Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Modelagem de serviços ecossistêmicos hídricos em uma microbacia do alto
Corumbataí

Paulo Georges Zein Lattari

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Engenharia
de Sistemas Agrícolas

Piracicaba
2018

Paulo Georges Zein Lattari
Bacharel em Gestão Ambiental

Modelagem de serviços ecossistêmicos hídricos em uma microbacia do alto Corumbataí

Orientador:
Prof. Dr. **MARCOS VINÍCIUS FOLEGATTI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Engenharia
de Sistemas Agrícolas

Piracicaba
2018

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

Lattari, Paulo Georges Zein

Modelagem de serviços ecossistêmicos hídricos em uma microbacia do
alto Corumbataí / Paulo Georges Zein Lattari. - - Piracicaba, 2018.

94 p.

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

1. Recursos hídricos 2. Bacia hidrográfica 3. Modelagem 4. Serviços
ecossistêmicos I. Título

Aos meus pais Ailton F. Lattari e Júlia G. Z. Lattari
e aos meus irmãos André G. Lattari e Bruno G. Lattari

dedico,

AGRADECIMENTOS

Ao meus pais, que através de muito esforço nos deram a oportunidade dos estudos e aos meus irmãos André e Bruno e Dani, pelo apoio e incentivo.

Ao Prof. Marcos Vinícius Folegatti, pelos ensinamentos de vida e apoio irrestrito nesse longo percurso.

Aos Prof. Sérgio Nascimento Duarte, Prof. Plínio Barbosa de Camargo e Prof. Carlos Alberto Vettorazi, pelos conselhos e lições.

Ao pesquisador André Assunção (Bob), Prof. Claudia Moster Barros, Prof Roberta Valente e Prof. Leandro Pinton pelo apoio com dados da pesquisa e avaliações.

À Agência de Bacias PCJ, em especial a Marina Barbosa, Eduardo Léo e Kátia Piccin, pela contribuição técnica e direcionamentos. E o GT-Manancias do Comitê PCJ, em especial João Demarchi, do IZ-USP, pelas sugestões.

À toda equipe do LEB, em especial a Beatriz Novaes e Davilmar Collevatti.

Aos colegas do LEB, em especial Otávio, Luis, Tássio e Wagner, pelos momentos de incentivo e alegria no corredor.

Aos amigos Danilo Monteiro, Gustavo Ferreira, Cauê Gomes, Elton Martins e Edson di Piero, pelo incentivo e companherismo. À Mansão AC e à ESALQ, escola da vida.

A CAPES e CNPQ pelo apoio financeiro.

Existe uma coisa que uma longa existência me ensinou: toda a nossa ciência, comparada à realidade, é primitiva e inocente; e, portanto, é o que temos de mais valioso.

Albert Einstein (1879 – 1955)

SUMÁRIO

RESUMO	
ABSTRACT	
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	12
1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	17
2.1. OBJETIVO GERAL	17
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	19
3.1. CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA	19
3.1.1. Erosão do solo.....	19
3.1.2. Erosão hídrica pluvial, mecanismos e fatores	19
3.1.3. Paisagem e práticas conservacionistas	20
3.2. SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS, BENS E SERVIÇOS AMBIENTAIS.....	21
3.2.1. Conceitos e definições	21
3.2.2. Serviços Ecossistêmicos Hídricos.....	25
3.3. MODELAGEM E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	25
3.3.1. Modelagem de Serviços Ecossistêmicos Hídricos.....	26
3.3.2. RIOS - Resource Investment Optimization System.....	26
3.3.3. Estimativa dos benefícios em modelagem de SEH.....	27
4. METODOLOGIA	29
4.1. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	29
4.2. MODELAGEM.....	32
4.2.1. Descrição da modelagem no software RIOS	32
4.2.2. Descrição do modelo SDR – InVEST.....	38
4.2.3. Fluxogramas Metodológicos.....	40
4.2.4. Definição e conceituação dos cenários propostos.....	43
4.2.5. Construção e Desenvolvimento da Base de Dados.....	46
4.2.6. Formas gerais de avaliação	54
4.2.7. Análise de sensibilidade dos modelos.....	55
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
5.1. CONSTRUÇÃO E DESENVOLVIMENTO DA BASE DE DADOS USO DO SOLO.....	57
5.1.1. Modelo de Elevação Digital.....	57
5.1.2. Uso e Cobertura do Solo	58
5.1.3. Células de acúmulo de fluxo.....	59
5.1.4. Fatores Integrados (Pré-processamento RIOS).....	60
5.2. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	61
5.3. ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA SEH	64
5.4. RESULTADOS DOS CENÁRIOS PROPOSTOS	65
5.5. AVALIAÇÃO DO MODELO DE PRIORIZAÇÃO.....	69
5.6. ESTIMATIVA DOS BENEFÍCIOS DOS CENÁRIOS FUTUROS.....	75

5.7. PERDA DE SOLOS E SEDIMENTO EXPORTADO	75
5.8. CENÁRIOS PROPOSTOS.....	79
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	83
7. CONCLUSÕES	85
REFERÊNCIAS	87
APÊNDICES	93

RESUMO

Modelagem de serviços ecossistêmicos hídricos em uma microbacia do alto Corumbataí

A água é elemento essencial à vida e seus múltiplos usos estão relacionados ao abastecimento humano e ao desenvolvimento de suas atividades agrícolas e industriais. Mesmo dispondo das maiores reservas, o Brasil enfrenta problemas relacionados a escassez hídrica, uma vez que essas encontram-se distantes da maior parte da população e muitos dos mananciais apresentam degradação de sua paisagem e assoreamento de seus reservatórios, o que pode impor dificuldades ao desenvolvimento econômico e social. Investimentos em capital natural (infraestrutura verde) nas regiões de mananciais das grandes cidades podem aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos hídricos (SEH) com benefícios para a população como a regularidade no fornecimento e aumento de sua qualidade. A paisagem rural inserida nessas regiões desempenha importante papel, não somente relacionado ao fornecimento de bens e produtos agrícolas, mas também à manutenção das funções ecossistêmicas do ambiente e sua consequente geração de SEH. Os atuais programas de pagamentos por serviços ambientais possibilitam que o planejamento conservacionista da paisagem rural, em termos de controle de erosão, possa ser passível de remuneração, à medida que garante a oferta de SEH. O objetivo desse estudo foi avaliar a modelagem espacial de serviços ecossistêmicos hídricos em uma microbacia hidrográfica do interior do estado de São Paulo, identificando áreas prioritárias com a melhor relação custo-efetividade para investimentos em capital natural e retorno em SEH, fornecendo subsídios para implantação de políticas públicas de PSA na região. Foram utilizados os módulos pertencentes aos softwares RIOS e InVEST do *Natural Capital Project*, sendo o primeiro para identificação das áreas prioritárias e o segundo para estimativas dos benefícios de cada cenário em termos de redução percentual de exportação de sedimentos. De acordo com o método utilizado, a exportação de sedimentos do cenário atual para a microbacia estudada foi de aproximadamente 5,9 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. O cenário futuro que melhor alocou áreas para restauração florestal correspondentes a 25, 50 e 100 ha foram aqueles gerados de forma automática, sem restrições preferenciais. Os valores de redução foram, respectivamente, 18,21%, 21,19% e 33,56%. Ao inserir no modelo áreas de transição agrícola equivalentes a 100, 200 e 300 hectares e combiná-las com áreas de transição floresta de 100 ha, os valores de redução na exportação de sedimentos estimados para um cenário futuro de aumento da oferta de SRH foram, respectivamente, 41,08%, 47,18% e 52,37%. A modelagem permitiu alocar de forma eficiente as áreas prioritárias de transição florestal para um cenário futuro de controle de erosão e sedimentação e, uma vez que compõe a maior parte da paisagem, atividades de transição nas áreas agrícolas geraram boas respostas na redução de exportação de sedimentos quando combinadas com atividades de restauração florestal, o que indica a importância de um planejamento conservacionista da paisagem como um todo.

Palavras-chave: Recursos hídricos, Bacia hidrográfica, Modelagem, Serviços ecossistêmicos

ABSTRACT

Ecosystem Services Modeling in a watershed of the upper Corumbataí

Water is an essential element for the life and its multiple uses are related to human supply and the development of its agricultural and industrial activities. Even with the largest reserves, Brazil faces problems related to water scarcity, since they are distant from most of the population and many of the reservoirs present degradation of their landscape and silting of their reservoirs, which can impose difficulties to the economic development and social investments. Investments in natural capital in the water source regions of large cities can increase the supply of the water ecosystem services (WES) with benefits for the population, such as regularity in supply and increase in quality of water. The rural landscape in these regions plays an important role, not only related to the supply of agricultural goods and products, but also to the maintenance of ecosystem functions of the environment and its consequent generation of WES. Current environmental service payment programs have made can pay for the results of a conservationist planning of the rural landscape that guarantees the WES offer. The objective of this study was to evaluate the spatial modeling of WES in a small watershed located in country side of the state of São Paulo-Brazil, identifying priority areas with the best cost-effectiveness ratio for investments in natural capital and return on WES, providing subsidies for the implementation of policies in the region. The RIOS software modules 1 and 2 were used to identify the priority areas. The benefits of each scenario were estimated in terms of percentage reduction of its sediment exports relative to a baseline scenario. They were defined using the Sediment Delivery Ratio module of InVEST software. According to the methods, the export of sediments from the current scenario is approximately $5.9 \text{ tons.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$. The future scenario that best allocated areas for forest restoration corresponding to 25, 50 and 100 ha generated automatically without preferential restrictions. The reduction values were, respectively, 18.21%, 21.19% and 33.56%. When use in the model areas of agricultural transition equivalent to 100, 200 and 300 hectares and combining them with forest transition areas of 100 ha, the values of reduction of sediment exports estimated for a future scenario that have increased a WES supply were, respectively, 41.08%, 47.18% and 52.37%. The modeling allowed to efficiently allocate the priority forest transition areas to a future scenario of erosion and sedimentation control. Since it comprises most of the landscape, transitional activities in the agricultural areas generated good responses in the reduction of sediment exports when combined with forest restoration activities, which indicates the importance of a landscape conservation planning as a whole.

Keywords: Water Resources, Watershed, Modeling, Ecosystem Services

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Relação conceitual entre serviços intermediários, finais e benefícios.....	24
Figura 2. Localização da bacia do Córrego do Cavalheiro.	29
Figura 3. Dados pedológicos. Bacia do Córrego do Cavalheiro – Analândia-SP.....	30
Figura 4. Mapa de Uso e Cobertura do Solo. Bacia do Córrego do Cavalheiro.....	32
Figura 5. Principais processos que influenciam o impacto de cada atividade de transição sobre o objetivo de controle de erosão.	34
Figura 6. Abordagem conceitual utilizada no modelo SDR. Fonte: adaptado de Sharp, R. et al. (2015).....	38
Figura 7. Fluxograma metodológico RIO Módulo 1. Investment Portfolio Adviser.	41
Figura 8. Fluxograma Cenário Atual. Estimativa de Aporte de Sedimentos para cenário atual (base).....	42
Figura 9. Fluxograma RIOS Módulo 2 (Portfólio Translator) e Processos Iterativos.	43
Figura 10. Mapa de erodibilidade (a), profundidade (b) e erosividade (c).	48
Figura 11. Áreas com restrições preferenciais e preventivas.	51
Figura 12. Fluxograma (Dados) Pré-processamento RIOS - ArcGis.....	54
Figura 13. Variação do tipo e da intensidade máxima de utilização da terra em função das classes de capacidade de uso.	55
Figura 14. Modelo de elevação digital (à esq.) e Mapa de declividade (a dir.).....	57
Figura 15. Mapa de uso e cobertura do solo.	58
Figura 16. Da esq, para dir. e de cima para baixo: mapas de acúmulo de fluxo para 100, 1000 e 5000 células e hidrografia.....	60
Figura 17. Fatores integrados gerados pelo pré-processamento no ArcGis. Da esq. para dir. e de cima para baixo Índices F para 1 (a) e 5 (b) metros, índice U para 1 (c) e 5 (d) metros, índice D para 1 (e) e 5 (f) metros e Acúmulo de fluxo de 100 células para 1 (g) e 5 (h) metros.	61
Figura 18. Cenários gerados para a análise da priorização sob diferentes condições de resolução do DEM e número de células de acúmulo de fluxo.....	62
Figura 19. Cenários gerados para a análise da priorização sob diferentes condições do Fator C para pastagem.	63
Figura 20. Áreas prioritárias para restauração florestal na Microbacia do Córrego da Cavalheiro - Analândia-SP. Da esq. para dir. e de cima para baixo: Cenários do grupo 1 (sem restrição), Cenários do grupo 2 (APP), Cenários do grupo 3 (APP e erosões) e Cenários do grupo 4 (APP, erosões e áreas de pastagem).	65
Figura 21. Cenários de prioridade para restauração florestal e manejo agrícola do grupo 5. Da esq. para dir. e de cima para baixo cenários 5a, 5b, 5c e 5d.	67
Figura 22. Áreas prioritárias para MCC dos cenários 1 e 2 com DEM de 5 metros a esquerda e de 1 metro.	68

Figura 23. Cenários de prioridade para restauração florestal e manejo agrícola do grupo 5, com utilização do DEM 5 metros. Da esq. para dir. e de cima para baixo cenários 5a, 5b, 5c e 5d.....	69
Figura 24. Mapa de Uso do Solo (a), Áreas Prioritárias Cen1a(D1m) (b), Áreas Prioritárias Cen1a(D5m) (c).....	70
Figura 25. Comparativo áreas prioritárias do cenário 1a (Cen1a(D1m) dir. e Cen1a(D5m) à esq.) e estudo de Vetorazzi e Valente (2016). *Classes de prioridade do estudo comparado.	72
Figura 26. Mapa comparativo entre as classes de capacidade de uso e áreas prioritárias do cenário 1a utilizando a resolução DEM 1 metros (à esq.) e 5 metros (à dir.).	73
Figura 27. AVAS (Meltran, 2012), Áreas Prioritárias Cen1a(D5m) e sobreposição de recorte na região nordeste da MCC.	74
Figura 28. Redução de sedimento exportado em função das áreas de transição "floresta". ...	78
Figura 29. Redução de sedimento exportado em função das áreas de transição "florestas e práticas conservacionistas".....	79
Figura 30. Cenário futuro, classes atuais, futuras e áreas de transição (Floresta 100ha).....	80
Figura 31. Cenário futuro, classes atuais, futuras e atividades de transição (floresta e práticas conservacionistas).	81

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação dos Serviços Ecossistêmicos	22
Tabela 2. Principais definições sobre Serviços Ecossistêmicos. e Ambientais.	23
Tabela 3. Uso do solo na bacia do Cavalheiro, área e principais características.	31
Tabela 4. Conjuntos de atividades necessárias para cada tipo de transição do cenário atual.	33
Tabela 5. Processos capturados e Fatores de entradas necessários.	34
Tabela 6. Peso dos fatores padrão do software relativos a cada transição.	35
Tabela 7. Características gerais dos cenários estudados quanto ao tamanho das áreas prioritizadas para restauração florestal, uso do solo preferencial, áreas com restrição preventiva e preferencial.	45
Tabela 8. Características gerais dos cenários estudados quanto ao tamanho das áreas prioritizadas para restauração florestal e manejo conservacionista das áreas agrícolas, uso do solo preferencial, áreas com restrição preventiva e preferencial.	46
Tabela 9. Valores de erodibilidade dos solos.	47
Tabela 10. Classes de uso e cobertura do solo utilizadas.	49
Tabela 11. Valores do fator C adotados por tipo de uso do solo.	50
Tabela 12. Condições e cenários para análise de sensibilidade proposta.	56
Tabela 13. Classes de declividade e tipo de relevo por área.	57
Tabela 14. Classes de Uso e cobertura do solo por área absoluta e relativa.	59
Tabela 15. Evolução do uso e cobertura do solo de 2013 a 2018 para os principais componentes da paisagem.	59
Tabela 16. Produção e exportação de sedimentos para os cenários gerados na análise de sensibilidade.	63
Tabela 17. Resumo dos cenários propostos.	64
Tabela 18. Áreas prioritárias por classe de uso do solo para os cenários 1a.	71
Tabela 19. Classes de prioridade AmSIG x APCen1a.	72
Tabela 20. Comparativo de classes de capacidade de uso da MCC e Áreas prioritárias do Cenário 1a.	74
Tabela 21. Perda de solo e exportação de sedimentos para os cenários estudados.	75
Tabela 22. Perda de solo e exportação de sedimentos para as principais classes de uso no cenário 1a (Dem 5m).	76
Tabela 23. Redução de sedimentos exportados relativa aos respectivos cenários atuais.	77
Tabela 24. Redução de sedimento exportado em função das áreas de transição "práticas conservacionista".	78

Tabela 25. Classes de uso do solo e transição futura (cenário proposto-resturação 100ha) por área para Microbacia do Córrego do Cavalheiro - Analândia-SP.....	82
Tabela 26. Classes de uso do solo e transição futura (cenário proposto-restauração 100ha e práticas conservacionistas 300 ha) por área para Microbacia do Córrego do Cavalheiro - Analândia-SP.....	82

1. INTRODUÇÃO

A água é elemento essencial à vida. Seus múltiplos usos estão relacionados principalmente ao abastecimento humano e ao desenvolvimento de suas atividades agrícolas e industriais. Diversos estudos apontam para um cenário futuro de escassez hídrica, onde a relação entre oferta e demanda de água poderá não ser equilibrada e até deficitária em algumas regiões. Nesses locais, em sua maioria caracterizados pelo aumento da concentração populacional e das atividades relacionadas a essa ocupação, soma-se o fato do aumento da degradação qualitativa do recurso, o que demonstra ser um cenário de crise: aumento da demanda e aumento da poluição, tanto pontual como difusa (TUNDISI, 2003; BARLOW, 2015).

No Brasil, essa situação é comum em várias regiões, apesar de ter grande disponibilidade hídrica do país. Estima-se que, da quantidade total de água doce no mundo, 12% encontra-se em territórios brasileiros, apontando-o como segundo país do mundo em termos de quantidade de água doce disponível. Porém, mesmo dispondo das maiores reservas, o país enfrenta problemas relacionados a escassez hídrica, uma vez que a essas encontram-se distantes da maior parte da população. A região norte do Brasil dispõe de 70% do total de água doce e apenas 7% da população, fazendo com que 93% da população seja abastecido com 30% da disponibilidade. (FORJAZ, 2007; ZOLIN et al. 2011, 2014).

Tal situação pode impor dificuldades ao desenvolvimento social em pequena e média escala uma vez que se trata de um recurso estratégico (TUNDISI, 2003). Para Whately et al. (2008) garantir água para o abastecimento público e industrial nas áreas urbanas, onde vive a maior parte da população mundial, é um dos grandes desafios do século vinte e um. De certo modo, reduzir a vulnerabilidade hídrica de uma população envolve também o estabelecimento de melhores condições de uso e manejo do solo dos seus mananciais de abastecimento. Assim, a paisagem rural inserida nessas regiões deve ser pensada também em termos de provisão deste recurso, sendo fundamental, não somente para o fornecimento de bens e produtos agrícolas, mas também de Serviços Ecossistêmicos¹ (SE).

A manutenção da capacidade de fornecimento dos SE hídricos está relacionada ao correto uso e manejo do solo nas áreas de mananciais, que são predominantemente ocupadas com atividades agrícolas. Historicamente, o desenvolvimento dessas atividades no Brasil desconsiderou fatores como o esgotamento da fertilidade do solo, que tem a erosão hídrica como um dos seus principais vetores (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014). Criou-se, portanto, condições para aumento da poluição sobre os recursos hídricos gerados em microbacias, advinda da utilização de práticas de inadequadas combinadas com o baixo nível de planejamento do espaço rural.

Essa poluição difusa está associada ao carreamento de nutrientes e defensivos agrícolas oriundos da drenagem pluviométrica quando há erosão do solo (MANSOR, TEIXEIRA FILHO e ROSTON, 2006). A erosão hídrica e consequente poluição mananciais pode caracterizar também um indicativo de baixa recarga de reservatórios subterrâneos, uma vez que a maior parte da água foi escoada superficialmente, arrastando os poluentes que estão adsorvidos aos sedimentos carregados. Essa situação pode causar impactos externos a propriedade, sendo relacionados, principalmente, ao aumento dos custos nas estações de tratamento, assoreamento dos reservatórios e baixo potencial de manutenção dos fluxos de base nos períodos de estiagem (CHAVES et al, 2004).

¹ Neste estudo, serviços ambientais equivale às práticas adotadas pelo homem para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (VEIGA-NETO, 2008). Para Daily (1997), os serviços ecossistêmicos são aqueles prestados pelos ecossistemas naturais e as espécies que os compõem, na sustentação e preenchimento das condições para a permanência da vida humana na Terra (Daily, 1997). Por exemplo, práticas conservacionistas do solo e da água são serviços ambientais, passíveis de remuneração, que quando adotados fornecem condições para a oferta do serviço ecossistêmico de provisão de água potável. Uma discussão mais aprofundada será abordada em tópico específico.

Devido a sua característica difusa e dificuldade de sua estimativa, políticas pensadas nos tradicionais instrumentos coercitivos baseados no princípio do “poluidor-pagador” são pouco eficazes para o controle da poluição não-pontual (CLAASSEN et al. 2001). Para este autor, a utilização de políticas baseadas em instrumentos de incentivo como “provedor-recebedor”, tendem a ser mais eficazes no controle desse tipo de poluição. Ao fornecer um serviço ambiental (SE utilizado), passível de quantificação monetária, cria-se a possibilidade da criação de mercados de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) em arranjos locais (WUNDER, 2007).

Neste contexto, ao longo das últimas décadas estabelece-se o conceito de SE e serviços ambientais (AS) e inicia-se a formação de mercados como o da regulação de fluxos hídricos (quantidade e qualidade) e o de carbono, principalmente. O PSA tornou-se uma ferramenta interessante no auxílio de iniciativas que buscam o controle da erosão e da sedimentação em pequenas bacias hidrográficas rurais, uma vez que processos erosivos estão associados ao declínio de diversos S.E. (YOUNG, 2005; PRICE, 2011). De um modo geral o PSA consiste no reconhecimento do valor dos S.E. e na recompensa daqueles que ajudam a conservar as condições para sua geração (WHATELY; HERCOWITZ, 2008).

No Brasil, a criação do Programa Produtor de Água (PPA) pela Agência Nacional de Água baseou-se na possibilidade da aplicação do princípio do provedor-recebedor como forma de política pública, incentivando a criação de mercados de PSA, com objetivo de controlar a poluição difusa e criar condições para maior infiltração de água no solo. O PPA cria bases para ao financiamento de atividades de conservação do solo, e remuneração direta ao proprietário rural (KFOURI; FAVERO, 2011; ANA, 2012). Nessa linha, outros fundos de investimento em conservação dos recursos naturais com foco na geração dos S.E. favoreceram a criação de mecanismos e possibilitaram a aplicação de recursos financeiros nessas atividades.

Assim, a necessidade de gerar informações que orientem a aplicação eficiente destes recursos no sentido de maior retorno de SE é cada vez mais presente. Em termos ecológicos e econômicos, pode-se dizer que é o investimento em capital natural que forneça, ao menor custo, toda a gama de S.E. para finalidade escolhida (VOGL et al. 2015). Dentro de uma região de manancial, por exemplo, tal investimento seria realizado nas áreas que tenham condições para fornecer as maiores respostas em termos de controle de erosão e sedimentação, uma vez que estes fatores são frequentemente associados a diminuição da geração do serviço ecossistêmico de provisão de água potável e regularização de seu fluxo (PRICE, 2011).

Sofisticados softwares de modelagens hidrológicas baseados ou não no gerenciamento e combinação de informações espaciais podem auxiliar na determinação das áreas de maior resposta na geração de SE, mas muitas vezes são limitados pela pouca disponibilidade de dados e também por fracas conexões com a realidade socioeconômica, o que pode dificultar sua utilização no processo de tomada de decisão local. Modelos recentes, de base espacial e interdisciplinar, podem auxiliar na associação ponderada de critérios biofísicos, econômicos e sociais para o estabelecimento de áreas prioritárias ao investimento em capital natural e sua quantificação em termos de geração de SE. A identificação e valoração dos SE possibilitam a remuneração por SA prestado em determinada área, incentivando a criação de mercados locais, valorizando a paisagem agrícola conservada e o produtor rural, contribuindo para uma gestão integrada dos recursos hídricos.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

O objetivo geral desse estudo foi avaliar a modelagem espacial de serviços ecossistêmicos hídricos em uma microbacia hidrográfica do interior do estado de São Paulo, identificando áreas prioritárias com a melhor relação custo-efetividade para investimentos em capital natural e retorno em serviços ecossistêmicos, fornecendo subsídios para implantação de políticas públicas de PSA na região.

2.2. Objetivos Específicos

Definir um cenário base e estimar o aporte de sedimentos anual

Definir cenários futuros levando em consideração o déficit de áreas de reserva legal, uso do solo preferencial para implantação de atividades de transição e áreas de restrição preventiva e preferenciais.

Estimar os benefícios para cada cenário de transição e definir o cenário ótimo de investimento em restauração com a melhor relação custo-efetividade para adequação de 25, 50 e 100 hectares.

Definir os cenários e estimar os benefícios para implantação de 100, 200 e 300 hectares de práticas conservacionistas em áreas agrícolas de cana-de-açúcar e pastagem, combinadas com a adequação de 100 hectares de restauração florestal.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Conservação do solo e da água

Os recursos naturais devem ser reconhecidos pelo papel vital que desempenham na civilização moderna. No entanto, ao longo da história, o crescimento demográfico desordenado aliado a um grande avanço científico, propiciaram condições para intensa degradação desses recursos, tornando um grande desafio da sociedade moderna a busca pela linha de equilíbrio entre a necessidade de produção de bens e a de conservação dos recursos naturais. Uma das principais consequências dessa falta de equilíbrio é a degradação dos recursos solo e água. Esses recursos se interagem no sistema através dos processos hidrológicos, biológicos e físico-químicos sendo o processo erosivo o principal fator degradante destes nos ecossistemas terrestres (VEIGA FILHO et al. 1992; TUCCI, 2000).

3.1.1. Erosão do solo

A erosão do solo pode ser conceituada como sendo o processo acelerado de desagregação das partículas e seu consequente transporte e deposição, tendo como principais agentes a água e o vento. Através do uso inadequado, é um processo bastante influenciado por práticas antrópicas e é um dos problemas mais antigos da humanidade (TAVARES FILHO, 2013). Estimativas realizadas em 1992 calcularam perdas de solo anuais no Estado de São Paulo na ordem de 194 milhões de toneladas, que levam a prejuízos econômicos, sociais e ambientais para propriedade e sociedade como um todo (VEIGA FILHO et al. 1992).

A enxurrada que não é retida pela vegetação e não infiltra carrega partículas do solo e nutrientes adsorvidos a ela e em dissolução. A perda dessa camada superficial do solo causa gradualmente a diminuição de sua capacidade produtiva e processos erosivos mais evoluídos podem dificultar a operacionalização das máquinas. Consequências econômicas ao agricultor são inevitáveis uma vez que necessitará repor os nutrientes perdidos com processo erosivo e também despender recursos devido ao maior tempo que a máquina deverá estar no campo. (TUCCI, 2000; TAVARES FILHO, 2013; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014).

O resultado da degradação ambiental do solo além da propriedade, ou externalidades negativas associadas ao uso inadequado do solo no seu processo produtivo, podem ser listados de várias formas em termos hidrológicos, econômicos e sociais. A erosão do solo e seu consequente aporte de sedimento para os cursos d'água contaminam os recursos hídricos superficiais, alterando a qualidade da água, o comportamento hidrológico das nascentes e canais fluviais e resultam em processos de assoreamento de rios e reservatórios. Relacionam-se, portanto com a diminuição da vida útil dos reservatórios, queda de qualidade e disponibilidade de água para abastecimento urbano, destruição de obras de infraestrutura, com sérias consequências para a economia da sociedade local. (TUCCI, 2000; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014).

3.1.2. Erosão hídrica pluvial, mecanismos e fatores

A erosão pode ser geológica ou natural e acelerada ou antrópica. A primeira atua de forma muito lenta sobre as rochas e é responsável pela formação do solo em longos períodos de tempo. A erosão acelerada pelo

homem atua sobre o solo e ocorre, portanto, devido a exposição do solo aos agentes causais da erosão ocasionadas pelo uso inadequado da terra. Os principais agentes causadores da erosão em condições tropicais e subtropicais são a chuva e o vento, que podem retirar o solo a uma taxa maior daquela de incremento em áreas com menor proteção, levando a redução de sua profundidade. (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014; SPAROVEK e VAN LIER, 1997; TAVARES FILHO, 2013).

A erosão hídrica superficial é a que interessa a este estudo por apresentar maior ocorrência em regiões tropicais, associadas a áreas com elevada pluviosidade, declives longos e acentuados, onde há a possibilidade de formação de enxurradas. Em áreas degradadas comum a regiões brasileiras, o solo desprovido de vegetação não o protege do impacto das gotas de chuva, permitindo a sua desagregação, processo físico inicial dos mecanismos de erosão hídrica. Portanto, a erosão hídrica depende, fundamentalmente, do desprendimento das partículas do solo ocasionados pela chuva, seu transporte pelas enxurrada e consequente deposição (FANGMEIER et al. 2006; TAVARES FILHO, 2013; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014;).

O mecanismo da erosão hídrica se dá, portanto, através de três processos físicos que podem ocorrer de forma separada e também simultaneamente, mas na mesma ordem. De um modo geral, a força do impacto da chuva ocasiona a desagregação das partículas do solo, que ao se depositarem na superfície obstruem os poros e levam a formação de uma crosta que reduz drasticamente capacidade de infiltração do solo dessa área. Com menores taxa de infiltração aumenta-se taxa de escoamento superficial e consequente transporte de partículas. Estas tendem a se depositar quando a energia da enxurrada não for suficiente para carrega-los. (TAVARES FILHO, 2013; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014).

Em termos energéticos, os fatores dos processos erosivos estão associados a um conjunto de energias atuantes na interface entre atmosfera, a litosfera, hidrosfera e a biosfera, tendo como origem a gravidade (movimento e magnitude da chuva), a energia conservada no material de origem daquele solo (susceptibilidade) e energia solar (biota do solo, componente orgânico) direta (radiação) e de médio e longo termo acumuladas nos húmus, por exemplo (LAL et al. 1997). Os principais fatores que afetam esse tipo de erosão estão relacionados, portanto, ao clima, ao tipo de vegetação, tipo de solo e topografia. A vegetação e topografia podem, em certo grau e escala, serem manejados pelo homem, assim como algumas características físico-químicas relacionados ao manejo do solo (FANGMEIER et al. 2006).

Resumidamente, os fatores chuva (desagregação e enxurrada), topografia do terreno (declive, comprimento de rampa e formato da encosta), cobertura vegetativa, uso e manejo do solo e susceptibilidade deste a erosão, são relacionados de forma a atenuar ou acelerar os processos e mecanismos erosivos (TAVARES FILHO, 2013). A erosão hídrica apresenta quatro principais formas que dependem da intensidade, duração e frequência dos mecanismos erosivos e podem ocorrer em uma mesma área: erosão pelo impacto da gota da chuva, erosão laminar, erosão entre sulcos e voçoroca (WISCHMEIER E SMITH, 1978; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014).

3.1.3. Paisagem e práticas conservacionistas

O planejamento conservacionista da propriedade é o principal objetivo de um programa de conservação do capital natural (solo, água e vegetação) e dos S.E. advindos do manejo da paisagem agrícola. Essa deve ser pensada segundo sua capacidade de uso e seu planejamento levar em consideração recomendações sobre práticas conservacionistas mais adequadas com finalidade de manutenção e melhoria dos recursos naturais (LEPSCH et al. 2015). O combate a erosão hídrica, e sua consequente sedimentação e prejuízos econômicos, sociais e ambientais

deve, portanto, ser realizado por conjunto de práticas conservacionistas adotadas de modo integrado a capacidade de uso e no sentido de combater todos os processos envolvidos no mecanismo erosivo (TAVARES FILHO, 2013; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014).

Para Bertoni e Lombardi Neto (2014) as práticas conservacionistas se dividem em três tipos: mecânicas, edáficas e vegetativas. As práticas de caráter mecânico tratam-se da modificação de grandes porções de terras com objetivo de diminuir a velocidade da enxurrada e facilitar os processos de infiltração. Portanto devem ser pensadas levando em consideração a quantidade e intensidade da enxurrada, da chuva e tempo de concentração da área de interesse. São exemplos de práticas mecânicas a distribuição racional dos caminhos de contorno, o plantio em nível e os terraços. As práticas vegetativas, no entanto, utilizam da vegetação para a proteção do solo, como faixas de vegetação permanente, cobertura morta, pastagens cultivadas e restauração florestal. Por fim, as práticas conservacionistas edáficas se relacionam a modificação do sistema e manejo do cultivo no sentido de assegurar e aumentar a fertilidade do solo. As práticas vegetativas e edáficas devem preferidas sendo as mecânicas utilizada de forma complementar.

O problema da degradação dos solos e da água devem ser combatidos de modo integrado, desde o planejamento organizado pela capacidade de uso até a aplicação simultâneas das atividades conservacionistas no sentido de aumentar a cobertura do solo, aumentar a infiltração da água no perfil do solo e controlar a velocidade da enxurrada. Todas as práticas integradas reduzem a desagregação superficial e transporte do solo, aumentam a disponibilidade de água e nutrientes para os cultivos melhorando a produtividade, reduzem a poluição das águas e o assoreamento, contribuindo para regularização do regime hídrico da bacia erosivo (TAVARES FILHO, 2013).

A área rural planejada de modo racional e conservacionista tem um grande papel na provisão de diversos S.E. que contribuem e são imprescindíveis para o bem-estar social. Esse papel torna-se ainda mais importante em bacias hidrográficas onde o ecossistema agrícola representa o maior componente da paisagem.

3.2. Serviços Ecossistêmicos, Bens e Serviços Ambientais

3.2.1. Conceitos e definições

A *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) definiu os S.E. como sendo os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, utilizando os termos S.E. e serviços ambientais como sinônimos e os classificando-os em quatro categorias (Tabela 1). Embora amplamente aceita e utilizada, outros autores propuseram alterações nesta classificação.

Classificação dos Serviços Ecossistêmicos

Categorias	Serviços
Suporte	Formação do solo, ciclagem de nutrientes, água, fotossíntese, manutenção da biodiversidade
Provisão	Alimentos, fibra, madeira, recursos genéticos, recursos medicinais e ornamentais, água potável
Regulação	Qualidade do ar, clima, fluxos de água, purificação, fertilidade do solo, controle biológico de pragas e doenças, polinização, prevenção de desastres
Culturais	Valores estéticos, espirituais, educacionais, recreação e turismo

Fonte: Adaptado de MEA (2005)

Foi a partir desta publicação, a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005), que um conceito e uma classificação sobre S.E. foram elaborados e, desde de então aceitos e utilizados por grande parte dos pesquisadores e gestores. Esse estudo, que contou com a participação de mais de 1000 autores de várias partes do mundo e tornou o tema SE amplamente difundido, identificou que 15 dos 24 S.E. globais estavam em declínio, levando a discussão a todas as esferas governamentais. (MEA, 2005; COSTANZA et al. 2014).

A produção científica crescente acerca da importância dos S.E. ofertados por áreas naturais, ou manejadas, gerou evidências da real necessidade de restauração dos ecossistemas e de suas funcionalidades relacionando-a sobrevivência e bem-estar da humanidade. Estudos estimaram os valores globais dos S.E. na casa das centenas de trilhões de dólares (Constanza, R. et al. 2014). Mais ainda, o estabelecimento do “Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services” (IPBES) no âmbito da Organização da Nações Unidas, que traz como missão o fortalecimento da relação ciência e política mostra a importância de se debater de modo sério sobre a realidade e possibilidades dentro dessa área (IPBES, 2016). Outros estudos e iniciativas, como o “The Economics of Ecosystems and Biodiversity” (TEEB, 2017) e “Millennium Ecosystem Assessment” (2005) reforçam a importância do tema.

Pode se afirmar que, embora surgido em trabalhos anteriores, o conceito de que a natureza fornece ou presta serviços benéficos para a sociedade e o termo SE cunhado dentro de estudos sobre extinção de espécies aparecesse na década de 80, foi somente a partir dos anos noventa que tais serviços foram conceituados e pensados dentro de uma ótica da economia. Foram também valorados em função do ecossistema que fornece SA essenciais para o homem (Westman, 1977; Ehrlich and Ehrlich, 1981; De Groot, 1992; Daily, 1997; Costanza et al. 1997).

A partir das primeiras definições desses termos, não há ainda uma clara diferenciação entre os termos SE e SA, o que posteriormente gerou uma discussão com a introdução do termo benefícios ambientais. De termos advindos da economia neoclássica as ideias da economia ecológica, diversos estudos tentaram propor uma classificação para esses conceitos, partindo do pressuposto que a exploração dos ambientes naturais pelo homem e sua transformação poderiam resultar em impactos econômicos anteriormente não previstos e com diversos custos associados (PARRON et al. 2015).

Abaixo foi organizado um quadro contendo as principais referências literárias e suas propostas de conceituação dos termos SE e SA. Embora tratados como sinônimos notam-se algumas diferenciações. Apesar de bastante avançado é um debate em constante evolução em termos científicos, tanto em termos de definição,

conceituação, classificação e posterior valoração. A Tabela 2 reúne algumas das principais definições encontradas na literatura.

Principais definições sobre Serviços Ecossistêmicos e Ambientais.

Referência	Definições
Daily (1997)	São as condições e processos provenientes dos ecossistemas naturais e das espécies que os compõem que sustentam e mantêm a vida humana
Costanza et al. (1997)	São benefícios para populações humanas que derivam, direta ou indiretamente, das funções dos ecossistemas
De Groot et al. (2002)	São processos naturais que garantem a sobrevivência das espécies no planeta e têm a capacidade de prover bens e serviços que satisfazem necessidades humanas
Born e Talocchi (2002)	São serviços ambientais aqueles que se relacionam aos benefícios indiretos gerados pelos recursos naturais ou pelas propriedades ecossistêmicas das inter-relações entre estes recursos e a natureza, como por exemplo produção e disponibilidade de água potável, biodiversidade, fertilidade do solo e regulação do clima.
MEA (2005)	São benefícios que a pessoa obtém dos ecossistemas
Boyd e Banzhaf (2007)	São componentes da natureza diretamente aproveitados, consumidos ou usufruídos para o bem-estar humano
Fischer et al. (2009)	S.E. são aspectos dos ecossistemas utilizados (direta ou indiretamente) para produzir bem-estar para sociedade, sendo os principais pontos (1) devem ser fenômenos ecológicos e (2) que não precisam ser utilizados de modo direto
FAO (2012) <i>apud</i> Derissen and Latacz-Lohmann (2013)	“...todos benefícios que humanos recebem dos ecossistemas, podendo ser diretos (provisão de alimento), ou indiretos (através do funcionamento dos processos ecossistêmicos que produzem serviços diretos).
Haines-Young and Potschin (2013)	São as contribuições dos ecossistemas (natural ou modificado) que afetam diretamente ou indiretamente o bem-estar humano, sendo que a característica fundamental dos serviços ambientais são as conexões que são mantidas com as funções, processos e estruturas do ecossistema que os originam.
Derissen and Latacz-Lohmann (2013)	Diferenciam S.E. de serviços ambientais, sendo que os primeiros são fornecidos por ecossistemas naturais (consumidos diretamente ou indiretamente pelos homens) e que os segundos são aqueles que necessitam de uma intervenção humana, a partir dos primeiros) A autoras também propõe que PSE seja entendido como PSA.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Embora os termos S.E., ambientais, bens, benefícios, condições, processos e aspectos se misturem, sendo algumas vezes diferenciados e outras estabelecidos como sinônimos, percebe-se que a utilização de expressões advindas das ciências econômicas e ambientais propõe uma área de estudo que é tratada por pesquisadores das mais diversas áreas. O desafio, então, passa pela construção transdisciplinar de uma teoria científica a partir de um tema multi e interdisciplinar, o que explica em certa parte a diferenciação e utilização de diferentes termos. Em termos de políticas públicas e atividades de pesquisa estes conceitos são extremamente importantes.

Wallace (2007), utiliza a definição da MEA (2005) para S.E., porém critica sua classificação por enlear conceitos de processos e serviços em uma mesma categoria. Propõe, então, uma classificação dos serviços a partir

dos benefícios para a humanidade. Sua classificação relaciona os S.E. aos processos do ecossistema e ativos naturais e sociais e culturais, sendo o manejo essencial para a provisão dos serviços.

Boyd e Banzhaf (2007) propõe uma classificação a partir dos serviços finais e baseiam-se tanto na teoria ecológica quanto a econômica, cujo objetivo é contribuir com sistemas de avaliação de performance e contabilidade ambiental. Os autores trazem o conceito de componentes intermediários, serviços finais e benefícios, sendo este último caracterizado por necessitar de outros insumos para ser efetivado, não podendo ser confundido com serviços. Defendem a ideia de que sem gerar benefícios à sociedade funções e processos ecossistêmicos não podem ser considerados serviços.

Na mesma linha, mas propondo outro sistema de classificação, Fisher et al. (2009) trazem importantes conceitos acerca serviços intermediários, serviços finais e benefícios. De modo claro também expõe e relaciona conceitos de ecologia (estrutura do ecossistema, seus componentes e processos) aos econômicos (serviços intermediários, finais e benefícios). Dependendo do contexto, em alguns casos, componentes e processos ecossistêmicos podem ser classificados como serviços intermediários e finais (Figura 1).

A classificação proposta pelos autores visa também limitar o problema que chamam de dupla contabilidade dos serviços ofertados e visam facilitar abordagens e estratégias dentro de um processo decisório. Fisher et al. (2009) trazem, portanto, um conceito de multiserviços e apresentam uma classificação dinâmica onde necessita-se de: uma definição clara sobre quais são os serviços envolvidos, o comportamento e principais características destes e do ecossistema envolvido e, por fim, um entendimento sobre o contexto decisório onde o conceito de serviço será utilizado.

Relação conceitual entre serviços intermediários, finais e benefícios.

Fonte: Adaptado de Fisher et al. (2009).

Dentro do contexto de S.E. relacionados aos recursos hídricos, principalmente aqueles relacionados ao manejo de bacias hidrográficas para produção e fornecimento regular de água de qualidade para o uso urbano, agrícola e industrial, a utilização do termo serviço ecossistêmico ou serviço ambiental, ou ambos, deve também ser em função do contexto. Em casos gerais, pode-se levar em consideração a definição proposta por Derissen and Latacz-Lohmann (2013) e classificados pela MEA (2005) e, em contexto específico de políticas, programas e projetos, o sistema proposto por Fisher et al. (2009) parece mais adequado em termos de tomada de decisão.

Por exemplo, uma bacia hidrográfica coberta por vegetação nativa tem suas propriedades e funções ecossistêmicas em equilíbrio e pode fornecer S.E. de produção de água de qualidade também e regulação de seu fluxo, apesar das incertezas científicas. Este serviço ecossistêmico torna-se um benefício à medida que são instaladas estruturas de coleta, tratamento e distribuição de água. Assim, o serviço ecossistêmico de produção de água é dependente de um insumo externo (outras formas de capital) para tornar-se um benefício à sociedade. Já o serviço ecossistêmico de controle de enchentes fornecidos por pequenas e médias bacias hidrográficas (CALDER, 1992) e não dependem de outras formas de capital, são serviços finais que beneficiam a sociedade indiretamente.

No caso das bacias hidrográficas ocupadas, caracterizada pela fragmentação da paisagem e ocupadas por diversos tipos de cobertura, a proposta de intervenção (atuais programas de PSA) de manejo para garantir a funcionalidade da paisagem (FERRAZ, 2013) leva em consideração o fornecimento de S.E. gerados pelo componente vegetação (Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal) mas também serviços ambientais fornecidos pelos ambientes agrícolas e silviculturais. Neste caso ambos os termos podem ser utilizados.

Neste estudo, como comentado em nota, será utilizada a definição de SE contida em Daily (1997) e de SA, passíveis de remuneração, contido em Veiga-Neto (2008). A classificação utilizada será a proposta por MEA (2005).

3.2.2. Serviços Ecossistêmicos Hídricos

Os S.E. hídricos fazem parte das categorias de provisão e regulação (MEA, 2005), sendo o primeiro referente ao fornecimento de água com qualidade e o segundo a regulação do seu fluxo. Os processos erosivos estão relacionados aos principais fatores que afetam o capital natural e consequentemente a oferta dos S.E. hídricos em regiões de mananciais. A baixa oferta desse serviço é consequência direta dos processos erosivos que por sua vez são originados da ocupação desordenada das áreas rurais por atividades antrópicas.

Portanto, ações com foco no controle de erosão dentro de uma bacia hidrográfica tendem a aumentar a oferta de serviços de provisão de água potável. Pode-se dizer, nesse caso, que o investimento em capital natural traz como retorno o aumento da oferta de SE hídricos. A localização das áreas prioritárias para o investimento em capital natural, com foco nas áreas de maior resposta, é um grande desafio perante a necessidade da otimização na utilização dos fundos de recursos financeiros voltados para conservação.

3.3. Modelagem e Serviços Ecossistêmicos

Os modelos são considerados uma representação simplificada da realidade, que podem auxiliar no entendimento dos processos reais. De um modo geral, podem ser entendidos como um sistema de equações e procedimentos compostos por variáveis e parâmetros, representando o comportamento de um sistema que em um determinado tempo de referência inter-relaciona dados de entrada (causa, estímulos de energia ou informação) e dados de saída (efeito, reposta). (TUCII, 1998; RENNO e SOARES, 2000).

Dependendo do aspecto analisado, os modelos podem ser classificados de diversas formas. De forma resumida, com relação ao tipo de variável podem ser determinísticos, quando cada valor de entrada produz um valor de saída, ou estocástico, quando pelo menos uma das variáveis envolvidas tem um comportamento aleatório. Com

relação ao tipo de relações entre as variáveis podem ser empíricos, quando utilizam relações baseadas em observações, ou baseados em processos conceituais (semi-empíricos) ou processos com representação física (equações diferenciais, medidas reais).

Já com relação a forma de representação dos dados dependem do intervalo de tempo estudado, podendo ser discreto ou contínuo. Os modelos também podem ser classificados com relação a existência ou não de relações espaciais, podendo ser pontuais, onde considera-se que toda variável de entrada e saída são representativas de toda região estudada (discretização dos dados) ou distribuídos, que consideram a variabilidade espacial entre os elementos vizinhos. Por fim, podem ser classificados com relação a dependência temporal em estáticos, quando o resultado do modelo é oriundo da resolução de todas as equações em único passo, e dinâmicos que utilizam o resultado de uma iteração como entrada para uma próxima iteração (MAIDMENT, 1993; VERTESSY et al., 1993 *apud* RENNÓ e SOARES, 2000)

Os modelos quando aplicados ao ambiente podem ser importantes ferramentas de apoio a decisão, uma vez que realizam análise integradas do comportamento esperado de um sistema a partir da alteração das variáveis de entrada envolvidas no processo. Por exemplo, podem auxiliar no entendimento sobre como a alteração do uso e cobertura do solo se projeta na oferta de um determinado serviço ecossistêmico, ou seja, pode avaliar a magnitude do impacto quem um projeto de desenvolvimento local pode incidir no capital natural.

Os modelos preditivos comumente utilizados para análises ambientais são empíricos e baseiam-se em processos biofísicos. A USLE - Equação Universal de Perda de Solos (WISCHMEIR e SMITH, 1978) para estimativas de erosão e o SWAT - Soil and Water Assessment Tool (KING et al. 1996) para estimativas de sedimentos e dados qualitativos da água em bacias hidrográficas, são exemplos desses modelos (GARCIA et al. 2006). Os softwares de valoração de Serviços Ecossistêmicos Hídricos (SEH) utilizam parte desses em suas análises.

3.3.1. Modelagem de Serviços Ecossistêmicos Hídricos

A modelagem dos SEH com a finalidade de valoração e impacto na provisão de água potável deve levar em consideração a necessidade de integração entre variáveis ecológicas e econômicas, de modo a transformar um complexo sistema de interações em uma ferramenta simples a ser utilizada nos processos de tomada de decisão local. Os softwares RIOS (*Resource Investment Optimization System*) e do pacote InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*) se propõe a preencher essa lacuna, utilizando conhecimento acumulado modelos existentes que foram utilizados como base e integrados por profissionais nas diversas áreas do conhecimento.

Essas ferramentas fazem parte do *Natural Capital Project*, desenvolvidos pela Universidade de Minnesota, Universidade de Stanford e pelas organizações não-governamentais *The Nature Conservancy* e *World Wildlife Fund*. Tem como missão criar ferramentas e abordagens práticas que facilitem a valoração do capital natural em processos de tomada decisão.

3.3.2. RIOS - Resource Investment Optimization System

A maior parte das informações contidas nesta seção foram retiradas a partir da leitura e interpretação do manual de referência do software do RIOS contidos em Outras referências utilizadas serão citadas pontualmente.

De acordo com Vogl et al. (2015), o software RIOS é uma ferramenta baseada em Sistemas de Informações Geográficas utilizada para a determinação espacial das atividades de conservação do solo e da água dentro de uma bacia hidrográfica. Ao integrar informações socioeconômicas, possibilita a criação de um conjunto de cenários futuros e possíveis que possam subsidiar a tomada de decisão para aplicação de recursos. Como seu nome resume, é um sistema de otimização de investimentos em capital natural e em múltiplos S.E.

A modelagem no RIOS parte de duas premissas básicas. A primeira é que as atividades de conservação direcionadas a certos objetivos serão mais efetivas no longo prazo quando implementadas em locais que possam ter o maior potencial de resposta. Na análise SIG, seria o pixel de maior resposta, onde a atividade implantada resultaria na melhoria dos S.E.

Baseada em uma extensa revisão da literatura e em documentos de referência dos modelos hidrológicos existentes, a segunda premissa pressupõe que a capacidade de resposta de uma área está relacionada a um pequeno conjunto de fatores biofísicos. Por exemplo, para objetivo de controle de erosão com fins de potabilidade de água, foram identificados os principais fatores que podem influenciar a grandeza das fontes de erosão e sedimentação em uma bacia hidrográfica com base na oferta de SEH.

Dentro de uma estratégia de análise de investimentos em capital natural limitados à bacia hidrográficas, o RIOS inclui em sua versão 1.1.16 a seleção de cenários com seguintes objetivos:

- Erosion control for drinking water quality and Reservoir Maintenance
- Erosion control for reservoir maintenance
- Nutrient retention (Nitrogen)
- Nutrient retention (Phosphorus)
- Flood mitigation
- Groundwater Recharge Enhancement
- Dry Season Baseflow
- Biodiversity

O software permite a realização da modelagem com múltiplos objetivos em escalas variadas, uma vez que SEH demandam tal. Há a possibilidade de inclusão de outros objetivos adicionais através mapas gerados em outros modelos, seguindo o mesmo processo de ponderação nos cenários. Neste projeto de dissertação o foco será dado ao primeiro objetivo (*Erosion control for drinking water quality*) aplicado na escala de uma microbacia hidrográfica.

Esse objetivo, incluído na versão original do programa, traz como premissa que o investimento em bacias hidrográficas pode contribuir na prevenção processos erosivos, melhora da qualidade da água e potencialmente reduzir custos de tratamento da água com benefícios para saúde da população. Relaciona-se com a regulação dos processos erosivos, tanto superficiais quanto sulcos, voçorocas e também a erosão fluvial nas margens dos cursos d'água.

3.3.3. Estimativa dos benefícios em modelagem de SEH

A avaliação de SEH envolve estimar os benefícios em termos de provisão e regulação dos fluxos de água, tanto em qualidade como quantidade, fornecendo, por exemplo estimativas de variação nos volumes de escoamento superficial e de base em uma microbacia destinada a um projeto de PSA. No entanto, o principal programa de PSA

no Brasil, ao levar em consideração a redução de processos erosivos resultantes de mudanças no uso e cobertura do solo, propõe a determinação de tais benefícios, e consequente remuneração, por meio de estimativas na redução da geração e do aporte de sedimentos (CHAVES et al, 2004).

A avaliação da perda de solo de forma precisa, além de dificuldades técnicas, altos custos para obtenção dos dados, uma vez que os processos de perda de solo estão relacionados a interação de um número grande de variáveis físicas, naturais e antrópicas que se inter-relacionam no espaço e tempo (WEILL e SPAROWEK, 2008). Os modelos, desse modo, surgem como opções viáveis para a estimativa.

Modelos empíricos como a USLE predizem a perda anual média de solo por erosão tendo como base fatores antrópicos, como manejo, cobertura do solo e práticas conservacionistas utilizadas, assim como fatores naturais, como erosividade da chuva, erodibilidade do solo, comprimento de rampa e percentagem do declive, sendo utilizada por bastante tempo para o planejamento conservacionistas das propriedades agrícolas nos EUA (WISCHMEIER e SMITH, 1978; MURPHREE e MUTCHELER, 1980). A USLE traz limitações a sua aplicação em regiões com relevos variados uma vez que considera rampas uniformes (MINGOTI, 2009).

Utilizando o mesmo conjunto de fatores naturais e antrópicos, a RUSLE (Revised Universal Soil Equation), modelo amplamente utilizado, traz otimizações na determinação do comprimento de rampa e fator de declive, erodibilidade, fator de cobertura do solo e práticas conservacionistas (RENARD et al., 1997). Tais alterações permitiram a utilização da USLE revisada para diferentes tipos de relevo, levando em consideração a variação temporal e espacial de dos fatores melhorados ao longo do ano, podendo estimar de forma mais real a geração de sedimentos.

No entanto, entre a produção de sedimentos e sua deposição existem diversos fatores de complexidades variadas que devem ser levados em consideração para uma efetiva estimativa de aporte de sedimentos. Assim o conhecimento das características geomorfológicas, pedológicas, de uso e cobertura do solo, padrão de drenagem são essenciais para o conhecimento dessa relação (WALLING, 1988). O modelo InVEST SDR realiza a estimativa de produção de sedimentos e seu carreamento aos cursos d'água e leva em consideração a magnitude das principais fontes de sedimentos e a distribuição espacial dessas e das áreas de deposição. Uma visão geral do conceito abordado no modelo é detalhada na metodologia.

4. METODOLOGIA

4.1. Descrição da área de estudo

Para a escolha da área de estudo foram levantadas e respondidas algumas questões norteadoras relacionadas a disponibilidade de dados, relevância ecológica, possibilidade de investimentos futuros na região e integração com políticas públicas dentro do âmbito do Comitê e Agência de Bacia do Piracicaba, Capivari e Jundiá. As questões estão descritas no Anexo 1 desta dissertação.

A área do estudo definida compreende a microbacia hidrográfica do córrego do Cavalheiro (MCC) localizada na região do alto Corumbataí e que pertence a bacia hidrográfica de mesmo nome. A MCC pertence a bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, principal manancial de abastecimento público para diversos municípios, inclusive a quase totalidade de Piracicaba - SP, entre outros.

A MCC está localizada completamente dentro do município de Analândia, setor centro-leste do Estado de São Paulo, especificamente entre as coordenadas geográficas de 22°05'36" e 22°07'58" S e 47°39'14" e 47°41'28" W (Figura 2). Ela pertence a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (UGRHI-5 – PCJ)

O Córrego do Cavalheiro é afluente da margem esquerda do rio Corumbataí, e sua bacia de 990 hectares constitui uma das importantes áreas de nascentes desse rio. Além de Analândia, os municípios de Ipeúna, Rio Claro, Santa Gertrudes, Charqueada, Itirapina, Piracicaba estão localizados na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, com área total de 1700 km². O baixo curso do córrego do Cavalheiro localiza-se em Analândia, município com população de aproximadamente 5.000 habitantes (IBGE, 2010; CUNHA e PINTON, 2012; FERREIRA, 2015).

Localização da bacia do Córrego do Cavalheiro.

Fonte: Adaptado de Cunha e Pinton (2012)

O clima da região do município de Analândia é caracterizado pela ocorrência de uma estação seca no inverno e chuvosa no verão, classificando-o como tropical seco e úmido. De acordo com a classificação de Koppen é caracterizado como Cwa, com temperatura média máxima mensal superior a 22° C. A precipitação anual média, registrada em Analândia, é de 1300 mm, com um máximo de 236 mm em janeiro e mínimo de 25 mm em julho (CEPAGRI-UNICAMP, 2015; FERREIRA, 2015).

Já com relação ao relevo, a MCC encontra-se no limite entre a Depressão Periférica Paulista e as Cuestas Basálticas, sendo seus divisores a montante, caracterizados por relevos bastante acidentados, ondulado e

montanhoso na parte norte com ocorrência de relevos mais planos na região centro e sul e, apesar haver atividades agropecuárias por toda a bacia, se concentram nessa região.

Com relação aos solos, a partir das condições litológicas da região, datadas do período Mesozóico ao Cenozóico, encontram-se formações pertencentes ao Grupo São Bento, Botucatu e Serra Geral para o primeiro e Santa Rita do Passa Quatro para o segundo. Dessas formações desenvolvem-se as principais classes de solo encontradas na MCC: nitossolos, argissolos, latossolos e neossolos. (PINTON, 2007)

Dados pedológicos. Bacia do Córrego do Cavalheiro – Analândia-SP.

Fonte: Pinton (2016)

A Figura 3 apresenta as principais classes de solo encontradas na MCC. O ARGISSOLOS (Vermelho-Amarelo Distrófico) presentes na porção mais ao norte possuem textura média/argilosa, horizonte A proeminente e uma fase pedregosa (KOFFER *et al*, 2002). Podem apresentar limitação da fertilidade problemas com a eficiência da adubação e da calagem se estiverem localizados em relevos de ondulados a forte-ondulados, como na MCC. Nessas situações, aliados a situação com de transição abrupta do horizonte A para B, é imprescindível a utilização intensiva de práticas de conservação do solo para evitar perdas de fertilizantes e de corretivos por erosão (OLIVEIRA, 1999; PINTON, 2016)

Os NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS são solos profundos formados por mais de 70% de areia e menos de 15% argila, pobres em nutrientes e com baixa capacidade de retenção de água (ANALÂNDIA, 2009). Por ocorrer em sua maior parte em relevo plano a suave ondulado na MCC, existem poucos processos erosivos. A área urbana atual e em expansão localiza-se inteiramente sobre esse tipo de solo, sendo a porção mais ao norte desse solo onde ocorre as áreas mais declivosas e que podem sofrer processos erosivos.

Distribuídos ao longo dos relevos fortemente movimentado e ondulado das Cuestas ocorre o NEOSSOLO LITÓLICO, caracterizado por ser um solo raso, com um máximo de 50 cm acima das rochas, com alto risco de erosão devido a região de sua ocorrência e limitação a trafegabilidade (PRADO, 1995; FERREIRA, 1999)

Na maior parte central da MCC há a ocorrência dos LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO, hálico e com textura média, onde predomina o relevo suavemente ondulado e em algumas partes plano. São solos bastante intemperizados, profundos, porosos e bem drenados, mas com fertilidade baixa. Facilita a mecanização há necessidade de aplicação de corretivos e fertilizantes. (FERREIRA, 2005). Por suas propriedades físicas e ocorrência apresenta relativa resistência aos processos erosivos (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014).

Os tipos de uso do solo na bacia são predominantemente agropecuários, como pasto, silvicultura, lavouras de laranja, cana de açúcar, e trechos de mata e áreas urbanizadas. A Figura 4 e Tabela 3 apresentam os tipos de uso do solo e foram elaboradas a partir do trabalho de PINTON (2013).

Uso do solo na bacia do Cavalheiro, área e principais características.

Uso Do Solo	Área Total (%)	Principais Características
Pasto Limpo	29,60	Baixa cobertura vegetal, sem uso de curvas de nível
Vegetação Nativa	20,30	Presente no front cuestiforme e em alguns trechos de fundo de vale
Cana de Açúcar	24,80	Apesar de frequentemente praticada com uso de curvas de nível, registra a presença de sulcos erosivos.
Pasto Sujo	7,00	Ocorrência de macegas, além de gramíneas
Silvicultura	11,00	Associada a setores de solos arenosos, com terraceamento realizado
Área Urbanizada	5,60	Com variados níveis de ocupação dos terrenos
Lavoura Permanente	0,05	Ocorrência de citricultura, principalmente
Área Construída	1,6	Moradias e galpões na área rural

Fonte: Adaptado de Pinton (2013)

Mapa de Uso e Cobertura do Solo. Bacia do Córrego do Cavalheiro

Fonte: Adaptado de Cunha e Pinton (2013)

4.2. Modelagem

De forma geral, foram utilizados módulos pertencentes aos softwares abertos RIOS e InVEST disponibilizados pelo Natural Capital Project, projeto liderado por pesquisadores da Universidade de Stanford e outras instituições associadas. Para identificação das áreas prioritárias para a implantação de atividades de restauração florestal e práticas conservacionistas foram utilizados os módulos 1 e 2 do software RIOS. Os diversos cenários foram avaliados utilizando o módulo *Sediment Delivery Ratio* inserido no software InVEST.

4.2.1. Descrição da modelagem no software RIOS

O programa consiste em dois módulos, o *Investment Portfólio Advisor* e o *Portfólio Translator*. Cada módulo produz um conjunto de resultados que podem ser utilizados nos esquemas de investimento em capital natural das bacias hidrográficas. O principal produto do primeiro é um mapa com a alocação eficiente das atividades e o segundo os dados de entrada para avaliação realizada pelo software InVEST, que pode ser considerado um terceiro módulo de todo o processo.

4.2.1.1. RIOS Investment Portfolio Advisor

O Módulo 1- RIOS Investment Portfolio Advisor De forma resumida, este primeiro módulo utiliza dados biofísicos, econômicos e sociais para a criação de um portfólio de investimentos, ou carteira de possibilidades de investimento em capital natural daquela área com a finalidade de gerar fluxos de SEH para os beneficiários do projeto. O produto desse primeiro módulo é um mapa de atividades de transição (Tabela 4) indicando espacialmente onde cada uma delas poderá apresentar o maior retorno em função do objetivo ou conjunto de objetivos requeridos.

Conjuntos de atividades necessárias para cada tipo de transição do cenário atual.

	Categorias de Transição	Atividades de Transição
Proteção	Manter a vegetação remanescente	Educação, Cercamento, Servidão Florestal, Proteção legal
	Restauração Florestal – Regeneração Natural	Educação, Cercamento,
Restauração	Restauração Florestal – Condução da Regeneração Natural e/ou Plantio de Mudas	Educação, Plantio de vegetação nativa, Reserva Legal, Práticas Silvopastoris
	Manejo das Atividades Agropecuárias	Plantio de cobertura, plantio direto, rotação de culturas, práticas agroflorestais
Manejo	Práticas Mecânicas e Vegetativas (relativa ao conjunto de atividades que agem na melhoria dos processos de infiltração de água e diminuição do transporte de sedimentos e nutrientes em terras agrícolas ou degradadas)	Curvas de nível, terraceamento, faixas de vegetação permanente
	Manejo da Pastagem	Práticas Silvopastoris, Pastejo rotacionado, Intensificação

Fonte: Adaptado de Vogl et al. (2015).

A principal função dessa ferramenta é permitir uma avaliação diagnóstica inicial de áreas e atividades onde os investimentos terão maior impacto sobre o SEH. Essa avaliação fornece uma visão completa da paisagem permitindo, posteriormente, concentrar-se em áreas prioritárias dado orçamento de projeto definido. Para a realização dessa avaliação, a abordagem do software propõe -se equilibrada em termos de complexidade e praticidade e leva em consideração que um pequeno conjunto de fatores biofísicos e ecológicos determinam a eficácia de cada transição na realização do objetivo escolhido.

Com base na literatura, foram definidos o conjunto de fatores críticos para cada objetivo. Na sequência, a partir de estudos experimentais, artigos de revisão e documentação de modelos hidrológicos, foram identificados um subconjunto de fatores paisagísticos que com frequência são utilizados para determinar a magnitude da fonte de sedimentos (ou aquilo a ser mitigado) e a eficiência das atividades que afetariam cada um dos objetivos potenciais (controle de erosão, por exemplo). Cabe considerar que, uma vez que o programa aloca investimentos de modo anual ou plurianual, o impacto dessas atividades nas transições buscadas é dado numa mesma escala anual ou de longo prazo.

Para priorização das áreas o RIOS se baseia em quatro processos principais que influenciam o impacto das atividades de transição e a eficiência de cada uma delas em atingir os objetivos. Assim, cada pixel recebe uma

pontuação relacionada à capacidade das áreas à montante em gerar sedimentos (1- Upslope-source magnitude), sua própria capacidade de gerar e reter sedimentos (2-On-pixel-source 3-On-pixel retention) e por fim a capacidade das áreas à jusante em reter os sedimentos gerados (4-Downslope retention). A Figura 5 abaixo descreve esse processo.

Principais processos que influenciam o impacto de cada atividade de transição sobre o objetivo de controle de erosão.
Fonte: Vogl et al. (2015).

Cada processo acima é representado por um conjunto de um ou mais fatores que dependem do objetivo do modelo. Para o modelo de controle de erosão, os fatores críticos identificados são mostrados na Tabela 5.

Processos capturados e Fatores de entradas necessários.

Processo	Fatores de Entrada
Source at pixel	Coefficiente de produção de sedimentos (Fator C – USLE)
	Erosividade da chuva (R)
	Erodibilidade do solo (K)
	Profundidade do solo
Retention at Pixel	Coefficiente de retenção de sedimentos
	Continuidade ripária
Retention Downslope	Índice de retenção da área a jusante
Upslope Source Area	Índice de produção de área a montante

Fonte: Vogl et el. (2015)

Cada área na paisagem é definida de acordo com a valores de pixel para cada componente. Por exemplo, aquelas que tiverem maiores valores para “Source at pixel” e menores valores para “Retention at pixel” receberão maior pontuação para atividades da categoria de transição de restauração florestal e manejo agrícola. Assim, as atividades de transição serão mais efetivas em áreas que tenham grande produção de sedimentos a montante e baixo potencial de retenção a jusante. Da mesma forma, atividades de transição serão mais efetivas quando alocadas em áreas localizadas acima de regiões com pouca capacidade de retenção ou infiltração.

A pontuação de cada pixel é ponderada de acordo com o potencial de influência do fator na determinação da transição esperada. Inicialmente, cada fator tem o mesmo peso no processo, o que equivale que todos

representam a mesma influência. A Tabela 6 abaixo exemplifica esse primeiro processo de ponderação e 0 a 1 dos fatores.

Peso dos fatores padrão do software relativos a cada transição.

Fatores	Transições esperadas			
	Restauração Florestal	Manejo Agrícola	Práticas Mecânicas	Manejo Do Pasto
Índice de produção da área a montante (U)	1	1	1	1
Índice de retenção da área a jusante (D)	-1	-1	-1	-1
Coef.de produção (X)	0,25	0,25	0,25	0,25
Erosividade da chuva (R)	0,25	0,25	0,25	0,25
Erodibilidade do solo (E)	0,25	0,25	0,25	0,25
Profundidade do solo (S)	0,25	0,25	0,25	0,25
Coeficiente de retenção	-0,5	-0,5	-0,5	-0,5
Índice de Continuidade Ripária	0,5	0,5	0,5	0,5

Na tabela acima os fatores relativos ao processo “*Source at pixel*” quando somados resultam no peso 1 para o pixel analisado para o processo como um todo. Os valores negativos representam que quanto maior o valor do pixel menor é sua pontuação final de priorização. Ou seja, quanto mais uma área reter o sedimento da área acima, menor a necessidade da utilização da atividade de transição nessa área, uma vez que é caracterizado como um investimento de baixo retorno de SHE. As atividades de transição darão maiores respostas quando alocadas em regiões com maiores índices de produção de sedimento a montante e menores índices de retenção a jusante.

Para o cálculo do peso dos fatores para cada atividade de transição os fatores são normalizados de 0 a 1 e é utilizada Equação 1:

$$\frac{(U * WU) + ((1 - D) * WD) + (X * WX) + (R * WR) + (E * WE) + (S * WS) + ((1 - F) * WF) + (B * WB)}{\sum W}$$

(Equação 1)

Em que:

U = Índice de produção da área à montante

D = Índice de retenção da área a jusante

X = , R e S = tabela acima

W = pesos de cada fator

F = índice de retenção final

Se o pixel não pertence a área do buffer (ripária), F = Coef. de retenção

$$F = (\text{Coef. de retenção} + \text{índice de Continuidade Ripária}) / 2$$

B = beneficiários

Os beneficiários podem ser incluídos nessa equação de ranqueamento quando está avaliando-se o potencial da localização da atividade e seu retorno. Neste item pode ser considerado, por exemplo, o número de pessoas que dependem daquele manancial.

A fase de diagnóstico permite ao usuário pesquisar dentro da bacia hidrográfica as áreas com maiores riscos causar danos ou melhorar o fluxo de SHE, devido a isso essas áreas são classificadas com base no conjunto de fatores biofísicos apresentados que indicam a eficácia dos diferentes tipos de transição (proteção, restauração e manejo).

No caso da modelagem com mais de um objetivo, nessa etapa são combinados os mapas de pontuação para cada objetivo com finalidade de criar um mapa de transição que tenha a capacidade de alcançar todos os objetivos modelados. Como neste estudo utilizou-se somente o objetivo de controle de erosão, então, é gerado um mapa de pontuação para cada atividade mostrando onde produziria maiores retornos em termos de redução do aporte de sedimentos.

Após a seleção dos mapas de custo-efetividade para cada atividade há a possibilidade de ponderar objetivos e transições entre si, quando há mais de um objetivo. Valores padrão do programa assumem que todos os objetivos são considerados igualmente na determinação da pontuação das atividades de transição e que todas as mudanças contribuem igualmente para cumprimento de todos os objetivos.

O programa permite ao usuário, após essa segunda etapa de ponderação, entrar com polígonos no formato *shapefile* caso queira determinar áreas de restrição preferencial ou preventiva. Essa etapa é requerida quando um conjunto de informações mais específicos está disponível. Por exemplo uma propriedade que quer participar de um programa de conservação ou ainda uma região dentro da bacia que não deve ser incluída nos cálculos. Nesse estudo foram definidas algumas áreas preferenciais e também restritivas que estão descritas no item sobre a construção da base de dados.

Para a seleção do portfólio de atividades prioritárias o modelo RIOS permite ao usuário delimitar de forma mais precisa as áreas de atuação para o início de um projeto, por exemplo. Nas etapas de diagnóstico inicial são definidos o conjunto de portfólio de atividades para toda a bacia hidrográfica. Nessa etapa, portanto, são selecionadas as áreas prioritárias para a realização dos primeiros investimentos combinando todos os mapas gerados por atividades com informações dos recursos. O número e a extensão dessas áreas variam de acordo com o montante disponível ou pela meta que se quer atingir, que de acordo com os objetivos desse estudo são 25, 50 e 100 hectares de restauração florestal.

Para identificação das áreas prioritárias dentro do Portfólio de Atividades são utilizados os novamente os dados de entrada combinados com aqueles calculados na etapa de diagnóstico inicial.

- Mapa de uso e cobertura do solo
- Tabela de atividades de transição relacionando-as ao uso e cobertura do solo que determinada atividade pode ser implementada
- Fatores da paisagem que influenciam a efetividade das atividades de transições em alcançarem o objetivo determinado
- A localização e o número de beneficiários

- Peso relativo dos fatores dentro de cada processo
- Peso relativo de cada objetivo (quando múltiplos objetivos são considerados)
- Tabela de atividades propostas podem causar determinadas transições
- Áreas de restrição preventivas e preferenciais
- Orçamento flutuante ou orçamento por atividade
- Custo de Atividade

O Mapa de uso e cobertura do solo, os fatores da paisagem, o peso dos fatores relativo a cada processo e cada objetivo são utilizados para calcular as pontuações médias para cada transição. Esses rankings são utilizados junto com a tabela de atividades propostas para calcular as pontuações médias ponderadas por atividade de transição. As pontuações médias de cada atividade são divididas pelo custo de cada atividade para, enfim, produzir um raster de retorno de investimento para cada atividade. Satisfeitas as restrições de uso e cobertura do solo, restrições preventivas e preferenciais, a seleção de atividades é dada pelo ROI, onde os investimentos são representados pelos custos de atividade e os retornos pelo ranqueamento relativo a cada uma delas. A partir dessa etapa o RIOS determina as áreas prioritárias selecionando aquelas com maiores valores de pixel para ROI em primeiro até que o orçamento seja gasto.

Cabe ressaltar que, apesar do software permitir a inclusão de aspectos orçamentários de um programa de recuperação da bacia, por exemplo, esse estudo focou, primeiramente, na avaliação da sua potencialidade em gerar informações sobre áreas prioritárias para restauração florestal visando a diminuição do aporte de sedimentos (e consequentemente o aumento na oferta dos SEH), De modo secundário, mas com o mesmo objetivo, priorizar áreas para implantação de práticas agrícolas conservacionistas.

Assim, todas as atividades foram inseridas com um mesmo custo de implantação por hectare e com um horizonte de implantação de 1 ano, para que toda a transição fosse avaliada dentro de um ano, utilizando do potencial do RIOS em selecionar áreas prioritárias.

4.2.1.2. RIOS Portfolio Translator

Neste segundo módulo um conjunto de opções é oferecido para a geração dos cenários sobre a condição futura da bacia hidrográfica se a atividade de transição for implementada. Possibilita a inserção de valores percentuais que indicariam a efetividade das atividades para a transição de um cenário atual de degradação para um cenário futuro de conservação. Com sua finalidade são gerados três subcenários para cada cenário estudado, sendo um atual, um futuro com transição e um futuro sem transição. Para este último define-se valor percentual de desmatamento futuro, por exemplo.

Outra possibilidade é variar os cenários futuros utilizando valores que indicam percentualmente a efetividade das atividades de transição implementadas. O módulo também se apresenta como uma interface entre a etapa de priorização de áreas (módulo 1) e a estimativa dos benefícios (realizada no software InVEST), uma vez que gera todos os dados de saída no formato necessário para essa estimativa.

Para esse estudo foi definido uma efetividade de 100% para todas as transições adotadas.

4.2.2. Descrição do modelo SDR – InVEST

O modelo SDR é classificado como modelo explícito e trabalha espacialmente de acordo com a resolução de entrada do Modelo Digital do Terreno (Raster – DEM). Para cada célula o modelo calcula a quantidade erodida, depois a taxa de fornecimento de sedimentos, que é a proporção de perda que realmente atinge o ponto de interesse. Esse método foi inicialmente proposto por Borselli et al. (2008) e tem recebido crescente interesse nos últimos anos. (SHARP, R. et al. 2015).

De forma resumida, para o cálculo do aporte de sedimentos são seguidos os seguintes passos (Figura 6) e, de forma detalhada, nos tópicos seguintes, contidos em Sharp et al. (2015):

- Cálculo da taxa anual de erosão por pixel utilizando a Equação Universal de Perda de Solos Revisada – RUSLE (RENARD et al., 1997; DESMET E GOVERS, 1996);
- Cálculo do índice de Conectividade – IC (BORSELLI et al., 2008);
- Cálculo do SDR por pixel (VIGIAK et al., 2012)
- Cálculo da Carga de Sedimentos por pixel ($E_{\text{pixel}} = \text{rusle}_{\text{pixel}} \times \text{SDR}_{\text{pixel}}$)
- Carga de Sedimento total da bacia ($E = \sum_i E_i$)

Abordagem conceitual utilizada no modelo SDR. Fonte: adaptado de Sharp, R. et al. (2015).

A RUSLE é utilizada para o cálculo da geração de sedimentos anual no pixel i e sua formulação matemática é descrita na Equação. 2.

$$\text{rusle}_i = R_i \cdot K_i \cdot LS_i \cdot C_i \cdot P_i$$

(Equação 2)

Em que:

R_i = erosividade da chuva ($\text{MJ mm.ha}^{-1} \cdot \text{hr}^{-1}$)

K_i = fator de erodibilidade dos solos ($\text{ton ha hr} \cdot \text{MJ}^{-1} \text{h}^{-1} \text{mm}^{-1}$)

LS_i = fator do gradiente de declividade (adimensional)

C_i = fator de cobertura e manejo solo (adimensional)

P_i = fator de práticas conservacionistas (adimensional)

Os fatores R, K e LS definem o potencial natural de erosão e são dependentes das condições naturais de relevo, clima e solo, diferentemente dos fatores C e P que são diretamente dependentes das atividades antrópicas, como a forma de ocupação e uso das terras (WEILL e SPAROVEK, 2008a, BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014). O fator LS é calculado diretamente pelo software, sendo dado pela Equação 3:

$$LS_i = S_i \cdot \{[A_{i-in} + D^2]^{m+1} - A_{i-in}^{m+1}\} / [D^{m+2} \cdot x_{im} \cdot (22,13)^m]$$

(Equação 3)

Em que:

S_i = fator de declividade para cada célula, em função do ângulo de declividade θ

se $\theta < 9\%$, $S = 10,8 \cdot \text{sen}\theta + 0,03$

se $\theta \geq 9\%$, $S = 16,8 \cdot \text{sen}\theta - 0,50$

A_{i-in} = área de contribuição (m^2)

D = dimensão linear do grid da célula (m)

x_{im} = valor de direção do fluxo, calculado por $|\text{sen } \alpha_i| + |\text{cos } \alpha_i|$, sendo α_i = aspecto direcional dentro do grid para a célula i

m = fator exponencial de comprimento da RUSLE, obtido através de determinadas classes de declividades

se declividade $\leq 1\%$, $m = 0,2$

se $1\% < \text{declividade} \leq 3,5\%$, $m = 0,3$

se $3,5\% < \text{declividade} \leq 5\%$, $m = 0,4$

se $5\% < \text{declividade} \leq 9\%$, $m = 0,5$

se declividade $\geq 9\%$, $m = \beta / (1 + \beta)$, sendo $\beta = \text{sen}\theta / 0,0986 / 3 \cdot \text{sen}\theta^{0,8} + 0,56$

O Índice de Conectividade mostrado na Equação 4, desenvolvido por BORSELLI et al. (2008), modela a capacidade de um pixel em ter seu sedimento exportado ou retido, ou seja, o índice busca reproduzir o transporte do sedimento no escoamento estudado. É baseado na relação entre as declividades dos pixels vizinhos, relacionando o fator C referente a área de contribuição a montante e retenção a jusante.

$$IC = \log_{10} (D_{up} / D_{dn})$$

(Equação 4)

sendo $D_{up} = C \cdot S \cdot A^{0,5}$

(Equação 5)

Em que:

C = cálculo da média do fator C dos pixels da área de contribuição a montante

S = média do gradiente de declividade a montante ($m \cdot m^{-1}$)

A = área de contribuição a montante (m^2)

$$D_{dn} = \sum (d_i / C_i \cdot S_i)$$

(Equação 6)

Em que :

d_i = comprimento da rampa com maior declividade a jusante

C_i = fator C para célula i

S_i = gradiente de declividade pertencente a célula i

Por fim, o cálculo da taxa de sedimentos geradas pixel a pixel é dado pelas Equações 7 e 8, sendo seu valor anual obtido pela somatória (Equação 9).

$$SDR_i = SDR_{max} / \{1 + \exp[(IC_0 - IC_i) / k]\}$$

(Equação 7)

Em que:

SDR_{max} = máxima taxa teórica de entrega de sedimento

IC_0, k = parâmetros de calibração

$$E_i = usle_i \cdot SDR_i$$

(Equação 8)

Em que:

E_i = produção de sedimentos no pixel i ($\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$)

$$E = \sum_i E_i$$

(Equação 9)

Na ausência de série de dados para calibração, os parâmetros utilizados para execução do modelo foram os que recomendados por Sharp, R. et al. (2015) e Vigiak et al. (2012) sendo $SDR = 0.8$, $IC_0 = 0.5$ e $K_b = 2$.

4.2.3. Fluxogramas Metodológicos

Nesse estudo, o desenvolvimento do fluxograma dos modelos será combinado ao fluxograma dos processos e terá como objetivo, além dos descritos acima, identificar as possíveis fraquezas do sistema utilizado, a fim de subsidiar a discussão acerca da aplicabilidade do software utilizado na área de estudo e da análise dos seus resultados.

Foram desenvolvidos os fluxogramas envolvendo as grandes etapas do processo, especificando o Módulo 1 (RIOS - *Investment Portfolio Advisor*), o SDR realizada no InVEST e Módulo 2 (RIOS - *Portfolio Translator*), assim como os processos iterativos envolvidos (Figuras 7, 8 e 9).

Módulo 1. RIOS Investment Portfólio Adviser

Fluxograma metodológico RIO Módulo 1. Investment Portfolio Adviser.

Fluxograma Cenário Atual. Estimativa de Aporte de Sedimentos para cenário atual (base).

Fluxograma RIOS Módulo 2 (Portfólio Translator) e Processos Iterativos.

4.2.4. Definição e conceituação dos cenários propostos

Os cenários propostos foram definidos com base nas atuais políticas públicas de conservação de água e solo da Agência de Bacias do PCJ e potenciais projetos de PSA nas microbacias prioritárias estabelecidas. De acordo com levantamento ainda não publicado pela Agência estima-se um déficit de aproximadamente 100 hectares de Reserva Legal nas propriedades pertencentes a MCC e existem projetos em tramitação que visam a restauração dessas áreas e ainda investimentos em práticas de manejo e conservação do solo, saneamento rural, estradas rurais e corredores.

Para definição dos cenários foi realizado também um estudo prévio das características locais com relação a áreas que poderiam haver restrições preventivas ou preferenciais, uma vez que o software permite essa inclusão dentro do seu modelo. Para áreas restritivas levou-se em consideração as áreas urbanas consolidadas e os loteamentos estabelecidos nas zonas de expansão urbana, mas ainda definida como áreas rural, uma vez que investimentos em restauração seriam dificultados nessas áreas. Para as áreas preferencias identificou-se áreas com erosões em andamento e solos expostos em relevo montanhoso.

Todos os cenários estudados tiveram como característica comum a restrição preventiva nas áreas urbanas e loteamentos ou condomínios e também a aceitação que a transição para o cenário futuro foi completa, ou seja, todas as áreas propostas foram restauradas e o manejo conservacionista praticado na totalidade nas áreas prioritárias (Tabela 7).

Cenários base

O cenário base é o cenário com o uso do solo atual e servirá como referência para avaliação de perda de solo e aporte de sedimentos.

Cenários 1a, 1b e 1c

Para definição dos cenários dessa categoria utilizou-se o software RIOS para priorização de áreas de restauração de 25, 50 e 100 hectares. A priorização foi realizada de forma automática e livre e teve como uma única área de restrição preventiva as áreas urbanas e loteamentos.

Cenários 2a, 2b e 2c

Da mesma forma que os cenários da categoria 1, foram priorizados de forma automática áreas de 25, 50 e 100 hectares, mas com restrição preferencial em APPs de cursos d'água.

Cenários 3a, 3b e 3c

Como os cenários da categoria 2, priorizou-se de forma automática áreas de 25, 50 e 100 hectares para restauração florestal, mas com inclusão das áreas de erosão atuais como restrição preferencial.

Cenários 4a, 4b e 4c

Os cenários desta categoria são aqueles com as maiores restrições pois permitem somente priorização em áreas de pastagens e também estabelecem como restrição preferencial as áreas de APP e erosão. Esta categoria foi incluída uma vez que os custos de oportunidade tendem a ser menores em áreas de pastagem em um contexto futuro de estabelecimento programas de PSA.

Características gerais dos cenários estudados quanto ao tamanho das áreas priorizadas para restauração florestal, uso do solo preferencial, áreas com restrição preventiva e preferencial.

Cenário	Área Priorizada (ha)	Restrições		
		Uso do Solo Preferencial	Restrição Preventiva	Restrição Preferencial
1a	100	Não há	Área Urbana Loteamentos	Não há
1b	50	Não há	Área Urbana Loteamentos	Não há
1c	25	Não há	Área Urbana Loteamentos	Não há
2a	100	Não há	Área Urbana Loteamentos	APP*
2b	50	Não há	Área Urbana Loteamentos	APP
2c	25	Não há	Área Urbana Loteamentos	APP
3a	100	Não há	Área Urbana Loteamentos	APP e Erosões
3b	50	Não há	Área Urbana Loteamentos	APP e Erosões
3c	25	Não há	Área Urbana Loteamentos	APP e Erosões
4a	100	Pastagem	Área Urbana Loteamentos	APP e Erosões
4b	50	Pastagem	Área Urbana Loteamentos	APP e Erosões
4c	25	Pastagem	Área Urbana Loteamentos	APP e Erosões

*Área de Preservação Permanente dos Cursos d'Água.

Para um ampliar o entendimento dos cenários de restauração propostos foram estabelecidos os cenários da categoria 5, onde foi levado em consideração a adoção de práticas conservacionistas nas áreas agrícolas da MCC.

Cenários 5a, 5b, 5c e 5d

O cenário 5a priorizou de forma automática 100 ha somente para práticas conservacionistas, sendo 50 ha para áreas de cana-de-açúcar e 50 ha para áreas de pastagem. Como restrição preferencial adotou-se as áreas de erosão (Tabela 08). O cenário 5b priorizou 200 ha, sendo 100 para práticas conservacionistas, divididas entre cana e pastagem, e 100 para atividades de restauração florestal. Utilizou-se como área de restrição preventiva a área urbana e os loteamentos e como restrição preferencial as áreas de erosão.

Já o cenário 5c priorizou 300 ha, sendo 100 para práticas conservacionistas em áreas de cana-de-açúcar, 100 para práticas conservacionistas em áreas de pastagem e 100 para restauração florestal. Utilizou-se como área de restrição preventiva a área urbana e os loteamentos e como restrição preferencial as áreas de erosão. O cenário 5d priorizou 400 ha, sendo 100 para práticas conservacionistas em áreas de cana-de-açúcar, 200 para práticas

conservacionistas em áreas de pastagem e 100 para restauração florestal. Utilizou-se como área de restrição preventiva a área urbana e os loteamentos e como restrição preferencial as áreas de erosão.

Os cenários da categoria 5 utilizaram um total de 100 hectares de restauração, para facilitar a comparação com cenários das outras categorias e um total de 300 hectares de práticas conservacionistas, número que se aproxima daquele com potencial de receber projetos na MCC.

Características gerais dos cenários estudados quanto ao tamanho das áreas priorizadas para restauração florestal e manejo conservacionista das áreas agrícolas, uso do solo preferencial, áreas com restrição preventiva e preferencial.

Cenário	Área Priorizada (ha)			Restrições	
	Manejo Conservacionista	Restauração Florestal	Uso do Solo Preferencial	Restrição Preventiva	Restrição Preferencial
5a	100	0	Não há	Não há	Erosão
5b	100	100	Não há	Área Urbana Loteamentos	Erosão
5c	200	100	Não há	Área Urbana Loteamentos	Erosão
5d	300	100	Não há	Área Urbana Loteamentos	Erosão

Uma vez que o modelo mostrou bastante sensibilidade com resolução a resolução do DEM de entrada, para os cenários do grupo 1, 2 e 5 também foram gerados modelos com essa resolução.

4.2.5. Construção e Desenvolvimento da Base de Dados

Baseado nos fluxogramas metodológicos elaborados e nos cenários propostos para o estudo foram listados e conceituados todos os dados necessários para aplicação do modelo dentro dos objetivos do projeto. Os dados digitais foram manipulados em ambiente SIG utilizando os softwares ArcGis® 10.2.2, Qgis 2.14®, TNI Mips® 2017 e Google Earth® e serão apresentados, quando manipulados, nos resultados deste estudo.

4.2.5.1. Clima

Erosividade da chuva (Fator R)

A erosividade da chuva expressa sua capacidade em causar erosão em solo sem cobertura vegetal, ou seja, expressa o potencial da água em desagregar e transportar o solo. O mapa de erosividade da chuva foi adaptado de Vetorazzi e Valente (2016) em estudo para Bacia do Rio Corumbataí. Os autores utilizaram metodologia proposta por Lombardi e Moldenhauer (1980) interpolando os valores pontuais de erosividade obtidos a partir de dados de estações pluviométricas da região.

O formato de entrada é raster com valores em MJ.mm.ha⁻¹.ano⁻¹, sem a representação de valores nulos. A normalização foi realizada de forma automática na primeira etapa da modelagem no RIOS.

4.2.5.2. Solos

Erodibilidade do Solo (Fator K)

A erodibilidade do solo representa sua predisposição em sofrer erosão. Inerente a cada tipo de solo, integra uma complexa combinação de parâmetros como velocidade de infiltração, resistência a dispersão, ao arraste de partículas e ao escoamento superficial. É influenciada tanto pela propriedade do solo como pelo declive, intensidade da chuva, manejo e cobertura da vegetação (Wischmeier e Mannering, 1969). Para este estudo foram utilizados dados adaptados de Vetorazzi e Valente (2016), que obtiveram os valores reclassificando o mapa de solo, sendo que para cada classe associou-se um valor de erodibilidade utilizando proposta de Bertoni e Lombardi Neto (1990) (Tabela 9).

Valores de erodibilidade dos solos.

Classe de Solo	Erodibilidade do solo (Fator K)
Argissolos	0,0553
Neossolo Quartzarênico	0,0377
Latossolos	0,0337
Neossolo Litólico	0,0298

Fonte: Adaptado de Bertoni e Lombardi Neto (1990).

O formato de entrada é raster com valores em $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$, sem a representação de valores nulos. A normalização foi realizada de forma automática na primeira etapa da modelagem no RIOS (Figura 10).

Profundidade do Solo

A profundidade do solo representa a profundidade média deste para cada célula e é calculada como a máxima profundidade para todos os horizontes dentro da classe determinada. Para este estudo foi utilizada a base de mapeamento de global de perfil de solo “*Soil Grid*” (www.soilgrids.org) com resolução espacial de 250 metros. Os dados brutos foram extraídos por área de interesse e reclassificados em mm para utilização no modelo. Foi realizado um teste da modelagem com o fator de profundidade média do solo de 1,5 metros para toda área com objetivo de avaliar a sensibilidade a esse parâmetro de entrada com resolução original de 250 metros. Como apontou diferenças mínimas, foi utilizado o mapa original com esta resolução.

Mapa de erodibilidade (a), profundidade (b) e erosividade (c).

4.2.5.3. Relevo

Modelo de elevação digital

O modelo de elevação digital foi gerado a partir dos mapas com curvas de nível de 5 metros contidos em PINTON (2013), sendo os valores nulos extraídos em seguida. A resolução espacial do raster final definida como 1 metro, mas utilizada também com 5 metros uma vez que o modelo se mostrou sensível a esse fator. O formato de entrada é raster com valores em metros, sem a representação de valores nulos. A normalização foi realizada de forma automática na primeira etapa da modelagem no RIOS.

4.2.5.4. Uso e Cobertura do Solo

Mapa de Uso e Cobertura do Solo

O mapa de uso e cobertura do solo foi obtido através da atualização de estudo de PINTON (2013). Para essa atualização foram realizadas comparações com imagens aéreas de 2018 disponibilizadas pelo Google Earth, georreferenciados alguns pontos e realizadas a confirmação em campo. A classificação espacial dos tipos de uso e cobertura encontrados seguem proposta do IBGE (2013), sendo utilizadas as principais classes mostradas na Tabela .10.

Classes de uso e cobertura do solo utilizadas.

Classe	Descrição
Pasto limpo	Áreas dominadas por herbáceas de ocorrência natural e, ainda, aquelas manejadas para fins de pastagem.
Pasto Sujo	Áreas compostas pela associação de herbáceas e arbustos
Silvicultura	Plantios comerciais de espécies florestais
Lavoura Permanente	Áreas com cultura de ciclo longo
Área Construída e Urbana	Edificações rurais e Área Urbana
Cana-de-açúcar	Áreas utilizadas para o cultivo de cana-de-açúcar.
Lagoas	Espelhos d'água

Fonte: Adaptado de PINTON (2013)

Fator de cobertura e manejo (C)

Um dos principais fatores de influência no modelo, descreve a razão de perda de solo sob a vegetação atual com relação a perda de solo com este descoberto. Representa o efeito combinado das variáveis de cobertura e manejo, como tipo de vegetação, manejo e desenvolvimento. Pode variar de 0 a 1, sendo que quanto menor seu valor maior sua influência no controle da erosão.

Existe uma diversidade de valores encontrados na literatura para as classes de uso utilizadas nesse estudo. Em um estudo de caráter bibliométrico sobre o Fator C da cana-de-açúcar, por exemplo, ROCHA (2017) encontrou valores com amplitude de 0.00012 a 0.5800 para as condições brasileiras e são poucas as citações sobre estudos primários para obtenção deste fator no país. Para plantios florestais em estágio de desenvolvimento médio SILVA *et al* (2014) e MARTINS *et al* (2010) sugerem valores 0.012 e 0.03, respectivamente, enquanto que FUJIHARA (2002) sugere valores máximos de 0.0491 encontrados na literatura. Em estudo em áreas com pastagens, GALDINO (2012) utilizou valores de 0.007 para pastagens não degradada, 0.0143 par aquelas com médio nível de degradação e 0.061 para aquelas com alto nível de degradação.

Pela possibilidade de participação da MCC em esquemas de PSA, optou-se por utilizar os valores recomendados no Manual Operativo do Programa Produtor de Água (ANA, 2012), entre outros específicos como descritos na Tabela 11.

Valores do fator C adotados por tipo de uso do solo.

Uso do Solo	Fator C	Referência
Cana-de-açúcar (plantio de três meses, região de Piracicaba)	0,3066	Weill e Sparovek (2008a)
Eucalipto em estágio médio de desenvolvimento	0.121	ANA (2012)
Pastagem com médio nível de degradação	0.18	ANA (2012)
Pastagem com alto nível de degradação	0.25	ANA (2012)
Solo nu	1.0	Sharp, R. et al. (2015)
Cana-de-açúcar manejada	0.1242	Rocha (2017)
Eucalipto manejado	0.0491	Fujihara (2002)
Pastagem manejada	0.1	ANA (2012)
Floresta Tropical	0.025	Sharp, R. et al. (2015)
Áreas Urbanas	1	Sharp, R. et al. (2015)

Fator de práticas conservacionistas (P)

O fator P demonstra a relação entre a perda de solo que ocorre quando se adota práticas conservacionistas e a perda de solo em um cenário hipotético tais práticas fossem realizadas no sentido da declividade do terreno. Pretende mostrar os efeitos das práticas na redução do escoamento e erosão. Pode variar de 0 a 1 da mesma forma que o fator C. Foram utilizados valores de 1 para cenários base e valores 0.5 para os cenários futuros com adoção de práticas conservacionistas, especificamente plantio em contorno, como sugere Bertoni e Lombardi Neto (2014).

Eficiência de retenção de sedimentos (Y) e Fração de cobertura

Índices adimensionais, representa o potencial do uso do solo em provocar a sedimentação dos sólidos em suspensão e a fração de cobertura do solo coberta com vegetação, respectivamente. De difícil obtenção, foram utilizados valores recomendados pelo software para o uso do solo utilizado (APÊNDICE B).

4.2.5.5. Condições e Perspectivas Locais

Atividades de Transição

São as atividades em se espera gerar a transição para um cenário futuro com maior oferta de SEH. Foram definidas e ponderadas as atividades restauração florestal e atividades de práticas conservacionistas nas áreas de cana-de-açúcar e pastagem, conforme indicado nos cenários propostos e no quadro 1. As atividades tiveram o mesmo impacto na transição, independente do cenário utilizado. Foram somente alterados a delimitação espacial de sua ocorrência.

Restrições Preferenciais e Preventivas

São áreas onde se prefere ou previne determinada atividade de transição. Foram levantadas através de interpretação de imagem aérea e confirmadas em visita posterior. Como já explicitado no item sobre os a construção dos cenários foram delimitados com restrição preferencial 03 áreas com processos erosivos em andamento e a APP de curso d'água geradas com buffer de 30 metros. As áreas de prevenção foram definidas como sendo a área urbana consolidada e também 01 loteamento encontrado na zona de expansão (Figura 11).

Áreas com restrições preferenciais e preventivas.

4.2.5.6. Fatores Integrados (Pré-processamento RIOS)

São os fatores calculados utilizando uma ferramenta do ArcGis® denominada *Pre-processor* (Figura 10) disponibilizada pelos desenvolvedores do *Natural Capital Project* (SHARP et al. 2015). Os dados de entrada para esta ferramenta são a erosividade da chuva (fator R), erodibilidade do solo (fator K), profundidade do solo, mapa de uso e cobertura e dados tabulares com valores de acúmulo de fluxo e buffer ripário. Com exceção desses dois últimos, que serão descritos agora, todos os outros já foram abordados nos itens anteriores.

Buffer ripário

Área que delimita o cálculo do Índice de continuidade da vegetação ripária (F), descrito em detalhes ainda nesse tópico. Foi definido como sendo um valor integral de 30 metros, coincidindo com as APPs definidas como áreas preferenciais para alguns cenários.

Acúmulo de Fluxo

De modo conciso, representa o número de células necessárias para formação de um fluxo. Foi determinado através de testes a partir do DEM onde utilizou-se valores de 100 a 10.000 células para definição do fluxo. O teste que mais se aproximou a hidrografia conhecida foi o utilizado no Pre-Processor. É importante ressaltar que quanto maior o valor escolhido para *threshold flow accumulation* menor será a rede de drenagem (SHARP et al. 2015). O mapa com a hidrografia foi gerado a partir da simplificação da rede de drenagem extraída do DEM com resolução de 1 metro e utilizando como base de comparação os estudos de SILVA (2012), PINTON (2013) e verificação in loco.

Com relação a esse tópico, cabe ressaltar que o método sugerido pelo manual do RIOS para essa definição consiste em comparar o shapefile de drenagem gerado pelo pré-processamento com uma hidrografia conhecida. No entanto, como houve variação na geração das drenagens para diferentes resoluções do DEM, optou-se por realizar uma análise de sensibilidade específica para este fator. Assim, alguns cenários foram também calculados utilizando o DEM de 5 metros para geração da variável acúmulo de fluxo. O modelo utilizado no pré-processamento está descrito a seguir (Figura 12).

Índice de continuidade da vegetação ripária (F)

Representa a continuidade dos buffers ripários, pontuando os pixels dentro dessa zona. Ele aumentará as chances de atividades serem desenvolvidas dentro dessa área, sendo que o raster final atribui valores de pixels altos para pixels vegetados dentro dessa área

Índice de produção de sedimentos a montante (U)

Representa a soma dos pesos acumulados de todas as células acima que fluem para a célula x de interesse abaixo. O peso de x é dado como uma função dos fatores que controlam a geração e retenção de sedimentos sobre os célula i. (Equação 11). Todos os raster tiveram seus valores normalizados entre 0 e 1.

$$U_x = W_x + \sum U_i$$

(Equação 11)

Em que:

U_x = índice de geração de sedimentos a montante

i = conjunto de todas as células vizinhas contidas no fluxo acima de x

W_x = Peso atribuído a célula x

Em que:

$$W_x = [A_x + X_x + R_x + K_x + S_x + (1-Z_x)] / 6$$

(Equação 12)

Em que:

A_x = Índice de declividade

X_x = Coeficiente de exportação de sedimento

R_x = Erosividade do solo

K_x = Erodibilidade do solo

S_x = Profundidade do solo

$(1-Z_x)$ = índice de retenção final

Se o pixel é ripário, F = coeficiente de retenção de sedimentos (Y)

Se não ripário, $Z = Y + F / 2$

Índice de retenção de sedimentos a jusante (D)

Esse índice descreve a capacidade de fornecimento de sedimentos dos pixels localizados acima do pixel de interesse. Quanto maior seu valor menor a prioridade do pixel analisado. É calculado como um comprimento de fluxo ponderado pela declividade e fatores biofísicos de retenção de sedimentos, ou seja, calcula-se a distância do pixel i até o fluxo mais próximo e pondera-se pela declividade e capacidade de retenção por pixel, sendo a somatória o valor considerado para o índice (Equação 13).

$$D_x = W_x \cdot L_x + D_{\text{outflow}}$$

(Equação 13)

Em que:

D_x = índice de retenção de sedimentos a jusante

L_x = comprimento

W_x = peso atribuído a célula x

Em que:

$$W_x = [(1 - A_x) + Ret_x] / 2$$

(Equação 14)

Em que:

A_x = índice de declividade

$Ret_x = Y$

Fluxograma (Dados) Pré-processamento RIOS - ArcGis

4.2.6. Formas gerais de avaliação

Os cenários gerados serão avaliados em termos de comparativos com os estudos de Vetorazzi e Valente (2016), Cunha e Pinton (2013) e valores de erosão total e aporte de sedimentos. No primeiro estudo utilizado Vetorazzi e Valente (2016) estabeleceram áreas prioritárias para conservação florestal na para Bacia do Rio Corumbataí com foco na proteção dos recursos hídricos utilizando no processo decisório o método de avaliação multicritério em ambiente SIG (AmSIG). Para essa análise utilizaram fatores de erosividade da chuva, erodibilidade do solo, adequação do uso da terra e proximidades às estradas à rede hidrográfica.

Já no segundo estudo, Cunha e Pinton (2013) realizaram o mapeamento da capacidade de uso da terra por MCC identificando classes de capacidade de uso e suas restrições (Figura 13). A avaliação da capacidade de uso da terra é uma ferramenta que auxilia no planejamento conservacionista da paisagem rural. Ela estabelece classes de aptidão de uso agrícola para cada gleba da propriedade indicando o tipo de exploração mais adequado, assim como a necessidade de adoção de práticas de manejo e conservação do solo necessárias para manutenção da produção com mínima degradação (LEPSCH, 1983).

Sentido das aptidões e das limitações		Classes de capacidade de uso	Sentido do aumento da intensidade de uso							
			Áreas de Preservação	Reflorestamento	Pastagem		Cultivo ocasional ou limitado	Cultura anual e/ou perene		
			Uso turístico					Problema de conservação		
			Conservação Hídrica					Restrito	Moderado	Adequado
Aumento das limitações e riscos de erosão e degradação ↓	Aumento da adaptabilidade e da liberdade de escolha do uso ↑	I								
		II								
		III								
		IV								
		V								
		VI								
		VII								
		VIII								
Subutilização da terra			Máxima utilização da terra				Sobre utilização da terra			

Variação do tipo e da intensidade máxima de utilização da terra em função das classes de capacidade de uso.

Fonte: Adaptado de Lepsch (1983).

A erosão total e aporte de sedimentos foram calculados para todos os cenários propostos. Já para o cenário base foi também realizado o contingenciamento entre os mapas resultantes e os principais fatores avaliados.

4.2.7. Análise de sensibilidade dos modelos

Foram realizadas análises de sensibilidade da modelagem RIOS e InVEST para determinados fatores, sendo definido com referência o cenário 1a, onde foi realizada a priorização de 100 hectares sem condicionantes restritivas. Essa análise objetivou estudar as diferenças na alocação das áreas prioritárias para restauração florestal e consequente geração de sedimentos para condições onde variou-se a resolução do DEM para definição do número de células para acúmulo de fluxo.

Para a resolução e acúmulo de fluxo utilizado pela modelagem desse estudo variou-se fator C para a pastagem, uma vez que compõe a maior parte da paisagem e os valores de C sugeridos pelo manual operativo do produtor de água divergem de modo significativo daqueles indicados na literatura. Os valores de C para cana-de-açúcar, apesar da variação significativa encontrada na literatura, aqueles sugeridos por ANA (2012) e também por Weill e Sparovek (2008a) são de ordem de grandeza similares. Estes últimos, inclusive, são indicados pela base do software. A Tabela 12 descreve resumidamente as condições utilizadas para a análise.

Condições e cenários para análise de sensibilidade proposta.

Condição	Resolução DEM	Acúmulo de Fluxo	Outros fatores
AS1	5 metros	1000, 500, 250, 150	-
AS2	1 metro	1000, 500, 250, 150	-
AS3	5 metros	1000	Fator C para pastagem com médio nível de degradação = 0.0143 - (GALDINO, 2012)
AS4	5 metros	1000	Fator C para pastagem com médio nível de degradação = 0,18 (ANA, 2012)

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Construção e Desenvolvimento da Base de Dados Uso do Solo

5.1.1. Modelo de Elevação Digital

O modelo de elevação digital calculado e utilizado para execução dos modelos é apresentado na figura a seguir (Figura 14), juntamente ao mapa de declividade em porcentagem.

Modelo de elevação digital (à esq.) e Mapa de declividade (a dir).

Por se encontrar em zona de transição das unidades do relevo paulista, do planalto para depressão, a MCC tem aproximadamente 60% do seu terreno com declividade acima de 13%, classificada como ondulado, forte ondulado e montanhoso (Tabela 13), segundo tabela de classificação de recomendada pela Embrapa (1979).

Classes de declividade e tipo de relevo por área.

Classe	Declividade	Tipo de Relevo	Área	
	%		ha	%
A	0 a 3	Plano	13.68	1.38
B	3 a 8	Suave ondulado	141.55	14.29
C	8 a 13	Moderadamente ondulado	249.88	25.22
D	13 a 20	Ondulado	269.60	27.21
E	20 a 45	Forte ondulado	270.01	27.25
F	> 45	Montanhoso	46.03	4.65

5.1.2. Uso e Cobertura do Solo

A partir de PINTON (2013) e de imagem aérea do *Google Earth Pro* e verificações em campo em julho de 2018 com alta resolução espacial foi gerado o mapa de uso e cobertura do solo para este estudo atualizando informações sobre os principais componentes da paisagem MCC. A uso e cobertura do solo é mostrado na Figura 15 e descrito na Tabela 14.

Mapa de uso e cobertura do solo.

As áreas com vegetação nativa ocorrem na MCC principalmente junto ao front cuestiforme ao norte e junto as áreas ripárias na porção centro-sul da microbacia. Também ao norte se encontram áreas classificadas como pasto sujo, em áreas com declividades média e alta entre as florestas da cuesta.

Classes de Uso e cobertura do solo por área absoluta e relativa.

Classes de Uso	Área	
	ha	%
Pasto Limpo	305,89	30,9
Cana-de-açúcar	252,27	25,46
Vegetação Nativa	202,81	20,47
Silvicultura	90,72	9,15
Pasto Sujo	65,38	6,60
Área Urbanizada	55,42	5,95
Área Construída	15,73	1,58
Lagoa	2,3	0,23

Em estudo recente, Pinton (2016) analisou a evolução do uso e cobertura do solo no período de 1962 a 2013 e, apesar do avanço das atividades canavieiras e silvicultura nas últimas décadas, a pastagem ainda fora responsável pela maior parte da ocupação da MCC. Nessas áreas, a possibilidade de investimentos em capital natural tem grande potencial de retorno uma vez que as análises de custo-efetividade em um universo de PSA passam a ser vantajosas. Nota-se, da mesma forma, que formações de cerrado já ocorreram naquela região.

No entanto, de 2013 a 2018 houve uma redução nas áreas de silvicultura e pasto das áreas de cana de açúcar e áreas loteadas. A tabela 15 abaixo compara essa evolução para os principais componentes da paisagem são os usos da pastagem, vegetação nativa e cana-de-açúcar e silvicultura.

Evolução do uso e cobertura do solo de 2013 a 2018 para os principais componentes da paisagem.

Classes de Uso	Área (%)	
	2013	2018
Pasto Limpo	29,60	30,9
Cana-de-açúcar	24,80	25,46
Vegetação Nativa	20,30	20,47
Silvicultura	11,00	9,15

5.1.3. Células de acúmulo de fluxo

Após comparação e diversos testes dentro do software TNT mips foi definido e utilizado o valor integral de 1000 células para execução do pré-processamento (Figura 16).

Da esq, para dir. e de cima para baixo: mapas de acúmulo de fluxo para 100, 1000 e 5000 células e hidrografia.

5.1.4. Fatores Integrados (Pré-processamento RIOS)

Os índices de continuidade da vegetação ripária (F), Índice de produção de sedimentos a montante (U) e Índice de retenção de sedimentos a jusante (D) gerados pela ferramenta de pré-processamento do RIOS para ArcGIS são apresentadas na figura seguir já normalizados com valores de pixels de 0 a 1, com exceção de U. A Figura 17 descreve aqueles gerados a partir do DEM de 1 metros de resolução a partir de 5 metros de resolução, mostrados na primeira e segundo coluna, respectivamente.

Fatores integrados gerados pelo pré-processamento no ArcGis. Da esq. para dir. e de cima para baixo Índices F para 1 (a) e 5 (b) metros, índice U para 1 (c) e 5 (d) metros, índice D para 1 (e) e 5 (f) metros e Acúmulo de fluxo de 100 células para 1 (g) e 5 (h) metros.

5.2. Análise de Sensibilidade

Para as diferentes condições apresentadas na metodologia deste estudo, são apresentados resultados da análise de sensibilidade proposta. Com relação a definição de áreas prioritárias, a Figura 18 mostra um comparativo entre as condições AS1 e AS2, para os diferentes valores de acúmulo de fluxo. Para as quantidades de 250 e 150 células não foi possível gerar o Índice de continuidade ripária (F) para resolução do DEM de 1 metro, uma vez que com alta resolução e baixo número de células, não foi possível manter o buffer de 30 metros para os cursos d'água como estabeleceu-se para todos os outros cenários dentro do pré-processamento do RIOS no ArcGis.

Cenários gerados para a análise da priorização sob diferentes condições de resolução do DEM e número de células de acúmulo de fluxo.

A diferença na definição da resolução do DEM para geração dos fatores transversais e definição do número de células necessárias para formação de um fluxo alteram substancialmente a alocação das áreas prioritárias. As diferenças são mais visíveis entre os cenários da condição AS1 e AS2. Dentro dos cenários com as mesmas condições AS1 há uma mudança gradativa, percebida visualmente. No entanto, a mudança de 1000 para 500 células nos cenários para as condições AS2 mostram uma grande alteração alocando as áreas prioritárias por toda MCC.

Para os cenários das condições AS3 e AS4, onde alterou-se o fator C para pastagem, não houve mudança visual significativa na alocação das áreas prioritárias para restauração florestal (Figura 19), o que indica que a pontuação dos pixels desse uso do solo não se altera em uma perspectiva do ranqueamento geral.

Cenários gerados para a análise da priorização sob diferentes condições do Fator C para pastagem.

Com relação as diferenças na produção e exportação de sedimentos nas condições da análise de sensibilidade proposta houve mudanças substanciais para todos os cenários, conforme indicado na Tabela 16.

Produção e exportação de sedimentos para os cenários gerados na análise de sensibilidade.

Condição	Sedimento Exp. (A) (ton.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Diferença de A relativa ao cenário base (%)	USLE Total (B) (ton.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Diferença de B relativa ao cenário base (%)	A/B (%)
AS1 1000 (Cen base*)	5,17		72,55		7,13
AS1 500	5,83	112,68	67,99	93,70	8,58
AS1 250	6,01	116,15	60,62	83,55	9,92
AS1 150	5,66	109,47	51,52	71,01	11,00
AS2 1000	0,874	16,90	27,71	38,19	3,16
AS2 500	1,249	24,15	27,16	37,44	4,60
AS3 1000 (Fator C)	2,20	42,69	37,34	51,47	5,92
AS4 1000 (Fator C)	4,36	84,27	64,32	88,65	6,78

*cenário base definido para esse estudo foi com as mesmas condições de AS1.

Nota-se que a produção de sedimentos total diminui à medida que se aumenta o número de células de AF para os cenários gerados com DEM de 5 metros (Condições AS1), o que não ocorre entre os cenários das condições AS2. Os cenários nesta condição apresentaram valores de exportação e produção de sedimentos, assim como a relação AB, muito menores que aqueles do AS1 e AS3. Com relação aos valores de sedimento exportado os valores crescem até AS250, apesar da proporção de AB crescer à medida que se diminuem o número de células de AF.

Os cenários AS3 e AS4 dois valores para o fator C indicados para pastagem com médio nível de degradação, sendo respectivamente 0,0143 e 0,18. A pastagem compõe aproximadamente 36% da paisagem da MCC. Percebe-se uma variação próxima a 100% entre os valores totais de sedimento exportado e sedimento produzido. No entanto, houve pouca diferença na relação AB.

A análise de sensibilidade proposta sugere grande sensibilidade do modelo à variação das células do AF e DEM. Como utiliza USLE revisada para o cálculo de produção de sedimentos e, sendo um modelo matemático multiplicativo, mostrou sensibilidade para a variação do fator C.

5.3. Áreas Prioritárias para SEH

Uma vez que a análise de sensibilidade proposta observou-se mudanças significativas na geração e exportação de sedimentos, serão apresentados os resultados para todos os cenários propostos, utilizando a resolução espacial do DEM de 1 metro e somente os cenários dos grupos 1, 2 e 5 para aqueles onde foram utilizados a resolução de 5 metros, uma vez que os maiores valores de redução de sedimentos encontrara-se nos grupos dos cenários 1 e 2. A Tabela 17 abaixo descreve todos os modelos gerados para os cenários que serão apresentados e discutidos neste trabalho.

Resumo dos cenários propostos.

Cenário	Área Priorizada (ha)	Restrições		Dem 1m	Dem 5m
		Uso do Solo Preferencial	Restrição Preferencial		
1a	100	Não há	Não há	x	x
1b	50	Não há	Não há	x	x
1c	25	Não há	Não há	x	x
2a	100	Não há	APP	x	x
2b	50	Não há	APP	x	x
2c	25	Não há	APP	x	x
3a	100	Não há	APP e Erosões	x	-
3b	50	Não há	APP e Erosões	x	-
3c	25	Não há	APP e Erosões	x	-
4a	100	Pastagem	APP e Erosões	x	-
4b	50	Pastagem	APP e Erosões	x	-
4c	25	Pastagem	APP e Erosões	x	-
5a	100 (50 Cana e 50 Pasto)	Não há	Erosões	x	x
5b	200 (100 floresta, 50 Cana e 50 Pasto)	Não há	Erosões	x	x
5c	300 (100 floresta, 100 Pasto e 100 Cana)	Não há	Erosões	x	x
5d	400 (100 floresta, 200 Pasto e 100 cana)	Não há	Erosões	x	x

5.4. Resultados dos cenários propostos

As áreas prioritárias para restauração florestal para cada cenário estudado estão apresentadas para cada grande cenário 1, 2, 3, 4 e 5. Para todos os cenários foi utilizado como restrição preventiva a área urbana consolidada, área de expansão e uma área com projeto de loteamento nesta zona. Todos os cenários são mostrados na Figura 20, de forma conjunta par facilitar a visualização e comparação.

Áreas prioritárias para restauração florestal na Microbacia do Córrego da Cavalheiro - Analândia-SP. Da esq. para dir. e de cima para baixo: Cenários do grupo 1 (sem restrição), Cenários do grupo 2 (APP), Cenários do grupo 3 (APP e erosões) e Cenários do grupo 4 (APP, erosões e áreas de pastagem).

Para os cenários 1a, 1b e 1c foram priorizados de forma automática, respectivamente, 100, 50 e 25 hectares para restauração florestal visando a maximização dos SHE de minimização de aporte de sedimentos. A maior parte dos pixels com maiores pontuações localizam-se no setor nordeste da bacia como mostra as áreas do cenário 1c. Ao inserir mais 25 hectares para priorização a escolha segue, de um modo geral, o sentido de nordeste ao centro e centro norte da MCC e já aparecem no setor leste. Por fim, os últimos 50 hectares do cenário 1a, ocupam o setor noroeste e espalham-se pelo setor leste.

Os cenários 2a, 2b e 2c iniciam os grupos que trazem fatores de restrição. De forma automática priorizou-se, respectivamente, 100, 50 e 25 hectares para restauração florestal visando a maximização dos SHE de minimização de aporte de sedimentos, tendo como áreas de restrição preferencial as APPs de cursos d'água. Ao inserir um fator de restrição preferencial, o modelo inicia a sua priorização por essas áreas e, assim que atingem o limite, redistribui as áreas restantes para os pixels melhores ranqueados da bacia. Ao comparar o cenário 1 com o 2, nota-se que essa redistribuição ocorre principalmente na porção nordeste da bacia, evidenciados pelo cenário 2a.

Já para os cenários do grupo 3, além das APPs de cursos d'água utiliza como áreas de restrição preferencial aquelas delimitadas com procesos erosivos e/ou solo exposto. De forma automática priorizou-se 100, 50 e 25 hectares para os cenários 3a, 3b e 3c, respectivamente. Por fim, os cenários 4a, 4b e 4c, onde de forma automática priorizou-se, respectivamente, 100, 50 e 25 hectares para restauração florestal consideraram como áreas de restrição preferencial as APPs de cursos d'água, as áreas delimitadas com procesos erosivos e solo exposto e áreas classificadas com o uso de pasto sujo e pasto limpo.

A Figura 21 mostra os cenários 5a, 5b, 5c e 5d, respectivamente. Tais cenários são aqueles onde foram introduzidas atividades de transição nas áreas agrícolas, especificamente o uso cana-de-açúcar e pastagem, além da restauração florestal para os três últimos. De forma automática priorizou-se para os cenários 5a, 5b, 5c e 5d, respectivamente, 100ha para implantação de práticas conservacionistas, 100ha restauração florestal e 100ha para práticas conservacionistas, 100ha restauração florestal e 200ha para práticas conservacionistas, 100ha restauração florestal e 300ha para práticas conservacionistas, visando a maximização dos SHE de minimização de aporte de sedimentos, tendo como áreas de restrição preferencial somente aquelas delimitadas com procesos erosivos e/ou solo exposto.

a

b

c

d

Cenários de prioridade para restauração florestal e manejo agrícola do grupo 5. Da esq. para dir. e de cima para baixo cenários 5a, 5b, 5c e 5d.

A seguir são apresentados os cenários do grupo 1, 2 e 5. A principal diferença foi a utilização do DEM de 5 metros para geração dos fatores transversais D, F e U dentro da ferramenta de pré-processamento do RIOS para ArcGis. Os outros fatores e parâmetros utilizados foram idênticos.

Cenários 1 e 2 (Dem 5m)

Áreas prioritárias para MCC dos cenários 1 e 2 com DEM de 5 metros a esquerda e de 1 metro.

Nesses cenários nota-se que a alocação das áreas prioritárias se concentra nas áreas ripárias, diferentemente dos cenários com DEM de 1 metro, que somente alocou nas áreas ripárias quando se estabeleceu um critério de restrição preferencial, observados nos cenários de 2 a 4 na Figura 21. Essa mudança pode sugerir que a utilização do DEM de 5 metros no pré-processamento conseguiu gerar com mais precisão os fatores D, F e U, importantes para o cálculo do índice de conectividade.

Ao se comparar os cenários a e b da Figura 22 acima, nota-se que a distribuição dos primeiros 25 ha ocorre de modo diferente o que indica mudança no ranqueamento dos pixels. No primeiro, áreas da região nordeste da MCC somente é preenchida quando alocado 100ha, diferente do segundo, onde os primeiros 25ha já ocupam quase toda região.

A Figura 23 mostra os cenários 5a, 5b, 5c e 5d, respectivamente, quando gerados a partir do DEM de 5 metros. Tais cenários são aqueles onde foram introduzidas atividades de transição nas áreas agrícolas, especificamente o uso cana-de-açúcar e pastagem, além da restauração florestal para os três últimos.

Cenários de prioridade para restauração florestal e manejo agrícola do grupo 5, com utilização do DEM 5 metros. Da esq. para dir. e de cima para baixo cenários 5a, 5b, 5c e 5d.

De um modo geral, nota-se que a alocação das áreas prioritárias em todos os cenários foi realizada de modo mais contínuo naqueles cenários que utilizaram o DEM de 5 metros. A fragmentação dos polígonos nos cenários DEM de 1 metros foi muito elevada, o que pode sugerir falhas na sua geração.

5.5. Avaliação do modelo de priorização

O cenário escolhido para avaliação do modelo de priorização de áreas gerado pelo software RIOS através da metodologia apresentada são os cenários 1a com DEM de 1 e 5 metros. Convém ressaltar que nesses cenários foram priorizados, de forma automática, 100 hectares que continham as melhores pontuações em uma avaliação de custo-efetividade para o objetivo de “Erosion control for drinking water quality and Reservoir Maintenance” de, ou

seja, aqueles que retornariam a maior quantidade de SEH de controle de erosão para melhoria da qualidade da água e assoreamento dos reservatórios.

A Figura 24 mostra lado a lado o mapa de uso e cobertura do solo e as áreas prioritárias geradas no cenário 1a para as duas resoluções utilizadas.

Mapa de Uso do Solo (a), Áreas Prioritárias Cen1a(D1m) (b), Áreas Prioritárias Cen1a(D5m) (c).

A Tabela 18 distribui as áreas prioritárias dentro das classes de uso do solo. Para o Cen1a(D1m), mais de 44% foi priorizado dentro das áreas de cana-de-açúcar e 1,34% para as áreas de Silvicultura, enquanto que para o Cen1a(D5m) 44% é priorizado dentro da classe de pasto limpo e para Silvicultura o valor chega 10% do total. Neste cenário a cana-de-açúcar passa a ocupar 34% das áreas. As diferenças dos valores para a classe da silvicultura nas áreas prioritárias se explicam pela concentração destas ao norte dentro do Cen1a(D1m) e melhor distribuição para Cen1a(D5m).

Com relação a representatividade das principais classes percebe-se que a classe total da pastagem, que representa 37% da MCC, aparece em mais 50% para ambos cenários de áreas prioritárias, seguido pela cana que representa 25% do total da paisagem e 44,5% das áreas prioritárias do Cen1a(D1m) e 34% par o Cen1a(D5m).

■ Áreas prioritárias por classe de uso do solo para os cenários 1a.

Classe de Uso	Área Total		Cen1a (Dem 1m)		Relação com Área do total da classe		Cen1a (Dem 5m)		Relação com Área total da classe	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Área construída	4,58	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Área urbanizada	66,60	6,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cana-de-açúcar	252,27	25,48	44,52	17,65	34,01	13,48				
Lagoa	2,30	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mata	202,83	20,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
outro	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pasto limpo	305,90	30,90	37,76	12,34	44,31	14,49				
Pasto sujo	65,37	6,60	16,34	25,00	12,51	19,14				
Silvicultura	90,72	9,16	1,34	1,48	9,15	10,09				
Total	990,00		100,00		100,00					

Como forma avaliação foi realizada a comparação com estudos similares realizados na MCC. Apesar de utilizarem metodologias diferentes objetivaram também classificar a paisagem em áreas com alta degradação ou potencial de sofrer degradação. São áreas que necessitam utilizar alguma forma de proteção ou manejo conservacionista. Para ambos estudos foram realizadas sobreposição simples para avaliação visual e cálculos de contingenciamento de polígonos para comparação de áreas.

Vetorazzi e Valente (2016) estabeleceram cinco classes de prioridade na definição de áreas de restauração florestal para conservação dos recursos hídricos dentro da bacia do Rio Corumbataí utilizando o método de avaliação multicritério em ambiente SIG (AmSIG). O recorte da MCC deste estudo revela que a totalidade das suas áreas está compreendida dentro das classes de alta e muito alta prioridade, revelando a importância da MCC nesse sentido (Figura 25).

Comparativo áreas prioritárias do cenário 1a (Cen1a(D1m) dir. e Cen1a(D5m) à esq.) e estudo de Vetorazzi e Valente (2016).
 *Classes de prioridade do estudo comparado

Nota-se visualmente que ambos cenários coincidem em grande parte com as áreas classificadas com muito alta prioridade pelo estudo comparado. Poucas áreas coincidem com a classe de alta prioridade e sem prioridade. A Tabela 18 mostra a quantidade absoluta e relativa das áreas contidas em cada classe do AmSIG de forma aproximada.

Classes de prioridade AmSIG x APCen1a.

Classes AmSIG	Cen1a(D1m)	Cen1a(D5m)
Sem Prioridade	8,0 ha	8,5
Alta Prioridade	1,2 ha	1,9
Muito Alta Prioridade	90,8 ha	89,6

A Tabela 19 acima mostra que aproximadamente 90% das áreas de ambos cenários coincidem com a classe de muito alta prioridade gerada pela AmSIG, menos de 2% com áreas de alta prioridade e em torno de 8% com áreas sem prioridade. Com relação a este último, eles se concentram majoritariamente próximos aos fragmentos de vegetação nativa da MCC e alto seu valor pode ser explicado pela diferença de resolução espacial e temporal dos dados de entrada utilizados, principalmente com relação ao mapa de uso e cobertura do solo. Claramente são dois métodos utilizados, porém com objetivos similares. No entanto, uma vez que a AmSIG utilizou como critérios atrativos a proximidade à malha hidrográfica e capacidade de uso, diferenças no mapeamento dos tipos de uso e cobertura do solo podem explicar o valor de 8 hectares classificado em área sem prioridade.

No segundo estudo utilizado para avaliação, Cunha e Pinton (2013) realizaram o mapeamento da capacidade de uso da terra par MCC identificando classes de capacidade de uso e suas restrições. A avaliação da capacidade de uso da terra é uma ferramenta que auxilia no planejamento conservacionista da paisagem rural. Ela estabelece classes de aptidão de uso agrícola para cada gleba da propriedade indicando o tipo de exploração mais

adequado, assim como a necessidade de adoção de práticas de manejo e conservação do solo necessárias para manutenção da produção com mínima degradação (LEPSCH, 1983).

A comparação entre o mapa de capacidade de uso da terra na MCC e as áreas priorizadas por esse estudo podem fornecer informações para complementar a avaliação do modelo RIOS. Ao contingenciar as áreas prioritárias geradas dentro das classes de capacidade de uso da terra, pode-se identificar de modo mais preciso áreas que poderiam compor um programa de PSA, uma vez que teriam alta prioridade de conservação e baixa aptidão agrícola. A Figura 26 a seguir demonstra a sobreposição entre os resultados de Cunha e Pinton (2013) e Cen1a(D1m) e Cen1a(D5m) foi originada pela digitalização do mapa de capacidade de uso pelo método de classificação de cores.

Mapa comparativo entre as classes de capacidade de uso e áreas prioritárias do cenário 1a utilizando a resolução DEM 1 metros (à esq.) e 5 metros (à dir.).

A Tabela 20 distribui as áreas prioritárias de ambos cenários dentro das classes de capacidade de uso da terra da MCC. A MCC possui mais de 50% de sua área nas classes VI, VII e VIII, que indica alta limitação de atividades e alto risco de degradação, sendo recomendado o uso moderado para pastagem na classe VI e reflorestamento e áreas de conservação para as classes VII e VIII. Observa-se a ausência da classe V assim como a presença de áreas na classe 0, ou sem classificação. A classe V não aparece no estudo de Cunha e Pinton (2013). A classe 0 surgiu por surgiu do processo de digitalização do mapa original, sendo composta praticamente pelos pixels de borda dos polígonos gerados por interpretação automática das cores realizada no software TNT mips.

O Cen1a(D5m) possui mais áreas na classe 0 pois alocou suas áreas majoritariamente nas zonas ripárias onde concentram as falhas de bordas dos polígonos classificados. Apesar de aproximadamente da 10% da MCC da área não estar classificada, nota-se a presença de mais de 50% das áreas prioritárias para ambos cenários dentro das classes VI, VII e VIII, chegando a 67% no Cen1a(D1m).

Comparativo de classes de capacidade de uso da MCC e Áreas prioritárias do Cenário 1a.

Classes de Capacidade de Uso	MCC - Cunha e Pinton (2013)		Cen1a(D1m)	Cen1a(D5m)
	Área			
	ha	%	ha	ha
0	88,67	8,96%	13,97	18,14
I	27,12	2,74%	0,41	0,20
II	26,08	2,63%	8,15	3,89
III	209,68	21,18%	2,34	12,40
IV	142,92	14,44%	7,54	8,20
VI	179,43	18,12%	18,35	17,73
VII	270,19	27,29%	42,41	33,09
VIII	45,90	4,64%	6,83	6,35
Total	990,00	100,00	100,00	100,00

Em outro estudo realizado na MCC, Meltran (2012) utilizou modelos hidrológicos distribuídos para identificar as Áreas Variáveis de Afluência (AVA) para testar diferentes cenários de composição da paisagem para geração de serviços ecossistêmicos hidrológicos de infiltração de água no solo. As AVAs são áreas dinâmicas que tendem a saturar mais rapidamente em um evento chuvoso contribuindo para geração de escoamento superficial. O autor demonstrou que uma restauração em apenas 4% das áreas da AVA poderia aumentar em mais de 50% a infiltração de água no solo e consequentemente a diminuição da erosão e que as APPS correspondem a mais de 60% das AVAs.

Os resultados obtidos por Meltran (2012) mostram que a alocação de áreas prioritárias nas áreas de APP contribui para geração de SEH na MCC. O Cen1a(D5m) alocou a maior parte das áreas prioritárias nas APPs ou próximas a elas. (Figura 27).

AVAS (Meltran, 2012), Áreas Prioritárias Cen1a(D5m) e sobreposição de recorte na região nordeste da MCC.

O recorte da região do extremo nordeste da MCC mostrada na Figura 27 pode, com limitações, exemplificar a relação entre os dois modelos, uma vez que o modelo RIOS leva em consideração a alocação de áreas prioritárias a montante daquelas com baixa capacidade de retenção de sedimentos dentro de um fluxo identificado.

5.6. Estimativa dos benefícios dos cenários futuros

5.7. Perda de solos e sedimento exportado

A Tabela 21 apresenta os valores absolutos de perda de solo e exportação de sedimento para todos os cenários estudados. Para os cenários do grupo 1, 2 e 5 também são apresentados os resultados para a modelagem com resolução de 5 metros.

Perda de solo e exportação de sedimentos para os cenários estudados.

Cenário	Área Priorizada (ha)	Perda de Solo (A) ton.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Sedimento Exportado (B) ton.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	B/A
Atual (base)	-	28.00	0.88	3.16%
1a	100	23.17	0.68	2.95%
1b	50	25.17	0.75	2.97%
1c	25	26.42	0.79	3.00%
2a	100	23.80	0.72	3.01%
2b	50	25.52	0.80	3.12%
2c	25	26.40	0.83	3.15%
3a	100	23.42	0.70	2.99%
3b	50	24.93	0.75	2.99%
3c	25	25.95	0.78	3.00%
4a	100	23.27	0.68	2.92%
4b	50	25.00	0.74	2.95%
4c	25	25.88	0.77	2.96%
5a	100	23.78	0.73	3.05%
5b	200	21.31	0.65	3.05%
5c	300	19.31	0.60	3.09%
5d	400	17.36	0.54	3.12%
Atual (base) – Dem 5m		62.95	5.90	9.37%
1a – Dem 5m	100	50.81	3.92	7.71%
1b – Dem 5m	50	57.21	4.65	8.12%
1c – Dem 5m	25	57.39	4.79	8.35%
2a – Dem 5m	100	51.21	3.92	7.66%
2b – Dem 5m	50	57.21	4.65	8.12%
2c – Dem 5m	25	59.78	5.03	8.42%
5a – Dem 5m	100	52.22	4.40	8.43%
5b – Dem 5m	200	44.05	3.48	7.89%
5c – Dem 5m	300	39.43	3.12	7.91%
5d – Dem 5m	400	35.10	2.81	8.02%

Tanto a alocação das áreas prioritárias como a estimativa de perda de solo foram diferentes ao variar a resolução espacial de entrada do DEM para geração dos fatores transversais F, D e U no pré-processamento da ferramenta disponibilizada pelo software RIOS para o ArcGis. Para os cenários de ambas resoluções aquele que apresentou o maior valor de perda de solo (PS), sedimento exportado (SE) e relação de aporte de sedimentos (RAS) foi o cenário atual (base).

Cenário base

O cenário base com resolução de 1 metro apresentou valores de PS de 28 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ e SE de 0,88 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. Já o cenário base do modelo com resolução de 5 metros apresentou valores muito superiores, com de PS 62,95 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ e SE de 5,90 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. A Tabela 22 abaixo mostra os valores para as principais classes de uso do solo desse cenário.

Perda de solo e exportação de sedimentos para as principais classes de uso no cenário 1a (Dem 5m).

Classe de Uso do Solo	Área (ha)	Área (%)	Perda de Solo (ton.ha⁻¹.ano⁻¹)	Percentual da Perda Solo Total (%)	Sedimento Exportado (ton.ha⁻¹.ano⁻¹)	Percentual do Sedimento Exportado total (%)
Cana	252,27	25,46	13454.32	21,88	1109.36	19,00
Veg. Nativa	202,81	20,47	3450.01	5,61	313.35	5,37
Pasto Limpo	305,89	30,9	25407.09	41,32	2650.06	45,39
Pasto Sujo	65,38	6,60	6584.01	10,71	635.58	10,89
Silvicultura	90,72	9,15	1959.39	3,19	126.64	2,17

Cenários Restauração 25 ha

Para aqueles com DEM de 1m, os valores de PS variaram de 25,88 a 26,42 ton.ha⁻¹.ano⁻¹, sendo o maior para o cenário 1c, menor para 4c e média de 26,16 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. Com relação a SE, os valores variaram entre 0,76 e 0,83 com média de 0,79 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. Para os cenários com DEM de 5m o menor valor de PS e SE foram encontrados no cenário 1c -Dem 5m.

Cenários Restauração 50 ha

Para aqueles com DEM de 1m, os valores de PS variaram de 24,83 a 25,52 ton.ha⁻¹.ano⁻¹, sendo o maior para o cenário 2b, menor para 3b e média de 25,15 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. Com relação a SE, os valores variaram entre 0,73 e 0,79 com média de 0,76 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. Para os cenários com DEM de 5m o menor valor de PS e SE foram iguais, respectivamente 57,21 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ e 4,65 ton.ha⁻¹.ano⁻¹.

Cenários Restauração 100 ha

Para aqueles com DEM de 1m, os valores de PS variaram de 23,17 a 23,8 ton.ha⁻¹.ano⁻¹, sendo o maior para o cenário 2a, menor para 1a e média de 23,41 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. Com relação a SE, os valores variaram entre 0,67 e 0,71 com média de 0,69 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. Para os cenários com DEM de 5m o menor valor de PS (51,21 ton.ha⁻¹.ano⁻¹) foi encontrado no cen1a(D5m), porém com mesmo valor de SE.

Cenários Práticas Conservacionistas e Restauração

Para os cenários DEM 1m, os valores de PS variaram de 17,36 a 23,78 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ e de 0,54 a 0,72 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ para SE. OS valores aumentam à medida que há um incremento de áreas de transição. Do mesmo modo, para os cenários DEM 5m, os valores de PS variaram de 35,10 a 52,22 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ e de 2,81 a 4,40 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ para SE. A Tabela 23 apresenta todos os cenários futuros com a atividade de transição “floresta” e suas reduções relativas ao respectivo cenário base em ordem crescente, para as duas resoluções de DEM modeladas.

Redução de sedimentos exportados relativa aos respectivos cenários atuais.

Cenário	Área Priorizada	Perda de Solo	Sedimento Exportado	Redução de Sedimento Exportado relativa ao Cenário atual
	(ha)	ton.ha-1.ano-1	ton.ha-1.ano-1	%
Atual (base)	-	28	0.88	-
Atual (base) – Dem 5m		62.95	5.9	-
2c	25	26.4	0.83	5.68
2b	50	25.52	0.8	9.09
1c	25	26.42	0.79	10.23
3c	25	25.95	0.78	11.36
4c	25	25.88	0.77	12.50
2c – Dem 5m	25	59.78	5.03	14.75
1b	50	25.17	0.75	14.77
3b	50	24.93	0.75	14.77
4b	50	25	0.74	15.91
2a	100	23.8	0.72	18.18
1c – Dem 5m	25	57.39	4.79	18.81
3a	100	23.42	0.7	20.45
1b – Dem 5m	50	57.21	4.65	21.19
2b – Dem 5m	50	57.21	4.65	21.19
1a	100	23.17	0.68	22.73
4a	100	23.27	0.68	22.73
1a – Dem 5m	100	50.81	3.92	33.56
2a – Dem 5m	100	51.21	3.92	33.56

O cenário com menor redução percentual em relação ao cenário base foi o cenário 2c, que alocou 25ha de floresta e teve como restrição preferencial as APPs. Já os cenários com maiores reduções foram o cenário 1a – Dem 5m e 2a – Dem 5m. O primeiro alocou 100 ha de forma automática e o segundo 100 hectares com restrição preferencial nas APPs. A pouca diferença entre eles deve-se ao fato de que a modelagem com resolução do DEM de 5 metros, ao calcular de modo mais preciso o índice de conectividade, concentrou uma quantidade maior de áreas próximas aos rios, pontuando com maior valor pixels nas áreas com finalidade de retenção dos sedimentos. A Figura 28 mostra a redução da ES em função das áreas de transição.

Redução de sedimento exportado em função das áreas de transição "floresta".

Dentre os cenários com área priorizada de 25, 50, 100 ha para florestas os maiores valores foram encontrados nos cenários 1c, 2b e 1a e 2a, respectivamente, todos com resolução DEM 5 metros. O cenário 1a apresentou os mesmos valores de 2a. Nota-se o pouca melhora ao dobrar as áreas de transição de 25 para 50 ha de restauração florestal.

Redução de sedimento exportado em função das áreas de transição "práticas conservacionista".

Cenário	Área Priorizada	Perda de Solo	Sedimento Exportado	Redução de Sedimento Exportado relativa ao Cenário base
	(ha)	ton.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	ton.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	%
Cenário Base	-	28	0.88	0.00
CenBase_Dem5m		62.95	5.9	0.00
5a	100	23.78	0.73	17.05
5b	200	21.31	0.65	26.14
5c	300	19.31	0.6	31.82
Cen5a_Dem5m	100	50.81	3.92	33.56
5d	400	17.36	0.54	38.64
Cen5b_Dem5m	200	44.05	3.48	41.02
Cen5c_Dem5m	300	39.43	3.12	47.12
Cen5d_Dem5m	400	35.1	2.81	52.37

A Tabela 24 acima apresenta todos os cenários futuros com a atividade de transição “floresta e práticas conservacionistas” e suas reduções relativas ao respectivo cenário base em ordem crescente, para as duas resoluções modeladas. Dentre os cenários deste grupo aqueles que apresentaram os melhores resultados para combinação de 100 ha de floresta com 100, 200 e 300 ha de práticas conservacionista foram os cenários 5b, 5c e 5d 25, 50, respectivamente, todos com resolução DEM 5 metros.

Redução de sedimento exportado em função das áreas de transição "florestas e práticas conservacionistas".

De um modo geral, melhores valores de redução foram gerados pelos cenários com resolução de 5 metros, o que pode ser um indicativo de alocação prioritária eficiente. Por exemplo, para uma mesma área de transição de 50 hectares (2b e 2b_Dem5m), há um aumento de aproximadamente 230 % na redução de sedimentos. Essa situação se repete para outras áreas de transição, tanto para os cenários com transição “floresta” (Figura 29) quanto para os cenários que propuseram práticas conservacionistas (Tabela 20 e Figura 30).

5.8. Cenários Propostos

De acordo com a análise dos resultados referentes a priorização de áreas e consequente benefícios gerados em termos de SEH, as áreas indicadas par restauração florestal de 25, 50 e 100 pertencem ao conjunto do cenário 1, modelados a partir de um DEM com resolução de 5 metros (Figura 30). Do mesmo modo, foram originados os melhores cenários para priorização de 100, 200 e 300 ha para implantação de práticas conservacionistas combinados com 100 ha de restauração florestal (Figura 31). Esses cenários podem indicar áreas para investimento em capital natural que apresentam a melhor relação custo-efetividade, como programas de PSA. As figuras abaixo representam o cenário futuro da MCC ilustrando as classes de uso do solo atuais, futuras e transição utilizada. A

Cenário futuro, classes atuais, futuras e áreas de transição (Floresta 100ha).

Cenário futuro, classes atuais, futuras e atividades de transição (floresta e práticas conservacionistas).

As Tabelas 25 e 26 contém o uso do solo futuro em valores de área absoluto e relativo, representando as atividades e áreas de transição contidas nas Figuras 30 e 31.

Classes de uso do solo e transição futura (cenário proposto-restauração 100ha) por área para Microbacia do Córrego do Cavalheiro - Analândia-SP.

Classe de uso e transição futura Cen1a(D5m)	Área	
	ha	%
Area Urbana	71.16	7.19%
Cana	218.02	22.03%
Cana - Transição Restauração- Floresta	33.76	3.41%
Floresta	202.83	20.50%
Lagoa	2.3	0.23%
Pasto Limpo	260.52	26.33%
Pasto limpo - Transição Restauração - Floresta	41.88	4.23%
Pasto Sujo	52.65	5.32%
Pasto sujo - Transição Restauração - Floresta	12.48	1.26%
Silvicultura	81.51	8.24%
Silvicultura - Transição Restauração - Floresta	9.16	0.93%
Solo exposto	0.65	0.07%
Solo exposto - Transição Restauração - Floresta	2.66	0.27%

Classes de uso do solo e transição futura (cenário proposto-restauração 100ha e práticas conservacionistas 300 ha) por área para Microbacia do Córrego do Cavalheiro - Analândia-SP.

Classe de uso e transição futura Cen5d (Dem5m)	Área	
	ha	%
Área Urbana	71.16	7.21%
Cana-de-açúcar – Transição Manejo - Cana-de-açúcar	99.81	10.12%
Cana-de-açúcar	138.45	14.03%
Cana-de-açúcar – Transição Restauração – Floresta	11.29	1.14%
Floresta	202.83	20.56%
Lagoa	2.3	0.23%
Pasto Limpo	125.9	12.76%
Pasto limpo - Transição Manejo - Pasto	156.8	15.89%
Pasto limpo - Transição Restauração - Floresta	18.92	1.92%
Pasto Sujo	20.46	2.07%
Pasto sujo – Transição Manejo - Pasto	42.85	4.34%
Pasto sujo - Transição Restauração - Floresta	1.78	0.18%
Silvicultura	27.75	2.81%
Silvicultura - Transição Restauração - Floresta	62.87	6.37%
Solo exposto	0.65	0.07%
Solo exposto - Transição Restauração - Floresta	2.66	0.27%

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de diferentes resoluções espaciais do DEM para definição da formação dos fluxos na MCC geraram resultados diversos nas modelagens RIOS e InVEST. Tanto o mapa de áreas prioritárias como os valores de produção e exportação de sedimentos se alteraram significativamente. Em pequenas bacias hidrográficas de relevo bastante acidentado deve se observar com atenção a resolução espacial dos mapas de relevo para a adequada à formação dos fluxos e consequente cálculo do índice de produção de sedimentos à montante, índice de retenção à justante e índice de continuidade ripária, fatores fundamentais para o ranqueamento dos pixels e índice de conectividade. Possíveis falhas na geração deste índice podem ter contribuído para um ranqueamento maior das áreas produtoras de sedimentos em detrimento das rentetoras. Porém, a comparação básica com outros estudos na MCC mostrou-se abrangente e ilustrativa, permitindo discussões entre as diversas formas de priorização de áreas e possíveis falhas.

Os critérios de restrição considerados nos diferentes cenários exerceram maior influência na alocação de áreas para as modelagens do grupo de maior resolução espacial, uma vez que os cenários com a resolução menor alocaram áreas de modo mais eficiente, coincidindo em parte polígonos de restrição preferencial propostos, como APPs e solo exposto. A escolha de uma microbacia com aproximadamente 1000 ha permitiu a definição com maior exatidão dos fatores de cobertura do solo, uma vez que o modelo, ao utilizar a RUSLE para estimar geração de sedimentos, é bastante sensível a esse fator.

Considerando a inexistência de série histórica de dados para uma validação dos resultados do modelo SDR-InVEST, seus produtos puderam auxiliar na comparação dos diferentes cenários em função da redução percentual. Cabe ressaltar também que o modelo traz limitações ao representar apenas processos erosivos superficiais e em sulco, sendo necessário uma avaliação de áreas com processos erosivos em andamento para melhores resultados modelagem. Além do mais, dado a simplicidade e pouco número de parâmetros, os dados de saídas desse modelo são muito sensíveis aos parâmetros de entrada, sendo necessário atenção especial aos dados de entrada, principalmente aos parâmetros da RUSLE. E mesmo apresentando simplicidade técnica para execução, a modelagem RIOS com objetivo pré-determinado de controle de erosão exige um conjunto de parâmetros biofísicos muitas vezes inexistentes para a região de estudo, o que implica na utilização de valores disponibilizados pelo modelo.

Em estudos realizados em bacias hidrográficas maiores poderiam ser incluídos outros critérios de restrição como distância de centros urbanos, estradas e suas conexões com a rede de drenagem, custo da terra, delimitando de forma mais precisa locais que poderiam ser iniciados programas de PSA. Com informações do Cadastro Ambiental Rural, a modelagem no RIOS poderia também gerar informações mais precisas uma vez que outros critérios legais seriam adicionados ao processo.

7. CONCLUSÕES

De acordo com os métodos utilizado, a exportação de sedimentos atual para a microbacia estudada foi aproximadamente 5,9 ton.ha-1.ano-1. O cenário futuro que melhor alocou áreas para restauração florestal correspondentes a 25, 50 e 100 ha foram aqueles do grupo 1 com resolução espacial de 5 metros e sem restrições preferenciais. Os valores de redução foram, respectivamente, 18,21%, 21,19% e 33,56%. Ao inserir no modelo áreas de transição agrícola equivalentes a 100, 200 e 300 hectares e combiná-las com áreas de transição florestal de 100 ha, os valores de redução na exportação de sedimentos estimados foram, respectivamente, 41,08%, 47,18% e 52,37%.

A modelagem RIOS permitiu alocar de forma eficiente as áreas prioritárias de transição florestal para um cenário futuro de controle de erosão e sedimentação. Uma vez que compõe a maior parte da paisagem, atividades de transição nas áreas agrícolas geraram boas respostas na redução de exportação de sedimentos quando combinadas com atividades de restauração florestal, o que indica a importância de um planejamento conservacionista da paisagem como um todo. De uma forma geral, a distribuição das atividades inicia-se nos pixels das APPS, com maiores pontuações em prioridade, o que corrobora a importância dessas áreas para aquela região. As informações geradas nesse estudo podem subsidiar a tomada de decisão em um horizonte de ampliação de políticas públicas de PSA na Bacia do PCJ, contribuindo para a melhor gestão dos recursos hídricos nessa bacia de grande importância no contexto econômico brasileiro.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Manual Operativo do Programa Produtor de Água / Agência Nacional de Águas. 2ª Edição. Brasília: ANA, 2012.
- ANALÂNDIA (Cidade). Prefeitura de Analândia. Plano Municipal de Desenvolvimento Rural Sustentável 2010 – 2013. ANALÂNDIA, 2009.
- BARLOW, M. Água - Futuro Azul. Como proteger a água potável para o futuro das pessoas e do planeta para sempre. São Paulo: M. Books do Brasil. 312p, 2015
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do Solo. São Paulo: Ícone, 1990. 355p
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do Solo. 9. ed. São Paulo: Ícone, 2014. 355p
- BORN, R e TALOCCHI, S. (coord). Payment for Environmental Services: Brazil. Relatório elaborado com parte do projeto “Payment for Environmental Services in the Americas”. Fundação FORD. 2002.
- BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. CATENA, v. 75, n. 3, p. 268-277, 11/15/ 2008.
- BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics, v. 63, n. 2-3, p. 616-626, Aug 2007
- CALDER, I. R. WATER-USE OF EUCALYPTS - A REVIEW. Growth and Water Use of Forest Plantations, p. 167-179, 1992
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Demográfico 2010. Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010> Acesso em: ago. 2016
- CHAVES, H.M. L; BRAGA, B.; DOMINGUES, A.F; DOS SANTOS, D.G. Quantificação dos Benefícios Ambientais e Compensações Financeiras do “Programa do Produtor de Águas” (ANA): 1. Teoria. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Vol. 9 (3): 5-14, 2004a.
- CHAVES, H.M. L; BRAGA, B.; DOMINGUES, A.F; DOS SANTOS, D.G. Quantificação dos Benefícios Ambientais e Compensações Financeiras do “Programa do Produtor de Água” (ANA): II. Aplicação. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Vol. 9 (3): 15-21, 2004b.
- CHAVES, H. M. L. Relações de aporte de sedimento e implicação de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1469-1477, Ago. 2010.
- COMITÊS PCJ. Aprova a Política de Recuperação, Conservação e Proteção dos Mananciais no âmbito da área de atuação dos Comitês PCJ. Deliberação nº 238 de 23/10/2015. Publicada comunicação no DOU em 28/10/2015.
- COMITÊS PCJ. Plano diretor para recomposição florestal visando a produção de água nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. Relatório Final. Maio, 2005.
- COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, v. 387, n. 6630, p. 253-260, May 1997. Changes in the global value of ecosystem services. Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions, v. 26, p. 152-158, May 2014
- DAILY, G. (Ed.) Nature's services: societal dependence on the natural ecosystem. Washington: Island Press, 1997. 392p.

- DA SILVA, M. A. et al. WATER EROSION RISK PREDICTION IN EUCALYPTUS PLANTATIONS. *Ciencia E Agrotecnologia*, v. 38, n. 2, p. 160-172, Mar-Apr 2014. ISSN 1413-7054. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000337144600007 >.
- De GROOT, R.S. 1992. Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making. Wolters noordhoff bv, Groningen, The Netherlands, 315 p.
- DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, v. 41, n. 3, p. 393-408, Jun 2002
- DEMARCHI, J.; REGINA LOPES ZIMBACK, C. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do ribeirão das perobas. 2014. 102
- DESMET, P.J.J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, Ankeny, v.51, n.5, p. 427-43, 1996.
- DERPSCH, R. Sustainable agriculture, in Saturnino e Landers (eds.): The environment and zero tillage. APDC-FAO, Brasília, P. 31-53, 2002.
- DERISSEN, S.; LATACZ-LOHMANN, U. What are PES? A review of definitions and an extension. *Ecosystem Services*, v. 6, p. 12-15, 12// 2013
- EHRLICH, P.; EHRLICH, A. Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. New York: Random House, 1981. 305p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 1979. 83p.
- FANGMEIER, D.D.; ELLIOT, W.; WORKMAN, S.T.; SCHWAB, G.O. Soil and Water Conservation Engineering. 5. ed. New York. Thomson Delmar Learning. 2006. 502 p
- FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. D.; RODRIGUES, C. B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. *Forest Ecology and Management*, v. 301, p. 58-66, Aug 2013
- FERREIRA, R.V. (2005) Utilização de Sistemas de Informações Geográficas na Identificação de Unidades Geoambientais no Município de Analândia-SP. Dissertação (Mestrado), Instituto de Geociências UNICAMP, Campinas.
- FERREIRA, M. V. Contribuição metodológica ao estudo da dissecação e energia do relevo: proposta e avaliação de técnicas computacionais. 2015. 229p. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Rio Claro, 2015.
- FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, v. 68, n. 3, p. 643-653, Jan 2009
- FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION (FAO), 2012. What are Ecosystem Services? In DERISSEN, S. AND U. LATACZ-LOHMANN What are PES? A review of definitions and an extension. *Ecosystem Services*. p. 12-15, dez. 2013.
- FORJAZ, C. R. H. Água, substância da vida - o mundo da água. São Paulo: Ed Do autor, 2007. 222p.
- FUJIIHARA, Alberto Kazutoshi. Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento. 2002. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002. doi:10.11606/D.11.2002.tde-12112002-141046. Acesso em: 2018-08-04.

- GARCIA, G. J., GAMERO, H.G., GARCIA, L. B. R., VETTORAZZI, C. A., KRÖENERT, R., VOLK, M., LAUCH, A.; MEYER, B. Impacto do uso da terra na erosão do solo e no balanço e qualidade de água na bacia do Rio Corumbataí, SP. *Holos Environment*, v.6, n.2, p. 118-136, Maio. 2006.
- GALDINO, S. (2012) Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do alto Taquari - MS/MT. Tese (doutorado), Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, Campinas, 99p.
- HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012 Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
- HEALY, R. W. Estimating groundwater recharge. Cambridge. Cambridge University Press. 2010. 256p
- HERNANI, L.C.; FREITAS, P.L.; PRUSKI, F.F.; DE MARIA, I.C.; CASTRO FILHO, C; LANDERS, J.N. Erosão e seu impacto no Brasil. In: *Uso agrícola dos solos Brasileiros*. EMBRAPA, Rio de Janeiro, p.47-60, 2002
- JARDIM, M. H. Pagamentos por Serviços Ambientais na Gestão de Recursos Hídricos: O Caso do Município de Extrema-MG. 2010. 195p. Dissertação de Mestrado. Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília, Brasília, 2010
- KAREIVA, P.; TALLIS, H.; RICKETTS, T. H.; DAILY, G. C.; POLASKY, S. (Ed.), *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem*. New York. Oxford University Press. 2011. 395p.
- KFOURI, A. FAVERO, F. Projeto Conservador das Águas, Passo a Passo: uma descrição didática sobre o desenvolvimento da primeira experiência prática de pagamento por uma Prefeitura Municipal no Brasil. Brasília: The Nature Conservancy do Brasil, 2011. 58p.
- KOEFLER, N.F. et al. Solos da bacia do Rio Corumbataí. Rio Claro: Departamento de Cartografia e Análise da Informação Geográfica - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, 1992. Escala: 1:50.000.
- KING, K.W.; ARNOLD J. G. SRINAVASAN, R. Soil and Water Assesment Tool – SWAT. Texas: USDA, 1996. 142 p
- LAL, R.; BLUM, W.H.; VALENTINE, C.; STEWART, B.A. (Ed). *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Taylor e Francis, 1997
- LEPSCH, I.F. Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso. Campinas: SBCS, 1983. 175p.
- LEPSCH, I.F.; ESPÍNDOLA, C.R.; VISCH FILHO, O.J.; HERNANI, L.C.; SIQUEIRA, D.S. Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso. Campinas: SBCS, 2015. 170p
- LOMBARDI NETO, F. MOLDENHAUER, W.C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. In: *ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO*, 3., 1980, Recife. Anais... Recife: SBCS, 1980. P. 13.
- MAIDMENT, David R. GIS and hydrologic modeling-an assessment of progress. In: *Third International Conference on GIS and Environmental Modeling*, Santa Fe, New Mexico. 1996.
- MANSOR, M. T.C.; TEIXEIRA FILHO, J.; ROSTON, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, n. 3, p. 715-723, 2006.
- MARTINI, L.C e LANNA, A.E. Medidas compensatórias aplicáveis à questão da poluição hídrica de origem agrícola. *Revista da ABRH*, Vol. 8 No.1, 2003

- MARTINS, S.G.; SILVA, M.L.N.; AVANZI, J.C.; CURTI, N.; FONSECA, S. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do Estado do Espírito Santo. *Scientia Forestalis*, v.38, p.517-526, 201
- MELO FILHO, G.A. e MENDES, D.S. Estimativa de custo de produção de milho, nos sistemas convencional e direto, safra 1999/2000. Comunicado Técnico No. 3, Embrapa Agropecuária. Oeste, Dourados, MS, 3 p., 1999.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington, DC: Island Press. 2005. 137p.
- MINGOTI, Rafael. Produção de sedimentos em microbacias hidrográficas em função do relevo e da cobertura florestal. 2009. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, University of São Paulo, Piracicaba, 2009. doi:10.11606/D.11.2009.tde-14102009-091830. Acesso em: 2018-05-02
- MINGOTI, Rafael. Efeitos da espacialização da cobertura florestal e da profundidade dos solos na produção de água de uma bacia hidrográfica. 2012. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012. doi:10.11606/T.11.2012.tde-25102012-090126. Acesso em: 2018-05-02.
- MYERS, N. Environmental services of biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 93, n. 7, p. 2764-2769, Apr 1996
- MURPHREE, C. E.; MUTCHLER, C. K. COVER AND MANAGEMENT FACTORS FOR COTTON. *Transactions of the Asae*, v. 23, n. 3, p. 585-&, 1980. ISSN 0001-2351. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:A1980KE27800013 >.
- OLIVEIRA, J. B. de. Solos do Estado de São Paulo: descrição das classes registradas no mapa pedológico. Campinas: Instituto Agrônomo, 1999. (Boletim Científico n. 45).
- OLIVEIRA, F.P.; SANTOS, D.; SILVA, I.F. & SILVA, M.L.N. Tolerância de perda de solo por erosão para o estado da Paraíba. *R. Biol. Ci. Terra*, 8:60-71, 2008.
- PARRON, L. M. (Ed). Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. Embrapa. Brasília. 2015. 370 p.
- PEREIRA, A. C. et al. Custo de oportunidade: conceitos e contabilização. *Cad. estud.*, São Paulo, n. 2, p. 1-24, Apr. 1990.
- PINTON, L. de G. A cartografia do relevo como subsídio à avaliação de impactos na dinâmica pluvio erosiva da bacia do Córrego do Cavalheiro – Analândia/SP. Rio Claro: Instituto de Geociência e Ciências Exatas – UNESP, 2007. Relatório Final de Pesquisa apresentado para a FAPESP, processo n. 06/60616-1.
- PRADO, H. Solos tropicais – potencialidades, limitações, manejo e capacidade de uso. Piracicaba, 1995. 166p.
- PRICE, K. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review. *Progress in Physical Geography*, v. 35, n. 4, p. 465-492, ago. 2011
- RENARD, K.G.; FORSTER, G.R.; WEESIES, G.A; McCOOL, D.K.; YODER, D.C. (Coord). Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the revised soil loss equation (RUSLE). Washington: USDA, ARS, 1997. p. 2-18 (Agriculture Handbook, 703).
- RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. Modelos hidrológicos para gestão ambiental. Programa de Ciência e Tecnologia para Gestão de Ecossistemas - relatório técnico parcial. MCT/INPE. São José dos Campos: INPE, 2000. 60p
- RIBAUDO, M.O., HORAN, R.D. e SMITH, M.E. Economics of water quality protection from non-point sources: Theory and practice. USDA –ERS Report No. 782, Washington, 1999.

- SALATI, E. Diagnóstico ambiental sintético e qualidade da água como subsídio para o planejamento regional integrado da Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí (SP). (Tese de Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996
- SCHNEIDER, P.; GIASSON, E.; KLAMT, E. Classificação da aptidão agrícola das terras: um sistema alternativo. Guaíba: Agrolivros, 2007. 70p.
- SILVA, E. S; MENENZES, E.M. Metodologia da pesquisa e elaboração de dissertação. 4. ed. rev. Florianópolis: UFSC, 2005. 138p.
- SILVA, B. P. C. et al. Soil and water losses in eucalyptus plantation and natural forest and determination of the USLE factors at a pilot sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil. *Ciencia E Agrotecnologia*, v. 40, n. 4, p. 432-442, Jul-Aug 2016. ISSN 1413-7054. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:00038355700006 >.
- SHARP, et al. InVEST VERSION User's Guide (The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund). 2011. 328p.
- SPAROVEK, G.; VAN LIER, Q.J. Definition of tolerable soil erosion values. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 21, p. 467-471, 1997.
- STRAHLER, A. N.; STRAHLER, A. H. Geografia Física. 3a edição. Barcelona: Omega, 2005. 550p. GIL, A. C. Métodos e técnicas de pesquisa social. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2008. 200p.
- TAVARES FILHO, J. Física e Conservação do Solo. Londrina: Eduel, 2013. 256p.
- TUCCI, C.E.M. Modelos Hidrológicos. Porto alegre – RS. Ed. Universidade UFRGS. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1998. 652 p.
- TUNDISI, J.G. Água no século XXI: enfrentando a escassez. São Carlos: RiMa, IIE, 2003. 248p.
- VERTESSY, R.A.; HATTON, T.J.; O'SHAUGHNESSY, P.J.; JAYASURIYA, M.D.A. Predicting water yield from a mountain ash forest catchment using a terrain analysis-based catchment model. *J. Hydrology*, 150:665-700, 1993.
- VEIGA-NETO, F.C. Construção dos mercados de serviços ambientais e suas implicações para o desenvolvimento sustentável no Brasil. 2008. Tese (Doutorado em Ciências) – CPDA, ICHS, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2008
- VETTORAZZI, C. A. Avaliação Multicritérios, em ambiente SIG, na definição de áreas prioritárias à restauração florestal, visando à conservação de recursos hídricos. 2006. 151p. Tese. (Tese de Livre Docência na especialidade Topografia). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2006.
- VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. A. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. *Ecological Engineering*, v. 94, p. 255-267. set. 2016.
- VIGIAK, O. et al. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology*, v. 138, n. 1, p. 74-88, 2// 2012.
- VOGL, A., TALLIS, H., DOUGLASS, J., et al. (2015) Resource Investment Optimization System: Introduction e Theoretical Documentation. Capital Natural Project, 76p. Disponível em: http://data.naturalcapitalproject.org/rios_releases/RIOSGuide_Combined_07May2015.pdf>, Acesso em maio 2017.
- WALLACE, K. J. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, v. 139, n. 3-4, p. 235-246, Oct 2007
- WEILL, M. D. M.; SPAROVEK, G. Erosion study in the ceveiro watershed (Piracicaba, SP). I - Estimation of soil loss rates and sensitivity factor analysis of the USLE model. *Revista Brasileira De Ciência Do Solo*, v. 32, n. 2, p. 801-814, Mar-Apr 2008. ISSN 0100-0683. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000256773500034 >.

- WESTMAN, W. E. How Much Are Natures Services Worth. *Science*, v. 197, n. 4307, p. 960-964, 1977
- WHATELY, M.; HERCOWITZ, M. Serviços ambientais, conhecer, valorizar e cuidar: subsídios para proteção dos mananciais de São Paulo. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2008. 119 p.
- WISCHMEIER, W. H.; MANNERING, J. V. RELATION OF SOIL PROPERTIES TO ITS ERODIBILITY. *Soil Science Society of America Proceedings*, v. 33, n. 1, p. 131-+, 1969. Disponível em: <Go to ISI>://WOS:A1969D030000028 >.
- WISCHMEIER, W.H. e SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: A guide for conservation planning. Washington, 1978. 57p. (USDA Handbook, 537).
- WUNDER, S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, v. 21, n. 1, p. 48-58, Feb 2007. ISSN 0888-8892. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:000244148800013 >.
- YOUNG, R.A. Determining the economic value of water. Washington, RFF, 2005. 356p.
- YOUNG, C. E. F.; DE BAKKER, L. B. Payments for ecosystem services from watershed protection: A methodological assessment of the Oasis Project in Brazil. *Natureza e Conservação*, v. 12, n. 1, p. 71-78, Jun 2014
- ZOLIN, C. A. et al. Minimização da erosão em função do tamanho e localização das áreas de floresta no contexto do programa "conservador das águas". *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, Viçosa, v. 35, n. 6, p. 2157-2166, Dec. 2011.
- ZOLIN, C. A. et al. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agricultural Water Management*, v. 137, p. 75-83, May 2014.

APÊNDICES

APÊNDICE A. Questões relativas a definição da área de estudo.

a) A área pertence a uma região prioritária com relação a conservação dos recursos hídricos?

Sim, a microbacia foi classificada como sendo de alta prioridade para conservação visando a produção de água, contendo áreas classificadas como sendo de muito alta prioridade (Comitês PCJ, 2005; Vettorazzi, 2006). Ambos os trabalhos dispuseram de ferramenta de análise multicritério em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas, utilizando diferentes métodos para integração dos fatores.

b) A microbacia atende um ou mais critérios para seleção no âmbito do PPA-ANA?

Sim, a MC atinge pelo menos três critérios do programa, pois é um manancial de abastecimento, está inserida e bacias hidrográficas que já tenham instrumentos de gestão implementados previstos na Lei 9.443/97 e, por fim, está inserida em uma bacia hidrográfica cujo Plano de Recursos Hídricos com problemas de poluição difusa de origem rural, erosão e déficit de cobertura vegetal em áreas legalmente protegidas. Há ainda o critério do número de propriedades interessadas que não foi levantado em campo.

c). Há disponibilidade de dados para região?

Sim, existem estudos recentes realizados na MC, além dos dados do Cadastro Ambiental Rural, entre outros, e que estão disponíveis na Agência de Bacia do PCJ e outros órgãos do estado e município.

d) Há possibilidade futura de aplicação de esquemas de PSA na microbacia ou bacia hidrográfica?

Sim, uma vez a MC já é alvo de ações de conservação, projetos de pesquisa no âmbito do Comitê de Bacia PCJ, citando como exemplo a aplicação de recursos do Programa Nascentes (antigo Mata Ciliar) por intermédio do GT Mananciais 2, destina recursos para restauração das áreas obrigatórias (APP e Reserva Legal). Essas ações contribuem para a divulgação de ações com esse enfoque na MC, possibilitando abertura entre os proprietários.

2 GT Mananciais é um grupo de trabalho formado por representantes da Câmara Técnica de Uso e Conservação do Solo no Meio Rural e Câmara Técnica de Recursos Naturais, dentro dos Comitês de Bacias PCJ.

APÊNDICE B. Parâmetros biofísicos utilizados para modelagem RIOS e InVEST.

lucode	description	native_veg	sed_exp	sed_ret	rough_rank	cover_rank	usle_c	usle_p	LULC_veg
54	Área Urbana	0	0.99	0.2	0.011	0.1	0.99	1	0
59	Floresta	1	0.025	0.7375	0.6	0.91	0.025	1	1
43	Pasto Limpo	0	0.14	0.84	0.5	1	0.25	1	1
13	Pasto Sujo	0	0.14	0.84	0.5	1	0.18	1	1
61	Silvicultura	0	0.121	0.7375	0.6	0.79	0.121	1	1
28	Cana-de-açúcar	0	0.24	0.84	0.163	0.814	0.3036	1	1
16	Lagoas	0	0.04	0.2	0.0001	0	0.04	1	0
29	Cana-de-açúcar mng	0	0.24	0.84	0.163	0.814	0.1242	0.5	1
44	Pasto mng	0	0.14	0.84	0.5	1	0.1	0.5	1
62	Silvicultura mng	0	0.121	0.7375	0.6	0.79	0.0491	0.5	1
2	Solo exposto	0	1	0.26	0.013	0.114	1	1	1