, n. 2, p. 481-488, 2007.

VOOGD, H. **Multicriteria evaluation for urban and regional planning**. Oxford: Taylor & Francis, 1983. 367 p.

WADE, C.R.; BOLDING, M.C.; AUST, W.M.; LAKEL, W.A.; SCHILLING, E.B. Comparing sediment trap data with the USLE-Forest, RUSLE2, and WEPP-Road erosion models for evaluation of bladed skid trail BMPs. **Transactions of the ASABE,** St. Joseph, v. 55, n. 2, p. 403-414, 2012.

WALTER, M.; ARCHIBALD, J.; BUCHANAN, B. New paradigm for sizing riparian buffers to reduce risks of polluted storm water: practical synthesis. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, Reston, v. 135, n. 2, p. 200-209, 2009.

WALTER, M.T.; WALTER, M.F.; BROOKS, E.S. Hydrologically sensitive areas: Variable source area hydrology implications for water quality risk assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankenh, v. 55 , n. 3, p. 277-284, 2000.

WASSON, J.-G.; VILLENEUVE, B.; IITAL, A. Large-scale relationships between basin and riparian land cover and the ecological status of European rivers. **Freshwater Biology**, Chichester, v. 55, n. 7, p. 1465-1482, 2010.

WATTENBACH, M.; ZEBISCH, M.; HATTERMANN, F. Hydrological impact assessment of afforestation and change in tree-species composition-a regional case study for the Federal State of Brandenburg (Germany). **Journal of Hydrology**, Orlando, v. 346, n. 1, p. 1-17, 2007.

WISCHMEIER, W.; SMITH, D. **Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the rocky mountains:** guide for selection of practices for soil and water conservation. Washington: USDA, 1965. 47 p. (USDA. Agricultural Handbook, 282).

_____. **Predicting rainfall erosion losses:** a guide to conservation planning. Washington: USDA, Science and Education Administration, 1978. 58 p. (USDA. Agricultural Handbook, 537).

WU, J. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 28, n. 6, p. 999-1023, 2013.

WUNDER, S. **Payments for environmental services:** some nuts and bolts. Bogor: Center for International Forestry Research, 2005. 32 p.

_____. When payments for environmental services will work for conservation. **Conservation Letters**, Chichester, v. 6, n. 4, p. 230-237, 2013.

YOUNG, R.A.; WIERSMA, J.L. The role of rainfall impact in soil detachment and transport. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 9, n. 6, p. 1629-1636, 1973.

ZEVENBERGEN, L.W.; THORNE, C.R. Quantitative analysis of land surface topography. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 12, n. 1, p. 47-56, 1987.

ZIMMERMANN, A.; FRANCKE, T.; ELSENBEER, H. Forests and erosion: Insights from a study of suspended-sediment dynamics in an overland flow-prone rainforest catchment. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 428/429, p. 170-181, 2012.

APÊNDICES

Apêndice A – Parâmetros de entrada do modelo WEPP, especificados por classe de uso do solo

(continua)

Conjunto de Parâmetros do Modelo WEPP Condições iniciais antes de qualquer simulação	Unidade	Cana-de-açúcar	Pastagem	Floresta nativa	Campo herbáceo	Área urbanizada	Floresta plantada	Adubo verde
Densidade do solo	$g.cm^{-3}$	1,3 (2)	1,3 (2)	1,1	1,3	1,5 (1)	1,3	-
Cobertura oferecida pelo dossel	%	100 (1)	60 (1)	100 (1)	40 (1)	100 (1)	90 (1)	-
Dias desde a última operação agrícola	dias	470	3650	10000	1000	20000 (1)	2190	-
Dias desde a última colheita	dias	180	3650	10000	1000	20000 (1)	2190	-
Profundidade de neve	cm	0	0	0	0	0	0	-
Cobertura do solo entre-sulcos	%	70 (2)	60 (2)	100 (1)	60 (1)	100 (1)	60 (1)	-
Sistema de deposição de resíduos	-	Anual	Perene	Perene	Perene	Pousio (1)	Perene	-
Chuva acumulada desde a última operação agrícola	mm	1600	12340	33808	3380	67600	7404	-
Altura do sulco após a última operação agrícola	cm	15 (1)	15 (1)	10 (1)	10 (1)	0 (1)	15 (1)	-
Cobertura do solo no sulco	%	80 (2)	60 (1)	100 (1)	60 (1)	100 (1)	60 (1)	-
Rugosidade randômica após a última operação agrícola	cm	15 (1)	15 (1)	10 (1)	10 (1)	0 (1)	15 (1)	-
Espaçamento entre sulcos	cm	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	-
Tipo de sulco de erosão do solo	-	Temp. (1)	Perm.	Temp. (1)	Perm.	Temp. (1)	Temp. (1)	-
Profundidade de congelamento do solo	cm	0	0	0	0	0	0	-
Profundidade de degelo	cm	0	0	0	0	0	0	-
Profundidade de camada da operação agrícola secundária	cm	10 (1)	10 (1)	10 (1)	10 (1)	0 (1)	10 (1)	-
Profundidade de camada da operação agrícola primária	cm	20 (1)	20 (1)	20 (1)	20 (1)	0 (1)	20 (1)	-
Largura inicial do sulco	cm	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	-
Massa de raízes mortas nos primeiros 10 cm do solo	$kg.m^{-2}$	0,1 (2)	0,15 (2)	0,5 (1)	0,2 (1)	0 (1)	0,5 (1)	-
Massa de resíduos enterrados nos primeiros 10 cm do solo	$kg.m^{-2}$	0,1 (2)	0,15 (2)	0,5 (1)	0,2 (1)	0 (1)	0,5 (1)	-
Espaçamento das linhas de plantio	cm	140 (2)	0,1 (2)	-	-	-	150	-

Apêndice A – Parâmetros de entrada do modelo WEPP, especificados por classe de uso do solo

(continuação)

Conjunto de Parâmetros do Modelo WEPP	Unidade	Cana-de-açúcar	Pastagem	Floresta nativa	Campo herbáceo	Área urbanizada	Floresta plantada	Adubo verde
Parâmetros de crescimento da planta e de colheita								
Taxa de conversão de energia em biomassa	$kg.MJ^{-1}$	35 (1)	35 (1)	15 (1)	6 (1)	0 (1)	150 (1)	13 (1)
Graus-dia para a emergência	°C	10 (2)	30 (1)	5 (1)	5 (1)	30 (1)	5 (1)	30 (1)
Graus-dia para o período vegetativo	°C	1800 (2)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)
Espaçamento entre plantas na linha	cm	8 (2)	0,6 (1)	200 (1)	200 (1)	0,001 (1)	300	0,6 (1)
Diâmetro da planta quando adulta	cm	3 (2)	0,3 (2)	30 (2)	10 (1)	0,1 (1)	25	0,45 (1)
Altura de corte da planta na colheita	cm	8 (2)	5 (2)	30 (1)	30 (1)	1 (1)	2000 (1)	15 (1)
Índice de colheita (produtividade de massa seca/massa total seca acima do solo)	%	90 (1)	95 (2)	42 (1)	42 (1)	42 (1)	42 (1)	90 (1)
Parâmetros de temperatura e radiação								
Temperatura basal diária	°C	10 (2)	12 (2)	10 (2)	10 (2)	2 (1)	10 (2)	4 (1)
Temperatura ótima para o crescimento da planta	°C	27 (2)	30 (2)	20 (1)	20 (1)	12 (1)	20 (1)	20 (1)
Temperatura máxima a partir da qual o crescimento de uma planta perene cessa	°C	40 (1)	38 (1)	36 (2)	36 (2)	32 (1)	36 (2)	32 (1)
Temperatura crítica de congelamento	°C	0,5 (1)	0 (1)	-10 (1)	-10 (1)	-40 (1)	-10 (1)	0,5 (1)
Coeficiente de extinção de radiação	-	0,48 (2)	0,65 (1)	0,9 (1)	0,9 (1)	0,01 (1)	0,9 (1)	0,65 (1)
Parâmetros do dossel, índice de área foliar e raízes								
Parâmetro para a equação de cobertura do dossel	-	3,6 (1)	5 (1)	14 (1)	8 (1)	14 (1)	14 (1)	14 (1)
Parâmetro para a equação de altura do dossel	-	3 (1)	5 (1)	3 (1)	3 (1)	23 (1)	8 (1)	23 (1)
Altura máxima do dossel	cm	250 (2)	100 (2)	1500 (1)	300 (1)	10 (1)	2000 (1)	80 (1)
Índice de Área Foliar máximo	-	3,7 (2)	10 (2)	5,2 (2)	2 (1)	10 (1)	5,2 (1)	6 (1)
Profundidade máxima da raiz	cm	250 (2)	90 (2)	200 (1)	50 (1)	10 (1)	200 (1)	240 (1)
Razão de raiz e parte aérea	%	71 (2)	55 (2)	100 (2)	33 (1)	100 (1)	100 (2)	33 (1)
Máxima massa de raízes para uma planta perene	$kg.m^{-2}$	0,7 (2)	0,34 (2)	0,5 (1)	0,2 (1)	0,001 (1)	0,5 (1)	0,6 (1)

Apêndice A – Parâmetros de entrada do modelo WEPP, especificados por classe de uso do solo

(conclusão)

Conjunto de Parâmetros do Modelo WEPP	Unidade	Cana-de-açúcar	Pastagem	Floresta nativa	Campo herbáceo	Área urbanizada	Floresta plantada	Adubo verde
Parâmetros de senescência								
Índice de declínio de calor da folha	%	85 (1)	85 (1)	85 (1)	70 (1)	85 (1)	85 (1)	85 (1)
Período a partir do qual ocorre a senescência	dias	365 (2)	14 (1)	360 (1)	360 (1)	20000 (1)	250 (1)	14 (1)
Cobertura do dossel após a senescência	%	90 (1)	70 (1)	100 (2)	70 (2)	100 (1)	75 (1)	90 (1)
Biomassa remanescente após a senescência	%	95 (1)	90 (1)	80 (1)	70 (1)	100 (1)	75 (1)	90 (1)
Parâmetros de resíduos								
Parâmetro para a equação de cobertura do resíduo na superfície do solo	$m^2.Kg^{-1}$	5 (1)	5 (1)	5 (1)	5 (1)	5 (1)	8 (1)	5 (1)
Fator de conversão para o acamamento	%	99 (1)	99 (1)	99 (1)	99 (1)	99 (1)	99 (1)	99 (1)
Constante de decomposição da biomassa acima do solo	$kg.m^{-2}.\ dia^{-1}$	0,0065 (1)	0,0090 (1)	0,015 (1)	0,008 (1)	0,0074 (1)	0,0065 (1)	0,015 (1)
Constante de decomposição da biomassa enterrada	$kg.m^{-2}.\ dia^{-1}$	0,0065 (1)	0,0090 (1)	0,015 (1)	0,008 (1)	0,0074 (1)	0,0065 (1)	0,015 (1)
Indicação de fragilidade dos resíduos	-	Não (1)	Não (1)	Não (1)	Não (1)	Não (1)	Não (1)	Sim (1)
Outros parâmetros								
Tolerância à seca	% porosidade solo	25 (1)	25 (1)	25 (1)	25 (1)	10 (1)	25 (1)	25 (1)
Biomassa crítica abaixo do qual não é permitido o pastejo de animais	$kg.m^{-2}$	0 (1)	0,05 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0,1 (1)
Máximo fator de fricção para a planta viva	-	12 (1)	7 (1)	17 (1)	10 (1)	1 (1)	9 (1)	12 (1)
Unidades de colheita	-	-	-	-	-	-	-	-
Produtividade ótima sob condições ideais	$kg.m^{-2}$	10	1,5	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)

Fonte: (1) Adaptado do modelo WEPP, para culturas e/ou situações semelhantes; (2) Obtido em Ranieri (1996).

Apêndice B – Calendário de operações agrícolas e descrição das operações de manejo para a cultura da cana-de-açúcar, considerando os manejos convencional e conservacionista

(continua)

Calendário de operações para o manejo convencional [1]		
Data	Tipo de operação	Descrição
1/01/1	Condições Iniciais	Cana-de-açúcar
6/29/1	Colheita	Cana-de-açúcar
6/30/1	Remoção de resíduos	Remoção de resíduos (10%)
6/31/1	Colheita	Cana-de-açúcar
7/10/1	Aplicação de herbicida	Pós-emergente
7/15/1	Operação de manejo	Grade pesada [2]
7/20/1	Operação de manejo	Rolo Faca [3]
9/15/1	Operação de manejo	Grade + Subsolador [4]
9/25/1	Operação de manejo	Grade + Subsolador [4]
3/01/2	Operação de manejo	Cultivador Pré-plantio [5]
3/01/2	Plantio	Cana-de-açúcar
7/14/3	Colheita	Cana-de-açúcar
7/15/3	Remoção de resíduos	Remoção de resíduos (10%)
9/15/3	Operação de manejo	Tríplice Operação [6]
7/14/4	Colheita	Cana-de-açúcar
7/15/4	Remoção de resíduos	Remoção de resíduos (10%)
9/15/4	Operação de manejo	Tríplice Operação [6]
7/14/5	Colheita	Cana-de-açúcar
7/15/5	Remoção de resíduos	Remoção de resíduos (10%)
9/15/5	Operação de manejo	Tríplice Operação [6]
9/14/6	Colheita	Cana-de-açúcar
9/15/6	Remoção de resíduos	Remoção de resíduos (10%)
9/15/6	Operação de manejo	Tríplice Operação [6]
7/14/7	Colheita	Cana-de-açúcar
7/15/7	Remoção de resíduos	Remoção de resíduos (10%)
9/15/7	Operação de manejo	Tríplice Operação [6]

Calendário de operações para o manejo conservacionista [1]		
Data	Tipo de operação	Descrição
1/01/1	Condições Iniciais	Cana-de-açúcar
7/14/1	Colheita	Cana-de-açúcar
7/20/1	Aplicação de herbicida	Pós-emergente
9/15/1	Operação de manejo	Grade + Subsolador [4] na linha
10/01/1	Plantio	Adubo Verde
2/01/2	Corte e incorporação	Adubo Verde
3/01/2	Operações de manejo	Tríplice Operação [6] na linha
3/01/2	Plantio	Cana-de-açúcar
5/15/2	Operações de manejo	Tríplice Operação [6] na linha
7/14/3	Colheita	Cana-de-açúcar
9/15/3	Operações de manejo	Tríplice Operação [6] na linha
7/14/4	Colheita	Cana-de-açúcar
9/15/4	Operações de manejo	Tríplice Operação [6] na linha
7/14/5	Colheita	Cana-de-açúcar
9/15/5	Operações de manejo	Tríplice Operação [6] na linha
7/14/6	Colheita	Cana-de-açúcar
9/15/6	Operações de manejo	Tríplice Operação [6] na linha
7/14/7	Colheita	Cana-de-açúcar
9/15/7	Operações de manejo	Tríplice Operação [6] na linha

Fonte de ambas as tabelas:
[1] VARRIANO, M. Engenheiro agrônomo, Supervisor Corporativo de Desenvolvimento Agronômico na Biosev. Mensagem recebida por <viniciusgf@usp.br> em 15 mai. 2015; [2] Adaptado de “Disk, tandem-heavy plowing>10" spacing.db”; [3] Adaptado de “Rotary hoe.db”; [4] Adaptado de “Subsoil-chisel, combination chisel.db”; [5] Adaptado de “Planter, ridge-till.db”; [6] Adaptado de “Cultivator, row, finger wheel.db”

Apêndice B – Calendário de operações agrícolas e descrição das operações de manejo para a cultura da cana-de-açúcar, considerando os manejos convencional e conservacionista

(conclusão)

Descrição dos implementos utilizados no manejo convencional	Unidades	Grade pesada	Rolo Faca	Grade + Subsolador	Cultivador pré-plantio	Tríplice operação
Porcentagem de resíduos frágeis enterrados em entre-sulcos	%	85	50	55	90	70
Porcentagem de resíduos não-frágeis enterrados em entre-sulcos	%	65	50	40	70	70
Posição do implemento	-	Traseira	Traseira	Traseira	Traseira	Traseira
Altura do sulco após operação de manejo	cm	15	0	15	15	15
Distância entre sulcos de manejo	cm	20	0	30	140	140
Porcentagem de resíduos frágeis enterrados nos sulcos	%	85	50	55	90	70
Porcentagem de resíduos não-frágeis enterrados em nos sulcos	%	65	50	40	70	70
Rugosidade randômica após operação de manejo	cm	2,6	1,2	1,5	2,5	1,5
Porcentagem da área perturbada pela operação de manejo	%	100	100	100	70	70
Profundidade média da operação de manejo	cm	20	15	40	10	20
Tipo de manejo	-	Primário	Primário	Primário	Secundário	Secundário

Descrição dos implementos utilizados no manejo conservacionista	Unidades	Grade + Subsolador na linha	Tríplice operação na linha
Porcentagem de resíduos frágeis enterrados em entre-sulcos	%	55	70
Porcentagem de resíduos não-frágeis enterrados em entre-sulcos	%	40	70
Posição do implemento	-	Traseira	Traseira
Altura do sulco após operação de manejo	cm	15	15
Distância entre sulcos de manejo	cm	30	140
Porcentagem de resíduos frágeis enterrados nos sulcos	%	55	70
Porcentagem de resíduos não-frágeis enterrados em nos sulcos	%	40	70
Rugosidade randômica após operação de manejo	cm	1,5	1,5
Porcentagem da área perturbada pela operação de manejo	%	36	36
Profundidade média da operação de manejo	cm	40	20
Tipo de manejo	-	Primário	Primário

Nota: Nas operações de plantio, colheita, aplicação de herbicida e corte e incorporação de adubo verde considerou-se que não há perturbação do solo.

Apêndice C – Calendário das operações de manejo para pastagens, considerando duas formas de pastagem de animais: extensiva e rotacionada

(continua)

Pastagem extensiva com reforma a cada 10 anos [1]		
Data	Tipo de operação	Descrição
1/01/1	Condições Iniciais	Pastagem
1/01/1	Cronograma de pastejo	Pastejo - 10 UA por hectare
1/01/2	Cronograma de pastejo	Pastejo - 10 UA por hectare
1/01/3	Cronograma de pastejo	Pastejo - 10 UA por hectare
1/01/4	Cronograma de pastejo	Pastejo - 10 UA por hectare
1/01/5	Cronograma de pastejo	Pastejo - 10 UA por hectare
1/01/6	Cronograma de pastejo	Pastejo - 10 UA por hectare
1/01/7	Cronograma de pastejo	Pastejo - 10 UA por hectare
1/01/8	Cronograma de pastejo	Pastejo - 10 UA por hectare
1/01/9	Cronograma de pastejo	Pastejo - 10 UA por hectare
1/01/10	Cronograma de pastejo	Pastejo - 10 UA por hectare
4/01/10	Fim do pastejo de animais	
4/01/10	Aplicação de herbicida	Pós-emergente
4/05/10	Operação de manejo	Grade pesada [2]
9/01/10	Operação de manejo	Grade pesada [2]
9/02/10	Operação de manejo	Rolo Faca [3]
9/10/10	Operação de manejo	Cultivador pré-plantio [4]
10/10/10	Plantio	Pastagem

Pastagem rotacionada com reforma a cada 10 anos [1]		
Data	Tipo de operação	Descrição
1/01/1	Condições Iniciais	Pastagem
1/01/1	Cronograma de pastejo	Pastejo rotacionado - 10 UA por hectare
1/01/2	Cronograma de pastejo	Pastejo rotacionado - 10 UA por hectare
1/01/3	Cronograma de pastejo	Pastejo rotacionado - 10 UA por hectare
1/01/4	Cronograma de pastejo	Pastejo rotacionado - 10 UA por hectare
1/01/5	Cronograma de pastejo	Pastejo rotacionado - 10 UA por hectare
1/01/6	Cronograma de pastejo	Pastejo rotacionado - 10 UA por hectare
1/01/7	Cronograma de pastejo	Pastejo rotacionado - 10 UA por hectare
1/01/8	Cronograma de pastejo	Pastejo rotacionado - 10 UA por hectare
1/01/9	Cronograma de pastejo	Pastejo rotacionado - 10 UA por hectare
1/01/10	Cronograma de pastejo	Pastejo rotacionado - 10 UA por hectare
4/01/10	Fim do pastejo de animais	
4/01/10	Aplicação de herbicida	Pós-emergente
4/05/10	Operação de manejo	Grade pesada [2]
9/01/10	Operação de manejo	Grade pesada [2]
9/02/10	Operação de manejo	Rolo Faca [3]
9/10/10	Operação de manejo	Cultivador pré-plantio [4]
10/10/10	Plantio	Pastagem

Fonte de ambas as tabelas:

[1] BAZZO, J. M. Engenheiro Agrônomo, Diretor na JMBazzo Consultoria. Mensagem recebida por <viniciusgf@usp.br> em 15 mai. 2015.

[2] Adaptado de “Disk, tandem-heavy plowing>10" spacing.db”

[3] Adaptado de “Rotary hoe.db”

[4] Adaptado de “Planter, ridge-till.db”

Nota: O parâmetro UA/ha foi utilizado na calibração dos processos erosivos em área de pastagens, buscando ajustar a perda de solo e o escoamento superficial dessas áreas em relação aos outros usos agropecuários, e representar as condições de degradação de parte das pastagens existentes na área de estudo.

Apêndice C – Calendário das operações de manejo para pastagens, considerando duas formas de pastagem de animais: extensiva e rotacionada

(conclusão)

Cronograma de pastagem extensiva ao longo ano, sem pousio [1]					
Início	Fim	Número de animais	Área (m²)	Peso médio (kg)	Digestibilidade
01/Jan	31/Dez	10	10000	500 [2]	0,6 [2]

Cronograma de pastagem rotacionada ao longo ano, com pousio [1]					
Início	Fim	Número de animais	Área (m²)	Peso médio (kg)	Digestibilidade
01/Jan	31/Mar	10	10000	500 [2]	0,6 [2]
01/Mai	31/Jul	10	10000	500 [2]	0,6 [2]
01/Set	30/Nov	10	10000	500 [2]	0,6 [2]

Fonte de ambas as tabelas: [1] BAZZO, J. M. Engenheiro Agrônomo, Diretor na JMBazzo. Consultoria. Mensagem recebida por <viniciusgf01@gmail.com> em 15 mai. 2015;
[2] Adaptado do modelo WEPP.
Nota: Meses de abril, agosto e dezembro com área de pastagem em pousio.

Descrição dos implementos utilizados no manejo de pastagens	Unidades	Grade pesada	Rolo Faca	Cultivador pré-plantio
Porcentagem de resíduos não-frágeis enterrados em entre-sulcos	%	65	50	70
Posição do implemento	-	Traseira	Traseira	Traseira
Altura do sulco após operação de manejo	cm	15	0	15
Distância entre sulcos de manejo	cm	20	0	140
Porcentagem de resíduos frágeis enterrados nos sulcos	%	85	50	90
Porcentagem de resíduos não-frágeis enterrados em nos sulcos	%	65	50	70
Rugosidade randômica após operação de manejo	cm	2,6	1,2	2,5
Porcentagem da área perturbada pela operação de manejo	%	100	100	70
Profundidade média da operação de manejo	cm	20	15	10
Tipo de manejo	-	Primário	Primário	Secundário

Nota: Nas operações de plantio e aplicação de herbicida considerou-se que não há perturbação do solo

Apêndice D – Calendário de operações silviculturais e descrição das operações de manejo para florestas plantadas

Plantio de eucalipto, com ciclo de corte de 6 anos e 5 meses [1]		
Data	Tipo de operação	Descrição
1/01/1	Condições iniciais	Eucalipto
5/01/7	Colheita	Eucalipto
5/31/7	Aplicação de herbicida	Pós-Emergente
6/01/7	Operação de manejo	Grade + Subsolador [2] na linha
7/01/7	Operação de manejo	Cultivador pré-plantio [3] na linha
8/01/7	Plantio	Eucalipto

Fonte:
[1] BAZZO, J. M. Engenheiro Agrônomo, Diretor na JMBazzo Consultoria. Mensagem recebida por <viniciusgf@usp.br> em 15 mai. 2015.
[2] Adaptado de “Subsoil-chisel, combination chisel.db”
[3] Adaptado de “Cultivator, row, finger wheel.db”

Descrição dos implementos utilizados no manejo de eucalipto com cultivo mínimo	**Unidades**	**Grade + Subsolador na linha**	**Cultivador pré-plantio na linha**
Porcentagem de resíduos frágeis enterrados em entre-sulcos	%	55	90
Porcentagem de resíduos não-frágeis enterrados em entre-sulcos	%	40	70
Posição do implemento	-	Traseira	Traseira
Altura do sulco após operação de manejo	cm	15	15
Distância entre sulcos de manejo	cm	30	140
Porcentagem de resíduos frágeis enterrados nos sulcos	%	55	90
Porcentagem de resíduos não-frágeis enterrados em nos sulcos	%	40	70
Rugosidade randômica após operação de manejo	cm	1,5	2,5
Porcentagem da área perturbada pela operação de manejo	%	36	36
Profundidade média da operação de manejo	cm	40	10
Tipo de manejo	-	Primário	Secundário

Nota: Nas operações de plantio, colheita e aplicação de herbicida considerou-se que não há perturbação do solo.

Apêndice E – Parametrização dos solos para o modelo WEPP

O Sistema de Informação de Solos Brasileiros (EMBRAPA, 2015) incorpora amostras e perfis de solos de todo Brasil, apresentando uma descrição detalhada das características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas desses perfis com suas localizações geográficas. Este banco de dados foi utilizado para gerar informações sobre os tipos de solos presentes na área de estudo, sendo selecionados apenas perfis do Estado de São Paulo discriminados até o segundo nível categórico. As tabelas a seguir apresentam os resultados obtidos nesta etapa do trabalho.

Perfil de Argissolo Vermelho-Amarelo - PVA

Camada	Profundidade	Areia	Argila	Cascalho	M. O.	CTC
-	mm	----------	%	----------		meq/100g
1	200	72	20	4	1	54,6
2	500	79	14	10	1	14,1
3	600	60	31	2	1	16,4
4	700	54	37	5	1	28,3
5	1200	52	40	4	1	29,5
6	1400	58	33	3	1	29,8
7	1700	63	29	0	1	28,6
8	2050	54	40	0	1	47,5
9	2200	79	17	0	1	18,2
10	2500	64	21	5	1	38,2
11	2600	80	5	14	1	20,3

Fonte: Valores obtidos a partir da média entre camadas de 21 perfis de PVA do Estado de São Paulo. Códigos PA: 11747, 11756, 11758, 11769, 12325, 12327, 12365, 12370, 12371, 12373, 12374, 12380, 12381, 12384, 12385, 12388, 12400, 12401, 12402, 12403, 12404.

Perfil de Cambissolo Háplico - CX

Camada	Profundidade	Areia	Argila	Cascalho	M. O.	CTC
-	mm	----------	%	----------		meq/100g
1	300	66	21	5	2	11,4
2	950	53	32	2,6	1	3,9
3	2320	57	19	0	1	3,3

Fonte: Valores obtidos a partir da média entre camadas de 5 perfis de CX do Estado de São Paulo. Códigos PA: 11834, 11858, 11868, 12445, 12488.

Perfil de Neossolo Litólico - RL

Camada	Profundidade	Areia	Argila	Cascalho	M. O.	CTC
-	mm	----------	%	----------		meq/100g
1	200	59	26	1	2	15,5
2	300	61	23	7	1	8,3
3	450	80	9	20	1	5,0

Fonte: Valores obtidos a partir da média entre camadas de 5 perfis de RL do Estado de São Paulo. Códigos PA: 12493, 12498, 12501, 12504, 12505.

Perfil de Latossolo Vermelho-Amarelo - LVA

Camada	Profundidade	Areia	Argila	Cascalho	M. O.	CTC
-	mm	----------	%	----------		meq/100g
1	200	52	40	1	2	14,6
2	400	54	40	1	1	9,9
3	600	54	41	1	1	7,7
4	1100	49	44	2	1	5,5
5	1900	51	43	5	1	5,8
6	2950	53	40	7	1	4,5
7	3250	51	43	8	1	6,0
8	5450	53	37	2	1	5,2
9	8035	57	27	3	1	7,9

Fonte: Valores obtidos a partir da média entre camadas de 7 perfis de LVA do Estado de São Paulo. Códigos PA: 5771, 5772, 5773, 5774, 7068, 7082, 11694.

Valores considerados para superfícies asfaltadas e áreas urbanizadas

Camada	Profundidade	Areia	Argila	Cascalho	M. O.	CTC
-	mm	----------	%	----------		meq/100g
1	1800	10	80	2,5	0,1	9,9

Fonte: Adaptado do modelo WEPP.

Outros parâmetros utilizados

Parâmetro	Unidade	Tipo de solo			
		PVA	LVA	RL	CX
Condutividade Hidráulica	mm/h	17,06	22,00	16,38	16,38
Albedo	-	0,06	0,06	0,06	0,06
Umidade de saturação inicial	%	50,00	50,00	50,00	50,00

Fonte: Valores médios, obtidos a partir de perfis representativos de cada tipo de solo.

Apêndice F – Ajuste do modelo estatístico para a relação entre a perda de solo e a quantidade de cobertura florestal nas APPs

A análise da distribuição dos valores de perda de solo em função da quantidade de cobertura florestal permitiu verificar o comportamento não linear desta relação. Dessa forma, foram ajustados modelos polinomiais de segundo e terceiro grau, sendo que o modelo de maior grau foi escolhido em função do seu melhor ajuste (F3,75 = 9,90; p=0,002). A seguir a Figura 21 apresenta os detalhes estatísticos do ajuste dos dados à função polinomial de terceiro grau.

```
Residuals:
     Min       1Q   Median       3Q      Max 
-14.6764  -3.1030  -0.4253   3.8513  22.1579 

Coefficients:
                                  Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)    
(Intercept)                          63.46      10.97   5.785 1.58e-07 ***
poly(dados$FLORESTA, 3, raw = T)1  -286.20      67.87  -4.217 6.85e-05 ***
poly(dados$FLORESTA, 3, raw = T)2   423.77     125.52   3.376  0.00117 ** 
poly(dados$FLORESTA, 3, raw = T)3  -219.14      69.64  -3.147  0.00237 ** 
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Residual standard error: 6.532 on 75 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.6911, Adjusted R-squared:  0.6788 
F-statistic: 55.94 on 3 and 75 DF,  p-value: < 2.2e-16
```

Figura 21 – Detalhamento estatístico do ajuste polinomial de terceiro grau para a perda de solo nas áreas de preservação permanente

A aderência dos resíduos à distribuição gaussiana foi confirmada por meio do coeficiente de assimetria (0,1684), do coeficiente de curtose (1,1187) e pelo teste de Shapiro-Wilk (W = 0,9761; p-valor = 0,1433). A função polinomial que descreve a relação entre a porcentagem de cobertura florestal nas APPs e a perda de solo pode ser observada a seguir (Equação 1).

$$\mathrm{PS} = 63{,}46 - 286{,}20.x + 423{,}77.x^2 - 219{,}14.x^3 \qquad (1)$$

Em que: PS é perda de solo (ton.ha^{-1}.ano^{-1}); x é quantidade de cobertura florestal nas APPs (%).

ANEXOS

Anexo A – Especificidades dos cenários de restauração florestal de faixas marginais aos canais de drenagem

Por conta das limitações de processamento do modelo GeoWEPP, foram selecionadas cinco subbacias do Alto Marins, distribuídas de forma geograficamente homogênea por toda a área de estudo e escolhidas em função de sua representatividade quanto aos diferentes usos e tipos de solo (Figura 22).

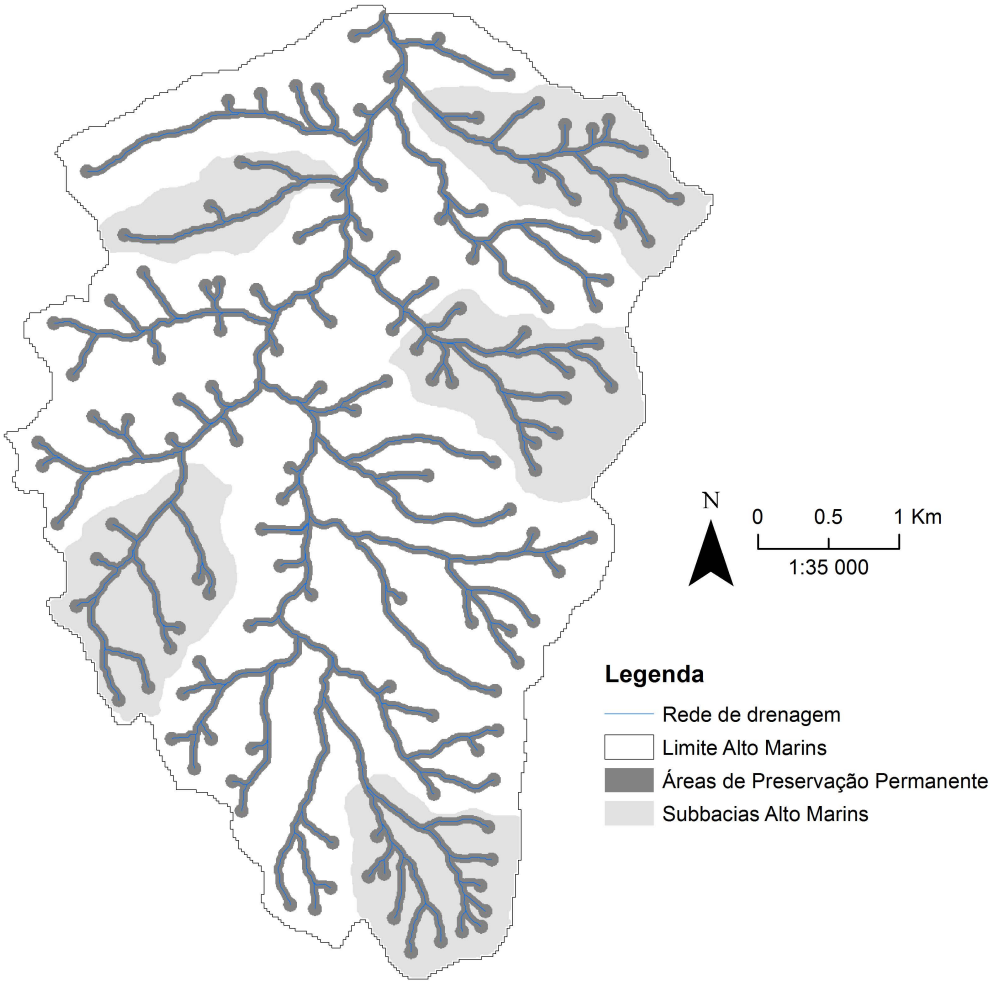

Figura 22 – Localização das subbacias utilizadas para as simulações do modelo GeoWEPP para os cenários de restauração florestal em faixas marginais

As simulações foram conduzidas individualmente para cada subbacia com os mesmos parâmetros e arquivos de clima das simulações realizadas em área total, com exceção do tamanho dos *pixels* que foi reduzido para 5m, o que foi possível em função do menor tamanho das áreas sob análise.

A seguir, a Tabela 16 apresenta o uso do solo na APP de cada subbacia para cada cenário de faixa marginal florestada.

Tabela 16 – Uso do solo nas APPs dos cenários com diferentes tamanhos de faixas marginais florestadas

Cenário	Sub-bacia	Uso do solo nas áreas de preservação permanente						
		Área urbanizada	Floresta nativa	Floresta plantada	Pastagem	Cana-de-açúcar	Campo herbáceo	Total
APP ATUAL	Sub1	0,00%	41,45%	0,00%	27,38%	9,43%	21,74%	100,00%
	Sub2	2,32%	31,11%	0,00%	12,65%	38,89%	15,03%	100,00%
	Sub3	4,30%	17,80%	0,00%	59,20%	4,58%	14,12%	100,00%
	Sub4	0,00%	45,58%	0,00%	42,79%	11,63%	0,00%	100,00%
	Sub5	0,00%	22,87%	0,00%	66,02%	1,96%	9,15%	100,00%
APP 0515	Sub1	0,00%	46,33%	0,00%	25,36%	8,85%	19,46%	100,00%
	Sub2	2,32%	37,58%	0,00%	11,89%	35,69%	12,52%	100,00%
	Sub3	4,30%	25,61%	0,00%	53,71%	4,10%	12,28%	100,00%
	Sub4	0,00%	50,13%	0,00%	38,91%	10,96%	0,00%	100,00%
	Sub5	0,00%	30,40%	0,00%	59,45%	1,84%	8,32%	100,00%
APP 0815	Sub1	0,00%	50,61%	0,00%	23,58%	8,47%	17,35%	100,00%
	Sub2	2,32%	42,81%	0,00%	11,32%	33,46%	10,09%	100,00%
	Sub3	4,30%	31,34%	0,00%	49,87%	4,00%	10,48%	100,00%
	Sub4	0,00%	54,19%	0,00%	35,14%	10,67%	0,00%	100,00%
	Sub5	0,00%	35,77%	0,00%	55,00%	1,75%	7,47%	100,00%
APP 1515	Sub1	0,00%	61,87%	0,00%	18,59%	7,35%	12,19%	100,00%
	Sub2	2,32%	55,40%	0,00%	9,28%	27,74%	5,25%	100,00%
	Sub3	4,30%	46,33%	0,00%	39,08%	3,66%	6,63%	100,00%
	Sub4	0,00%	64,44%	0,00%	26,23%	9,33%	0,00%	100,00%
	Sub5	0,00%	50,56%	0,00%	42,87%	1,53%	5,05%	100,00%
APP 2015	Sub1	0,00%	71,22%	0,00%	14,12%	6,15%	8,51%	100,00%
	Sub2	2,32%	65,30%	0,00%	7,27%	22,18%	2,93%	100,00%
	Sub3	4,30%	58,21%	0,00%	29,97%	3,19%	4,33%	100,00%
	Sub4	0,00%	72,81%	0,00%	19,38%	7,81%	0,00%	100,00%
	Sub5	0,00%	62,52%	0,00%	32,93%	1,24%	3,31%	100,00%
APP 3050	Sub1	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
	Sub2	2,32%	97,68%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
	Sub3	4,30%	95,70%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
	Sub4	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
	Sub5	0,00%	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%

Fonte: Resultados dessa pesquisa.

Destaca-se que as porcentagens de floresta nativa apresentadas na Tabela 16 representam as quantidades de cobertura florestal utilizadas para modelar a perda de solo e a capacidade de retenção de sedimentos das APPs de cada subbacia, conforme descrito no Item 3.8.2 e no Apêndice F deste trabalho.

Anexo B – Etapas preliminares para análise de agrupamento

Os *rasters* referentes a cada atributo topográfico foram calculados e normalizados, apresentando distribuição de valores mínimos e máximos entre zero e um (Figura 23). O primeiro passo antes da análise de agrupamento consistiu em calcular uma matriz de correlações entre os *rasters* dos atributos topográficos (Tabela 17), confirmando a existência de correlação em maior ou menor grau dependendo do conjunto de *rasters* analisado, mas indicando que a análise de agrupamento pudesse ter uma solução significativa.

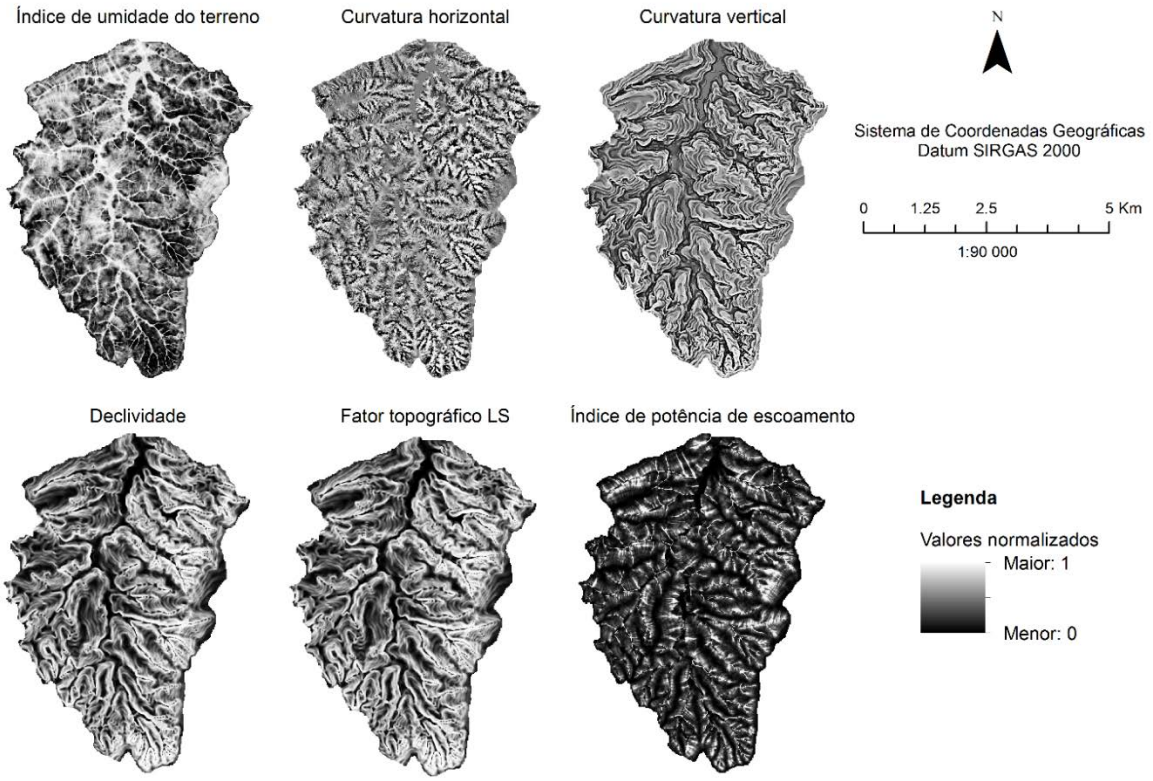

Figura 23 – Mapas normalizados gerados para cada atributo topográfico

Tabela 17 – Matriz de correlações entre os seis mapas de atributos topográficos

1,00	UMT	HOR	VER	DEC	POT	FLS
UMT	1,00	-0,38	-0,17	-0,54	0,34	-0,51
HOR	-0,38	1,00	0,28	-0,05	-0,37	-0,05
VER	-0,17	0,28	1,00	0,03	-0,06	0,03
DEC	-0,54	-0,05	0,03	1,00	0,04	0,99
POT	0,34	-0,37	-0,06	0,04	1,00	0,04
FLS	-0,51	-0,05	0,03	0,99	0,04	1,00

Nota: UMT é índice de umidade do terreno; HOR é curvatura horizontal; VER é curvatura vertical; DEC é declividade; POT é índice de potência de escoamento; e FLS é fator topográfico.
Fonte: Resultados dessa pesquisa.

A determinação da melhor solução de agrupamento foi analisada através da aplicação da “regra do cotovelo” sobre o conjunto de valores dos pontos amostrais (Figura 24). Dessa forma, verificou-se que a soma de quadrados dentro dos grupos se estabiliza próximo de 50 com oito classes de agrupamento, sendo que, a partir daí, a redução na soma de quadrados é pouco sensível ao aumento do número de grupos. Dessa forma, determinou-se que o número de grupos para realização da análise de agrupamento seria de oito.

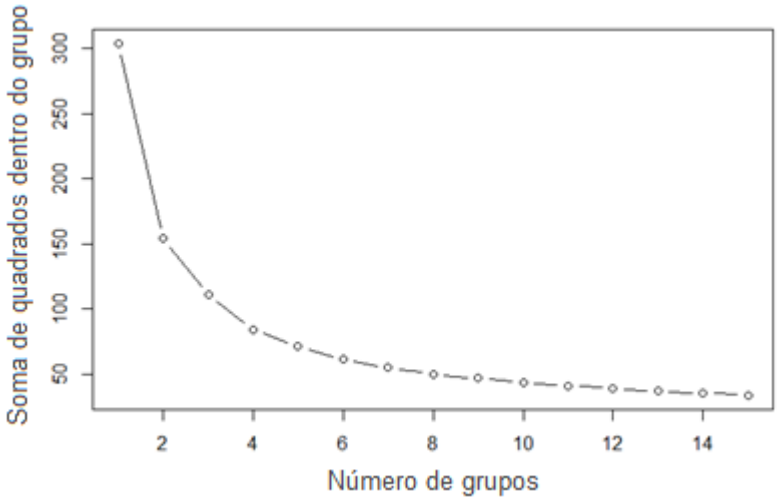

Figura 24 – Gráfico utilizado para decisão do número ótimo de classes de agrupamento

A validação do agrupamento com oito classes foi analisada por meio da correlação da matriz de distâncias originais com a sua matriz cofenética, que teve a sua significância confirmada com a aplicação do Teste de Mantel com 1000 permutações entre as matrizes (r = 0,7691; p = 0,001).

Anexo C – Correlação entre áreas críticas para conservação do solo e da água com declividade e áreas variáveis de afluência

Como forma de permitir uma abordagem simplificada para identificação de áreas críticas na paisagem, procurou-se verificar a correlação das áreas críticas com os atributos topográficos mais comumente utilizados na identificação de áreas susceptíveis à erosão e à saturação sazonal do solo. Assim, foram testadas as correlações dos grupos S1-S2-S3 com áreas apresentando declividades superiores à 18% e dos grupos A1-A2-A3 com as AVAs obtidas a partir da aplicação isolada do atributo UMT, resultando respectivamente em correlações de 0,96 (p = 0,001) e 0,77 (p = 0,001). A seguir, a Figura 25 apresenta os mapas que foram utilizados para a análise de correlação em ambiente SIG.

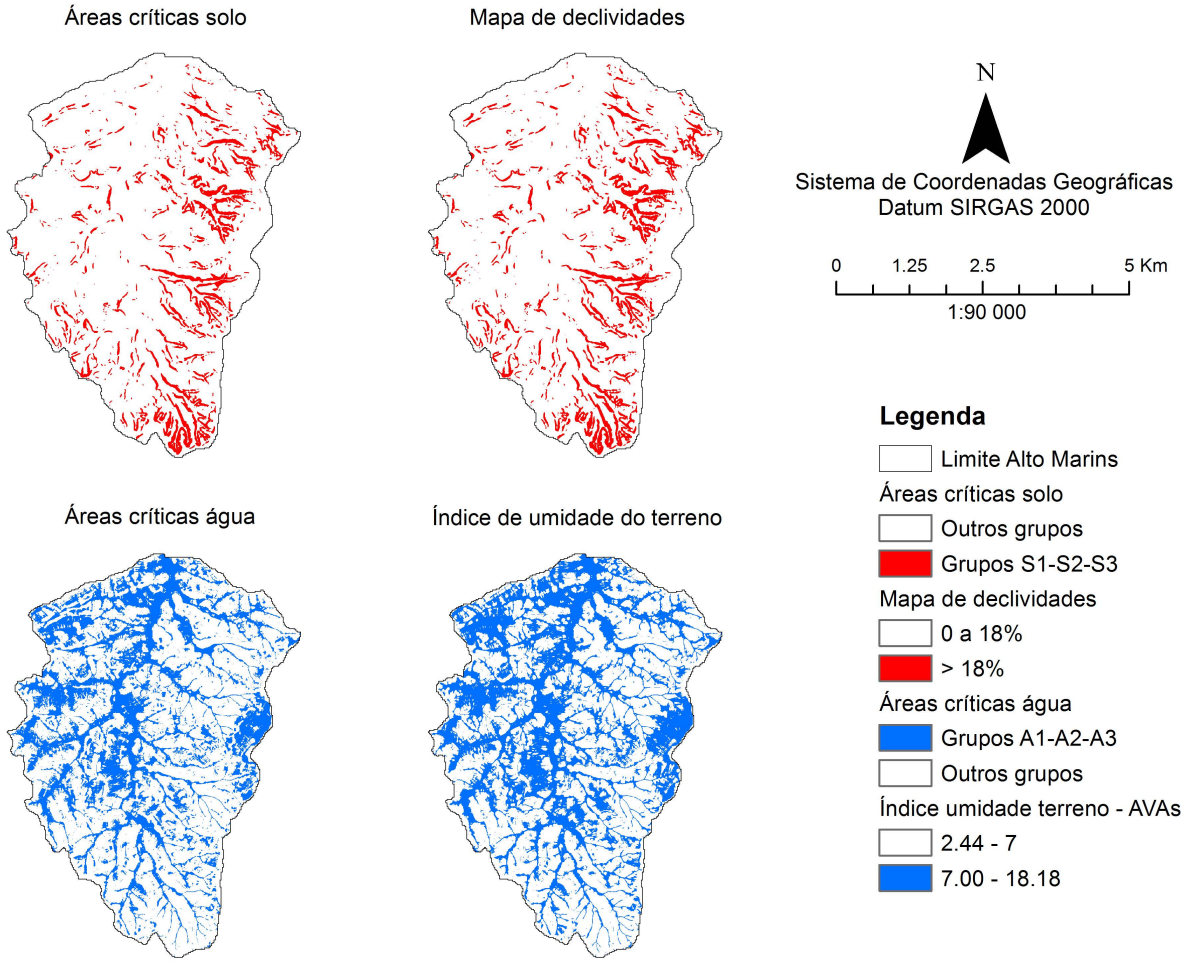

Figura 25 – Mapas comparativos entre as áreas críticas na paisagem para conservação do solo e da água e os mapas de declividades e do índice de umidade do terreno

A localização de AVAs na paisagem é dependente de variáveis hidrológicas, topográficas, edáficas e de manejo agropecuário (MUDGAL et al., 2012) e, ao contrário do conceito de faixas marginais no entorno da rede de drenagem, a sua delimitação não é determinada exclusivamente pela distância a partir dos canais de drenagem (AGNEW et al., 2006). A obtenção de AVAs a partir do mapa de UMT é um procedimento comum em pesquisas científicas (exemplos em AGNEW et al., 2006; BUCHANAN et al., 2014), mas depende de calibração em campo para se determinar o limite que efetivamente define as AVAs na paisagem. Ressalva-se que este procedimento pode se tornar um tanto quanto subjetivo caso não haja calibração de campo, o que não ocorreu neste trabalho. Para reduzir o grau de subjetividade na identificação das AVAs, o limite utilizado foi obtido automaticamente a partir da distribuição dos valores de UMT pelo Método de Quebras Naturais de Jenks. Por sua vez, os grupos prioritários para conservação da água apresentam naturalmente limites bem definidos e comportamento geomorfológico muito semelhante ao descrito para as AVAs em diversos estudos, o qual se resume a áreas que possuem tendência em concentrar o fluxo superficial e subsuperficial de água (curvaturas horizontais convergentes) e com processos de deposição predominantes (curvaturas verticais côncavas).

Dessa forma, entende-se que a metodologia proposta por este trabalho para obtenção de áreas críticas na paisagem possui potencial para identificação de AVAs sem que haja subjetividade do operador neste processo. A partir de análises estatísticas, são definidos o número de grupos e as médias dos atributos topográficos dentro de cada grupo, cabendo ao usuário identificar quais grupos possuem comportamento geomorfológico semelhante, com tendência a saturação sazonal do solo no caso das AVAs. No entanto, ressalva-se a necessidade de validações de campo para comprovar a verdadeira eficácia da metodologia proposta.