UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE ENERGIA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA AMBIENTAL

SANDRA ISAY SAAD

Modelagem e valoração dos serviços ambientais
hidrológicos na recuperação da vegetação no
Ribeirão das Posses, Extrema, MG

SÃO PAULO

2015

SANDRA ISAY SAAD

Modelagem e valoração dos serviços ambientais
hidrológicos na recuperação da vegetação no
Ribeirão das Posses, Extrema, MG

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental do Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Doutor em Ciência Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Humberto Ribeiro da Rocha

Versão corrigida

SÃO PAULO

2015

**AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL
DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU
ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA
A FONTE.**

Saad, Sandra Isay.

Modelagem e valoração dos serviços ambientais hidrológicos na
recuperação da vegetação no Ribeirão das Posses, Extrema, MG./

Sandra Isay Saad, orientador: Humberto Ribeiro da Rocha. –São Paulo
169 f.: il.; 30 cm.

Tese (Doutorado em Ciência Ambiental) – Programa de Pós-
Graduação em Ciência Ambiental – Instituto de Energia e Ambiente da
Universidade de São Paulo.

1. Recursos hídricos - conservação. 2. Meio ambiente - serviços.
4. Legislação ambiental. 5. Proteção ambiental. I. Título.

Nome: SAAD, Sandra Isay

Título: Modelagem e valoração dos serviços ambientais hidrológicos na recuperação da vegetação no Ribeirão das Posses, Extrema, MG

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental do Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciência Ambiental.

Aprovada em: 10 de março de 2016

Banca Examinadora

Prof. Dr. Humberto Ribeiro da Rocha

Julgamento: Aprovada

Instituição: IAG-USP

Assinatura:_____

Prof. Dr. Paulo Antonio de Almeida Sinisgalli

Julgamento: Aprovada

Instituição: EACH-USP

Assinatura:_____

Prof. Dr. Ricardo de Oliveira Figueiredo

Julgamento: Aprovada

Instituição: Embrapa

Assinatura:_____

Prof. Dr. Wilson Cabral de Sousa Júnior

Julgamento: Aprovada

Instituição: ITA

Assinatura:_____

Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva

Julgamento: Aprovada

Instituição: UFLA

Assinatura:_____

Prof. Dr. Humberto Ribeiro da Rocha

Presidente

Instituição: IAG-USP

Assinatura:_____

Agradecimentos

Ao Prof. Humberto Ribeiro da Rocha, pela orientação, e por ter contribuído desde o início da minha formação, como profissional e cientista;

Ao Jonathan Mota da Silva, meu colega de trabalho, companheiro e esposo, pelas grandes contribuições a este trabalho e por me fazer feliz;

Aos meus país, Susana e Roberto, não tenho palavras para descrever a tamanha dedicação e apoio que sempre recebi;

À minha família, principalmente ao meu irmão Fabio e a meus avós Mariane e Sandor;

À TNC (*The Nature Conservancy*) pelas informações da região de estudo. Em especial ao João Guimarães, pelo apoio fundamental no início do projeto, e ao Christopher e à Eileen;

Ao Sr. Paulo Henrique Pereira, Secretário de Meio Ambiente do Município de Extrema, MG, pelas informações sobre o Projeto Conservador das Águas;

Aos colegas, funcionários e professores do PROCAM. Aos colegas da Climatempo (e aos que passaram por lá), pelo aprendizado e pelo dia-a-dia tão prazeroso. Em especial, à Gilca Palma pelo apoio e confiança;

Aos colegas do Laboratório de Clima e Biosfera, do IAG-USP;

Ao CNPq, pelo apoio financeiro, sob o projeto nº: 159363/2012-8.

Resumo

SAAD, Sandra Isay. **Modelagem e valoração dos serviços ambientais hidrológicos na recuperação da vegetação no Ribeirão das Posses, Extrema, MG.** 169f. Tese (Doutorado em Ciência Ambiental) - Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

Questões ambientais e sócio-econômicas nem sempre coexistem de forma conciliada, o que pode opor a conservação da biodiversidade, a regulação climática, a produção e qualidade da água, com outros fatores como a produção de energia, alimentos e fibras, e a geração de empregos. No Brasil, o código florestal prescreve as Áreas de Preservação Permanente como forma de garantir a manutenção dos Serviços Ambientais (SA), e os projetos de Pagamento de Serviços Ambientais (PSA) estão surgindo como forma de recompensar os provedores de SA, como o Projeto Conservador das Águas, a primeira experiência municipal brasileira, em andamento no Município de Extrema, MG. Apesar dos esforços, ainda são escassos os estudos que quantifiquem os benefícios econômicos dos serviços ambientais, fundamental para que estes sejam incluídos nas tomadas de decisões. O objetivo do trabalho foi quantificar e valorar os Serviços Ambientais hidrológicos da recuperação da vegetação, na sub-bacia do Ribeirão das Posses, em Extrema, através da modelagem ambiental. Utilizando o modelo InVEST (*Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs*) foram simuladas a vazão e o fluxo de sedimentos em um cenário anterior e posterior ao Projeto Conservador das Águas, um cenário sem práticas de conservação (Antropizado), e em cenários que priorizassem o reflorestamento ao longo das margens dos rios (reflorestamento ripário) ou nas encostas (reflorestamento das áreas íngremes). Os Serviços Ambientais foram estimados a partir do custo evitado da redução do tratamento

de água e dragagem (custos *off-site*) e na erosão (custos *on-site*), em função da diferença entre os cenários, e foram comparados com o Pagamento por Serviços Ambientais e o custo de oportunidade, equivalente aos rendimentos da pecuária extensiva. Verificou-se que as estradas geraram 29% da perda de solos na sub-bacia, e as barraginhas, uma das práticas conservacionistas adotadas pelo projeto, diminuíram em 4% os sedimentos na foz da sub-bacia, e o reflorestamento de espécies nativas em 5%. Juntas, as duas práticas contribuíram para 9% de redução. A redução do fluxo de sedimentos do Pós-Projeto em relação ao cenário Antropizado foi de 40%. O reflorestamento ripário foi mais eficiente na redução de fluxo de sedimentos do que o reflorestamento das áreas íngremes e gerou maior redução nos custos de tratamento de água e de dragagem. Enquanto um reflorestamento ripário de apenas 5 m reduziu em 23% o fluxo de sedimentos, um reflorestamento nas áreas íngremes com a mesma área de floresta (áreas com declividade acima de 60%) reduziu o fluxo de sedimentos em 2%. Para um reflorestamento ripário de 30 m, o mesmo foi reduzido em 50%. Por outro lado, o reflorestamento das áreas íngremes foi mais eficiente na redução da perda de solos, e portanto, obteve maior redução dos custos *on-site*, pela redução dos prejuízos causados pela erosão. Os resultados mostram a importância de projetos como o Conservador das Águas, não só na melhoria das condições ambientais, mas principalmente na conservação de florestas nativas. Os pequenos agricultores são uns dos principais beneficiários devido à melhoria das condições sociais e ambientais, embora não sejam os únicos, uma vez que os benefícios vão além dos limites da sub-bacia, e acreditamos que os esforços para a preservação devem ser compartilhados pelos beneficiários indiretos, que no caso da sub-bacia do Ribeirão das Posses, seriam os usuários da água do Sistema Cantareira. A nossa sugestão para esta contribuição é de pelo menos 28% do Pagamento por Serviços Ambientais por área preservada.

Palavras-chave: Serviços Ambientais, Modelagem Ambiental, PSA, Conservador das Águas, Código Florestal, Modelo InVEST

Abstract

SAAD, Sandra Isay. **Modeling and valuation of hydrological environmental services in the recovery of vegetation in Ribeirão das Posses, Extrema, MG.** 169f. Doctorate Thesis (Environmental Science). Institute of Energy and Environment of University of Sao Paulo, Sao Paulo, 2015.

Environmental and socioeconomic issues not always coexist in a reconciled manner, which may oppose biodiversity conservation, climate regulation, water quality and production, to other factors such as energy production, food and fiber, and job creation. In Brazil, the Forest Code prescribes the Permanent Preservation Areas in order to guarantee the maintenance of Environmental Services (ES), and the Payment for Environmental Services project (PES) are emerging as a way to reward the providers of ES, as *Conservador das Águas* project, the first Brazilian municipal initiative, underway in Extrema Municipality. Despite the efforts, there are few studies that quantify the economic benefits of ecosystem services essential for them to be part of decision-making process. The objective of this work was to quantify and assess the hydrological Environmental Services in the recovery of vegetation in Posses subbasin in Extrema, through environmental modeling. Using InVEST model (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs) we simulated sediment and streamflow in a scenario before *Conservador das Águas* project (Pre-Project), after (Post-Project), another with no soil conservation practices (Anthropized), and others which prioritize reforestation of riparian areas (riparian reforestation) or in slopes (reforestation of steep areas). The Environmental Services were estimated based on the avoided cost of reducing water treatment and dredging (off-site costs) and erosion (on-site costs), as functions of the difference between scenarios, and they were compared to the Payment

for Environmental Services and the opportunity cost, equivalent to the extensive livestock income. It was found that the roads contributed to 29% of the total soil loss in the sub-basin, and *barraginhas*, one of the conservation practices adopted by the project, decreased sediment flow in the river mouth by 4%, and reforestation of native species by 5%. Together, the two practices contributed to a reduction in 9%. The reduction of sediments flow in Post-Project scenario in relation to Anthropized was of 40%. Riparian reforestation was more efficient in the reduction of sediment flow than the reforestation of steep areas, what caused greater reduction in the costs of water treatment and dredging. While a 5 m riparian reforestation reduced sediment flow by 23%, reforestation in steep areas with the same area of forest (areas with slope above 60%) reduced sediment flow by 2%. For a 30 m of riparian strip of reforestation, it was reduced by 50%. On the other hand, reforestation of steep areas was more efficient in reducing soil loss, and so it presented greater reduction in on-site costs by reducing the losses caused by erosion. Results showed the importance of projects such as the *Conservador das Águas*, not only in the improvement of environmental conditions, but mainly in the conservation of native forests. The main beneficiaries of these projects are small farmers by improving social and environmental conditions, but the benefits go beyond the subbasin boundaries, and we believe that efforts to preserve must be shared by indirect beneficiaries, which in the case of Posses subbasin are the users of water from the Cantareira System. Our suggestion for this contribution is at least 28% of Payment for Environmental Services by preserved area.

Key-Words: Environmental Services, Environmental Modelling, Payment for Ecosystem Services, Conservador das Águas, Forest Code

Lista de Figuras

2.1	Uso da terra no Brasil e déficit de APP's e de Reservas Legais. Fonte: Sparovek et al. (2012).	28
2.2	Valor Econômico Total. Informações de Seroa da Motta (1997).	30
2.3	Métodos de Valoração Ambiental.	32
2.4	Relação entre a retenção de sedimentos e a largura do filtro de vegetação, extraído de estudos pontuais. Fonte: Liu et al. (2003).	40
2.5	Relação entre a retenção de sedimentos e a largura do filtro de vegetação e ajuste logaritmo para (a) filtros de grama e de floresta e (b) para áreas mais ou menos íngremes. Fonte: Yuan et al. (2009).	40
2.6	Relação entre a retenção de sedimentos e a largura do filtro de vegetação no modelo SWAT, versão 2005. Fonte: Park et al. (2011).	41
3.1	Localização da sub-bacia do Ribeirão das Posses, tributário da bacia hidrográfica do Rio Jaguari.	44
3.2	Topografia da sub-bacia do Ribeirão das Posses com resolução de 30 m. Modelo Digital de Elevação <i>ASTER</i> (<i>Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer</i>).	45
3.3	Temperatura média e precipitação mensais na sub-bacia do Ribeirão das Posses. A temperatura foi estimada a partir da correção altimétrica dos dados da estação do INMET de Monte Verde no período de 2008 a 2015 (método especificado na Seção 3.5.2.4.1), e a chuva a partir dos pluviômetros da ANA, no período de 2010-2014.	45
3.4	Temperatura mínima, média e máxima, médias mensais na sub-bacia do Ribeirão das Posses.	46

3.5	Mapa de solos na sub-bacia do Ribeirão das Posses. Fonte: Adaptado de Silva et al. (2013).	47
3.6	(a) Intervenções do Projeto Conservador das Águas na bacia, e (b) mapa do uso da terra após as ações do projeto Conservador das Águas (em 2015). Os dados foram fornecidos pela TNC (<i>The Nature Conservancy</i>).	49
3.7	Foto de uma área de reflorestamento em Posses, tirada em janeiro de 2015.	50
3.8	Localização das barraginhas e estradas. A dimensão dos polígonos foi ampliada para facilitar a visualização. A dimensão real pode ser vista na Figura 3.6 b.	50
3.9	Foto de uma Barraginha em Posses, tirada em agosto de 2015.	51
3.10	Cenários de Reflorestamento Ripário, em função da distância da margem recuperada (descrito no topo dos gráficos), a partir do cenário Antropizado (a).	53
3.11	Cenários de Reflorestamento das Áreas Íngremes, em função da distância da margem recuperada (descrito no topo dos gráficos), a partir do cenário Antropizado (a).	54
3.12	Cenários Antropizado, Pré-Projeto e Pós-Projeto e cenários dos grupos Reflorestamento Ripário e das Áreas Íngremes em função da área reflorestada.	54
3.13	Bacia do Ribeirão das Posses, e as estações pluviométricas (em azul) e fluviométricas (em vermelho) da Hidroweb. Em (b) a sub-bacia sob a perspectiva da foz.	58
3.14	Precipitação acumulada em cada ano hidrológico para cada um dos cinco pluviômetros da sub-bacia do Ribeirão das Posses e vazão média anual no exutório da bacia, calculada a partir dos dados de cota.	59
3.15	(a) Vazão (m^3/s) e (b) turbidez (NTU) medidos em alguns eventos, no Portal das Estrelas e na Foz do Ribeirão das Posses.	61
3.16	Turbidez (NTU) em função da vazão (m^3/s) nos eventos da Figura 3.15, no Portal das Estrelas e na Foz do Ribeirão das Posses, e as respectivas curvas de potência ajustadas aos dados.	62

3.17	Método das estimativas a partir da vazão observada. As equações utilizadas para cada uma das variáveis foram: vazão: eq. (3.4); turbidez: eq. (3.5); concentração: eq. (3.6); fluxo de sedimentos: eq. (3.9); CustoWQ: eq. (3.1); CustoDR: eq. (3.3).	64
3.18	Método para as estimativas dos custos a partir da vazão e fluxo de sedimentos calculados pelo modelo InVEST. As equações utilizadas para cada um das variáveis foram: concentração: eq. (3.10); turbidez: eq. (3.6); CustoWQ: eq. (3.11); CustoDR: eq. (3.3).	65
3.19	Concentração de sedimentos em função da razão (fluxo de sedimentos/vazão): frequência de duas vezes ao dia (pontos em vermelho), média destes (reta em preto), razão (média do fluxo de sedimentos)/(média da vazão) (em laranja), concentração computada em função do último (em cinza, “Concent anual”).	67
3.20	Média das concentrações ao longo dos anos hidrológicos (em preto, “integrado no ano”), e concentração obtida em função da média anual do fluxo de sedimentos e da média anual da vazão (em cinza, “anual”).	68
3.21	Turbidez em função da concentração de sedimentos: frequência de duas vezes ao dia (pontos em vermelho), média destes (reta em preto), média da concentração de sedimentos (em azul), turbidez computada em função da última (em cinza, “Turbidez anual”).	69
3.22	CustoWQ em função do produto vazão · (custo do tratamento de 1 m ³ de água): frequência de duas vezes ao dia (pontos em vermelho), média destes (reta em preto), produto (média da vazão) (em verde) · (custo de 1 m ³), CustoWQ computado em função do último (em cinza, “CustoWQ anual”). .	70
3.23	Média do custoWQ ao longo dos anos hidrológicos (em preto, “integrado no ano”), e custoWQ obtido em função da média anual da vazão e da média anual custo do tratamento de 1 m ³ de água (em cinza, “anual”).	70
3.24	A curva de Budyko através de algumas formulações. Fonte: Faybishenko (2007).	74
3.25	Precipitação interpolada pelo método de Cressman com as precipitações dos pluviômetros (pontos com valor), para (a-d) os anos hidrológicos de 2010-2011 ao 2013-2014, e (e) a média no período.	78

3.26	(a) Temperatura média mensal média na sub-bacia e (b) campo da temperatura média anual, em °C.	81
3.27	Evapotranspiração de referência média anual na sub-bacia do Ribeirão das Posses obtidas pelos distintos métodos.	83
3.28	(a) Relação entre volumes (ΔV) e (b) <i>MAPE</i> , em função da alteração em ET_0 de Penman-Monteith e de K_c , obtido para o conjunto de testes de sensibilidade listados na Tabela 3.8. Em (a) a reta preta tracejada indica a condição onde $\Delta V = 0$, e os pontos de membros CTL (controle), 1 e 2 indicam o conjunto de pares (ET_0, K_c) escolhidos para caracterizar os membros das próximas simulações.	86
3.29	Ilustração simplificada do funcionamento do modelo de fluxo de sedimentos do InVEST.	88
3.30	Mapas do fator de erodibilidade do solo ($t\ h\ ha\ MJ^{-1}mm^{-1}ha^{-1}$), utilizado para as simulações, extraído de (a) (Mota da Silva, 2014) e (b) Zolin et al. (2014).	90
3.31	Mapas de erosividade da chuva ($MJ\ mm\ ha^{-1}h^{-1}ano^{-1}$), obtida a partir dos dados mensais de precipitação das estações pluviométricas da Hidroweb, para os anos hidrológicos de 2010-2011 a 2013-2014, e a média no período (e).	92
3.32	Mapas do fator topográfico (LS) utilizando as equações de: (a) (Yanhe e Chenglong, 1993), e (b) Desmet e Govers (1996). Em (c), o fator LS em função da declividade ao longo da sub-bacia, para as duas opções.	93
3.33	(a) Rede de drenagem perene e intermitente gerada em conformidade com observações de campo, fornecida pela TNC, e (b) rede de drenagem gerada com o modelo InVEST, utilizando o parâmetro de drenagem igual a 500, 2000 e 3500.	94
3.34	Retenção de sedimentos (Trapping) em função da largura da vegetação ripária, sugerida por: White e Arnold (2009) (limites superior (Sup) e inferior (Inf)), Liu et al. (2003), Park et al. (2011) (Modelo SWAT), Yuan et al. (2009) para floresta, pastagem, declividades abaixo de 5% e declividades a partir de 5% (Yuan et al Flo e Yuan et al Pas, respectivamente), e limites inferiores de Yuan et al. (2009). O parâmetro de retenção (<i>ret-ef</i>) foi alterado de (a) a (f), de 15 a 65%.	97

3.35	Foto de uma estrada em Posses, tirada em janeiro de 2015.	99
3.36	Perda de solo por erosão, retenção de sedimentos e fluxo de sedimentos no exutório, em toneladas, em função do rebaixamento do DEM ao longo das estradas.	100
3.37	Retenção de sedimentos nas barraginhas (toneladas) em função do rebaixamento das estradas em relação às bordas (m). A reta em cinza indica a retenção a 63% do valor de estabilização da resposta.	101
4.1	Séries temporais da vazão (L/s), turbidez (NTU), concentração de sedimentos (mg/L) e fluxo de sedimentos (t/km ² /ano) na Foz do Ribeirão das Posses, de outubro de 2010 a setembro de 2014. A linha preta representa as médias mensais e o hachurado o desvio padrão entre as observações de cada mês.	104
4.2	Média por ano hidrológico da vazão (L/s), turbidez (NTU), concentração de sedimentos (mg/L) e fluxo de sedimentos (t/km ² /ano) (nesta ordem) na Foz do Rib. das Posses. Os três últimos foram calculados em função da vazão de frequência de duas vezes ao dia.	105
4.3	Média por ano hidrológico da vazão, fluxo de sedimentos, concentração, turbidez, CustoWQ e CustoDR estimados a partir das observações e a partir das simulações na Foz do Rib. das Posses.	107
4.4	Vazão média anual observada no exutório da bacia e vazões simuladas para cada membro, constituído de uma calibração diferente dada na Tabela 3.9, em função do ano hidrológico.	108
4.5	Evapotranspiração real (mm) simulada pelo modelo InVEST para os quatro anos hidrológicos, para o membro Controle da Tabela 3.9.	110
4.6	Deflúvio (mm) simulado pelo modelo InVEST para os quatro anos hidrológicos, para o membro Controle.	111
4.7	Evapotranspiração real (mm) simulada pelo modelo InVEST para os quatro anos hidrológicos, para o membro 1.	112
4.8	Deflúvio (mm) simulado pelo modelo InVEST para os quatro anos hidrológicos, para o membro 1.	113

4.9	Evapotranspiração real (mm) simulada pelo modelo InVEST para os quatro anos hidrológicos, para o membro 2.	114
4.10	Deflúvio (mm) simulado pelo modelo InVEST para os quatro anos hidrológicos, para o membro 2.	115
4.11	Vazão simulada em função da área reflorestada para cada membro e cada grupo de cenários (ripário e áreas íngremes). A área hachurada em azul, vermelho e roxo representa a incerteza da vazão respectivamente para o grupo de cenários ripário, áreas íngremes e coincidente entre ambos.	117
4.12	Sensibilidade do fluxo de sedimentos devido à variação dos parâmetros: fator C da USLE para a pastagem (C_{pas}), fator de erodibilidade da USLE (K), fator de erosividade da USLE (R), limiar para as linhas de drenagem, e retenção de sedimentos da pastagem. Em azul/vermelho (min/max), mostram-se as variações no limiar inferior/superior do parâmetro. A sensibilidade é a variação relativa da variação do fluxo de sedimentos em relação à variação do parâmetro (eq. 4.1).	119
4.13	Fluxos específicos de sedimentos (ton/ano) para um cenário com e outro sem as estradas: Perda de solo por erosão, retenção total na bacia e fluxo de sedimentos no exutório. O cenário pré-projeto (com estradas) é o anterior ao Projeto Conservador das Águas, sem as barraginhas e áreas de reflorestamento conforme a Tabela 3.1.	120
4.14	(a) Fluxo de sedimentos e (b) perda de solo em função do ano hidrológico. As barras de erros representam as mínimas e máximas variações entre os membros.	122
4.15	Perda de solo para o ano hidrológico 2011-2012, para os membros da Tabela 3.12.	124

4.16	(a) Simulação/estimativa de: (a) vazão (L/s), (b) evapotranspiração (mm), (c) fluxo de sedimentos (ton/km ² /ano), (d) perda de solo (ton ha ⁻¹ ano ⁻¹), (e) concentração de sedimentos (mg/L), (f) turbidez (NTU), (g) custo do tratamento da água (custoWQ, R\$/ano) e (h) custo de dragagem (custoDR, R\$/ano), em função da área de floresta, para os grupos: reflorestamento das áreas íngremes (em vermelho), ripárias (azul) e do Proj. Conservador (verde). As hachuras representam o intervalo entre os membros mínimos e máximos, e as linhas a média dos membros. Em baixo, uma legenda com as informações dos cenário na ordem dos gráficos.	126
4.17	Custo evitado <i>off-site</i> , custo de oportunidade e Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), em função da área de floresta.	129
4.18	Razão percentual do custo evitado <i>off-site</i> e PSA em função da área de floresta.	129
4.19	Custo evitado <i>on-site</i> (da erosão), custo de oportunidade e PSA, em função da área de floresta. Em (a) com o custo unitário da reposição da tonelada de sedimentos de R\$9,00, em (b) R\$20,00, e em (c) R\$35,00.	130
4.20	Custos evitados totais (<i>on-site</i> e <i>off-site</i>), em função da área de floresta, e para os três custos unitários da reposição da tonelada de sedimentos utilizados para estimar os custos <i>on-site</i>	131
4.21	Razão percentual do custo evitado <i>on-site</i> e custo da oportunidade em função da área de floresta, e para os três custos unitários da reposição da tonelada de sedimentos.	132
4.22	Razão percentual do custo evitado total (<i>on-site</i> e <i>off-site</i>) e custo da oportunidade em função da área de floresta, e para os três custos unitários da reposição da tonelada de sedimentos, utilizados para estimar os custos <i>on-site</i>	133
4.23	(a) Fluxos específicos de sedimentos: Produção acumulada na Bacia (ou perda de solo total), retenção acumulada na bacia, fluxo no exutório, retenção nas barraginhas e produção das estradas. Em (b), a diferença dos cenários em relação ao Pré-Projeto.	135
4.24	Balanco hídrico representado pelo escoamento e evapotranspiração, em mm, dos cenários Antropizado, Pré-Projeto, Atual e Pós-Projeto, para uma precipitação média anual de 1432 mm.	137

4.25	Variação percentual da vazão, fluxo de sedimentos, concentração de sedimentos, turbidez e erosão (perda de solo) do cenário Pós-Projeto em relação ao Pré-Projeto e ao Antropizado.	138
B.1	Áreas de reflorestamento dos grupos <i>rip</i> e <i>decl</i> . Os mapas de cada cenário de reflorestamento são dados respectivamente nas Figuras B.2 e B.3.	162
B.2	Cenários de reflorestamento do grupo <i>rip</i> , com o reflorestamento ripário crescente.	162
B.3	Cenários de reflorestamento do grupo <i>decl</i> , com o reflorestamento crescente a partir das áreas mais íngremes.	163
B.4	Fluxo de sedimentos no exutório da bacia em função da área convertida em floresta para o grupo <i>rip</i> (em azul) e <i>decl</i> (em verde), e em função do parâmetro <i>ret-ef</i> , que foi igual a 5, 7, 9, 11, 13 e 15% para (a) a (f), respectivamente.	165

Lista de Tabelas

2.1	Exemplo de estudos de valoração de serviços ambientais.	33
2.2	Serviços Ambientais considerados por Santos et al. (2001) na Estação Ecológica de Jataí.	34
3.1	Cenários utilizados para as simulações com o InVEST na sub-bacia do Ribeirão das Posses. Na última coluna, o gráfico de pizza ilustra a distribuição entre os usos da terra, e a fração de barraginhas não aparece por ser pequena.	52
3.2	Parâmetros e dados de entrada necessários para o modelo hidrológico do InVEST.	75
3.3	Capacidade de água disponível das plantas e profundidade do solo para cada tipo de solo da Bacia do Ribeirão das Posses.	76
3.4	Parâmetro de sazonalidade (Z), calculado para cada ano de cada estação pluviométrica da sub-bacia e para cada ano hidrológico (ah).	76
3.5	Profundidade das raízes e coeficiente de cultura (K_c) na tabela de atributos biofísicos do modelo hidrológico do InVEST. Os três valores de K_c da pastagem se referem, respectivamente, ao experimento controle e ao limite inferior e limite superior de sua incerteza.	77
3.6	Métodos utilizados para estimativa de evapotranspiração de referência. . .	80
3.7	Média e desvio padrão espacial de ET_0 na sub-bacia do Ribeirão das Posses para os distintos métodos, e desvio em relação ao método de Penman-Monteith.	83
3.8	Limiares mínimos e máximos e valores intermediários de cada parâmetro variado nos testes de sensibilidade.	85

3.9	ET_0 e K_c de cada membro, estipulados para ΔV igual a zero.	87
3.10	Parâmetros e dados de entrada prescritos no modelo de sedimentos do InVEST	89
3.11	Teores de areia, silte e argila para cada tipo de solo da Bacia do Ribeirão das Posses (de Lima et al., 2011) e fator de erodibilidade calculado.	91
3.12	Parâmetros C e retenção da pastagem calibrados para cada membro proposto. Os parâmetros em cinza são os repetidos em relação ao membro anterior. Os membros 16 a 20 foram desconsiderados pois não convergiram para um erro próximo a zero na calibração.	102
4.1	Média dos membros e desvio padrão da vazão, fluxo e concentração de sedimentos, turbidez e erosão (ou perda de solo) nos cenários Antropizado, Pré e Pós-Projeto.	138
4.2	Rendimentos e custos do Cenário Pós-Projeto em relação ao Antropizado e ao Pré-Projeto.	139
B.1	Parâmetro ret_{ef} da pastagem e floresta para vários cenários.	163

Sumário

1. Introdução	23
1.1 Objetivo	25
2. Revisão Bibliográfica	27
2.1 O Código Florestal	27
2.2 Serviços Ecossistêmicos e Ambientais	28
2.3 Formas de Valoração	31
2.4 Iniciativas de Pagamento por Serviços Ambientais	35
2.4.1 Projeto Conservador das Águas	36
2.5 A modelagem como ferramenta de análise em questões multidisciplinares .	37
2.6 A vegetação ripária como atenuador do depósito de sedimentos nos rios . .	39
3. Material e Métodos	43
3.1 Área de Estudo	43
3.1.1 Mudança do Uso da Terra promovida pelo Projeto Conservador das	
Águas	48
3.2 Cenários de uso da terra	51
3.3 Método de valoração dos Serviços Ambientais	54
3.3.1 Custos <i>off-site</i>	55
3.3.2 Custos <i>on-site</i>	56
3.3.3 Custo da Oportunidade	56
3.3.4 Pagamento por Serviços Ambientais	57
3.4 Dados observacionais	57
3.4.1 Estimativa dos custos devido ao fluxo de sedimentos com as observações	58

3.4.1.1	Cálculo da vazão	58
3.4.1.2	Estimativa de turbidez	60
3.4.1.3	Estimativa de fluxo de sedimentos	62
3.4.1.4	Estimativa de custos <i>off-site</i>	63
3.4.2	Estimativa do custo devido ao fluxo de sedimentos das simulações .	64
3.4.3	Tratamento da distinção de dados de frequência anual e diária . . .	66
3.5	Modelagem Hidrológica e de Sedimentos	71
3.5.1	Calibração dos modelos	72
3.5.1.1	Funções objetivas utilizadas para a calibração	72
3.5.2	Configuração e calibração do Modelo hidrológico do InVEST	73
3.5.2.1	O Modelo hidrológico do InVEST	73
3.5.2.2	Parâmetros e dados de entrada	75
3.5.2.3	Estimativa dos campos de precipitação	77
3.5.2.4	Estimativa da evapotranspiração de referência	78
3.5.2.5	Campos de evapotranspiração de referência	82
3.5.2.6	Calibração da vazão simulada	84
3.5.3	Configuração e calibração do modelo de Sedimentos do InVEST . .	87
3.5.3.1	Modelo de fluxo de sedimentos	87
3.5.3.2	Parâmetros e dados de entrada	88
3.5.3.3	Simulação das estradas	98
3.5.3.4	Calibração do modelo de fluxo de sedimentos	101
4.	<i>Resultados</i>	103
4.1	Estimativa de fluxos hidro-sedimentológicos anuais	103
4.1.1	Comparação das simulações com as observações	106
4.2	Simulação de vazão em cenários de reflorestamento	107
4.2.1	Distribuição espacial da evapotranspiração real e escoamento de água superficial	108
4.2.2	Alteração da vazão com a mudança do uso da terra e projeção de incertezas	115
4.3	Simulação de fluxo de sedimentos	117
4.3.1	Sensibilidade do modelo de Sedimentos	117

4.3.2	Efeitos das estradas	120
4.3.3	Variação do fluxo de sedimentos e perda de solo entre os membros .	121
4.4	Estimativa de Serviços Ambientais	124
4.4.1	Vantagem dos serviços ambientais por tipo de intervenção	124
4.4.1.1	Custo Evitado	128
4.4.2	Efeitos do Projeto Conservador das Águas	133
4.4.2.1	Efeitos das barraginhas e reflorestamento no fluxo de sedi- mentos	133
4.4.2.2	Balanço Hídrico	136
4.4.2.3	Resumo dos efeitos	137
5.	<i>Conclusões</i>	141
	<i>Referências</i>	147
	<i>Apêndice</i>	157
A.	<i>Entrevista com Sr. Paulo Henrique Pereira, Secretário de Meio Ambiente de Ex- trema, MG</i>	159
B.	<i>Testes de sensibilidade variando o parâmetro de eficiência de retenção de sedimentos</i>	161

Introdução

As mudanças no uso da terra causam impactos que podem ir além da escala local. No clima, o desmatamento das florestas tropicais podem influenciar na distribuição e intensidade das chuvas (Martins et al., 2009; Saad et al., 2010) as tornam mais vulnerável ao fogo (Nepstad et al., 2001). Nas grandes cidades, a remoção da vegetação, além de piorar a qualidade do ar, produz o efeito de ilha de calor urbana (Santamouris, 2001), que pode favorecer o aumento da intensidade dos temporais e pontos de alagamento (Gouvêa et al., 2006). Em grande escala, o aquecimento global é um dos principais problemas da humanidade que deverá afetar o mundo todo, e principalmente os países e populações mais pobres, os mais vulneráveis e com menor capacidade de adaptação.

O ciclo hidrológico pode ser alterado pelas mudanças no balanço entre a precipitação, a evaporação, a infiltração e consequentemente a resposta da vazão (Costa et al., 2003). Uma hipótese é que o desmatamento aumente as vazões de pico (Andreassian, 2004), o risco de enchentes e a vazão média, e concorra para diminuir o escoamento básico (pela diminuição da infiltração) e reduzir as vazões mínimas durante a estiagem, o que traria consequências diretas e indiretas para a biodiversidade e a disponibilidade hídrica. Adicionalmente, um dos maiores problemas gerados pelo desmatamento, principalmente próximo aos pequenos afluentes e corpos d'água, é o acúmulo de sedimentos seguido pelo assoreamento. Carvalho et al. (2000) levantaram quase 50 reservatórios parcialmente ou totalmente assoreados no Brasil. Outros exemplos de problemas desta natureza são o aumento da necessidade da dragagem de vias navegáveis e portos, o aumento do custo de tratamento de água e o aumento da intensidade e frequência dos alagamentos.

A perda de solo é muito sensível às mudanças no uso da terra. O aumento na taxa de erosão gera problemas *on-site*, como a queda da produtividade na agricultura, e *off-site*,

em consequência do fluxo de sedimentos nos corpos d'água. As perdas de produtividade ocorrem pela perda do solo superficial, de 1,3 a 5 vezes mais rico em matéria orgânica do que o solo remanescente (Pimentel et al., 1995). Os custos *off-site* dependem do total de sedimentos que chegam aos corpos d'água e provocam aumento dos custos na produção de energia elétrica, tratamento de água e dragagem em corpos d'água destinados à irrigação, navegação, armazenamento de água e distribuição (Telles et al., 2011). Pimentel et al. (1995) estimaram que a aplicação de práticas conservacionistas de solo nos Estados Unidos traria um custo 5 vezes menor do que os prejuízos gerados pela erosão.

Se por um lado se conhecem diversos prejuízos causados pela alteração do meio ambiente, o bem estar humano atualmente depende da sua exploração. O relatório do *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2003) definiu os Serviços Ambientais como os benefícios que o homem obtém do ecossistema, e categorizou-os como serviços de provisionamento, por exemplo a provisão de comida e água, serviços regulatórios, como a regulação do clima e hidrológica, serviços culturais, e serviços de apoio, como a formação do solo. Apesar do reconhecimento da natureza na provisão destes serviços, é difícil transformá-lo em valores, principalmente quando não há definições de mercados (Santos et al., 2001). Se o valor dos serviços fossem amplamente reconhecidos pela população e instituições, haveria um aumento do investimento na conservação e na melhoria do bem estar humano (Sánchez-Canales et al., 2012).

As iniciativas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) têm surgido como um complemento aos mecanismos tradicionais de controle e legislação, como o Novo Código Florestal brasileiro, e reconhecem o provimento de Serviços Ambientais por parte de agricultores que conservem/replante as florestas nativas por meio de incentivos financeiros. As iniciativas de PSA de Conservação dos recursos hídricos (PSA água) tem o objetivo de propiciar melhorias na qualidade de água e na regularização de vazões, redução da erosão e assoreamento em mananciais rurais e em bacias de abastecimento humano (Kfoury e Favero, 2011). No entanto, devido à ineficiência da quantificação de Serviços Ambientais (Pagiola, 2008), o critério utilizado para se determinar o pagamento é, via de regra, é o custo de oportunidade, que representa o custo da renúncia de uma atividade econômica em favor da conservação/reflorestamento.

A opção pela conservação constantemente coloca em debate a possibilidade de reduzir algum outro desenvolvimento econômico ou gerar custo adicional. A valoração ambiental

pode se tornar um mecanismo para orientar a tomada de decisão de políticas públicas (Daily, 2000). Há alguns esforços para valoração de Serviços Ambientais específicos por cada região ou recurso avaliado (ex. Santos et al., 2001; Adams et al., 2008; Alípaz, 2010; Camelo, 2011; Medeiros et al., 2011), mas faltam comparações com outros custos. O conhecimento atual não é suficiente para garantir a produção e entrega dos Serviços Ambientais, principalmente para os serviços hidrológicos, que são caracterizados por sistemas heterogêneos, processos conflitantes e grandes incertezas (Brauman et al., 2007).

1.1 Objetivo

O objetivo do trabalho foi quantificar e valorar os Serviços Ambientais hidrológicos da recuperação da vegetação, na sub-bacia do Ribeirão das Posses, em Extrema, MG, através da modelagem ambiental, e comparar com outras alternativas de desenvolvimento e custos associados à opção pela conservação.

Revisão Bibliográfica

2.1 O Código Florestal

O novo Código Florestal (CF) brasileiro institui as regras gerais sobre onde e de que forma o território brasileiro pode ser explorado ao determinar as áreas de vegetação nativa que devem ser preservadas e quais são as legalmente autorizadas a receber os diferentes tipos de produção (Lei 12 651/2012).

O código define dois tipos de reservas para a preservação: a Reserva Legal (RL) e a Área de Preservação Permanente (APP). A Reserva Legal é a porcentagem de cada propriedade ou posse rural que deve ser preservada variando de acordo com a região e bioma. Os tamanhos das reservas estabelecidas pelo CF de 2012 são: 80% em áreas de floresta da Amazônia, 35% no cerrado e 20% para os demais biomas do Brasil.

As Áreas de Preservação Permanente são áreas protegidas, coberta ou não por vegetação nativa, próximos às nascentes, às margens dos lagos ou rios (perenes ou não), nos topos de morro (e entre outras áreas). A mínima vegetação nativa a ser preservada nestas áreas é de: 50 m de raio circundando as nascentes; faixas variando entre 30-500 m¹, dependendo da largura do rio, contados a partir do leito regular; e topos de morros (altura mínima de 100 m e declividade média superior a 25°).

O código florestal vigente até 2012, embora tecnicamente adequado para a preservação dos ecossistemas, era pouco respeitado, tornando boa parte da agricultura brasileira ilegal, de acordo com as os altos déficits de APP e RL na Figura 2.1. Contudo, a Agência Nacional das Águas (ANA), através de uma nota técnica para a discussão sobre a mudança

¹ No novo Código Florestal vigente a partir de 2012, a extensão da vegetação ripária também depende do tamanho da propriedade. As menores propriedades precisam ter apenas 5 m de vegetação ripária.

do Código Florestal em 2012 da possibilidade de diminuir a largura mínima das APP's (ANA, 2012), reafirmou os riscos da diminuição das APP's para menos de 30 metros, baseado principalmente no Princípio da Precaução. O documento destaca a necessidade de recuperar as APP's, mas através de incentivos financeiros, tais como os pagamentos por serviços ambientais, a assistência técnica, entre outros. A Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) também publicou um manifesto escrito por cientistas brasileiros de notável saber onde foram reunidos estudos que mostram o papel das áreas de proteção permanentes (APP) na atenuação das cheias, redução da erosão do solo, no condicionamento da qualidade da água e redução do assoreamento dos rios (Silva et al., 2011).

Figura 2.1: Uso da terra no Brasil e déficit de APP's e de Reservas Legais. Fonte: Sparovek et al. (2012).

2.2 Serviços Ecossistêmicos e Ambientais

Serviços Ecossistêmicos são os benefícios que o homem obtém dos ecossistemas, na forma de serviços de provisionamento, regulação, cultural e de apoio (MEA, 2003). Os serviços de provisionamento são os serviços materiais como alimento, água e combustível. Os serviços de regulação representam benefícios da regulação dos processos do ecossistema como a regulação do clima, retenção de enchentes e purificação da água. Os serviços cul-

turais representam benefícios não materiais como valores religiosos e estéticos. Os serviços de apoio são os que possibilitam a existência dos demais como a formação do solo, o ciclo hidrológico e de nutrientes.

Complementar ao termo “Serviços Ecossistêmicos”, o termo “Serviços Ambientais” está relacionado às ações no sentido de promover ou melhorar a provisão dos Serviços Ecossistêmicos (Jericó-Daminello, 2014; Study of Critical Environmental Problems, 1970), e foi utilizado neste trabalho de modo a quantificar os serviços gerados pela ação do homem na manutenção ou aumento da cobertura das florestas nativas.

Pearce et al. (1991) levantaram a necessidade e a importância de se monetizar os serviços e danos ao meio ambiente, citando três grandes vantagens desta:

- A monetização indica o grau de preocupação da população com o ambiente, ou a intensidade deste sentimento pelo recurso;
- Representa um apoio ao argumento de manutenção da qualidade ambiental;
- Representa a possibilidade de comparação com outras alternativas de desenvolvimento, através da análise de custo-benefício.

Um desenvolvimento deve ser procedido se:

$$(B_D - C_D - B_P) > 0 \quad (2.1)$$

onde B_D são os benefícios do desenvolvimento, C_D são os custos da implementação e B_P se refere aos benefícios de preservar o meio ambiente por não aplicar o desenvolvimento à região em questão. Enquanto B_D e C_D são obtidos diretamente, o grande desafio é estimar B_P . B_P é dado pelo Valor Econômico Total de um recurso (Seroa da Motta, 1997), que é dado pela soma dos valores de uso e de não uso (Figura 2.2).

Figura 2.2: Valor Econômico Total. Informações de Seroa da Motta (1997).

O valor de uso direto está relacionado com a utilização de um recurso na forma de extração, visitação ou outra atividade de produção ou consumo direto. Já o valor de uso indireto deriva de funções ecossistêmicas, como por exemplo, a proteção do solo e a regulação do clima (Seroa da Motta, 1997). O valor de opção é uma expressão de preferência ou a disposição a pagar pela preservação do meio ambiente a um uso esperado futuro. Para o valor de quase-opção, espera-se a variação do valor dependente de uma expectativa de aumento do conhecimento, como por exemplo, uma planta pode servir ou não para usos medicinais com possíveis descobertas (Pearce e Turner, 1990).

O valor de existência é também chamado de valor intrínseco, que reflete o valor de desejo de preservação de outras espécies ou ecossistemas, sem esperar algum benefício em troca. Neste contexto cita-se a intenção de preservar as baleias, os pandas, ou as florestas tropicais. Este valor está relacionado com a existência de várias organizações com o objetivo de proteger a natureza. É uma forma de altruísmo, e deixam as análises econômicas mais complexas. O valor de herança aborda a preocupação com as gerações futuras.

2.3 Formas de Valoração

Algumas características devem ser destacadas para a valorização de um recurso ou serviço ambiental (Pearce et al., 1991):

- Irreversibilidade: Se o recurso não for preservado há chance de ele ser eliminado, com pouca chance de regeneração;
- Incerteza: Não sabemos os impactos da eliminação de um recurso;
- Singularidade: Existência de espécies em extinção e cenários únicos.

Existem diversos métodos disponíveis na literatura para esta função, que podem ser divididos em métodos diretos e métodos indiretos. Os métodos diretos consideram os ganhos ambientais, como a melhoria de uma paisagem, melhores níveis de quantidade do ar, qualidade d'água, etc., medindo diretamente o valor monetário destes ganhos, como a procura por mercadorias substitutas. Os métodos indiretos procuram verificar impactos indiretos, como o efeito da poluição na saúde, ou nos ecossistemas.

A Figura 2.3 apresenta alguns métodos de valoração de Serviços Ambientais. Há na literatura trabalhos que abordam estes métodos, como apresentado na Tabela 2.1. Estes trabalhos de modo geral apontam para potenciais mercados de Serviços Ambientais, e também justificam o aumento da necessidade de investimento, como o caso de Adams et al. (2008).

Santos et al. (2001) procuraram estimar diversos Serviços Ambientais para a Estação Ecológica de Jataí, uma área conservada de cerrado em Luiz Antônio, SP. Para a maioria destes foi estimado um valor econômico (Tabela 2.2).

Custo de Viagem	<ul style="list-style-type: none">• Baseado no gasto total que frequentadores de um local para usufruí-lo
Preços Hedônicos	<ul style="list-style-type: none">• Diferença entre os preços de propriedades devido à presença de um determinado recurso ambiental, ou fator de poluição.
Custo de reposição	<ul style="list-style-type: none">• Custo para recompor ou repor um determinado recurso ambiental
Gastos defensivos ou custos evitados	<ul style="list-style-type: none">• Gastos em bens substitutos para não alterar a quantidade e qualidade do recurso ambiental em decorrência de algum dano ambiental
Produtividade Marginal	<ul style="list-style-type: none">• Quando a produção é impactada devido à disponibilidade de um determinado recurso ambiental
Transferências de Benefícios	<ul style="list-style-type: none">• Valores monetários já estimados em um lugar para um recurso ambiental são transferidos para um outro lugar, considerando-se a diferença entre ambos
Valoração Contingente	<ul style="list-style-type: none">• Utiliza entrevistas para identificar, em termos monetários, a disponibilidade a pagar, reflete a intensidade da intenção de preservação de um recurso. Ou em termos de perda de um benefício ambiental, a disposição a receber.
Custo de Oportunidade	<ul style="list-style-type: none">• Valor que deixa de ser produzido em detrimento de outra atividade, como a conservação de florestas

Figura 2.3: Métodos de Valoração Ambiental.

Tabela 2.2 - Serviços Ambientais considerados por Santos et al. (2001) na Estação Ecológica de Jataí.

Funções Ambientais	Valor (\$/ha/ano)	Método da Valoração	Como foi feita a valoração
Regulação do Clima	-		
Prevenção de Cheias	500.00		
Prevenção de Erosão:			
Dragagem Evitada	69.84	Custo Evitado	Dividiu o custo anual da dragagem pelo total de erosão para um caso hipotético da Estação Ecológica ser modificada para uso agrícola (cana-de-açúcar)
Diminuição do Custo de Tratamento da Água	13.01	Custo Evitado	Um incremento na turbidez da água resultante do aumento da erosão aumenta a necessidade do uso de sulfato de alumínio. Considera ainda que 10% da água do rio é utilizada para consumo
Perda de nutrientes do solo	0.41	Custo Evitado	Estimado a partir da substituição hipotética do Cerrado pela cana-de-açúcar (não explica, cita a referência)
Fixação Bioenergética	-		
Armazenamento e reciclagem de:			
Matéria Orgânica	-		
Nutrientes	13.65	Produtividade Marginal	Baseado no preço da fixação de nitrogênio e o quanto o local é capaz de fixar (esta segunda parte não está clara no artigo)
Resíduos industriais e domésticos	-		
Controle Biológico	5.70	Produtividade Marginal	A reserva promove o habitat para predadores de uma praga da cana-de-açúcar. O controle da praga leva ao aumento da produtividade da cana-de-açúcar
Manutenção e migração e berço de habitat	-		
Manutenção da biodiversidade	-		
Recreação	-		
Proteção da Natureza	20.36	Valoração contingente (Disposição a pagar)	Realização de entrevistas
Recursos Genéticos	-		
Recursos medicinais	-		
Matéria prima para artesanatos	-		
Estético e histórico	-		
Científico e educacional	85.86	Produtividade Marginal	Bolsas e salários de estudantes e técnicos, gastos de viagens de campo, compra de equipamentos, etc, e mais um terço deste valor para o valor educacional
TOTAL	708.83		

2.4 Iniciativas de Pagamento por Serviços Ambientais

Há no mundo uma série de iniciativas que fornecem pagamento aos provedores de Serviços Ambientais. Uma das mais expressivas foi a que foi promovida pela prefeitura de Nova York, que decidiu restaurar a Bacia Hidrográfica de Catskill, que fornece água para a cidade, ao invés de investir na implementação de uma usina de pré-tratamento de água, resultando inclusive em custos menores, de US\$ 2 bilhões, ao invés de US\$7 bilhões para o segundo caso e custos operacionais entre US\$ 300,00 a US\$ 500,00 (Bryant et al., 2008).

A Costa Rica implementou um programa de nível nacional para remunerar os proprietários de terras que: 1) Colaboram com a conservação das florestas; 2) Colaboram com a plantação de florestas (Pagiola, 2008). O primeiro caso representa a maior parte dos contratos (95% das terras em contrato) e oferece um pagamento de US\$43ha⁻¹ano⁻¹. Já o segundo (5% das terras em contrato) representa um pagamento de US\$550/ha por 5 anos. O financiamento provém de taxas dos impostos de vendas de combustíveis fósseis, do Banco Mundial, do Global Environment Facility (GEF), e outros. Muitos esforços tem sido feitos para cobrar os próprios usuários dos Serviços Ambientais. Os maiores pagadores são os usuários de água, como produtores de energia hidrelétrica, e para consumo de água. Uma das dificuldades do programa é a ineficiência de um sistema de monitoramento e a quantificação dos Serviços Ambientais e impactos do programa (Pagiola, 2008).

No Brasil, também já existe uma série de iniciativas desta natureza. O ICMS Ecológico, criado pioneiramente no Paraná em 1991 e difundido para vários outros estados, pode ser considerada a primeira experiência de pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil (Loureiro, 2002). Com esta iniciativa, os municípios com unidades de conservação recebem uma quantidade do ICMS (ICMS Ecológico) como estímulo a preservação (princípio protetor-recebedor). Além disso, o município pode se beneficiar de outros Serviços Ambientais como ecoturismo, e outros. Guedes e Seehusen (2011) apresentam 79 projetos de PSA na Mata Atlântica no Brasil em fase de elaboração, desenvolvimento ou execução. São três tipos de iniciativas de PSA:

- PSA de Carbono Florestal: Baseado na transação de créditos de carbono, é uma forma de compensar emissões de empresas ou países estimulando o reflorestamento e desestimulando o desmatamento em outros lugares.
- PSA para a Proteção da Biodiversidade: A Biodiversidade tem grande importância

para a resiliência dos ecossistemas, para a regulação do clima, provimento e regulação de qualidade e quantidade d'água, produção de alimentos, medicamentos e cosméticos. Os esforços de PSA focados na preservação de biodiversidade ainda são pequenos, pois poucos assumem a responsabilidade de protegê-la, pela sua alta propensão de comportamentos de caronistas. Exemplos de financiadores são ONG's e empresas de turismo.

- PSA de Conservação de Recursos Hídricos (PSA-água): Projetos com o objetivo principal de manutenção da disponibilidade hídrica e melhoria da qualidade d'água. Nos Serviços Ambientais hidrológicos inclui-se a propriedade das florestas de proteger o solo contra a erosão, favorecer a infiltração, reduzir o escoamento superficial, garantindo a recarga dos mananciais e aquíferos. O PSA gera um incentivo econômico e de restauração e conservação floresta.

O Programa Produtor das Águas, desenvolvido pela Agência Nacional das Águas (ANA), tem como objetivo a proteção hídrica no Brasil, estimulando a política de PSA. O programa engloba os seguintes projetos: Projeto Conservador das Águas (Extrema, MG), Projeto PCJ, Projeto Produtor - ES, Projeto Pípiripau - DF, Projeto Apucarana - PR, Projeto Guandu - RJ, Projeto Camburiú - SC, Projeto Guariroba - MS.

2.4.1 *Projeto Conservador das Águas*

O Projeto Conservador das Águas foi o primeiro projeto a ser executada como parte do Programa Produtor das Águas (Pereira et al., 2010). O projeto foi executado pelo município de Extrema, MG, com a criação da Lei Municipal 2.100/05, que prevê o financiamento aos produtores rurais que contribuam com o provimento de Serviços Ambientais pela conservação dos recursos hídricos. Os produtores recebem R\$ 235,00 por hectare/ano² para toda a propriedade (e não só relativo ao montante conservado) e devem implantar as seguintes medidas: adoção de práticas conservacionistas de solo, com finalidade de abatimento efetivo da erosão e da sedimentação; implantação de sistema de saneamento ambiental rural; implantação e manutenção de APPs; e implantação da Reserva legal (Conservador de águas, 2010). As primeiras bacias a fazerem parte do projeto foram a

² Valor em 2015, correspondente a 100 Unidades Fiscais de Extrema (Ufex) por hectare por ano. A Ufex é reajustada anualmente pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor (INPC) (Apêndice A).

Microbacia das Posses e Microbacia do Salto, ambas situadas na Bacia do Jaguari, no Sistema Cantareira, principal sistema de abastecimento de água da região Metropolitana de São Paulo.

O financiamento do PSA veio inicialmente da prefeitura, que recebe impostos de indústrias na região, e depois também de impostos de uso da água à bacia do PCJ, e de instituições nacionais e internacionais. As interações das relações governamentais e não governamentais, como ONGs, comitês de bacias e universidades foram essenciais para a condução do projeto (Richards et al., 2015). O projeto teve boa aceitação por parte dos proprietários (Apêndice A), e o argumento da necessidade do cumprimento do Código Florestal foi importante para o convencimento para suas adesões (Richards et al., 2015).

2.5 *A modelagem como ferramenta de análise em questões multidisciplinares*

O modelo é a representação de algum objeto ou sistema, numa linguagem ou forma de fácil acesso e uso, com o objetivo de entendê-lo e buscar suas respostas para diferentes entradas (Tucci, 2005). A modelagem matemática é uma ferramenta bastante utilizada com intuito de reproduzir um fenômeno, realizar previsões e antecipar possíveis impactos das alterações do sistema.

A modelagem com o objetivo de reproduzir e tentar entender um fenômeno pode ser utilizada em situações onde a quantidade de dados disponíveis é inadequada. A modelagem pode interpolar espacialmente e temporalmente os dados ou sugerir situações onde não há dados. Com ela, não se propõe minimizar a importância dos dados, pelo contrário, os dados permitem aferir os parâmetros e reduzir suas incertezas na estimativa das respostas (Tucci, 2005).

Os modelos se baseiam no entendimento do passado para que possam ser realizadas previsões, ou a criação de cenários hipotéticos. Uma área que faz uso destes modelos é a meteorologia, com modelos de previsão de tempo baseados em um conjunto de equações que descrevem o estado da atmosfera, a partir de uma condição prescrita (temperatura, pressão, umidade relativa, vento) e de dados de contorno (topografia, vegetação, etc.). Os modelos climáticos, que provêm simulações de longo prazo (mensal e decadal), têm em alguns casos como variável de entrada a concentração de gás carbônico (CO_2) na atmosfera

e pode-se verificar como a temperatura global da atmosfera varia para os diferentes cenários de concentração.

Os modelos que descrevem partes específicas do sistema terrestre, e procuram cada vez mais considerar a interação entre duas ou mais disciplinas para que os fenômenos envolvidos sejam melhores parametrizados. Os modelos hidrológicos, por exemplo, necessitam de uma boa previsão de chuva para que possam prever bem as vazões nos rios. Para a previsão da chuva, os modelos atmosféricos precisam descrever as trocas de calor e água na superfície e cobertura vegetal, e as trocas com o oceano. O estado e características da vegetação, por sua vez, dependem do clima e da umidade do solo. A temperatura e salinidade do oceano dependem das descargas do rio, e da circulação atmosférica. Não podemos deixar de mencionar também as erupções vulcânicas que alteram todas as trocas do sistema. Isso tudo sem contar com as alterações produzidas pelo homem no meio ambiente. E ainda, o homem também é impactado pelo meio ambiente e produz diferentes respostas a mudanças neste meio que poderão refletir de forma distinta nas componentes climáticas, hidrológicas e biológicas do sistema terrestre. Descrever os sistemas ambientais através de modelos é uma tarefa complexa que sempre exigirá simplificações e deverá ter um foco para um objetivo específico.

Um objetivo também deve considerar a escala do fenômeno a ser modelado. Na meteorologia, existem modelos que geram a circulação na atmosfera para o globo todo: Os chamados Modelos Globais (ex. Global Forecast System, GFS, de National Oceanic and Atmospheric Administration - NOAA). Mas os modelos regionais que simulam a escala regional (de 100 km a 400 km, ex. Weather Research and Forecasting Model, WRF, The National Center for Atmospheric Research - NCAR) podem ser mais assertivos nas previsões de chuva e temperatura de uma determinada cidade, desde que as parametrizações para a descrição dos fenômenos meteorológicos sejam adequadamente ajustadas para o local.

Atualmente, está cada vez mais difícil admitir a visão determinista da ciência clássica, tornando-se, pois, necessário, o combate à simplificação que oculta o ser e toda sua complexidade (Palma e Mattos, 2001). Essa ciência, autodenominada objetiva, que busca isolar e reduzir seu objeto ou foco de estudo, não pode estar dissociada de um sujeito que conhece, com raízes em uma cultura e uma história. Nesta nova ciência que se apresenta, a ciência pós-normal, a incerteza não se desaparece, mas se gerencia, e os valores não

se sobrepe, mas se explicitam (Funtowicz e Ravetz, 1993). Segundo os autores, a boa qualidade das informações depende do bom gerenciamento das incertezas científicas.

Para a sustentabilidade ecológica, há a necessidade de se considerar simultaneamente as distintas formas de conhecimento apropriadas para os diferentes níveis de análise (Alier, 2011). O autor propõe uma avaliação integrada que reconheça a legitimidade de vários pontos de vista. É isto que a modelagem ambiental para auxílio à tomada de decisão deve buscar. O modelo InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs, Tallis et al. (2011)) aborda os Serviços Ambientais e sua valoração econômica. Trata-se de um conjunto de algoritmos para quantificar e mapear os valores dos Serviços Ambientais, para o suporte na tomada de decisões ambientais. O modelo é uma primeira tentativa de uma ferramenta que busca esta integração.

2.6 A vegetação ripária como atenuador do depósito de sedimentos nos rios

A vegetação ao longo das margens dos rios tem importância reconhecida pela manutenção dos corpos d'água e da biota e conexão com indivíduos aquáticos e terrestres. A vegetação atua como filtro dos sedimentos e nutrientes que seriam arrastados rapidamente para os rios, e armazenados no solo, o que é favorecido pela obstrução ao fluxo da corrente. Muito se tem discutido com relação à largura segura em termos ambientais, o que tem causado conflitos de interesses setoriais.

O USDA (*Natural Resources Conservation Service*, 2003), Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, sugeriu a manutenção da vegetação ripária de acordo com a função ecológica que se deseja conservar: estabilização dos taludes (entre 6 e 12 m), sombreamento (entre 6 e 15 m), proteção da qualidade d'água (entre 12 e 45 m), controle de cheias (entre 15 e 67 m) e habitat de fauna silvestre (entre 7 e 75 m). De qualquer forma, os efeitos da extensão da vegetação ripária variam de bacia para bacia.

Com relação à ação e eficiência da vegetação ripária como filtro de sedimentos em estudos pontuais, Liu et al. (2003) e Yuan et al. (2009) sintetizaram a influência das condições de solo, clima, tipo de vegetação utilizada para os filtros, largura do filtro, etc. Os autores descreveram a relação entre a retenção de sedimentos e a largura do filtro de vegetação (Figuras 2.4 e 2.5, respectivamente). A retenção de sedimentos aumenta com o tamanho do filtro, com máximo para filtros de extensão entre 20 e 30 m. Áreas mais

íngremes apresentaram os filtros menos eficientes (Figura 2.5b), e filtros de grama não apresentaram diferença significativa em relação aos filtros de floresta (Figura 2.5a).

Figura 2.4: Relação entre a retenção de sedimentos e a largura do filtro de vegetação, extraído de estudos pontuais. Fonte: Liu et al. (2003).

Figura 2.5: Relação entre a retenção de sedimentos e a largura do filtro de vegetação e ajuste logarítmico para (a) filtros de grama e de floresta e (b) para áreas mais ou menos íngremes. Fonte: Yuan et al. (2009).

O modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*, versão 2005, (Neitsch et al., 2005)), um dos mais utilizados para aplicações hidrológicas e em estudos de impacto das alterações no uso do solo (Mota da Silva, 2014), realiza esta modelagem através da eq. (2.2) (Figura 2.6).

$$T_e = 0,367(L_{filtro})^{0.2967} \quad (2.2)$$

onde L_{filtro} é a largura do filtro de vegetação.

Figura 2.6: Relação entre a retenção de sedimentos e a largura do filtro de vegetação no modelo SWAT, versão 2005. Fonte: Park et al. (2011).

No modelo InVEST, utilizado no presente trabalho, cada ponto de grade pode reter uma parte dos sedimentos provenientes dos pontos de grade corrente acima, dependendo de sua cobertura vegetal.

Material e Métodos

3.1 *Área de Estudo*

O estudo foi realizado na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão das Posses, tributário da bacia hidrográfica do Rio Jaguari, que pertence ao Sistema Cantareira (Figura 3.1).

A sub-bacia é caracterizada por um clima tropical de altitude, com altitudes variando entre 952 m (exutório) a 1452 m (cabeceira) (Figura 3.2). A temperatura média varia entre 14,5°C no inverno e 21,5°C no verão, e o período chuvoso ocorre nos meses mais quentes (Figura 3.3). As amplitudes térmicas chegam a uma média de 13,5°C no fim do inverno (Figura 3.4).

Figura 3.1: Localização da sub-bacia do Ribeirão das Posses, tributário da bacia hidrográfica do Rio Jaguari.

Figura 3.2: Topografia da sub-bacia do Ribeirão das Posses com resolução de 30 m. Modelo Digital de Elevação *ASTER* (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*).

Figura 3.3: Temperatura média e precipitação mensais na sub-bacia do Ribeirão das Posses. A temperatura foi estimada a partir da correção altimétrica dos dados da estação do INMET de Monte Verde no período de 2008 a 2015 (método especificado na Seção 3.5.2.4.1), e a chuva a partir dos pluviômetros da ANA, no período de 2010-2014.

Figura 3.4: Temperatura mínima, média e máxima, médias mensais na sub-bacia do Ribeirão das Posses.

Os solos predominante na bacia são os Cambissolos (Háplico e Húmico, 41%), Argissolo Vermelho-Amarelo (36%), Neossolo Litólico (13%) e Neossolo Flúvico (10%) (Figura 3.5). O Argissolo Vermelho-Amarelo é constituído predominantemente de argila, enquanto o Neossolo Flúvico e o Litólico de areia. O Neossolo Litólico é um solo mais raso com afloramentos rochosos, enquanto os argissolos e cambissolos são relativamente mais profundos, embora também apresentem característica de pedregosidade e rochosidade (Silva et al., 2013). Maiores informações sobre o solo em Silva et al. (2013).

Figura 3.5: Mapa de solos na sub-bacia do Ribeirão das Posses. Fonte: Adaptado de Silva et al. (2013).

Pelo plano diretor do município de Extrema, a sub-bacia tem sua área reservada às atividades rurais. Devido à característica topográfica bastante íngreme, e ao afloramento de rochas na superfície, algumas atividades agrícolas são mais dificultosas, o que favorece a predominância da pecuária leiteira e extensiva, por arrendamento de terra. Deste modo, as pastagens são predominantes na bacia, correspondendo a 72% do uso da terra.

A sub-bacia do Ribeirão das Posses foi a primeira a fazer parte do Projeto Conservador das Águas, a primeira iniciativa municipal brasileira a implantar o conceito de Pagamento por Serviços Ambientais. A sub-bacia foi escolhida por ser a mais degradada do município de Extrema na época. Com 53 contratos em 90% da área da sub-bacia (Richards et al., 2015), o projeto tem contribuído para o aumento da cobertura de florestas nativas, e para a melhoria das condições ambientais e sociais, e teve boa aceitação pelos proprietários (Apêndice A).

3.1.1 Mudança do Uso da Terra promovida pelo Projeto Conservador das Águas

As intervenções do Projeto Conservador das Águas foram a construção de cercas para proteção das florestas de espécies nativas, plantação das espécies nativas, construção de bacias de captação de água (barraginhas) e a execução de práticas de readequação de estradas. O projeto restaurou 85,1 hectares de área ciliar (Kfourri e Favero (2011), Figuras 3.6 e 3.7), e construiu 88 barraginhas (Figuras 3.8 e 3.9).

Figura 3.6: (a) Intervenções do Projeto Conservador das Águas na bacia, e (b) mapa do uso da terra após as ações do projeto Conservador das Águas (em 2015). Os dados foram fornecidos pela TNC (*The Nature Conservancy*).

Figura 3.7: Foto de uma área de reflorestamento em Posses, tirada em janeiro de 2015.

Figura 3.8: Localização das barraginhas e estradas. A dimensão dos polígonos foi ampliada para facilitar a visualização. A dimensão real pode ser vista na Figura 3.6 b.

Figura 3.9: Foto de uma Barraginha em Posses, tirada em agosto de 2015.

3.2 Cenários de uso da terra

Alguns cenários de uso da terra foram idealizados e prescritos no modelo InVEST (Seção 3.5) com os seguintes objetivos (e nomes):

- Representar o estado do uso da terra no período de dados observacionais para a calibração o modelo (Cenário Atual);
- Avaliar o efeito das barraginhas na retenção de sedimentos (Cenário Barraginhas);
- Avaliar o efeito do reflorestamento com árvores nativas (Cenário Pós-Projeto sem barraginhas);
- Avaliar o efeito da intervenção ou projeto como um todo (Cenário Pós-Projeto) em relação à condição anterior (Cenário Pré-Projeto) e à condição sem nenhuma prática de conservação (Cenário Antropizado);
- Avaliar os efeitos das estradas no balanço de sedimentos em relação à condição sem estradas (Cenário Sem Estradas).

A Tabela 3.1 apresenta os detalhes de cada um dos cenários listados:

Tabela 3.1 - Cenários utilizados para as simulações com o InVEST na sub-bacia do Ribeirão das Posses. Na última coluna, o gráfico de pizza ilustra a distribuição entre os usos da terra, e a fração de barraginhas não aparece por ser pequena.

Cenário	Característica	Utilizado para	Frações de cobertura vegetal	Ilustração % LULC
Antropizado	Estradas, sem barraginhas, sem áreas de floresta remanescentes.	Avaliar mudanças dos serviços ambientais do cenário Pós-Projeto em relação a este.	Pastagem 96,1%; Estradas: 2,0%; Eucalipto: 1,8%	
Pré-Projeto	Estradas, sem barraginhas, com áreas de floresta remanescentes.	Avaliar mudanças dos serviços ambientais do cenário Pós-Projeto em relação a este.	Pastagem 74,1%; Florestas nativas 21,9%; Estradas: 2,0%; Eucalipto: 1,8%	
Atual (Controle)	Estradas, com barraginhas, com áreas de floresta remanescentes, início da recuperação nascentes e imediações.	Calibrar o modelo.	Pastagem 71,2%; Florestas nativas 24,8% (21,9% remanescentes e 2,9% no início da recuperação); Estradas: 2,0%; Eucalipto: 1,8%; Barraginhas 0,1%	
Pós-Projeto	Estradas, com barraginhas, com áreas de floresta remanescentes, recuperação das nascentes e imediações em estágio avançado.	Avaliar mudanças dos serviços ambientais.	Pastagem 71,2%; Florestas nativas 24,8%; Estradas: 2,0%; Eucalipto: 1,8%; Barraginhas 0,1%	
Pós-Projeto sem Barraginhas	Estradas, sem barraginhas, com áreas de floresta remanescentes, recuperação das nascentes e imediações em estágio avançado.	Avaliar o controle do reflorestamento no balanço de sedimentos.	Pastagem 71,3%; Florestas nativas 24,8%; Estradas: 2,0%; Eucalipto: 1,8%	
Barraginhas	Estradas, com barraginhas, com áreas de floresta remanescentes.	Avaliar o controle das barraginhas no balanço de sedimentos.	Pastagem 74,0%; Florestas nativas 21,9%; Estradas: 2,0%; Eucalipto: 1,8%; Barraginhas 0,1%	
Pré-Projeto sem estradas	Sem estradas, sem barraginhas, com áreas de floresta remanescentes.	Avaliar o controle das estradas no balanço de sedimentos.	Pastagem 75,7%; Florestas nativas 22,3%; Eucalipto: 1,8%	

Outros dois grupos de cenários foram idealizados para investigar a influência de APPs específicas. Ambos os grupos partiram do Cenário Antropizado e aumentaram gradativamente o reflorestamento em dois tipos distintos de área: ao longo as margens dos rios (Reflorestamento Ripário), e das áreas mais íngremes (Reflorestamento das Áreas Íngremes), respectivamente. Os cenários do grupo de Reflorestamento Ripário consideraram o reflorestamento gradativo de 5 a 60 m a partir das margens dos rios (Figura 3.10), e os de reflorestamento das Áreas Íngremes consideraram o reflorestamento gradativo partindo

de declividades acima de 60%¹ aumentando gradativamente a área de modo que se considere toda a área com declividade acima de 30% (Figura 3.11). A Figura 3.12 apresenta os cenários do grupo Reflorestamento Ripário e das Áreas Íngremes e os cenários Pré e Pós-Projeto em função da área reflorestada.

Figura 3.10: Cenários de Reflorestamento Ripário, em função da distância da margem recuperada (descrito no topo dos gráficos), a partir do cenário Antropizado (a).

¹ Uma declividade de 100% é equivalente a 45° de inclinação. O relevo é classificado de acordo com a declividade em: plano: declividades de até 3%; suave ondulado: declividades entre 3 e 8%; ondulado: entre 8 e 20%; forte ondulado: entre 20 e 45%; montanhoso: entre 45 e 75%; e escarpado: acima de 75% (EMBRAPA, 2006).

Figura 3.11: Cenários de Reforestamento das Áreas Íngremes, em função da distância da margem recuperada (descrito no topo dos gráficos), a partir do cenário Antropizado (a).

Figura 3.12: Cenários Antropizado, Pré-Projeto e Pós-Projeto e cenários dos grupos Reforestamento Ripário e das Áreas Íngremes em função da área reforestada.

3.3 Método de valoração dos Serviços Ambientais

O método de valoração utilizado foi o do custo evitado de um determinado cenário em relação a um cenário de referência. Utilizaram-se dois cenários de referência como alternativa: o Cenário Antropizado e o de Pré-Projeto. As estimativas de custos englobaram custos *off-site* e *on-site*, ou seja realizados externa ou internamente à bacia, respectiva-

mente, e considerando a característica da bacia cujas águas alimentam um sistema de abastecimento humano, e de proveio de atividades agro-pastoris. Os benefícios ao reservatório de água considerados foram a melhoria da qualidade da água pela redução da concentração de sedimentos, e a dragagem evitada em consequência da diminuição dos sedimentos depositados no leito do rio. Os benefícios às atividades agro-pastoris foram relacionados com a diminuição dos prejuízos da erosão.

3.3.1 Custos off-site

As águas do Ribeirão das Posses alimentam o Sistema Cantareira, e supõe-se que as ações de alterar a cobertura vegetal e implantar práticas conservacionistas se refletirão no reservatório. O impacto no reservatório ocorreria indiretamente pela alteração da qualidade da água e no depósito de sedimentos de modo a alterar seu volume útil, com base nas alterações do Ribeirão das Posses. Neste trabalho, para valorar o impacto na qualidade da água devido às práticas conservacionistas, estimou-se a alteração no custo de tratamento da água, em função de sua qualidade em termos de turbidez (eq. 3.1), baseado em (Sousa Júnior, 2011).

$$custoWQ(R\$/ano) = Cunit(R\$/m^3) \cdot Q(m^3/s) \cdot 365 \cdot 86400s \quad (3.1)$$

onde Q é a vazão e $Cunit$ é o custo do tratamento de 1 metro cúbico de água, obtido por Schmidt (2011) e utilizada por Sousa Junior (Sousa Júnior, 2011), dado por:

$$Cunit(R\$/m^3) = 0,0011 \ln(TU) - 0,0013 \quad (3.2)$$

onde T é a turbidez da água a ser tratada e foi obtida a partir da relação obtida por Teixeira e Senhorelo (2000) e utilizada por Sousa Júnior (2011).

O custo estimado com base nos valores de 2010 foi convertido para 2015 com base no Índice Nacional de Preços ao Consumidor (INPC).

Para estimativa do impacto associado à liberação de sedimentos que podem alterar o volume útil do reservatório, calculou-se o custo da dragagem ($custoDR$) em função da quantidade de sedimentos que chega ao rio (eq. 3.3). Destaca-se que, apesar de não haver problemas desta natureza no Sistema Cantareira, o avanço da antropização da bacia poderia alterar a situação, e por isso esta estimativa foi considerada.

$$custoDR(R\$/ano) = Q_{SS}(t/ano) \cdot 50\% \cdot CUT(R\$/t) \quad (3.3)$$

onde Q_{SS} é a vazão sólida, obtida com o módulo de sedimentos do InVEST, os 50% se referem à carga de sedimentos retida à montante (Sousa Júnior, 2011) e CUT é o custo unitário da Dragagem. Este foi definido como R\$ 22 por tonelada, baseado em Sousa Júnior (2011), que utilizou R\$25,00 por m^3 , considerando as variações de preço pelo INPC e que cada m^3 de sedimentos dragados corresponde a 1,5 toneladas.

3.3.2 Custos on-site

Diversos estudos que abordam o problema da erosão in-loco destacam prejuízos da perda de produtividade agrícola devido à perda do solo superficial, muito mais rico em nutrientes e matéria orgânica do que o de camadas inferiores. Telles et al. (2011) listaram estudos com estimativas de prejuízos locais, em dólares por tonelada de sedimentos, baseados principalmente no custo da reposição dos nutrientes. As estimativas variaram bastante, mas para este trabalho utilizamos a mediana dos custos *off-site*, que foi de R\$35/ton.

Uma aplicação Web de Marques e Pazzianotto (2004), permite ao usuário estimar o custo de reposição dos nutrientes². A aplicação calcula o custo da reposição em Reais por tonelada de solo perdido. O custo de reposição de 1 tonelada de solo foi estimado através da aplicação em R\$9,00. Para a estimativa, a aplicação fez uso de uma tabela com os teores médios de nutrientes dos solos do Estado de São Paulo e coeficientes técnicos de conversão de nutrientes em fertilizantes de Belinazzi Jr. et al. (1981).

Neste trabalho, consideramos o custo da perda de 1 tonelada de solo de R\$9,00 e R\$35,00, baseado nas referências, além de R\$20,00/ano, próximo à média desses. A perda total de solos é estimada pelo InVEST.

3.3.3 Custo da Oportunidade

O custo da oportunidade da preservação das florestas nativas está relacionado com a redução dos ganhos do agricultor por não realizar atividades econômicas nas terras reservadas para a conservação e plantação de florestas nativas. Estimamos o custo da oportunidade em função da área total de florestas nativas na bacia multiplicado pelo rendimento médio

² http://www.cnpma.embrapa.br/analise_econ

da atividade econômica principal da sub-bacia, que é a pecuária extensiva e leiteira e por arrendamento de terra. Para a área total de florestas, não deixamos de considerar as florestas em áreas de APP's ou de reservas legais, previstas pelo código florestal, uma vez que este estudo tem como um dos objetivos avaliar justamente a utilidade da manutenção da cobertura vegetal em áreas previstas na legislação.

O custo de oportunidade considerado foi de R\$184,00 por hectare, baseado em Jardim (2010) que estimou em R\$120,00/ha as perdas na mesma sub-bacia devido à não realização das atividades econômicas, e no valor do PSA utilizado no início do Projeto Conservador das Águas, de R\$152,00 (Kfourri e Favero, 2011), além da correção pelo INPC, mesmo índice considerado para o ajuste anual do PSA.

3.3.4 *Pagamento por Serviços Ambientais*

Assim como diversos programas desta natureza, o Projeto Conservador das Águas definiu o pagamento por Serviços Ambientais baseado no custo da oportunidade, porém não apenas em função da área de florestas nativas, mas de toda a propriedade. Assim, os proprietários recebem 100 UFEX (Unidades Fiscais de Extrema), o que equivale a R\$235,00 em 2015 (Apêndice A), por hectare de área total da propriedade.

Para efeito de comparação, estimamos não só o PSA pago em função da área total das propriedades, mas também em função da área ocupada pelas florestas nativas.

3.4 *Dados observacionais*

Na sub-bacia há estações pluviométricas e fluviométricas (Figura 3.13a) da Agência Nacional das Águas (ANA) cujos dados são disponibilizados através do portal da Hidroweb (<http://hidroweb.ana.gov.br/>). O intervalo de dados utilizados neste trabalho foi de 2009 a 2014. Os dados de precipitação apresentam frequência diária e os de cota de duas vezes ao dia (às 07:00 h e 17:00 h local). O portal também disponibiliza algumas amostras de vazão e de indicadores de qualidade de água no local das duas estações fluviométricas.

Figura 3.13: Bacia do Ribeirão das Pesses, e as estações pluviométricas (em azul) e fluviométricas (em vermelho) da Hidroweb. Em (b) a sub-bacia sob a perspectiva da foz.

3.4.1 Estimativa dos custos devido ao fluxo de sedimentos com as observações

3.4.1.1 Cálculo da vazão

Foram utilizados os dados de cota da estação fluviométrica Foz do Ribeirão das Pesses disponíveis no Sistema de Informações Hidrológicas da ANA (Hidroweb). Os dados de cota

são medidos em dois horários distintos: às 7:00 e às 17:00 no intervalo de outubro de 2009 a setembro de 2014. Apesar de o sistema disponibilizar também as estimativas de vazão, optou-se por utilizar a curva-chave de Mota da Silva (2014) (eq. 3.4), que representou melhor os maiores picos de vazão.

$$Q = \begin{cases} 12,32(h - 0,26)^{2,29} & ; \text{para } h < 0,7 \\ 4,27h - 1,09 & ; \text{para } h \geq 0,7 \end{cases} \quad (3.4)$$

onde Q é a vazão em m^3/s e h é a cota em m.

As médias anuais da vazão são apresentadas na Figura 3.14 junto com a precipitação, onde nota-se uma relação de proporcionalidade entre as duas variáveis, porém a queda da vazão nos anos hidrológicos 2012-2013 e 2013-2014 foi mais acentuada do que a chuva, possivelmente também devido ao aumento da evapotranspiração nestes anos. A chuva média dos postos no período foi de 1421 mm, com mínimo de 1158 mm em 2013-2014 e máximo de 1629 mm em 2011-2012. A vazão média foi de 193 L/s, e de 96 e 246 L/s em 2013-2014 e 2011-2012, respectivamente.

Figura 3.14: Precipitação acumulada em cada ano hidrológico para cada um dos cinco pluviômetros da sub-bacia do Ribeirão das Posses e vazão média anual no exutório da bacia, calculada a partir dos dados de cota.

3.4.1.2 *Estimativa de turbidez*

A Figura 3.15 mostra as medidas de turbidez e vazão disponibilizadas pela ANA. A turbidez foi relacionada com a vazão, através de relações de potência, e uma relação linear para vazões extremas Figura 3.16. As equações obtidas para a Foz do Ribeirão das Posses foram semelhantes com as do Portal das Estrelas (médio Posses) e utilizada para efeito de comparação. Strauch et al. (2013) também encontraram uma relação de potência da turbidez em função da vazão.

Figura 3.16: Turbidez (NTU) em função da vazão (m^3/s) nos eventos da Figura 3.15, no Portal das Estrelas e na Foz do Ribeirão das Posses, e as respectivas curvas de potência ajustadas aos dados.

3.4.1.3 Estimativa de fluxo de sedimentos

Para estimar o fluxo de sedimentos a partir das observações, necessário para avaliar a saída do modelo, foi calculada a turbidez, a concentração de sedimentos, a vazão sólida e, por fim, o fluxo de sedimentos, segundo as equações (3.5) a (3.7):

$$TU = \begin{cases} 94,582 \cdot Q^{1,1348} & ; \text{ para } Q < 0,23 \\ 308,92 \cdot Q^{1,9096} & ; \text{ para } 0,23 \leq Q < 0,95 \\ 560,42 \cdot Q - 252,3 & ; \text{ para } Q \geq 0,95 \end{cases} \quad (3.5)$$

onde TU é a turbidez (NTU) e Q é a vazão (m^3/s). Obtido da relação entre turbidez e vazão (Figura 3.16).

A concentração de sedimentos (SS, em mg/L , Lima et al., 2011) é dada por:

$$SS = 1,114 TU + 1,4731 \quad (3.6)$$

A relação da vazão sólida com a vazão e concentração de sedimentos é dada por:

$$Q_{SS} = 31,536 \cdot Q \cdot SS \quad (3.7)$$

onde Q_{SS} é a vazão sólida (t/ano).

E o fluxo de sedimentos é dado pela razão entre a vazão sólida e a área de drenagem da bacia:

$$FS = Q_{SS}/A \quad (3.8)$$

onde FS é o fluxo de sedimentos, em ton/km²/ano, e A a área de drenagem, em km². Ou ainda:

$$FS = (31,536 \cdot Q \cdot SS)/A \quad (3.9)$$

3.4.1.4 Estimativa de custos off-site

A partir do fluxo de sedimentos estimou-se o custo de dragagem (custoDR, eq. 3.3) e a partir da vazão e da turbidez obteve-se o custo de tratamento de água (custoWQ, eq. 3.1). O fluxo dos cálculos, desde a vazão até os custos, é apresentado na Figura 3.17.

Estimativas a partir das observações

Figura 3.17: Método das estimativas a partir da vazão observada. As equações utilizadas para cada uma das variáveis foram: vazão: eq. (3.4); turbidez: eq. (3.5); concentração: eq. (3.6); fluxo de sedimentos: eq. (3.9); CustoWQ: eq. (3.1); CustoDR: eq. (3.3).

3.4.2 Estimativa do custo devido ao fluxo de sedimentos das simulações

Conforme apresentado até então, para as observações, foi necessário estimar o fluxo de sedimentos em função da vazão, devido à carência de dados observacionais de sedimentos. Já as simulações com o modelo hidrológico e de sedimentos do InVEST provêm saídas de vazão e fluxo de sedimentos, respectivamente, e por isso o método de cálculo dos custos foi modificado, conforme ilustrado na Figura 3.18.

Estimativas a partir das simulações

Figura 3.18: Método para as estimativas dos custos a partir da vazão e fluxo de sedimentos calculados pelo modelo InVEST. As equações utilizadas para cada um das variáveis foram: concentração: eq. (3.10); turbidez: eq. (3.6); CustoWQ: eq. (3.11); CustoDR: eq. (3.3).

Além da alteração do fluxograma dos cálculos em relação às estimativas a partir das observações, as estimativas a partir das simulações contam com mais duas particularidades: a adição de uma constante multiplicativa nas equações originais para o cálculo da concentração de sedimentos (eq. 3.10) e para o CustoWQ (eq. 3.11), decorrente das distintas granularidades temporais das estimativas: enquanto as estimativas das observações tem frequência de duas vezes ao dia, as estimativas das simulações tem frequência anual. Assim, as relações não lineares levam a diferenças que devem ser consideradas, o que é uma questão explorada na Seção 3.4.3.

3.4.3 Tratamento da distinção de dados de frequência anual e diária

Enquanto as estimativas de concentração de sedimentos a partir das observações são estimadas com frequência diária, a concentração estimada a partir das simulações é de frequência anual, o que pode levar a diferenças. Da mesma forma, partindo das próprias observações, se calculássemos a concentração anual a partir da vazão e do fluxo de sedimentos anuais, o resultado também seria diferente do que se calculasse através da vazão e fluxo de sedimentos de frequência diária. Desta forma, esta seção mostra as diferenças dos resultados dos dois métodos, e indica correções ao segundo, para aplicar nas estimativas anuais da concentração provenientes da simulação.

A concentração é função do fluxo de sedimentos e da vazão, conforme a equação (3.9). O gráfico da Figura 3.19 mostra a concentração em função da razão (flx Sed/vazão), que é uma relação diretamente proporcional à concentração. A reta preta mostra a média da concentração de sedimentos para todo o período de dados (integrada diariamente), e a laranja a média da razão (flx sed / vazão) também para todo o período de dados. A intersecção de (flx sed / vazão) com a concentração de sedimentos (em cinza) representa a concentração de sedimentos calculada em função da média da razão (flx sed / vazão), e mostra a deficiência da simplificação da estimativa da concentração média, sem partir dos dados diários, e sim anuais. Deste modo, conclui-se que a estimativa anual superestima a estimativa média diária, necessitando de um ajuste. Este ajuste será realizado com a aplicação de um coeficiente de granularidade temporal.

Figura 3.19: Concentração de sedimentos em função da razão (fluxo de sedimentos/vazão): frequência de duas vezes ao dia (pontos em vermelho), média destes (reta em preto), razão (média do fluxo de sedimentos)/(média da vazão) (em laranja), concentração computada em função do último (em cinza, “Concent anual”).

Para obtenção do coeficiente, foi feita uma análise semelhante à demonstrada, mas separada para cada ano hidrológico (Figura 3.20). E para cada ano hidrológico, encontrou-se a razão entre a concentração média em ambas granularidades temporais, e por fim computou-se a média nos anos hidrológicos. Assim o resultado obtido foi de 0.12. Assim a equação (3.9) foi reescrita para:

$$SS = \frac{cgtc \cdot FS \cdot A}{31,536 \cdot Q} \quad (3.10)$$

onde $cgtc$ é o coeficiente de granularidade temporal da concentração e é igual a 0,12 para granularidade temporal anual e a 1 para granularidade temporal de frequência de duas vezes ao dia.

Figura 3.20: Média das concentrações ao longo dos anos hidrológicos (em preto, “integrado no ano”), e concentração obtida em função da média anual do fluxo de sedimentos e da média anual da vazão (em cinza, “anual”).

Já para o cálculo da turbidez anual, a granularidade temporal não influencia no resultado, pois apresenta uma relação linear com a concentração, desde que esta já esteja multiplicada pelo *cg_{tc}*. Na Figura 3.21, nota-se que a turbidez anual foi idêntica à média da turbidez de todos os passos de tempo.

Analogamente, o *custoDR* depende apenas da variável *FS*, e a granularidade temporal também não influencia no resultado.

Figura 3.21: Turbidez em função da concentração de sedimentos: frequência de duas vezes ao dia (pontos em vermelho), média destes (reta em preto), média da concentração de sedimentos (em azul), turbidez computada em função da última (em cinza, “Turbidez anual”).

De modo análogo à concentração, plotou-se o custoWQ em função de ou $Q(m^3/s) \cdot \text{custo}$ do tratamento de 1 m^3 (Figura 3.22). Conforme o esperado, devido à dependência bi-dimensional de custoWQ da vazão e turbidez, as médias de granularidades temporais diária e anual não coincidiram. Assim, aplicou-se o procedimento análogo à concentração: Calculou-se o custoWQ médio diário por ano e anual (Figura 3.23) para cada ano hidrológico e depois computou-se a média entre os anos hidrológicos, obtendo um valor de 1,14. Desta forma a equação (3.1) foi reescrita para:

$$\text{custoWQ}(R\$/\text{ano}) = cgtwq \cdot Q(m^3/s)(0,0011 \ln TU(NTU)) \cdot 365 \cdot 86400s \quad (3.11)$$

onde $cgtWQ$ é o coeficiente de granularidade temporal de valueWQ e é igual a 1,14 para granularidade temporal anual e a 1 para granularidade temporal de frequência de duas vezes ao dia.

Figura 3.22: CustoWQ em função do produto vazão · (custo do tratamento de 1 m³ de água): frequência de duas vezes ao dia (pontos em vermelho), média destes (reta em preto), produto (média da vazão) · (custo de 1 m³), CustoWQ computado em função do último (em cinza, “CustoWQ anual”).

Figura 3.23: Média do custoWQ ao longo dos anos hidrológicos (em preto, “integrado no ano”), e custoWQ obtido em função da média anual da vazão e da média anual custo do tratamento de 1 m³ de água (em cinza, “anual”).

3.5 Modelagem Hidrológica e de Sedimentos

Este trabalho fez uso de simulações com os modelos *Reservoir Hydropower Production* e *Avoided Reservoir Sedimentation Model* do InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*, Tallis et al. (2011)), para simular respectivamente a vazão e o fluxo de sedimentos na sub-bacia do Ribeirão das Posses em cenários de mudança do uso da terra. O InVEST é composto por uma suíte de modelos de processos biofísicos da bacia, e uma componente de valoração ambiental, que converte os resultados em Serviços Ambientais e valores monetários.

O modelo *Reservoir Hydropower Production* do InVEST visa a modelagem da quantidade de água produzida na bacia, estimado em função da diferença entre a precipitação e a evapotranspiração real, conforme detalhado na Seção 3.5.2. Já no modelo *Avoided Reservoir Sedimentation Model*, estima-se a perda de solos pela Equação Universal de Perdas do Solo (EUPS, ou USLE, eq. 3.21, Seção 3.5.3), e o quanto é transportado até os rios. Ambos os modelos são espacialmente distribuídos e utilizam ferramentas GIS. Os modelos consideram um passo de tempo anual, para simulações médias anuais.

As versões utilizadas para o modelo *Reservoir Hydropower Production* e *Avoided Reservoir Sedimentation Model* foram respectivamente a 3.1.0 (Tallis et al., 2011) e 2.4.4 (Sharp et al., 2014). As primeiras versões do InVEST (até a 2.6) funcionam exclusivamente dentro do sistema ArcGIS, enquanto as mais recentes podem ser executadas isoladamente e dependentes apenas de sistemas livres (*Open Source*). O InVEST é um software livre de código fonte aberto e escrito em Python, possibilitando realizar alterações nos códigos. Além disso, os usuários contam com o apoio dos desenvolvedores e de outros usuários no fórum de discussão <http://forums.naturalcapitalproject.org>³.

Para os dois modelos a componente de valoração ambiental do InVEST é relacionada aos benefícios de uma hidrelétrica, o que não representa a funcionalidade da bacia, que tem uso predominante para o abastecimento de água. Assim, propôs-se uma metodologia para valoração dos Serviços Ambientais, distinta do InVEST, descrita na Seção 3.3. Portanto, o uso do modelo ficou restrito à simulação das componentes biofísicas. E assim, a partir de agora, abordaremos a componente biofísica dos modelos *Reservoir Hydropower Production* e do *Avoided Reservoir Sedimentation Model* respectivamente como Modelo Hidrológico e

³ última data de acesso em setembro de 2015

de Sedimentos do InVEST.

3.5.1 Calibração dos modelos

As calibrações dos modelos de hidrologia e de sedimentos do InVEST foram feitas respectivamente para a vazão e fluxo de sedimentos, baseado em medidas observacionais no posto Foz do Ribeirão das Posses. O método consistiu na variação de parâmetros e dados de entrada de modo a encontrar a vazão e o fluxo de sedimentos simulados com mínimos desvios em relação às observações. Buscou-se alterar apenas um parâmetro ou dado de entrada por simulação, para medir a resposta na saída do modelo, método conhecido como OAT (*Once Factor at a time*, Morris (1991)). Assim, cada simulação é caracterizada por um conjunto de parâmetros e dados de entrada, e foram escolhidas aquelas com os mínimos erros.

Strauch et al. (2013) consideraram a incerteza do campo de precipitação para determinar conjuntos de parâmetros do modelo SWAT calibrados de modo que os erros da vazão e do fluxo de sedimentos fossem mínimos. Mota da Silva et al. (em fase de elaboração)⁴ consideraram como incerteza a prescrição de parâmetros para cada tipo e estado da vegetação.

Uma característica deste método é que pode haver não apenas um, mas um conjunto de parâmetros que minimizem os erros das simulações (parâmetros ótimos), devido ao possível efeito de compensação no resultado final de um parâmetro em relação a outro. Desta forma, escolheu-se um conjunto de parâmetros ótimos para concluir a calibração.

3.5.1.1 Funções objetivas utilizadas para a calibração

Devido ao passo de tempo anual e à pequena quantidade de dados na bacia, foram utilizadas duas funções objetivas para a calibração: a relação entre volumes medidos e calculados (ΔV , eq. 3.12) e o erro médio percentual absoluto ($MAPE$, eq. 3.13). ΔV mede a diferença entre as somas dos volumes observados e a soma dos volumes simulados, podendo apresentar resultados positivos ou negativos. O $MAPE$ apenas apresenta resultados positivos, como medida do erro absoluto. Os modelos foram calibrados de modo que ΔV e $MAPE$ fossem minimizados nas simulações de vazão e fluxo de sedimentos.

⁴ Sensitivity and uncertainties in SWAT extreme flow simulations under uncertain productivity of ecosystems, de autoria de J. Mota da Silva, H. R. da Rocha e outros

$$\Delta V = \frac{\sum_{t=1}^N p_t - \sum_{t=1}^N o_t}{\sum_{t=1}^N o_t} \quad (3.12)$$

onde ΔV é a relação entre volumes, N é o número total de anos, p_t é o simulado (ou previsto) no tempo t e o_t é o observado.

$$MAPE = \frac{1}{N} \sum_{t=1}^N \frac{(|p_t - o_t|)}{o_t} \quad (3.13)$$

onde $MAPE$ é o erro médio percentual absoluto.

3.5.2 Configuração e calibração do Modelo hidrológico do InVEST

3.5.2.1 O Modelo hidrológico do InVEST

O modelo hidrológico do InVEST conta com uma componente biofísica, que estima a produção de água na bacia, e uma componente de valoração com os benefícios da provisão de água superficial. Neste trabalho utilizou-se apenas a primeira, já que se propôs outro método de valoração. A Versão utilizada do InVEST foi a 3.1 (Sharp et al., 2014). O modelo hidrológico é distribuído e suas formulações baseadas em um passo de tempo anual, fazendo uso da seguinte aproximação para cálculo da produção de água, em cada célula da bacia:

$$Y(x) = P(x) - AET(x) \quad (3.14)$$

onde Y é a produção de água (mm) em cada célula (x) da bacia, AET é a evapotranspiração real anual (mm) e P é a precipitação anual (mm). A equação pode ser reescrita da forma da eq. (3.15).

$$Y(x) = \left(1 - \frac{AET(x)}{P(x)}\right) \cdot P(x) \quad (3.15)$$

A razão AET/P é calculada pela formulação de Zhang (2004) (eq. 3.16), baseada na função empírica da curva de Budyko, que mostra a relação entre a razão da evapotranspiração real e a precipitação com a evapotranspiração de referência e a precipitação (Figura 3.24). A função tem dois limites: um energético, quando a evapotranspiração real é igual à potencial (segmento A da Figura 3.24), e um limite hidrológico, onde a evapotranspiração real é igual à precipitação (segmento B). A proximidade aos limites ocorre nas condições

mais eficientes de utilização da energia, e da conversão da precipitação para a evapotranspiração (Hamel e Guswa, 2015). Esta característica é descrita por ω na equação (3.16).

$$\frac{AET(x)}{P(x)} = 1 + \frac{PET(x)}{P(x)} - \left[1 + \left(\frac{PET(x)}{P(x)} \right)^\omega \right]^{\frac{1}{\omega}} \quad (3.16)$$

onde PET é a evapotranspiração potencial, dada por:

$$PET(x) = K_c(l_x) \cdot ET_0(x) \quad (3.17)$$

onde $ET_0(x)$ é a evapotranspiração de referência e $K_c(l_x)$ é coeficiente de cultura (Allen et al., 1998) relacionado com o uso da terra de cada pixel.

Figura 3.24: A curva de Budyko através de algumas formulações. Fonte: Faybishenko (2007).

O parâmetro ω da eq. (3.16) é determinado por Donohue et al. (2012):

$$\omega(x) = Z \frac{AWC(l_x)}{P(x)} + 1,25 \quad (3.18)$$

onde AWC é a quantidade de água disponível para as plantas (mm), dado pelo produto entre a capacidade de água disponível das plantas ($PAWC^5$) e o mínimo entre a profundidade do solo⁶ e das raízes⁷, e Z é um parâmetro empírico relacionado com o número de dias com chuva por ano, também chamado de parâmetro de sazonalidade.

3.5.2.2 Parâmetros e dados de entrada

O modelo de hidrologia do InVEST recebe as informações em três formatos diferentes: em mapas (raster ou shape), constantes e tabelas com informações para cada unidade de uso da terra. A Tabela 3.2 resume todas as informações utilizadas. As informações em mapas necessárias são o domínio da bacia, precipitação, evapotranspiração potencial de referência, mapa de uso da terra, profundidade do solo e capacidade de água disponível para as plantas. A estimativa dos campos de precipitação e de evapotranspiração potencial de referência são detalhadas nas Seções 3.5.2.3 e 3.5.2.4, respectivamente. Os mapas de uso da terra e o domínio da sub-bacia foram descritos nas seções anteriores. A profundidade do solo e a capacidade de água disponível para as plantas ($PAWC$) foram construídas em função do mapa com os tipos de solo da sub-bacia (Figura 3.5) e as respectivas profundidades e capacidade de água disponível (Tabela 3.3), ambos de Azevedo (2008).

Tabela 3.2 - Parâmetros e dados de entrada necessários para o modelo hidrológico do InVEST.

Informação	Tipo de informação	Valor ou referência	Variação nos cenários
Domínio da Bacia	Mapa (shape)	Figura 3.1	
Precipitação	Mapa (raster)	Figura 3.25	
ET_0	Mapa (raster)	Figura 3.27c	[-15,7%;+15,9 %]
Uso da terra	Mapa (raster)	Capítulo 3	
Profundidade do solo	Mapa (raster)	Tabela 3.3	
$PAWC$	Mapa (raster)	Tabela 3.3	
K_c	por uso da terra	Tabela 3.5	
		p/ pastagem: 0,8	[0,657; 1]
Profundidade das raízes	por uso da terra	Tabela 3.5	
Z	Constante	25	

O parâmetro de sazonalidade, Z da eq. (3.18), é uma constante prescrita no modelo, que não varia espacialmente ou com o uso da terra. Hamel e Guswa (2015) sugerem o seu

⁵ Dado pela diferença entre a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente

⁶ Profundidade até a qual a penetração de raízes é inibida devido a alguma barreira física

⁷ Profundidade até a qual se encontram 95% das raízes de uma determinada vegetação

Tabela 3.3 - Capacidade de água disponível das plantas e profundidade do solo para cada tipo de solo da Bacia do Ribeirão das Posses.

Solo	PAWC	Profundidade (mm)
Argissolo Vermelho-Amarelo	0,048	3000
Cambissolo Háplico	0,03	3000
Cambissolo Húmico	0,035	3000
Neosolo Flúvico	0,05	4000
Neosolo Litólico	0,03	1000

cálculo em função do número de dias de chuva (eq. 3.19, Donohue et al. (2012)):

$$Z = N/5 \quad (3.19)$$

onde N é o número de dias de chuva.

Z foi calculado para cada um dos cinco pluviômetros da sub-bacia e para cada ano (Tabela 3.4). Aplicou-se uma análise de sensibilidade para as variações encontradas no parâmetro (não mostrada) e verificou-se a baixa sensibilidade do modelo ao longo do intervalo de 20 a 29, semelhante à análise de sensibilidade de Hamel e Guswa (2015). Assim, optou-se por utilizar a média de Z de todos os pluviômetros e do período considerado ($Z=25$), e por não considerá-lo como um dos fatores de incerteza do modelo.

Tabela 3.4 - Parâmetro de sazonalidade (Z), calculado para cada ano de cada estação pluviométrica da sub-bacia e para cada ano hidrológico (ah).

ah \ estação	Sítio Canto da Siriema	Sítio Bela Vista	Recanto do Ratinho	Nascente Principal	Sítio Sao Jose
ah2010-2011	25	25	24	23	24
ah2011-2012	24	24	25	24	24
ah2012-2013	28	29	28	27	28
ah2013-2014	22	22	21	20	20

As seguintes características para cada unidade de uso da terra devem ser preenchidas em uma tabela de atributos biofísicos: o coeficiente de cultura (K_c) e a profundidade das raízes (Tabela 3.5). O parâmetro K_c foi utilizado para calibrar o modelo e se estimar as incertezas dos resultados dos cenários de mudança do uso da terra, devido à natureza heterogênea da distribuição da pastagem/solo ao longo da bacia, e devido à própria variação

do parâmetro para distintas pastagens. A determinação do valor de controle ($K_c = 0,8$) e dos seus limiares inferior (0,657) e superior (1) será explicada na Seção 3.5.2.6.

Tabela 3.5 - Profundidade das raízes e coeficiente de cultura (K_c) na tabela de atributos biofísicos do modelo hidrológico do InVEST. Os três valores de K_c da pastagem se referem, respectivamente, ao experimento controle e ao limite inferior e limite superior de sua incerteza.

	Profundidade das raízes (mm)	Kc
Floresta	5000	1
Eucalipto	4000	1
Pastagem	1500	0,8 [0,657; 1]

3.5.2.3 Estimativa dos campos de precipitação

A precipitação diária dos pluviômetros foi interpolada espacialmente na sub-bacia pelo método de Cressman (Cressman, 1959), na resolução de 0,008 graus, que é um método de análise objetiva, que preenche valores de modo que as estações mais próximas de um ponto de observação promovam uma influência maior do que as estações mais afastadas.

Com mapas diários de precipitação interpolada, calcularam-se os totais anuais em cada ano hidrológico e a média no período (Figura 3.25). Nota-se um padrão semelhante na maioria dos anos, de maiores volumes de precipitação próximo às nascentes, em maior altitude. O menor volume foi registrado no posto do Sítio da Bela Vista, seguido pelo Recanto do Ratinho, próximo ao exutório da Bacia.

Figura 3.25: Precipitação interpolada pelo método de Cressman com as precipitações dos pluviômetros (pontos com valor), para (a-d) os anos hidrológicos de 2010-2011 ao 2013-2014, e (e) a média no período.

A precipitação é a informação mais importante nos modelos hidrológicos, e pode produzir os maiores erros. A sub-bacia do Ribeirão das Posses tem cinco pluviômetros em 12 km², não sendo necessário recorrer ao uso de informações menos precisas como as reanálises, estimativas de precipitação por satélite ou até mesmo às interpolações de baixa resolução. Deste modo, diferentemente de outros autores, a precipitação não foi considerada como um dos fatores de incerteza.

3.5.2.4 Estimativa da evapotranspiração de referência

A evapotranspiração de referência (ET_0) neste contexto (Allen et al., 1998) foi estabelecida para estimar a demanda evaporativa da atmosfera, que independe do tipo ou

estágio de desenvolvimento de uma cultura, mas apenas de parâmetros climáticos. A evapotranspiração de cultura, dependente do local ou estágio de desenvolvimento, é feita pela multiplicação do K_c , de acordo com a equação (3.17).

Há uma série de métodos para estimativa de ET_0 , e sua escolha é realizada de acordo com o tipo de dados meteorológicos disponíveis no local. Um dos métodos mais recomendados é o de Penman-Monteith (Allen et al., 1998). A sub-bacia do Ribeirão das Posses conta com uma série histórica de precipitação de mais de quatro anos, mas não tem dados de temperatura ou vento para as simulações deste trabalho. Há a estação meteorológica do INMET de Monte Verde, relativamente próxima à região de interesse (30 km), mas devido à grande diferença entre a altitude da estação meteorológica e da bacia, que por si própria apresenta um forte gradiente topográfico, foi feita uma correção da temperatura em função da altitude (Seção 3.5.2.4.1), já que esta é o parâmetro mais importante para a estimativa. No entanto, é necessário considerar a incerteza deste devido aos dados utilizados, que não foram medidos diretamente na bacia. Assim, utilizaram-se também os métodos de Hargreaves (Hargreaves, 1994), modificado de Hargreaves (Droogers e Allen, 2002), Hamon (Hamon, 1961; Sharp et al., 2014) e Thornthwaite (Begueria e Serrano, 2013). Os métodos de Penman-Monteith e de Thornthwaite foram calculados com auxílio do *package SPEI* do software R (Begueria e Serrano, 2013). A Tabela 3.6 apresenta as variáveis e dados utilizados para cada método.

A diferença entre os métodos é considerada uma fonte de incerteza do modelo, já que a evapotranspiração de referência produz grande sensibilidade (Hamel e Guswa, 2015).

3.5.2.4.1 Correção altimétrica da temperatura Calculou-se a temperatura espacialmente na sub-bacia em função da temperatura horária de Monte Verde e da diferença com as altitudes de cada ponto, utilizando o *lapse-rate* da atmosfera padrão, segundo a equação (3.20), método utilizado para interpolar medições ou para *downscaling* (Gao et al., 2012). O período considerado foi de 2008 a 2013.

$$T_{cor} = T_{ref} + \Gamma \cdot \Delta h \quad (3.20)$$

onde T_{cor} é a temperatura corrigida, T_{ref} é a temperatura da estação de referência, Γ é o *lapse-rate* da atmosfera padrão, igual a $-6,5^\circ\text{C}/\text{km}$, e Δh é a diferença de altitude em relação à estação de referência.

Tabela 3.6 - Métodos utilizados para estimativa de evapotranspiração de referência.

Método	Dados utilizados	Referências
Thorntwaite	- Temperatura média ¹ - Latitude	Begueria e Serrano (2013)
Penman-Monteith	- Temperatura mínima e máxima ¹ - Radiação solar ² - Radiação solar incidente no topo da atmosfera - Intensidade do vento a 2 m ³ - Altitude - Latitude	Allen et al. (1998) e Begueria e Serrano (2013)
Hargreaves	- Temperatura média ¹ - Amplitude térmica ¹ - Radiação Solar ²	Hargreaves (1994)
Modificado de Hargreaves	Idem a Hargreaves e: - Precipitação ⁴	Droogers e Allen (2002)
Hamon	- Temperatura média ¹ - Horas de sol	Hamon (1961) e Sharp et al. (2014)

¹Estimada a partir de uma correção altimétrica da estação meteorológica de Monte Verde.

²Dados da estação meteorológica de Monte Verde.

³Vento a 10 m da estação meteorológica de Monte Verde. Para o vento a 2 m, multiplicou-se o último por 75%.

⁴Dados interpolados de precipitação a partir dos cinco pluviômetros da bacia

Os campos médios mensais da temperatura utilizados para a estimativa de evapotranspiração de referência foram calculados, onde na Figura 3.26 mostra-se a sazonalidade e a variação ao longo da sub-bacia.

Figura 3.26: (a) Temperatura média mensal média na sub-bacia e (b) campo da temperatura média anual, em °C.

3.5.2.5 Campos de evapotranspiração de referência

A Figura 3.27 mostra os campos de evapotranspiração de referência calculado a partir dos diversos métodos. O padrão de distribuição espacial foi semelhante nos métodos considerado, com forte influência do padrão espacial da temperatura. Os métodos modificado de Hargreaves e o de Penman-Monteith foram os que obtiveram os valores intermediários em comparação aos demais métodos. A Tabela 3.7 mostra os valores médios na sub-bacia para cada um dos campos e o desvio em relação ao método de Penman-Monteith, método utilizado como controle para as simulações. Os valores mínimo e máximo encontrados foram de 808 mm e 1301 mm, respectivamente para Hamon e Hargreaves, que equivalem a um desvio de -28,5% e 15,9% em relação ao método de Penman-Monteith. Estes valores foram utilizados como limites inferior e superior para os testes de sensibilidade, variando a ET_0 .

Tabela 3.7 - Média e desvio padrão espacial de ET_0 na sub-bacia do Ribeirão das Posses para os distintos métodos, e desvio em relação ao método de Penman-Monteith.

Método	ETP (mm/ano)	Desvio padrão espacial (mm/ano)	Desvio Penman-Monteith (%)
Hamon	802	30	-28,5%
Thornthwaite	823	25	-26,7%
mod Hargreaves	1113	19	-0,8%
Penman-Monteith	1123	13	0,0%
Hargreaves	1301	22	15,9%
média	1032	22	-8,0%

Figura 3.27: Evapotranspiração de referência média anual na sub-bacia do Ribeirão das Posses obtidas pelos distintos métodos.

3.5.2.6 Calibração da vazão simulada

Assim como as saídas dos modelos são influenciadas por erros em um dado de entrada ou parâmetros prescritos no modelo, as calibrações também são. Strauch et al. (2013) consideraram a incerteza do campo de precipitação para determinar alguns conjuntos de parâmetros do modelo SWAT calibrados de modo que os erros da vazão e do fluxo de sedimentos fossem mínimos. Mota da Silva et al. (em fase de elaboração)⁸ consideraram como incerteza as dúvidas com relação aos parâmetros prescritos para cada tipo de solo e estado da vegetação. Ambos consideraram os distintos conjuntos de parâmetros calibrados para estimar a incerteza na vazão e fluxo de sedimentos simulados a partir de cenários de mudança do uso da terra. Este trabalho se baseia nesta metodologia para calibrar a vazão e simular a mudança da vazão e sua incerteza em função de cenários de reflorestamento.

A etapa de calibração de um modelo se inicia com a escolha de um ou mais parâmetros a ajustar, e aqui escolheram-se a evapotranspiração de referência (ET_0) e o coeficiente de cultura (K_c) da pastagem. A escolha do primeiro se deve à forte sensibilidade deste na vazão simulada (Hamel e Guswa, 2015) e devido a diferença estimada através dos distintos métodos, além da carência de dados necessários para os cálculos. Já o segundo (K_c) foi escolhido devido à alta variabilidade do estado da pastagem ao longo da bacia, e por representar uma forte sensibilidade na vazão simulada, especialmente em uma bacia predominantemente coberta por pastagem.

Outros parâmetros importantes na estimativa de vazão, conforme apontados por Hamel e Guswa (2015) são a precipitação e o parâmetro Z, mas devido aos motivos já apresentados, optou-se por não variá-los para a calibração.

A Tabela 3.8 apresenta o conjunto de testes de sensibilidade realizados variando (ET_0) e (K_c). Foram utilizados 5 combinações de ET_0 e 6 combinações de K_c , resultando em um total de 30 experimentos. Além disso, cada um dos experimentos continha um total de quatro anos hidrológicos (ah2010-2011, ah2011-2012, ah2012-2013, ah2013-2014).

⁸ Sensitivity and uncertainties in SWAT extreme flow simulations under uncertain productivity of ecosystems, de autoria de J. Mota da Silva, H. R. da Rocha e outros

Tabela 3.8 - Limiares mínimos e máximos e valores intermediários de cada parâmetro variado nos testes de sensibilidade.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Intermediários
ET_0	Penman - 28,5%	Penman + 15,9%	-15%; +0%; +7%
K_c	0,6	1,1	0,7; 0,8; 0,9; 1,0

Para cada um dos experimentos, calculou-se o erro (ΔV e $MAPE$, eqs. 3.12 e 3.13) da vazão (dependente de ET_0 e K_c). A Figura 3.28 mostra a ΔV e o $MAPE$ da vazão em função de ET_0 e K_c , onde nota-se a existência de uma área de erro mínimo, onde $|\Delta V| < 10\%$ e $MAPE < 20\%$.

Figura 3.28: (a) Relação entre volumes (ΔV) e (b) $MAPE$, em função da alteração em ET_0 de Penman-Monteith e de K_c , obtido para o conjunto de testes de sensibilidade listados na Tabela 3.8. Em (a) a reta preta tracejada indica a condição onde $\Delta V = 0$, e os pontos de membros CTL (controle), 1 e 2 indicam o conjunto de pares (ET_0, K_c) escolhidos para caracterizar os membros das próximas simulações.

Pela linha de $\Delta V = 0$ do diagrama de ΔV (Figura 3.28 a), nota-se que não há um

único par (ET_0, K_c) que minimize o erro, e sim diversos. Assim, escolheram-se três pares (ET_0, K_c) : o controle (CTL), de modo que o ET_0 seja o estimado pela fórmula de Penman-Monteith; o membro 1, cujo K_c é igual a um; e o membro 2 onde ET_0 equivale ao ET_0 de Penman-Monteith acrescido de 15,9%, que foi o máximo obtido entre todos os métodos de ET_0 (Tabela 3.9).

Tabela 3.9 - ET_0 e K_c de cada membro, estipulados para ΔV igual a zero.

Membro	ET_0	K_c
CTL	Penman-Monteith	0,8
1	Penman-Monteith - 15,7%	1
2	Penman-Monteith + 15,9%	0,657

3.5.3 Configuração e calibração do modelo de Sedimentos do InVEST

3.5.3.1 Modelo de fluxo de sedimentos

Para as simulações de fluxo de sedimentos, utilizou-se a Versão 2.4 do InVEST (Tallis et al., 2011), a mais recente durante o desenvolvimento deste trabalho. O modelo simula a perda de solo anual para cada célula, a quantidade deste solo que cada célula na corrente abaixo retém, e por fim o somatório até o exutório da sub-bacia. A perda de solo é calculada pela Equação Universal de Perda de Solos (USLE) (eq. 3.21). A formulação também é uma das mais utilizadas no Brasil, em comparação a outros modelos internacionais, que em geral são ajustados para solos de clima temperado, que demandam a obtenção de muitos dados de entrada e adaptações nas parametrizações (Silva et al., 2010).

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (3.21)$$

onde A é a perda de solo média anual ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), R é o fator de erosividade da chuva ($MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), K é o fator de erodibilidade do solo ($t \text{ h ha MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1}$), LS é o fator topográfico, C é o fator de cobertura da vegetação, e P é o fator de práticas conservacionistas.

Dos sedimentos perdidos em cada ponto de grade do modelo, uma parte é retida pela vegetação nos pontos de grade mais baixos e a outra parte é liberada corrente abaixo. Esta capacidade de retenção depende da característica da vegetação predominante no local que,

no InVEST, caracteriza o parâmetro “retenção de sedimentos” (*Sediment Retention Efficiency*) prescrito para cada unidade de uso da terra. A Figura 3.29 ilustra o funcionamento do modelo de modo simplificado com uma dimensão espacial, para melhor entendimento pelo leitor. O InVEST, no entanto, trabalha com as duas dimensões espaciais. No domínio de uma bacia, é para o exutório que se dirigem os sedimentos não retidos corrente acima.

Figura 3.29: Ilustração simplificada do funcionamento do modelo de fluxo de sedimentos do InVEST.

Por fim, o InVEST contabiliza o total de sedimentos exportados da bacia, em toneladas por ano. E para as análises realizadas neste trabalho, dividiu-se este total pela área da sub-bacia para caracterizar o fluxo de sedimentos.

3.5.3.2 Parâmetros e dados de entrada

Os dados de entrada e parâmetros do InVEST devem ser prescritos na forma de mapas (*raster* ou *shapefile*) como o domínio da bacia, o Modelo Digital de Elevação (*Digital Elevation Model*, DEM), a erodibilidade do solo (K) e a erosividade da chuva (R); como tabelas, como os parâmetros dependentes do uso da terra como os fatores C e P da eq. (3.21), e o parâmetro de retenção de sedimentos; e constantes, como a Drenagem (*Threshold Flow Accumulation*), que determina a densidade da rede de drenagem, e o limiar de inclinação (*Slope Threshold*), que determina o modelo do fator topográfico (LS). A Tabela 3.10 lista os parâmetros e dados de entrada utilizados, que serão detalhados em seguida.

Tabela 3.10 - Parâmetros e dados de entrada prescritos no modelo de sedimentos do InVEST

Informação	Tipo de informação	Valor ou referência
Domínio da Bacia	Mapa (shape)	Figura 3.1
DEM	Mapa (<i>raster</i>)	Figura 3.2
Fator R da USLE	Mapa (<i>raster</i>)	Figura 3.31 e $[\cdot 0,8; \cdot 1,2]$
Fator K da USLE	Mapa (<i>raster</i>)	Figura 3.30a,b e Tabela 3.11
Fator C da USLE	por uso da terra	p/ pastagem: $[0,010 - 0,100]$ p/ floresta: $[0,001; 0,0001]$ p/ Eucalipto: 0,0013
Fator LS da USLE	Mapa (<i>raster</i>)	Figura 3.32a,b
Retenção de sedimentos ¹	por uso da terra	p/ pastagem: $[5 - 40\%]$ p/ floresta: $[45\%; 55\%; 65\%]$ p/ eucalipto: 30%
Drenagem ²	Constante	$[500; 2000; 3500]$

¹Parâmetro de retenção de sedimentos está relacionado com a capacidade de cada vegetação de reter os sedimentos que chegam das áreas mais altas.

²O parâmetro de drenagem determina a densidade da rede de drenagem.

³Limiar de inclinação é um limiar que determina o uso de uma outra equação para o fator LS da USLE, indicando a existência de práticas conservacionistas para áreas mais íngremes.

O Modelo Digital de Elevação utilizado é a segunda versão do *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* (ASTER), com resolução de 30 m (Figura 3.2), interpolado na resolução de 5 m para as simulações, mesma resolução utilizada para os cenários de uso da terra.

3.5.3.2.1 Fator de Erodibilidade do solo (K) Para considerar a incerteza da erodibilidade nas simulações, utilizaram-se dois mapas de erodibilidade (Figura 3.30), ambos baseados no tipo de solo da bacia. O primeiro é o utilizado por Zolin et al. (2014), definido a partir de Bertoni e Lombardi Neto (2010), e o segundo é o de Mota da Silva (2014), baseado em Mannigel et al. (2002) para os argissolos e o cambissolo, e em da Silva e Alvares (2005) e Ribeiro e Alves (2007) para os neossolos.

Figura 3.30: Mapas do fator de erodibilidade do solo ($t\ h\ ha\ MJ^{-1}mm^{-1}ha^{-1}$), utilizado para as simulações, extraído de (a) (Mota da Silva, 2014) e (b) Zolin et al. (2014).

Como alternativa para os testes de sensibilidade, calculou-se a erodibilidade de acordo com a relação de Bouyoucos (eq. 3.22, Bertoni e Lombardi Neto, 2010) e a textura do solo de Lima (2013), baseada em estudos de parcela na sub-bacia do Ribeirão das Posses (Tabela 3.11). A erodibilidade de um solo é considerada baixa entre 0,01 e 0,03 $h\ MJ^{-1}mm^{-1}$ e alta acima de 0,06 $h\ MJ^{-1}mm^{-1}$. O neossolo flúvico apresentou alta erodibilidade, devido ao alto teor de areia encontrado na amostra de Lima (2013). O neossolo litólico também apresentou alto teor de areia, o que refletiu em uma maior erodibilidade do que os demais.

$$fatorK = \frac{\%areia + \%silte}{\%argila} / 100 \quad (3.22)$$

onde: fator K representa a erodibilidade do solo de cada subhorizonte ($t.ha.h/ ha.MJ.mm$) e % areia, % silte e % argila representaram as porcentagens das respectivas frações para cada subhorizonte.

3.5.3.2.2 Fatores de cobertura da vegetação (C) e de práticas conservacionistas (P) A determinação do fator C representa também uma incerteza, pois cada tipo de vegetação ou cultura apresenta características diferentes dependendo do clima, solo, topografia e out-

Tabela 3.11 - Teores de areia, silte e argila para cada tipo de solo da Bacia do Ribeirão das Posses (de Lima et al., 2011) e fator de erodibilidade calculado.

Solo	Areia (g kg ⁻¹)	Silte (g kg ⁻¹)	Argila (g kg ⁻¹)	Erodibilidade (g kg ⁻¹)
Argissolo Vermelho-Amarelo	300	300	400	0,0150
Cambissolo Háplico	350	320	330	0,0203
Cambissolo Húmico	340	320	320	0,0206
Neossolo Flúvico	770	130	100	0,0900
Neossolo Litólico	430	260	310	0,0223

ras características particulares de cada região. A própria pastagem de Posses apresenta grandes variações ao longo da sub-bacia, o que implicaria prescrever C variável espacialmente. Assim, por simplicidade, considerou-se o C da pastagem entre dois intervalos: 0,10 (pastagem degradada) e 0,01 (pastagem bem manejada), diferente para cada membro do conjunto.

Para a floresta, definiu-se $C = 0,001$, baseado em Silva et al. (2010). E para o eucalipto, considerou-se $C = 0,0013$ baseado em Martins (2005).

O fator de práticas conservacionistas prescrito foi igual a 1 por simplicidade.

3.5.3.2.3 Fator de erosividade da chuva (R) A erosividade da chuva (R) expressa a capacidade da chuva, em uma dada localidade, de causar erosão em uma área sem proteção. Depende da energia cinética da chuva e da intensidade máxima da chuva em 30 minutos. Foi utilizada a relação de Lombardi Neto e Moldenhauer (1980) em função da precipitação mensal e anual (eq. 3.23).

$$R = 67.355 \left(\frac{r^2}{p} \right)^{0.85} \quad (3.23)$$

onde R é a erosividade da chuva (MJ mm ha⁻¹h⁻¹ano⁻¹), r é a precipitação média mensal (mm), P é a precipitação média anual (mm). Somam-se os 12 valores obtidos para cada mês para obter a erosividade anual.

A erosividade foi calculada em função da chuva total de cada mês de outubro de 2010 a setembro de 2014 (eq. 3.23). A Figura 3.31 mostra os totais anuais. Na média, a erosividade foi maior próximo à nascente, e foi caindo gradualmente até o exutório da bacia.

Zolin et al. (2014) reportou valores de R de 9388 a 9485 MJ mm ha⁻¹h⁻¹ano⁻¹ para o ex-

utório da sub-bacia de Posses e para os pontos mais altos, respectivamente. Para a mesma sub-bacia Pontes et al. (2015) obtiveram uma média de $8212,7 \text{ MJ mm ha}^{-1}\text{h}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Aquino et al. (2012) fizeram um estudo da erosividade da região do sul de Minas Gerais, e encontraram valores próximos a $6970 \text{ MJ mm ha}^{-1}\text{h}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Considerando estas variações, decidiu-se considerar uma variação de -20% a $+20\%$ nos campos de R na etapa de análise de sensibilidade (Seção 4.3.1).

Figura 3.31: Mapas de erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1}\text{h}^{-1}\text{ano}^{-1}$), obtida a partir dos dados mensais de precipitação das estações pluviométricas da Hidroweb, para os anos hidrológicos de 2010-2011 a 2013-2014, e a média no período (e).

3.5.3.2.4 Fator topográfico (LS) Na versão utilizada do InVEST havia a opção de dois modelos distintos para o fator topográfico (LS): para pequenas e médias declividades (Renard et al., 1997) e outro para altas declividades (Yanhe e Chenglong, 1993). O limiar da declividade é opcional do usuário. Na sub-bacia do Posses, a primeira opção produziu

valores exagerados de LS , e portanto optou-se pelo segundo modelo independente da declividade.

Na versão 3 (Sharp et al., 2014) a equação utilizada é somente a de Desmet e Govers (1996), que foi implementada com uma alteração no código computacional da versão deste trabalho⁹.

A Figura 3.32 mostra as saídas do fator LS , calculadas respectivamente pelos métodos de Yanhe e Chenglong (1993) e Desmet e Govers (1996), ambas utilizadas para estimativa das incertezas dos resultados finais de perda de solo e fluxo de sedimentos. Nota-se que os métodos resultaram em padrões distintos. Enquanto no primeiro (Figura 3.32a) o fator foi maior nas áreas mais íngremes, no segundo (Figura 3.32b) o efeito do fator de comprimento da encosta compensou o efeito das altas declividade.

Figura 3.32: Mapas do fator topográfico (LS) utilizando as equações de: (a) (Yanhe e Chenglong, 1993), e (b) Desmet e Govers (1996). Em (c), o fator LS em função da declividade ao longo da sub-bacia, para as duas opções.

3.5.3.2.5 Rede de drenagem O modelo InVEST calcula a rede de drenagem a partir do DEM da bacia e em função de um parâmetro de drenagem (*Threshold Flow Accumulation*),

⁹ A alteração foi disponibilizado no Fórum de discussão dos usuários do InVEST, no endereço: <http://forums.naturalcapitalproject.org/index.php?p=/discussion/652/ls-factor-in-sediment-retention-model>

que é definido como o número de células na corrente acima por onde o fluxo escoar, de modo que uma célula possa pertencer à linha de drenagem. Quanto maior o parâmetro de drenagem, menor é a densidade das linhas de drenagem (Figuras 3.33b). Consideraram-se dois valores do parâmetro de drenagem para os testes de sensibilidade: 500 e 3500, além do valor “controle” de 2000. Estes limiares foram escolhidos comparando-se as linhas de drenagem formadas nestas condições com a rede de drenagem fornecida pela TNC, gerada em conformidade com observações de campo. Após a realização dos testes de sensibilidade (Seção 4.3.1), que mostrou a relativamente baixa sensibilidade do modelo ao parâmetro, optou-se por não considerar a incerteza da prescrição deste parâmetro nas simulações finais, e prescrever o valor constante igual a 2000.

Figura 3.33: (a) Rede de drenagem perene e intermitente gerada em conformidade com observações de campo, fornecida pela TNC, e (b) rede de drenagem gerada com o modelo InVEST, utilizando o parâmetro de drenagem igual a 500, 2000 e 3500.

3.5.3.2.6 Eficiência de retenção de sedimentos da floresta O parâmetro de eficiência de retenção de sedimentos (*Sediment Retention Efficiency*) provoca alta sensibilidade no fluxo de sedimentos simulado, e é marcante na caracterização da diferença entre os grupos de cenários de reflorestamento “ripário” e “áreas íngremes”, conforme apontado nos testes de sensibilidade no Apêndice B. Assim, esta seção descreve a determinação do parâmetro de retenção da floresta, através da comparação com outras referências: Liu et al. (2003) e

Yuan et al. (2009), que apresentam revisões bibliográficas de estudos observacionais; e Park et al. (2011) e White e Arnold (2009), que relatam da aplicação do filtro de abatimento do fluxo de sedimentos no modelo SWAT.

A eficiência de retenção dos sedimentos é definida em função da quantidade de sedimentos entrando no filtro de vegetação e da quantidade que sai:

$$T_e = \frac{M_i - M_o}{M_i} \quad (3.24)$$

onde M_i e M_o são a quantidade de massa entrando e saído do filtro, respectivamente, em $t \text{ ha}^{-1}$.

No InVEST, o parâmetro que controla esta propriedade é o parâmetro de retenção, um coeficiente de entrada prescrito para cada unidade de uso do solo, e varia de 0 a 1. Se igual a 1, 100% dos sedimentos provenientes das células na corrente acima são retidos na célula de cálculo, e se igual a 0, a retenção é nula. Considerando um filtro de vegetação homogênea, e um fluxo de sedimentos de direção perpendicular ao filtro de largura l e n número de células, o fluxo de sedimentos saindo do filtro é dado por:

$$f_o = f_i(1 - i)^n \quad (3.25)$$

onde f_o e f_i são os fluxos de sedimentos saindo e entrando no filtro, respectivamente, e i é o parâmetro de retenção da vegetação. A equação (3.25) pode ser reescrita em função do número de células, dado por:

$$n = l/res \quad (3.26)$$

onde res é a largura da célula. Assim, a equação (3.25) fica:

$$f_o = f_i(1 - i)^{(l/res)} \quad (3.27)$$

Finalmente, substituindo a equação (3.27) na (3.24), tem-se a relação entre a eficiência de retenção de sedimentos (T_e) e o parâmetro de retenção:

$$T_e = 1 - (1 - i)^{(l/res)} \quad (3.28)$$

Variou-se a largura filtro de vegetação na equação (3.28), para comparar com valores observados de capacidade de retenção de sedimentos.

A Figura 3.34 mostra a eficiência de retenção de sedimentos em função da largura da faixa de vegetação das áreas ripárias, segundo modelos de distintas referências e a calculada em função do parâmetro de retenção neste trabalho. Uma escolha razoável do parâmetro de retenção pode estar situada entre os limites das referências, de forma que a melhor escolha foi igual a 55%, para a floresta, mas que abriu duas novas possibilidades: a retenção igual a 45% e a retenção igual a 65%, também possíveis pela inspeção visual da Figura 3.34 como forma de incerteza.

Figura 3.34: Retenção de sedimentos (Trapping) em função da largura da vegetação ripária, sugerida por: White e Arnold (2009) (limites superior (Sup) e inferior (Inf)), Liu et al. (2003), Park et al. (2011) (Modelo SWAT), Yuan et al. (2009) para floresta, pastagem, declividades abaixo de 5% e declividades a partir de 5% (Yuan et al Flo e Yuan et al Pas, respectivamente), e limites inferiores de Yuan et al. (2009). O parâmetro de retenção ($ret-ef$) foi alterado de (a) a (f), de 15 a 65%.

O parâmetro de retenção da pastagem foi definido de acordo com a calibração de

cada membro do conjunto (de 5 a 40%) e o do Eucalipto foi fixado em 30%. Já para as barraginhas, utilizou-se o parâmetro igual a 100%, considerando por simplicidade que todos sedimentos capturados são retidos.

3.5.3.3 *Simulação das estradas*

A sub-bacia de Posses tem 115 km de estradas não pavimentadas. Muitas delas encontram-se em áreas às margens das encostas (Figura 3.35), que apresentam algumas características favoráveis ao aumento da produção de sedimentos, indispensáveis em uma modelagem de fluxo de sedimentos:

1. Alta capacidade de produção de sedimentos
2. Baixíssima capacidade de reter os sedimentos
3. As estradas atuam como linhas de drenagem secundárias, e geram grande volume de runoff devido à impermeabilização do solo e ao aumento da conectividade por terra (Pereira et al., 2015)¹⁰.

¹⁰ Na sub-bacia de Posses muitas estradas passaram por um processo de melhoria, com a elevação do leito das estradas e com a construção de barraginhas, de modo que a água deixa de fluir ao longo destas. Este trabalho não considerou a presença destas práticas conservacionistas nas estradas.

Figura 3.35: Foto de uma estrada em Posses, tirada em janeiro de 2015.

Para abordar o item 1, prescreveu-se os fatores de uso e manejo e de práticas conservacionistas (C e P) iguais a 1, que representa a nula contribuição da estradas para a redução da produção de sedimentos pela USLE. Para o segundo item, prescreveu-se o parâmetro de retenção de sedimentos da estrada nulo, representando nenhuma capacidade de reter os sedimentos provenientes das áreas mais altas.

O DEM utilizado para as simulações não é suficientemente bem resolvido para as definições das estradas, e por isso utilizou-se um artifício de modo a resolver o terceiro item: o rebaixamento nas áreas de estradas, as quais, levemente mais baixas do que as bordas, força parte do fluxo a convergir para elas por gravidade, o que indiretamente pode levar ao aumento da perda de solo por erosão. Nos experimentos foi variado gradualmente o rebaixamento nas estradas, e rebaixando-se as barraginhas em 10 metros (constante), verificou-se a o aumento da perda de solos com o rebaixamento nas estradas (Figura 3.36a) e a diminuição da retenção total da bacia (Figura 3.36b), o que repercute no aumento do fluxo de sedimentos (Figura 3.36c).

Figura 3.36: Perda de solo por erosão, retenção de sedimentos e fluxo de sedimentos no exutório, em toneladas, em função do rebaixamento do DEM ao longo das estradas.

Outro efeito desta modelagem do rebaixamento das estradas é o da importância das barraginhas, construídas estrategicamente próximo às curvas mais íngremes das estradas. Com o aumento do fluxo nas estradas, aumenta a quantidade de sedimentos entrando nas barraginhas, aumentando a sua contribuição pelo aumento da retenção de sedimentos. A eficiência de retenção de sedimentos nas barraginhas foi utilizada para se escolher o nível de rebaixamento nas estradas (Figura 3.37), de 1,0 metro, equivalente ao rebaixamento em que a retenção chega a 63% do valor de estabilização da resposta (similar à taxa de *e-folding*), que por sua vez também mostrou-se razoavelmente comparável com as condições observadas das estradas no campo.

Figura 3.37: Retenção de sedimentos nas barraginhas (toneladas) em função do rebaixamento das estradas em relação às bordas (m). A reta em cinza indica a retenção a 63% do valor de estabilização da resposta.

3.5.3.4 Calibração do modelo de fluxo de sedimentos

Como um resumo das premissas estabelecidas em que vários conjuntos de parâmetros minimizam o erro das simulações em relação às observações, o processo de calibração considerou as seguintes opções:

- O parâmetro C da pastagem está no limiar de 0,10 (pastagem degradada) a 0,01 (pastagem bem manejada);
- O parâmetro de retenção de sedimentos da pastagem está no intervalo de 1 a 40%;
- Dois mapas de erodibilidade do solo: Zolin et al. (2014) e Mota da Silva (2014);
- Dois modelos para o fator LS: Yanhe e Chenglong (1993) e Desmet e Govers (1996);
- Três opções do parâmetro de retenção de sedimentos da floresta: 45%, 55%, 65%;

O procedimento utilizado foi desenhar membros com combinações específicas dos parâmetros, ou mais exatamente: cada membro combinando um determinado mapa de erodibilidade, uma equação de LS e um parâmetro de retenção da floresta, e desta forma proceder à

calibração do parâmetro de retenção da pastagem, considerando mais três condições: com C da pastagem mínimo (0,010), intermediário (0,055) e máximo (0,100). Para os casos em que não se atingiu um erro mínimo, ajustou-se os valores de C para acima do valor mínimo ou abaixo do valor máximo. E se ainda sim, o erro mínimo não foi atingido, o membro foi desconsiderado. A Tabela 3.12 apresenta os membros e os parâmetros calibrados.

Tabela 3.12 - Parâmetros C e retenção da pastagem calibrados para cada membro proposto. Os parâmetros em cinza são os repetidos em relação ao membro anterior. Os membros 16 a 20 foram desconsiderados pois não convergiram para um erro próximo a zero na calibração.

Membro	C_{pas} inicial	C_{pas} calibrado	retenção pas	K	C_{flo}	retenção flo	LS
1	0,055	0,055	36%	Zolin	0,001	55%	InVEST v2
2	0,100	0,065	40%	Zolin	0,001	65%	InVEST v2
3	0,010	0,010	11%	Zolin	0,001	65%	InVEST v2
4	0,100	0,060	40%	Zolin	0,001	45%	InVEST v2
5	0,010	0,010	12%	Zolin	0,001	45%	InVEST v2
6	0,055	0,076	8%	Mota da Silva	0,001	55%	InVEST v2
7	0,100	0,100	10%	Mota da Silva	0,001	65%	InVEST v2
8	0,010	0,057	5%	Mota da Silva	0,001	65%	InVEST v2
9	0,100	0,100	12%	Mota da Silva	0,001	45%	InVEST v2
10	0,010	0,049	5%	Mota da Silva	0,001	45%	InVEST v2
11	0,055	0,055	9%	Zolin	0,001	55%	InVEST v3
12	0,100	0,100	17%	Zolin	0,001	65%	InVEST v3
13	0,010	0,035	5%	Zolin	0,001	65%	InVEST v3
14	0,100	0,100	19%	Zolin	0,001	45%	InVEST v3
15	0,010	0,029	5%	Zolin	0,001	45%	InVEST v3
16	0,055	Não convergiu		Mota da Silva	0,001	55%	InVEST v3
17	0,100	Não convergiu		Mota da Silva	0,001	65%	InVEST v3
18	0,010	Não convergiu		Mota da Silva	0,001	65%	InVEST v3
19	0,100	Não convergiu		Mota da Silva	0,001	45%	InVEST v3
20	0,010	Não convergiu		Mota da Silva	0,001	45%	InVEST v3

Resultados

4.1 Estimativa de fluxos hidro-sedimentológicos anuais

Para cada uma das medições de cota, de frequência de duas vezes ao dia, foi calculada a vazão, a turbidez, a concentração de sedimentos e, por fim, o fluxo de sedimentos. A Figura 4.1 mostra a média mensal das variáveis envolvidas e o desvio padrão mensal. Nota-se o comportamento sazonal da vazão, com valores maiores geralmente em janeiro, no auge da estação chuvosa. As variações ao longo de um mesmo mês superam a variação sazonal. Isso se deve à pequena extensão da bacia, cuja vazão é rapidamente afetada por chuvas locais. A turbidez tem comportamento similar à vazão, porém baixos valores de vazão geram valores muito baixos de turbidez. A concentração de sedimentos estabelece comportamento linear com a turbidez, e, por fim, o fluxo de sedimentos é mais influenciado por valores extremos máximos e mínimos, devido à sua dependência de direta proporcionalidade com a concentração de sedimentos e vazão (eq. 3.9).

Figura 4.1: Séries temporais da vazão (L/s), turbidez (NTU), concentração de sedimentos (mg/L) e fluxo de sedimentos ($t/km^2/ano$) na Foz do Ribeirão das Posses, de outubro de 2010 a setembro de 2014. A linha preta representa as médias mensais e o hachurado o desvio padrão entre as observações de cada mês.

Nas médias anuais (Figura 4.2), também fica clara a relação de proporcionalidade entre as variáveis. Em exceção, a vazão do ano hidrológico 2010-2011 é levemente inferior à de 2011-2012, enquanto a turbidez do primeiro ano hidrológico é levemente maior do que a do segundo. Isso ocorreu pois, apesar de a vazão média ser maior no segundo ano hidrológico, o primeiro ano apresentou maiores picos de vazão (Figura 4.1), provocando maior influência no cálculo da turbidez. Em 2012-2013 a vazão foi menor do que nos anos anteriores, e diminuiu ainda mais em 2013-2014, consequência da histórica seca meteorológ-

ica e hidrológica no Sudeste do Brasil (Coelho et al., 2015).

Figura 4.2: Média por ano hidrológico da vazão (L/s), turbidez (NTU), concentração de sedimentos (mg/L) e fluxo de sedimentos (t/km²/ano) (nesta ordem) na Foz do Rib. das Posses. Os três últimos foram calculados em função da vazão de frequência de duas vezes ao dia.

Estas medidas são fortemente dependentes dos eventos de chuva forte, caracterizando picos nas variáveis, que influenciam as médias anuais. Vale destacar a grande diferença entre a média e a mediana, respectivamente de: vazão: 193 e 141 L/s; turbidez: 32 e 10 NTU; concentração de sedimentos: 37 e 12 mg/L; e fluxo de sedimentos: 134 e 5 ton/km²/ano.

A mediana encontrada para a turbidez (10 NTU) está acima do padrão mínimo para uma água potável, que é de 5 NTU (Sabesp, 2014). Acima de 50 NTU, a reprodução de inúmeras espécies de peixes é bastante prejudicada. No entanto a mediana e a média ficaram abaixo deste limiar.

Entre as variáveis consideradas, o fluxo de sedimentos apresentou as maiores diferenças entre a média e a mediana, o que representa uma maior sensibilidade aos altos valores de vazão. O valor médio encontrado (134 ton/km²/ano) está próximo do intervalo de estimativas médias em rios brasileiros, entre 3 e 170 ton/km²/ano (Lima et al., 2008). Strauch et al. (2013) estimou 10 ton/km²/ano para a Bacia do Ribeirão do Pipiripau, e Bicalho et al. (2006) 10 a 26 t/km²/ano na Bacia do Rio Descoberto, ambas próximas ao Distrito Federal. Para a Europa, Vanmaercke et al. (2011) avaliou estudos de fluxo de sedimentos ao longo do continente e destacou que, apesar da alta variação entre os diferentes casos, ocorreram diferenças marcantes entre os diferentes climas e características topográficas. A zona de clima boreal mais plana teve a maior parte das medidas com fluxo abaixo de 50 ton/km²/ano, enquanto nas regiões mediterrâneas e montanhosas, a maior

parte superava 200 ton/km²/ano.

4.1.1 Comparação das simulações com as observações

A Figura 4.3 mostra os fluxos calculados e observados. Devido à calibração, a relação entre os volumes (eq. 3.12) foi baixa (5% e 1%, respectivamente para vazão e o fluxo de sedimento). Os anos de vazão observada mais altas corresponderam aos de vazão simulada mais alta, e o mesmo ocorreu para o fluxo de sedimentos. As simulações de fluxo de sedimentos foram mais suaves do que as observações, já que estas subestimaram as observações nos anos de maior fluxo de sedimentos (2010-2011 e 2011-2012) e superestimaram nos anos de menor fluxo de sedimentos (2012-2013 e 2013-2014). No entanto, nos últimos dois anos hidrológicos Sudeste do Brasil foram marcados por uma seca histórica (Coelho et al., 2015), e os eventos extremos são muitas vezes ponto fraco dos modelos. O padrão de concentração calculada a partir das simulações era notavelmente diferente do calculado a partir das observações. o ano hidrológico de 2013-2014, por exemplo, apresentou a maior concentração, mesmo sendo o ano de menor fluxo de sedimentos. Isto ocorreu porque a queda da vazão foi maior do que a queda do fluxo de sedimentos em comparação aos outros anos. A turbidez mostrou um comportamento semelhante, devido à sua relação linear com a concentração.

Figura 4.3: Média por ano hidrológico da vazão, fluxo de sedimentos, concentração, turbidez, CustoWQ e CustoDR estimados a partir das observações e a partir das simulações na Foz do Rib. das Posses.

4.2 Simulação de vazão em cenários de reflorestamento

Para os três membros definidos a partir de distintas calibrações considerando possíveis variações na evapotranspiração potencial de referência (ET_0) e no coeficiente de cultura (K_c) (Tabela 3.9), a Figura 4.4 mostra a vazão simulada, e a vazão observada, para comparação. Nota-se que a vazão entre os membros pouco se alterou, já que um aumento em ET_0 compensou uma diminuição em K_c . No entanto a vazão simulada mostrou bastante

diferença entre os membros nos campos espaciais (Seção 4.2.1).

Figura 4.4: Vazão média anual observada no exutório da bacia e vazões simuladas para cada membro, constituído de uma calibração diferente dada na Tabela 3.9, em função do ano hidrológico.

4.2.1 Distribuição espacial da evapotranspiração real e escoamento de água superficial

As Figuras 4.5 e 4.6 mostram respectivamente o cálculo da evapotranspiração real e do deflúvio na bacia para a calibração controle da Tabela 3.9. Para a evapotranspiração real (Figura 4.5), nota-se que o principal controle foi a vegetação, cujas áreas de maior evapotranspiração são marcadas pela presença de floresta, principalmente, e as de menor, por pastagem. A diferença entre os anos se mostrou pequena, assim como a diferença entre as regiões mais altas da bacia (com maiores índices pluviométricos e maior evapotranspiração) e as mais baixas. Já para o deflúvio (Figura 4.6), nota-se o forte controle da variação interanual da precipitação, com menor sensibilidade ao tipo de vegetação e a variabilidade espacial da precipitação. Esta última provocou maior deflúvio próximo à cabeceira da bacia.

Os campos de simulação com o membro 1 da Tabela 3.9 (Figuras 4.7 e 4.8) não apresentaram diferença entre os locais com floresta e pastagem, já que o principal parâmetro do modelo que descreve a diferença entre ambos é o K_c , que foi igual a 1 para ambas. Neste caso, portanto, as variáveis são mais influenciadas pela variação entre os anos, seguida pela variabilidade espacial.

Para o membro 2 (Figuras 4.9 e 4.10), as diferenças entre as vegetações ficaram mais marcadas, devido à maior diferença entre os K_c para cada caso, representando, assim, maior sensibilidade do que a variabilidade entre os anos e a diferença de altitude, inclusive para a vazão.

Figura 4.5: Evapotranspiração real (mm) simulada pelo modelo InVEST para os quatro anos hidrológicos, para o membro Controle da Tabela 3.9.

Figura 4.6: Deflúvio (mm) simulado pelo modelo InVEST para os quatro anos hidrológicos, para o membro Controle.

Figura 4.7: Evapotranspiração real (mm) simulada pelo modelo InVEST para os quatro anos hidrológicos, para o membro 1.

Figura 4.8: Deflúvio (mm) simulado pelo modelo InVEST para os quatro anos hidrológicos, para o membro 1.

Figura 4.9: Evapotranspiração real (mm) simulada pelo modelo InVEST para os quatro anos hidrológicos, para o membro 2.

Figura 4.10: Deflúvio (mm) simulado pelo modelo InVEST para os quatro anos hidrológicos, para o membro 2.

4.2.2 Alteração da vazão com a mudança do uso da terra e projeção de incertezas

Com o objetivo de avaliar a mudança na vazão causada pelas mudanças do uso da terra, utilizaram-se dois grupos de cenários:

- Reflorestamento ripário: Partindo do Cenário Atual e aumentando o reflorestamento gradualmente nas áreas próximas aos rios, de 5 a 60 m;
- Reflorestamento das áreas íngremes: Partindo do Cenário Atual e aumentando gradu-

almente o reflorestamento a partir das áreas com maior declividade, com declividade de 65% até 35%.

Os dois grupos de cenários estão ilustrados nas Figuras 3.10 e 3.11, e partindo do cenário Atual ao invés do cenário Antropizado.

A vazão foi simulada para cada ano hidrológico e para cada membro (CTL, membro 1 e membro 2, Tabela 3.9), e em seguida estimou-se a média dos quatro anos hidrológicos. A Figura 4.11 mostra as vazões simuladas em função da área reflorestada, e ilustra a diferença entre os membros, que cresce com o aumento da área florestal, como consequência do aumento da diferença entre os coeficientes de cultura (K_c) da pastagem a medida que a cobertura de pastagem diminui. Para o membro 1, o K_c da pastagem é igual a 1 (e igual ao da floresta), e portanto a evapotranspiração potencial não se altera com a mudança da vegetação. Para os outros membros houve uma diminuição aproximadamente linear da vazão em função da área reflorestada. O membro controle indicou uma redução de 0,056 L/s (0,028%) na vazão por hectare de área reflorestada, enquanto que no membro 2 a redução análoga foi de 0,103 L/s (0,051%).

Comparando os dois grupos de cenários (ripário e áreas íngremes), nota-se que eles foram praticamente iguais, cuja diferença passa a ser levemente visível para o membro 2 e CTL apenas nas maiores áreas de reflorestamento (Figura 4.11). No entanto, podemos considerar esta diferença como desprezível, se a compararmos com a incerteza dos membros.

Figura 4.11: Vazão simulada em função da área reforestada para cada membro e cada grupo de cenários (ripario e áreas íngremes). A área hachurada em azul, vermelho e roxo representa a incerteza da vazão respectivamente para o grupo de cenários ripário, áreas íngremes e coincidente entre ambos.

4.3 Simulação de fluxo de sedimentos

4.3.1 Sensibilidade do modelo de Sedimentos

A incerteza do modelo de sedimentos do InVEST foi verificada ao analisar-se sua resposta em relação à variação dos seguintes parâmetros: fator de cobertura da vegetação da pastagem (C_{pas}) e da floresta (C_{flo}), fator de erodibilidade (K), fator de erosividade (R), parâmetro de drenagem e parâmetro de retenção da pastagem e floresta.

Foram feitos testes de sensibilidade, em que escolheram-se os parâmetros e dados de entrada do caso de controle (CTL) com variações de aumento e redução, respectivamente, de forma a quantificar a incerteza envolvida nestes fatores, conforme justificado nas seções 3.5.3.2.1 a 3.5.3.2.5. A Figura 4.12 mostra os resultados dos testes de sensibilidade, com a variação absoluta do fluxo de sedimentos por valor de cada parâmetro variante (Figura 4.12a) e a variação relativa (Figura 4.12b). A sensibilidade é dada pela equação (4.1), baseada em Morris (1991), onde pode-se avaliar o impacto da alteração do parâmetro na

variável considerada. Mostrou-se que uma perturbação no fator R produz uma alteração de mesmo módulo e sinal no fluxo de sedimentos (Figura 4.12b), que traz uma sensibilidade igual a +100% ou -100%, similar à resposta da perturbação do fator C da pastagem, devido à dominância da pastagem no domínio da sub-bacia. A média do fator K de Zolin et al. (2014) foi maior que a do controle (0,0388 e 0,0252 t h ha MJ⁻¹mm⁻¹ha⁻¹, respectivamente), mas não apresentou sensibilidade de 100% devido à provável existência de relações não lineares devido à diferença espacial com relação ao controle. O fator K de Mota da Silva (2014) (média de 0,0186 t h ha MJ⁻¹mm⁻¹ha⁻¹), apesar de ter produzido menores variações do que o anterior (Figura 4.12a), apresentou sensibilidade próxima a 100%, devido à menor diferença com relação ao fator K do controle.

Os parâmetros de drenagem e retenção da pastagem também provocaram respostas desproporcionais no fluxo de sedimentos. O parâmetro de drenagem é mais sensível no intervalo de 500-2000 do que no intervalo de 2000-3500, em que o aumento do parâmetro implica na redução das linhas de drenagem (Figura 3.33) e na redução do fluxo de sedimentos, possivelmente devido à redução dos sedimentos que chegam à corrente. O parâmetro de retenção da pastagem é mais sensível no intervalo (1 a 8%) do que acima de 8%, em que o aumento do parâmetro implica em maior quantidade de sedimentos retidos pela vegetação e, portanto, em uma queda no fluxo de sedimentos. A variação do fator C_{flo} mostrou variações desprezíveis no fluxo de sedimentos, enquanto as perturbações na retenção da floresta provocaram sensibilidade, mas ainda pequena devido à menor fração desta vegetação.

Analisando a alteração absoluta do fluxo de sedimentos (Figura 4.12a), verifica-se que as variações são fortemente marcadas pelos limiares mínimo e máximo, que produzem respostas também com extremos bem definidos e opostos, e também pela sensibilidade individual que cada parâmetro proporciona, uma vez que há parâmetros que trazem grande sensibilidade, e alguns trazem pouca sensibilidade. O parâmetro de retenção da pastagem foi o parâmetro que provocou a maior variação, seguido pelo C da pastagem, e pelo parâmetro de drenagem e K .

Figura 4.12: Sensibilidade do fluxo de sedimentos devido à variação dos parâmetros: fator C da USLE para a pastagem (C_{pas}), fator de erodibilidade da USLE (K), fator de erosividade da USLE (R), limiar para as linhas de drenagem, e retenção de sedimentos da pastagem. Em azul/vermelho (min/max), mostram-se as variações no limiar inferior/superior do parâmetro. A sensibilidade é a variação relativa da variação do fluxo de sedimentos em relação à variação do parâmetro (eq. 4.1).

$$Sensibilidade(\%) = \frac{\frac{Y_i - Y_{ctl}}{Y_{ctl}}}{\frac{|X_i - X_{ctl}|}{X_{ctl}}} \cdot 100\% \quad (4.1)$$

onde X e Y representam o parâmetros perturbado e a variável sensibilizada, respectivamente, e i e ctl representam o experimento perturbado e o de controle.

4.3.2 Efeitos das estradas

Para avaliar o efeito das estradas na produção simulada de sedimentos, compararam-se as simulações com dois cenários: com as estradas, conforme descrição mencionada, e sem as estradas, considerando a cobertura de pastagem alternativamente. Em ambos cenários não se considerou a presença das barraginhas para avaliar o efeito isolado das estradas. A Figura 4.13 mostra a perda de solos, a retenção total de sedimentos e o fluxo de sedimentos no exutório para os cenários. As estradas foram responsáveis por um aumento da produção total na bacia de 4177 ton/ano de sedimentos. A retenção também foi maior em decorrência da maior produção, mas em menor proporção (2945 ton/ano) devido a inexistência desta propriedade nas estradas. O fluxo de sedimentos acaba sendo 2,9 vezes maior no cenário com estradas. Em comparação, Newham et al. (2007) mostrou que aproximadamente metade da carga de sedimentos foi gerada pelos 2% de estradas das nas bacias Moruya-Deua e Tuross no sudeste da Austrália.

Figura 4.13: Fluxos específicos de sedimentos (ton/ano) para um cenário com e outro sem as estradas: Perda de solo por erosão, retenção total na bacia e fluxo de sedimentos no exutório. O cenário pré-projeto (com estradas) é o anterior ao Projeto Conservador das Águas, sem as barraginhas e áreas de reflorestamento conforme a Tabela 3.1.

4.3.3 Variação do fluxo de sedimentos e perda de solo entre os membros

A Figura 4.14 mostra a média entre todos os membros do fluxo de sedimentos e da perda de solos calculados, com mínimos e máximos, e mostra que a queda do fluxo de sedimentos ao longo dos anos considerados está coerente com as observações, conforme discutido no Capítulo 4.1. O fluxo de sedimentos praticamente não se diferencia entre os membros, ou seja, o desvio entre máximos e mínimos é muito pequeno, mas a perda de solo tem diferença bastante pronunciada. Isto resulta da calibração ter sido realizada apenas em termos do fluxo de sedimentos, o que é efetivamente uma das propriedades manifestadas deste processo particular de calibração, ou seja, variações entre parâmetros se compensam e não alteram o fluxo de sedimentos, mas controlam de forma bastante significativa a perda de solo. Isto é o caso, por exemplo, do membro 2 em relação ao 3: o membro 2 com o C da pastagem mais alto do que no membro 3, é compensado, em termos de fluxo de sedimentos, pelo parâmetro de retenção da pastagem mais alto (Tabela 3.12). Mas apenas o C da pastagem controla a perda de solo, e não o parâmetro de retenção. O maior C da pastagem do membro 2 implicou em uma maior perda de solos de $20,8 \text{ ton ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ enquanto no membro 3 foi $7,7 \text{ ton ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Como não identificamos medidas de campo da perda de solo na literatura, optou-se por não calibrar esta variável. De forma aproximada, Zolin et al. (2014) reportou $30 \text{ t ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ para a mesma região, que está dentro do intervalo encontrado neste trabalho, ainda que próximo ao intervalo inferior, embora se trate de uma estimativa aproximada.

Figura 4.14: (a) Fluxo de sedimentos e (b) perda de solo em função do ano hidrológico. As barras de erros representam as mínimas e máximas variações entre os membros.

A Figura 4.15 mostra a variação espacial da perda de solos, para todos os membros. Em todos os casos destacam-se máximos ao longo das estradas, e a baixa produção nas áreas de floresta. Destacam-se também algumas diferenças entre os membros: O C_{pas} mais baixo implica em uma menor perda de solos, o que é o caso do membro 3 comparado ao 2, por exemplo; nos membros 11 ao 15 aparecem linhas de alta perda de solo, em conformidade com o alto LS (Figura 3.32); Os membros com o solo de Mota da Silva (2014) (6-10) possuem perda de solo menor, em especial a oeste da bacia, na região dos Argissolos.

Figura 4.15: Perda de solo para o ano hidrológico 2011-2012, para os membros da Tabela 3.12.

4.4 Estimativa de Serviços Ambientais

Esta seção aborda os efeitos das ações de conservação e reflorestamento e a construção de barraginhas, no fluxo de sedimentos, na vazão e na provisão de Serviços Ambientais. Essas ações foram avaliadas com duas alternativas de reflorestamento: nas áreas ripárias e nas áreas íngremes. O capítulo se encerra com análises de custo-benefício, comparando os benefícios financeiros das melhorias ambientais com o custo de oportunidade e os custos do Pagamento por Serviços Ambientais.

4.4.1 Vantagem dos serviços ambientais por tipo de intervenção

Nesta seção apresentamos os resultados das simulações de três grupos de cenários:

- Projeto Conservador: Composto pelos cenários Antropizado (sem áreas de floresta

remanescentes), Pré e Pós-Projeto, conforme a Tabela 3.1;

- Reflorestamento Ripário: Aumento gradual do reflorestamento nas faixas ripárias a partir do Cenário Antropizado (Figura 3.10);
- Reflorestamento de Áreas Íngremes: Aumento gradual do reflorestamento nas áreas mais íngremes a partir do Cenário Antropizado (Figura 3.11).

Para a simulação de vazão e evapotranspiração foram utilizados os três membros definidos no Capítulo 4.2, e para o fluxo de sedimentos e perda de solo, os 15 membros do Capítulo 4.3. E a partir da vazão e o do fluxo de sedimentos, calculou-se a concentração de sedimentos, turbidez, custo de tratamento da água (CustoWQ) e custo da dragagem (CustoDR), conforme o fluxograma da Figura 3.18. Com exceção do CustoDR, que depende apenas do fluxo de sedimentos, estas variáveis foram calculadas para cada um dos membros dos dois modelos, resultando em um total de 45 membros.

A Figura 4.16 mostra o padrão das variáveis em função da fração de área de floresta, para os diferentes cenários. Uma faixa de desvio das simulações na Figura 4.16 é mostrada como a diferença dos membros por cenário em relação ao Cenário Atual. A vazão diminui na medida em que a evapotranspiração aumenta (Figura 4.16 a,b). A área reflorestada percentual que corresponde à mínima incerteza nestas projeções é levemente superior à área percentual do cenário do Pré-Projeto (vide pontos em verde na barra da Figura 4.16a), que corresponde ao cenário das calibrações (Atual, não mostrado). Além deste ponto de mínimo, ocorre o aumento da variabilidade para a vazão e a evapotranspiração. Além disso, verifica-se que o modelo apresentou pouca diferença entre os grupos de cenários, obtendo-se uma resposta em função da área de floresta que é independente da localização das áreas reflorestadas.

Figura 4.16: (a) Simulação/estimativa de: (a) vazão (L/s), (b) evapotranspiração (mm), (c) fluxo de sedimentos (ton/km²/ano), (d) perda de solo (ton ha⁻¹ano⁻¹), (e) concentração de sedimentos (mg/L), (f) turbidez (NTU), (g) custo do tratamento da água (custoWQ, R\$/ano) e (h) custo de dragagem (custoDR, R\$/ano), em função da área de floresta, para os grupos: reforestamento das áreas íngremes (em vermelho), ripárias (azul) e do Proj. Conservador (verde). As hachuras representam o intervalo entre os membros mínimos e máximos, e as linhas a média dos membros. Em baixo, uma legenda com as informações dos cenários na ordem dos gráficos.

O fluxo de sedimentos (Figura 4.16c) foi bastante sensível aos cenários e portanto à localização das áreas de floresta. Todos os grupos partiram da mesma condição (Cenário Antropizado) e desenvolveram caminhos bastantes distintos: o reflorestamento ripário foi o mais sensível e o reflorestamento das áreas íngremes o menos sensível, mas ambos mostram contundentemente a redução do fluxo com o aumento da área florestada. O reflorestamento do Projeto Conservador, que engloba principalmente as áreas próximas às nascentes, apresentou padrão intermediário entre aqueles outros. Para o reflorestamento ripário de apenas 5 m, o fluxo de sedimentos reduziu 23%, e com 30 m, largura do reflorestamento prevista na legislação, foi reduzido em 50%, e foi reduzido em 63% para um reflorestamento de 50 m.

A variabilidade do fluxo de sedimentos para o grupo do Projeto Conservador foi muito pequena nos cenários Pré e Pós-Projeto, semelhante à vazão. No grupo das áreas íngremes, a diferença entre os membros diminuiu com o aumento da área de floresta, enquanto no grupo do reflorestamento ripário a resposta é de queda acentuada até cerca de 15% de reflorestamento, que continua com percentagens maiores mas em menor taxa .

De forma diferente do fluxo de sedimentos, os cenários de reflorestamento das áreas íngremes foram mais eficientes no sentido da redução da erosão (Figura 4.16d), com taxas de queda lineares. São nas áreas íngremes aonde se produz a maior parte dos sedimentos, e portanto a redução da produção (ou perda de solo) é maior para o reflorestamento nas áreas íngremes. Esta maior redução da produção, no entanto, não se repercute em uma maior redução do fluxo de sedimentos. Pelo contrário, a quantidade de sedimentos que alcança os rios (fluxo de sedimentos) é bem mais reduzida no grupo de reflorestamento ripário. Isto porque a vegetação também tem o papel de reter os sedimentos que chegam de cima, e este efeito se mostrou predominante.

Outro destaque no padrão da perda de solo é a alta variabilidade nos três cenários de dispersão, com um máximo no cenário Antropizado e diminuindo nos cenários de maior área florestal, consequência da calibração ter sido realizada em termos de fluxo de sedimentos e não da perda do solo, de acordo com discussões prévias. A queda da variabilidade com a área florestada se deve ao fato de a principal diferença nas calibrações estarem nos parâmetros da pastagem, e com a diminuição de sua cobertura, obtém-se menor variação entre os membros.

Por fim, de forma marcante, as demais variáveis (concentração, turbidez, custoWQ e custoDR, Figura 4.16 e-h) tiveram um padrão de resposta bastante semelhante ao padrão do fluxo de sedimentos. A influência da vazão só apareceu nos gráfico das áreas íngremes da concentração, turbidez e custoWQ, onde se observa uma diminuição na dispersão dos membros, próximas à área de floresta de 22%. O custoWQ no cenário antropizado foi de R\$30 mil e passou a R\$24 mil e R\$23 mil nos cenários Pré e Pós-Projeto, respectivamente. O custoDR apresentou variações um pouco maiores, partindo de R\$32 mil no cenário Antropizado para R\$20 mil e R\$18 mil nos cenários Pré e Pós-Projeto, respectivamente.

4.4.1.1 Custo Evitado

Calculou-se o custo evitado de cada cenário em relação ao Cenário Antropizado, utilizando a soma dos custos de tratamento da água (custoWQ) e de dragagem (custoDR) de cada cenário. O custo evitado representa os benefícios decorrentes da conservação e reflorestamento das florestas nativas e aplicação das práticas conservacionistas, consolidados para fora da bacia (custos *off-site*).

Estes benefícios foram comparados ao custo da oportunidade e ao pagamento por serviços ambientais (Figura 4.17). O PSA e o custo de oportunidade são linearmente proporcionais à área de floresta, e o primeiro é um pouco maior do que o segundo (1,3 vezes), de acordo com as explicações nas Seções 3.3.3 e 3.3.4. Os custos evitados dos cenários aumentaram com a área de floresta, com maior resposta no grupo do cenário ripário, seguido pelo Projeto Conservador e em menor proporção para o reflorestamento das áreas íngremes, padrões estes obviamente coerentes com as taxas de redução do fluxo de sedimentos (Figura 4.16c) e do custoWQ e CustoDR (Figura 4.16g,h). As médias dos membros do custo evitado não chegam de modo geral a superar o PSA e o custo de oportunidade, mas representam uma fração significativa relativa ao PSA, conforme a Figura 4.18, que representa o quanto um investimento financeiro em PSA se compara percentualmente com os serviços ambientais (redução dos custos *off-site*). O cenário de reflorestamento ripário aparece como o mais vantajoso, por exemplo na área de floresta próximo a 25%, comparável à Atual, o custo evitado do cenário é de 38%, enquanto o do Projeto Conservador em 28%, e o das áreas íngremes em 9%.

Figura 4.17: Custo evitado *off-site*, custo de oportunidade e Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), em função da área de floresta.

Figura 4.18: Razão percentual do custo evitado *off-site* e PSA em função da área de floresta.

O custo evitado *off-site* considera o fluxo de sedimentos reduzido, mas não a redução da erosão. E por isso, o cenário de reflorestamento ripário aparece consideravelmente mais vantajoso do que o das áreas íngremes. No entanto a redução das perdas causadas pela erosão no próprio local também pode ser considerada. Para isso utilizaram-se três referências de custo de reposição unitária, conforme detalhado na Seção (3.3.2): 9, 20 e 35 R\$ por ha, para estimar o custo evitado *on-site* (Figura 4.19). Assim, nota-se que no primeiro caso (Figura 4.19a) os custos evitados médios dos cenários são menores do que o custo de oportunidade e PSA, e no terceiro caso (Figura 4.19c), são maiores, indicando a superioridade dos benefícios ambientais comparada aos prejuízos pela não realização das atividades econômicas (custo da oportunidade). A Figura 4.21 mostra a soma dos custos evitados *on-site* e *off-site*, e nota-se que os custos *on-site* predominam, mas os custos

on-site também contribuem para o custo evitado total. Por exemplo, no segundo cenário (Figura 4.20b), todos os grupos são favoráveis em relação ao PSA, o que não ocorre na Figura 4.19b. Outra diferença entre os custos unitários, é que no primeiro (Figura 4.20a), o custo evitado é maior para o grupo de reflorestamento ripário devido à influência do custo *off-site* (Figura 4.17), já nos demais (Figura 4.20b,c) o custo evitado é maior no reflorestamento das áreas íngremes.

Figura 4.19: Custo evitado *on-site* (da erosão), custo de oportunidade e PSA, em função da área de floresta. Em (a) com o custo unitário da reposição da tonelada de sedimentos de R\$9,00, em (b) R\$20,00, e em (c) R\$35,00.

Figura 4.20: Custos evitados totais (*on-site* e *off-site*), em função da área de floresta, e para os três custos unitários da reposição da tonelada de sedimentos utilizados para estimar os custos *on-site*.

Os percentuais dos custos evitados *on-site* e total em relação ao custo de oportunidade são mostrados respectivamente nas Figuras 4.21 e 4.22. Para os dois maiores custos de reposição unitários, o custo evitado é maior que 100%, indicando serviços ambientais maiores do que o custo da oportunidade. No custo de reposição menor, o cenário ripário é mais favorável para o custo evitado total (Figura 4.22a).

Figura 4.21: Razão percentual do custo evitado *on-site* e custo da oportunidade em função da área de floresta, e para os três custos unitários da reposição da tonelada de sedimentos.

Figura 4.22: Razão percentual do custo evitado total (*on-site* e *off-site*) e custo da oportunidade em função da área de floresta, e para os três custos unitários da reposição da tonelada de sedimentos, utilizados para estimar os custos *on-site*.

4.4.2 Efeitos do Projeto Conservador das Águas

4.4.2.1 Efeitos das barraginhas e reflorestamento no fluxo de sedimentos

Uma das principais ações do Projeto Conservador das Águas nas práticas conservacionistas são o reflorestamento com plantação de espécies nativas nas imediações das nascentes e áreas ripárias à jusante das nascentes e a construção das barraginhas (Seção 3.1.1). Para avaliar o efeito dessas intervenções no fluxo de sedimentos no exutório da bacia, foram utilizados quatro cenários de uso da terra, conforme a Tabela 3.1:

- Pré-Projeto: Sem as barraginhas, e sem áreas de florestas recuperadas (somente as remanescentes);
- Barraginhas: Idem ao anterior, mas com as barraginhas (vide Figura 3.6a);
- Pós-Projeto Sem Barraginhas (ou Reflorestamento): Com as áreas de reflorestamento e de regeneração natural da Figura 3.6a em estágio avançado;

- Pós-Projeto: Idem ao anterior, mas com as barraginhas.

Os cenários foram simulados pelo modelo de sedimentos do InVEST, utilizando os parâmetros calibrados do Capítulo 4.3 com a discussão da média do conjunto para os devidos fins. A Figura 4.23 mostra os resultados do balanço de sedimentos na bacia, representado pela perda de solo total na bacia, a retenção total e o fluxo no exutório, além da retenção de sedimentos nas Barraginhas e a produção nas estradas. De modo geral, verifica-se que grande parte da produção de sedimentos (perda de solo) fica retida na própria bacia. O saldo restante é representado pelo fluxo de sedimentos no exutório, que equivale a 12%¹ da produção total, no cenário pré-projeto. A perda de solo das estradas equivale a 29% da total.

¹ Média do conjunto.

Figura 4.23: (a) Fluxos específicos de sedimentos: Produção acumulada na Bacia (ou perda de solo total), retenção acumulada na bacia, fluxo no exutório, retenção nas barraginhas e produção das estradas. Em (b), a diferença dos cenários em relação ao Pré-Projeto.

O reflorestamento diminui predominantemente a produção total (Figura 4.23b). As barraginhas aumentam a retenção total, mas que se reduz no cenário do reflorestamento devido à menor produção. A retenção nas barraginhas é alterada naturalmente só no

cenário das Barraginhas e não do Reflorestamento. E finalmente o fluxo de sedimentos diminui nos três cenários. As barraginhas promoveram a diminuição de 3,6% no fluxo de sedimentos do exutório, e o cenário de reflorestamento 5,4%. Juntos (cenário Pós-Projeto), os mesmos contribuem por 8,8% de redução no fluxo de sedimentos, que representa a produção líquida da bacia.

O efeito das barraginhas também foi simulado por Strauch et al. (2013) na Bacia do Pipiripau do Distrito Federal através do modelo SWAT, que relatou uma diminuição de 5,5% na carga de sedimentos. A densidade das barraginhas simuladas pelos autores foi de 2,5 barraginhas por quilômetro de estrada, comparado com 0,76 barraginhas por quilômetro em Posses. A área das barraginhas foi de 50 m², enquanto que a considerada para o InVEST foi de 25 m², equivalente ao tamanho do ponto de grade das simulações, e semelhante às barraginhas encontradas em Posses.

4.4.2.2 *Balanço Hídrico*

O balanço hídrico calculado no Cenário Antropizado, quando a cobertura de floresta nativa é nula, mostra o escoamento superior a todos os cenários (Figura 4.24). Os cenários Pré-Projeto, Atual e Pós-Projeto, com coberturas de floresta nativa acima de 21,9%, apresentaram um escoamento médio de 528, 525 e 523 mm/ano, respectivamente. A evapotranspiração representou 61% da precipitação no cenário Antropizado a 64% no cenário Pós-Projeto.

Figura 4.24: Balanço hídrico representado pelo escoamento e evapotranspiração, em mm, dos cenários Antropizado, Pré-Projeto, Atual e Pós-Projeto, para uma precipitação média anual de 1432 mm.

4.4.2.3 Resumo dos efeitos

Compararam-se os resultados do cenário Pós-Projeto em relação ao Cenário Antropizado e ao Cenário Pré-Projeto. A Tabela 4.1 mostra as médias de cada variável em cada um dos três cenários, e a Figura 4.25 mostra as variações do cenário Pós-Projeto em relação ao Pré-Projeto e ao Antropizado. Conforme o esperado, as variações com relação ao Antropizado foram bem maiores do que as variações com relação ao cenário Pré-Projeto. A variável mais sensível foi o fluxo de sedimentos e a menos sensível, a vazão. A erosão (ou perda de solo) também foi bem menos sensível do que o fluxo de sedimentos, conforme discutido anteriormente. O desvio padrão entre as variações foi de maneira geral maior com as maiores variações.

Tabela 4.1 - Média dos membros e desvio padrão da vazão, fluxo e concentração de sedimentos, turbidez e erosão (ou perda de solo) nos cenários Antropizado, Pré e Pós-Projeto.

	Antropizado	Pré-Projeto	Pós-Projeto
Vazão (L/s)	219,0 ± 15,0	204,7 ± 1,2	202,7 ± 1,0
Flx Sedimentos (t/km ² /ano)	229,6 ± 54,6	144,2 ± 4,3	131,5 ± 1,4
Concentração (mg/L)	50,5 ± 12,1	33,8 ± 1,0	31,1 ± 0,3
Turbidez (NTU)	44,0 ± 10,9	29,0 ± 0,9	26,6 ± 0,3
Erosão (t/ha/ano)	14,4 ± 6,1	12,0 ± 4,9	11,7 ± 4,7

Figura 4.25: Variação percentual da vazão, fluxo de sedimentos, concentração de sedimentos, turbidez e erosão (perda de solo) do cenário Pós-Projeto em relação ao Pré-Projeto e ao Antropizado.

Os custos anuais evitados *off-site* do Pós-Projeto em relação ao cenário Antropizado foram de R\$21 mil por ano, o que representa 36% do custo de oportunidade e 28% do PSA (Tabela 4.2). Os custos evitados anuais *on-site*, de R\$68 mil, foram até maiores do que o custo de oportunidade, porém apresentam alta incerteza em sua estimativa, com um

desvio padrão de R\$54 mil.

Em relação ao Pré-Projeto, os custos anuais evitados *off-site* são pequenos (R\$ 3 mil), porém representa 42% do custo de oportunidade e 33% do PSA. Assim como no cenário anterior, os custos *on-site* são em torno de 3 vezes maiores do que os *off-site*, mas com o desvio padrão bastante elevado em relação à média.

O PSA total por área total representa o valor total de PSA pago considerando toda a área da bacia, e não a área de floresta. E por isso, ele não varia entre os dois cenários. O Projeto Conservador das Águas realiza o pagamento dessa forma, ou seja, em função da área da propriedade e não da área conservada ou reflorestada.

Tabela 4.2 - Rendimentos e custos do Cenário Pós-Projeto em relação ao Antropizado e ao Pré-Projeto.

	Custos do Cenário Pós-Projeto em relação aos demais	Antropizado	Pré-Projeto
Rendimentos	Custo Evitado Off-site (R\$/ano)	20.716 ± 10.369	2.896 ± 1.032
	Custo Evitado On-site (R\$/ano)	68.091 ± 54.093	7.271 ± 5.762
	Custo Evitado Total (R\$/ano)	88.807 ± 52.111	10.167 ± 5.557
Custos	Custo de Oportunidade Total (R\$/ano)	57.263	6.835
	PSA total (R\$/ano)	73.134	8.729
	PSA total por área total (R\$/ano)	258.770	258.770

Conclusões

Este trabalho utilizou o modelo InVEST para estimar a vazão e o fluxo de sedimentos em um cenário atual e outros cenários de mudança do uso da terra, na sub-bacia do Ribeirão das Posses: Cenário Antropizado, Pré-Projeto Conservador das Águas, Pós-Projeto, além de outros que priorizam o reflorestamento ao longo das margens dos rios (reflorestamento ripário) ou as encostas (reflorestamento das áreas íngremes). Estimaram-se os Serviços Ambientais baseado na redução do tratamento de água e dragagem evitada (custos *off-site*) e na erosão evitada (custos *on-site*), com a diferença do cenário Pós-Projeto em relação ao Pré-Projeto e do Antropizado. Os resultados foram comparados com o Pagamento por Serviços Ambientais e o custo de oportunidade, que representa o custo da renúncia de uma atividade econômica em detrimento da conservação. Grande parte da perda de solo na sub-bacia foi gerada pelas estradas (29%). As barraginhas, uma das práticas conservacionistas adotadas na sub-bacia pelo projeto, foi responsável pela redução de 3,6% dos sedimentos liberados no exutório, e o reflorestamento com espécies nativas foi responsável por 5,4% de redução, e juntas, as duas práticas contribuíram por 8,8% de redução no fluxo de sedimentos. Em relação ao cenário Antropizado, a redução do fluxo de sedimentos no Pós-Projeto foi de 40%. A localização das áreas reflorestadas foi determinante para o fluxo de sedimentos e perda de solo. O reflorestamento ripário foi muito mais eficiente na redução do fluxo de sedimentos e consequentemente gerou maior redução nos custos de tratamento de água e de dragagem. Enquanto um reflorestamento ripário de apenas 5 m reduziu em 23% o fluxo de sedimentos, um reflorestamento nas áreas íngremes de mesma área de floresta reduziu em 1,8%. Para um reflorestamento ripário de 30 m, largura prevista na legislação, o fluxo de sedimentos reduziu em 50%. Por outro lado, o reflorestamento das áreas íngremes foi mais eficiente na redução da perda de solo, e portanto, na redução dos

custos *on-site*, devido à maior redução dos prejuízos da erosão.

Este trabalho se deparou com a problemática da existência de poucas medidas observacionais como, por exemplo, poucos dados de vazão e de qualidade de água e nenhum dado de estimativa de perda de solo, os quais seriam extremamente úteis para trabalhos futuros. Para a calibração dos modelos, utilizaram-se dados de cota no exutório da sub-bacia (2 medidas por dia), além de algumas medidas de vazão e de turbidez e desenvolveu-se um método para a estimativa de fluxo de sedimentos a partir da vazão observada. As considerações possuem limitações: a vazão de frequência de duas vezes por dia pode não ser suficiente para representar a realidade da bacia, principalmente em uma bacia de pequena escala como Posses, com rápidas respostas aos eventos de precipitação; a turbidez calculada com a vazão é bastante influenciada por eventos de vazão mais alta, e a primeira limitação propaga e aumenta o erro da estimativa de turbidez. Estas incertezas só seriam respondidas com estudos observacionais do fluxo de sedimentos, e na estimativa de erosão com estudos locais, por ex. por meio de parcelas, além do uso de outros modelos, o que não está na proposta deste trabalho. Os valores destas incertezas não são conhecidos, mas não inviabilizam os resultados do padrão médio. Além disso, o método é válido para as condições atuais e médias da bacia, e não em condições de mudança do uso da terra. Desta forma, o método foi aplicado para calibrar o fluxo de sedimentos do InVEST na condição atual. Para os demais cenários, evidentemente, utilizaram-se as versões calibradas do modelo de sedimentos do InVEST.

Um dos resultados apresentados neste trabalho foi a diminuição da vazão com a floresta, o que é recorrente em diversos, senão todos, os estudos de simulação numérica. A produção de água simulada pelo InVEST é uma aproximação do balanço hídrico anual, gerada pela diferença entre a precipitação e a evapotranspiração. Um ecossistema como a floresta nativa tem geralmente maior evapotranspiração do que uma pastagem e em especial se degradada, e as simulações prendem-se sistematicamente ao balanço simples que leva à menor vazão. No entanto, este resultado deve ser visto com cautela, devido às várias incertezas da física da modelagem. Um dos possíveis efeitos da floresta nativa é a recarga do lençol freático, o que pode contribuir com a manutenção das vazões mínimas sazonais, como ocorre durante a maior parte da estação seca. A presença da floresta pode também atenuar os picos de vazão durante os eventos intensos de chuva, se não em todos, mas possivelmente em uma fração expressiva. Mais além, no campo a proteção de nascentes é feita geralmente

nas imediações, o que não envolve a zona de recarga das nascentes à montante: como o balanço hídrico de nascentes é um processo ainda pouquíssimo estudado, e portanto incompreendido, ainda falta conhecimento para a distribuição da cobertura vegetal que compensa as entradas e saídas de forma a otimizar a produção de água superficial. O fato cultural de que o ressurgimento das nascentes também é um efeito esperado com o reflorestamento não pode ser negligenciado, o que envolve técnicas de recuperação dos pontos de surgência das nascentes, que não está envolvido na modelagem. Há outros fatores que poderiam ser levados em conta como a produtividade primária líquida e taxa de evapotranspiração em função do estágio de sucessão das florestas, ou mesmo a alteração da precipitação. Além destes há outros fatores negligenciados por simples simplicidade do estudo e viabilidade de um levantamento inicial, mas que podem ser levados em conta nas próximas investigações.

Mostrou-se uma abordagem de incerteza das prescrições dos parâmetros e dados de entrada no modelo de sedimentos do InVEST, e o quanto que elas representam quantitativamente nas estimativas de potencial diminuição de fluxo de sedimentos e da erosão nos cenários de reflorestamento ripário e das áreas íngremes. Entre todos os parâmetros analisados, um parâmetro foi essencial para determinar a queda do fluxo de sedimentos no caso do reflorestamento ripário: o parâmetro de retenção de sedimentos da floresta, prescrito após cautelosa comparação com outras referências. Para os demais parâmetros, em termos do fluxo de sedimentos, mostrou-se como uma escolha levemente equivocada de um parâmetro é compensada por um segundo parâmetro, desde que as simulações sejam submetidas à sua calibração. Por outro lado, se reconhece no procedimento utilizado uma fraqueza da estimativa da perda de solos por erosão, já que não envolveu uma calibração propriamente explícita, e portanto, obtivemos ampla possibilidade para a estimativa de erosão e portanto grande incerteza. O fluxo de sedimentos apresentou uma média nos anos de 134 (± 1) ton/km²/ano, enquanto a perda de solo de 12 (± 5) ton ha⁻¹ano⁻¹.

Para a valoração ambiental considerando os benefícios fora da sub-bacia (redução de custos *off-site*), considerou-se a função de manancial da bacia, que alimenta o Sistema Cantareira, e por isso essa valoração foi feita em função da redução dos custos de tratamento da água e da dragagem evitada. Apesar de o Sistema Cantareira não ter registro de problemas de assoreamento, a dragagem evitada foi considerada por hipótese de que isso poderia vir a ser um problema no futuro, se a degradação ambiental aumentasse. Apesar

das grandes incertezas das estimativas dos custos no cenário atual, todas as análises foram feitas com relação à diferença entre os custos dos cenários de uso da terra, o que diminui o erro das estimativas, mas que ainda devem ser vistas com cautela. Na valoração de custo de tratamento evitado, utilizou-se apenas a relação dos custos de tratamento da água com a turbidez, causada pela presença de sedimentos na água, e não em possíveis alterações positivas na hidrogeoquímica fluvial decorrentes das mudanças do uso da terra e manejo dos solos, reduzindo esses custos. compostos orgânicos de fósforo e nitrogênio, que seriam alterados com o reflorestamento. Outro fator não explorado é a valoração pela produção de água pela bacia. Esta questão, no entanto, deve ser avaliada com o uso de modelos mais complexos, que considerem a sazonalidade e sejam capazes de simular os impactos na vazão de base e nos picos de vazão, principalmente em um sistema como o em questão, altamente vulnerável a eventos de escassez hídrica e de enchentes.

Na sub-bacia de Posses muitas estradas passaram por um processo de melhoria com o Projeto Conservador das Águas, com a elevação do leito das estradas, o que diminui a conectividade da água e dos sedimentos ao longo destas e melhora as condições ambientais. Estas melhorias poderiam ser consideradas em trabalhos futuros.

O reflorestamento ripário foi bastante eficiente na redução do fluxo de sedimentos no exutório da bacia, e conseqüentemente na redução dos custos *off-site*. Por outro lado, os reflorestamentos de áreas íngremes produziram maior redução da erosão, e este efeito foi considerado como favorável aos próprios proprietários, representando os benefícios *on-site*. Esses benefícios foram valorados mas apresentaram alta incerteza, que só seria reduzida com investigações de pesquisas de campo para quantificar o quanto esse problema afeta a bacia.

O custo da oportunidade utilizado neste trabalho considerou as áreas de florestas nativas de cada cenário, independentemente se estão situadas em áreas de conservação obrigatórias, como as APPs ou reservas legais do Código Florestal. Esta opção não foi uma negligência, mas sim intencional. Ao longo da realização deste trabalho, ocorreram mudanças nas regras da legislação, e outras poderão vir a ocorrer, e este estudo pode contribuir com o estado da arte para justificar decisões futuras, como para a definição da faixa de reflorestamento que deve ser conservada, por exemplo.

Mostramos que a importância de projetos como o Conservador das Águas, em bacias com remanescentes da mata nativa, é não só a restauração florestal, custosa e demorada,

mas principalmente a conservação da vegetação original.

Muitos trabalhos mostraram a ineficiência das normas legais de comando e controle para a conservação das florestas nativas e restauração florestal, quando aplicados isoladamente, e apresentam como um complemento as iniciativas de Pagamento por Serviços Ambientais. Um dos principais beneficiários da manutenção de boas qualidades ambientais é o próprio proprietário, mas os benefícios vão além dos limites da bacia, e acreditamos que os esforços para a preservação devem ser compartilhados pelos beneficiários indiretos, que no caso da sub-bacia do Ribeirão das Posses, seriam os usuários da água do Sistema Cantareira. O nosso palpite para esta contribuição é de pelo menos 28% do Pagamento por Serviços Ambientais por área preservada, baseado no abatimento no custo de tratamento da água e na dragagem evitada por Real investido no PSA por área preservada.

Com os resultados deste trabalho podemos, se não responder plenamente, pelo menos levantar informações úteis para abordar questões complexas, dentre elas as seguintes:

- **Existe de fato alguma vantagem econômica na opção pela conservação? Qual é este benefício?**

Ganha-se 1,6 ($\pm 0,9$) vezes o custo da oportunidade, implícita a incerteza pela variação de $\pm 56\%$. Sem considerar a redução da erosão, cuja estimativa é bastante incerta, ganha-se 36% ($\pm 18\%$) do custo da oportunidade.

Considerações: Área de floresta total de 311 ha; a produtividade (e custo de oportunidade) é igual a R\$ 184/ano/ha; custos evitados do cenário Pós-Conservador em relação ao cenário Antropizado.

- **Devido aos benefícios recebidos, com quanto os usuários da água (ou a empresa fornecedora) deve contribuir em termos de Pagamentos por Serviços Ambientais?**

A contribuição deve ser de no mínimo 28% ($\pm 14\%$) do PSA por área de floresta, relacionado com a redução do custo de tratamento de água devido à redução do fluxo de sedimentos e da dragagem evitada.

Considerações: Custo evitado do cenário Pós-Conservador em relação ao cenário Antropizado, diferença da área de floresta nos dois cenários.

Desconsiderou-se aqui outros custos do projeto relacionados com o seu gerenciamento, compras de equipamentos, as ações de conservação do solo, entre outros. No caso de Posses, os pagamentos por serviços ambientais representaram aproximadamente 23% do custo total do projeto (Kfoury e Favero, 2011), e consideram a área total da propriedade, e não apenas a área ocupada por floresta, para a definição dos pagamentos.

- **O projeto promove ganhos financeiros conjunturais?**

Considerando-se a produtividade financeira igual ao custo de oportunidade utilizado, de R\$ 184 ha⁻¹ano⁻¹ e o número de proprietários na sub-bacia de 53, os rendimentos médios do agricultor sem o projeto seriam de R\$ 3819/ano. O PSA médio é de R\$ 4877/ano. Somando estes dois valores, o novo rendimento seria de R\$ 8696/ano. E também teria um aumento em torno de R\$ 137/ano, devido à redução de problemas com erosão, o que resulta em um total de R\$ 8833. Esse total ainda é inferior ao salário mínimo de 2015, de R\$ 9456/ano, mas representa uma melhora em relação à condição anterior (o dobro dos rendimentos).

Considerações: Produtividade do arrendamento de terras para pecuária extensiva, de R\$ 184/ano; Número de proprietários igual a 53, ocupando uma área de 1100 ha; PSA de R\$ 235/ano. Abatimento da erosão do Pós-Projeto em relação ao Pré-Projeto. Não se considerou os rendimentos da produção leiteira e os incentivos na produção de leite do Projeto Conservador. Apesar desses cálculos precisarem de melhores aferições, possivelmente com a realização de entrevistas e levantamento de mais indicadores econômicos, o projeto tem boa aceitação por parte dos proprietários, já que a sub-bacia tem adesão total ao Projeto Conservador das Águas, e o município conta com uma fila de espera de proprietários que desejam aderir ao programa (Apêndice A).

Neste trabalho não consideramos a quantidade de água produzida na sub-bacia como um dos indicadores de Serviços Ambientais. Mas cabe a observação neste ponto para estimarmos a quantidade de água que é produzida na bacia por propriedade: Com uma vazão de base de 30 L/s (Mota da Silva, 2014), e considerando um custo médio do metro cúbico da água de R\$ 3,00/m³ ao consumidor, a sub-bacia é responsável por R\$ 946.080,00 (sem considerar os custos do sistema), e portanto cada propriedade por R\$ 16.894,00.

Referências Bibliográficas

- Adams C., Seroa da Motta R., Ortiz R. A., Reid J., Ebersbach Aznar C., de Almeida Sinisgalli P. A., The use of contingent valuation for evaluating protected areas in the developing world: Economic valuation of Morro do Diabo State Park, Atlantic Rainforest, São Paulo State (Brazil), *Ecological Economics*, 2008, vol. 66, p. 359
- Alier J. M., El ecologismo de los pobres: conflictos ambientales y lenguajes de valoración. Barcelona, 2011, 55
- Alípaz S. M. F., Quantificação e Valoração Econômica dos Serviços Ambientais Redutores de Sedimentação na Bacia do Ribeirão Pípiripau, Universidade de Brasília, 2010, Dissertação de Mestrado, 101
- Allen R., Pereira L., Raes D., Smith M., Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements, *Irrigation and Drainage Paper No. 56*, FAO, 1998, p. 300
- Andreassian V., Waters and forests: from historical controversy to scientific debate, *Journal of Hydrology*, 2004, vol. 291, p. 1
- Aquino R. F., Leandro M., Silva N., Antonio D., Freitas F. D., Curi N., Mello C. R. D., Avanzi J. C., Variabilidade espacial da erosividade da chuva na região Sul de Minas Gerais , Brasil, *Ciência & Agrotecnologia*, 2012, vol. 36, p. 533
- Azevedo T. S., Legislação e geotecnologias na definição das áreas de preservação permanente e das reservas legais: Aplicação à Bacia do Córrego das Posses, Município de Extrema, Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, 2008, Tese de Doutorado, 168

- Begueria S., Serrano V., 2013 R Package: Calculation of Standardised Precipitation - Evapotranspiration index
- Belinazzi Jr. R., Bertolini D., Lombardi Netto F., A ocorrência de erosão rural no Estado de São Paulo, Anais do Simpósio sobre o controle da erosão, 1981
- Bertoni J., Lombardi Netto F., Conservação do Solo 7 edn. São Paulo, 2010, 355
- Bicalho C., Koide S., Lima J., Estudo preliminar do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia do Rio Descoberto. In VII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos , Porto Alegre, RS, 2006, p. 17
- Brauman K. a., Daily G. C., Duarte T. K., Mooney H. a., The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services, Annual Review of Environment and Resources, 2007, vol. 32, p. 67
- Bryant R., Veith T., Kleinman P., Gburek W., Cannonsville Reservoir and Town Brook watersheds: Documenting conservation efforts to protect New York City's drinking water, Journal of Soil and Water Conservation, 2008, vol. 63, p. 339
- Camelo A. P. S., Quantificação e Valoração do Serviço Ambiental Hidrológico Resultante da Recomposição de Passivos Ambientais na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Pípiripau, Universidade de Brasília, 2011, Dissertação de Mestrado, 92
- Carvalho N. D. O., Filizola Júnior N. P., Santos P. M. C. D., Lima J. E. F. W., Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios. Agência Nacional de Energia Elétrica Brasília, 2000, 107
- Coelho C. a. S., de Oliveira C. P., Ambrizzi T., Reboita M. S., Carpenedo C. B., Campos J. L. P. S., Tomaziello A. C. N., Pampuch L. A., Custódio M. D. S., Dutra L. M. M., Da Rocha R. P., Rehbein A., The 2014 southeast Brazil austral summer drought: regional scale mechanisms and teleconnections, Climate Dynamics, 2015
- Costa M. H., Botta A., Cardille J. A., Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia, Journal of Hydrology, 2003, vol. 283, p. 206

- Cressman G. P., An operational objective analysis system, *Mon. Wea. Rev.*, 1959, vol. 81, p. 367
- da Silva A. M., Alvares C. A., Levantamento de informações e estruturação de um banco dados sobre a erodibilidade de classes de solos no Estado de São Paulo, *Geociencias*, 2005, vol. 24, p. 33
- Daily G. C., *ECOLOGY: The Value of Nature and the Nature of Value*, Science, 2000, vol. 289, p. 395
- Desmet P., Govers G., A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units, *Journal of soil and water conservation*, 1996
- Donohue R. J., Roderick M. L., McVicar T. R., Roots, storms and soil pores: Incorporating key ecohydrological processes into Budyko's hydrological model, *Journal of Hydrology*, 2012, vol. 436-437, p. 35
- Droogers P., Allen R. G., Estimating reference evapotranspiration under inaccurate data conditions, *Irrigation and Drainage Systems*, 2002, vol. 16, p. 33
- EMBRAPA Sistema brasileiro de classificação de solos 2 edn. Brasília, DF, 2006, 306
- Faybishenko B., Climatic Forecasting of Net Infiltration at Yucca Mountain Using Analogue Meteorological Data, *Vadose Zone Journal*, 2007, vol. 6, p. 77
- Funtowicz S., Ravetz J., 1993 in , *Epistemología Política*. pp 11–42
- Gao L., Bernhardt M., Schulz K., Elevation correction of ERA-Interim temperature data in complex terrain, *Hydrology and Earth System Sciences*, 2012, vol. 16, p. 4661
- Gouvêa M. L., Saad S. I., da Silva Dias P. L., Camargo R., de Freitas E. D., Estudo de caso: tempestade envolvendo interação entre a brisa marítima e o efeito de ilha de calor urbana em 01/03/99, *Anais do XIV Congresso Brasileiro de Meteorologia*, 2006, pp 1–5
- Guedes F. B., Seehusen S. E., *Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios*. Brasília, 2011, 280

- Hamel P., Guswa a. J., Uncertainty analysis of a spatially explicit annual water-balance model: case study of the Cape Fear basin, North Carolina, *Hydrology and Earth System Sciences*, 2015, vol. 19, p. 839
- Hamon W. R., Estimating potential evapotranspiration, *Journal of the Hydraulics Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, 1961, vol. 87, p. 107
- Hargreaves G. H., Defining and using reference evapotranspiration, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 1994, vol. 120, p. 1132
- Jardim M. H., Pagamentos por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso do município de Extrema-MG, Universidade de Brasília. Centro de Desenvolvimento Sustentável, 2010, Dissertação de Mestrado, 195
- Jericó-Daminello C., 2014 Identificação e valoração sociocultural dos Serviços Ecossistêmicos – o caso da comunidade do Marujá, Ilha do Cardoso – SP, Brasil.
- Kfoury A., Favero F., Projeto Conservador das Águas: Passo a Passo série Água edn. vol. iv, The Nature Conservancy –TNC Brasília - DF, 2011, 58
- Lima G. C., Variabilidade espacial dos atributos físicos e químicos e índice de qualidade dos solos da sub-bacia das Posses , Extrema (MG), sob diferentes agroecossistemas, Universidade Federal de Lavras, 2013, Tese de Doutorado, 141
- Lima J. E. F. W., Lopes W. T. A., Carvalho N. D. O., Silva E. M., Vieira M. R., Fluxo de sedimentos em suspensão no exutório de grandes bacias hidrográficas em território brasileiro. In VII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos , Campo Grande – MS, 2008, p. 1
- Lima J. E. F. W., Lopes W. T. A., Oliveira-Filho E. C., Muniz D. H. D., Relação entre a turbidez e a concentração de sedimentos em suspensão em uma bacia agrícola típica do Cerrado: o caso da Bacia Experimental do Alto Rio Jardim , DF, XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, p. 13
- Liu X., Zhang X., Zhang M., Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: a review and analysis., *Journal of environmental quality*, 2003, vol. 37, p. 1667

- Lombardi Neto F., Moldenhauer W. C., Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. In Anais do Encontro Nacional de Pesquisas do Solo, Recife, PE, 1980
- Loureiro W., Contribuição do ICMS Ecológico à Conservação da Biodiversidade no Estado do Paraná, Universidade Federal do Paraná, 2002, Tese de Doutorado, 1
- Mannigel A. R., Carvalho M. d. P. e., Moreti D., Medeiros L. d. R., Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo, Revista Acta Scientiarum, 2002, vol. 22, p. 1335
- Marques J. F., Pazzianotto C. B., 2004 Custos econômicos da erosão do solo: estimativa pelo método do custo de reposição de nutrientes, http://www.cnpma.embrapa.br/analise_econ. Acesso em Jul 2015.
- Martins J. A., Silva Dias M. A. F., Gonçalves F. L. T., Impact of biomass burning aerosols on precipitation in the Amazon: A modeling case study, Journal of Geophysical Research, 2009, vol. 114, p. 1
- Martins S. G., Erosão hídrica em povoamento de eucalipto sobre solos coesos nos Tabuleiros Costeiros, ES, Universidade Federal de Lavras, 2005, Tese de Doutorado, 117
- MEA, 2003 in , Ecosystems. Island Press Chapt. Ecosystems pp 1–266
- Medeiros R., Young C. E. F., Pavese H. B., Araújo F. F. S., Contribuição das Unidades de Conservação para a Economia Nacional: Sumário Executivo. UNEP-WCMC Brasília, 2011, 44
- Morris M., Factorial sampling plans for preliminary computational experiments, Technometrics, 1991
- Mota da Silva J., O serviço ambiental hidrológico das áreas de proteção permanente: um estudo de caso com modelagem numérica em pequena e mesoescala na bacia do Rio Piracicaba, Universidade de São Paulo, 2014, Tese de Doutorado, 100
- Neitsch S., Arnold J., Kiniry J., Williams J., Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation - Version 2005. Temple, Texas, 2005, 494

- Nepstad D., Carvalho G., Cristina A., Alencar A., Paulo A., Bishop J., Moutinho P., Lefebvre P., Lopes U., Jr. S., Prins E., Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests, *Forest Ecology and Management*, 2001, vol. 154, p. 395
- Newham L. T. H., Field J. B., Jakeman A. J., A Catchment-Scale Model of Road Erosion and Sediment Delivery, *Environment*, 2007, pp 2090–2096
- Pagiola S., Payments for environmental services in Costa Rica, *Ecological Economics*, 2008, vol. 65, p. 712
- Palma A., Mattos U. A. d. O., Contribuições da ciência pós-normal à saúde pública e a questão da vulnerabilidade social, *História, Ciências, Saúde-Manguinhos*, 2001, vol. 8
- Park Y. S., Park J. H., Jang W. S., Ryu J. C., Kang H., Choi J., Lim K. J., Hydrologic Response Unit Routing in SWAT to Simulate Effects of Vegetated Filter Strip for South-Korean Conditions Based on VFSMOD, *Water*, 2011, vol. 3, p. 819
- Pearce D., Markandya A., Barbier E. B., 1991 in , *Blueprint for a Green Economy*. Earthscan Publication Ltd Londres Chapt. 3 pp 51–81
- Pearce D. W., Turner R. K., 1990 in , *Economics of Natural Resources and the Environment*. The Johns Hopkins University Press Baltimore, GB Chapt. 9 pp 120–140
- Pereira P., Giménez-Morera A., Novara A., Keesstra S., Jordán A., Masto R. E., Brevik E., Azorin-Molina C., Cerdà A., The impact of road and railway embankments on runoff and soil erosion in eastern Spain, *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 2015, vol. 12, p. 12947
- Pereira P. H., Cortez B. A., Trindade T., Mazochi M. N., *Conservador das Águas* edição 2010 edn. Dep. Meio Ambiente Extrema - MG Extrema - MG, 2010, 68
- Pimentel D., Harvey C., Resosudarmo P., Sinclair K., Kurz D., McNair M., Crist S., Shpritz L., Fitton L., Saffouri R., Blair R., Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits., *Science (New York, N.Y.)*, 1995, vol. 267, p. 1117
- Pontes L. M., Diêgo Faustolo Alves Bispo Silva M. L. N., Elisei L. G., Palumbo T., Gomes F., Erosividade das chuvas na Sub-bacia Hidrográfica das Posses, Extrema, MG. In *Anais do XIX Congresso Brasileiro de Agrometeorologia* , Lavras, MG, 2015, p. 1

- Renard K., Foster G., Weesies G., McCool D., Yoder D., Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the revised soil loss equation, Agriculture Handbook, 1997, p. 404
- Ribeiro L. S., Alves M. d. G., Quantificação de Perda de Solo por Erosão no município de Campos dos Goytacazes/RJ através de Técnicas de Geoprocessamento. In Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto , Florianópolis, Brasil, 2007, p. 3039
- Richards R. C., Rerolle J., Aronson J., Henrique P., Gonçalves H., Brancalion P. H. S., Governing a pioneer program on payment for watershed services : Stakeholder involvement , legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil, Ecosystem Services, 2015, vol. 16, p. 23
- Saad S. I., da Rocha H. R., Silva Dias M. a. F., Rosolem R., Can the Deforestation Breeze Change the Rainfall in Amazonia? A Case Study for the BR-163 Highway Region, Earth Interactions, 2010, vol. 14, p. 1
- Sabesp, 2014 Technical report Relatório Anual de Qualidade da Água. Governo do Estado de São Paulo São Paulo
- Sánchez-Canales M., López Benito A., Passuello A., Terrado M., Ziv G., Acuña V., Schumacher M., Elorza F. J., Sensitivity analysis of ecosystem service valuation in a Mediterranean watershed, Science of the Total Environment, 2012, vol. 440, p. 140
- Santamouris M., Energy and Climate in the Urban Built Environment. No. Ipcc, James and James, 2001, 412
- Santos J. E., Nogueira F., Pires J. S., Obara a. T., Pires a. M., The value of the Ecological Station of Jataí's ecosystem services and natural capital., Revista brasileira de Biologia, 2001, vol. 61, p. 171
- Seroa da Motta R., Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais. Rio de Janeiro, 1997, 1
- Sharp R. e outros, InVEST 3.1.0 User's Guide. The Natural Capital Project Stanford, 2014, 325

- Silva F. d. G. B. d., Minotti R. T., Neto F. L., Primavesi O., Crestana S., Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim – SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D, Engenharia Sanitaria e Ambiental, 2010, vol. 15, p. 141
- Silva J., Nobre A., Manzatto C., Joly C., Rodrigues R., Skorupa L., Nobre C., Ahrens S., May P., Sá T., Cunha M., Rech filho E., O Código Florestal e a Ciência: Contribuições para o diálogo, Sociedade Brasileira para o Progresso de Ciência; Academia Brasileira de Ciências, ABC., 2011, p. 124
- Silva M. A. d., Freitas D. A. F. d., Silva M. L. N., Oliveira A. H., Lima G. C., Curi N., Sistema de informações geográficas no planejamento de uso do solo, Revista Brasileira de Ciencias Agrarias, 2013, vol. 8, p. 316
- Sousa Júnior W. C., Pagamento por Serviços Ecossistêmicos: Mata Ciliar, Erosão, Turbidez e Qualidade de Água. Produtos Técnicos. Projeto de Recuperação de matas ciliares, Secretaria do meio ambiente do estado de São Paulo, SP., 2011
- Sparovek G., Berndes G., Barretto A. G. D. O. P., Klug I. L. F., The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation?, Environmental Science & Policy, 2012, vol. 16, p. 65
- Strauch M., Lima J. E. F. W., Volk M., Lorz C., Makeschin F., The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment., Journal of environmental management, 2013, vol. 127 Suppl, p. S24
- Study of Critical Environmental Problems . Man's Impact on the Global Environment: Assessment and Recommendations for Action; Report. The MIT Press Williamstown, Massachusetts, 1970, 319
- Tallis H. e outros, InVEST 2.4.4 User's Guide. The Natural Capital Project Stanford, 2011, 342
- Teixeira E. C., Senhorelo A. P., Avaliação de correlação entre turbidez e concentração de sólidos suspensos em bacias hidrográficas com uso e ocupação diferenciada, Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, pp 1–5

- Telles T. S., Guimarães M. F., Dechen S. C. F., The Cost of Soil Erosion, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 2011, vol. 35, p. 287
- Tucci C. E. M., Modelos hidrológicos 2^a edn. Editora da UFRGS Porto Alegre, RS, 2005
- Vanmaercke M., Poesen J., Verstraeten G., Sediment yield in Europe: spatial patterns and scale dependency, *Geomorphology*, 2011, vol. 130, p. 142
- White M. J., Arnold J. G., Development of a simplistic vegetative filter strip model for sediment and nutrient retention at the field scale, *Hydrological processes*, 2009, vol. 23, p. 1602
- Yanhe H., Chenglong L., Advances in the application of the Universal Soil Loss Equation (USLE) in China, *Journal of Fujian Agricultural College (Natural Science Edition)*, 1993, vol. 22, p. 73
- Yuan Y., Bingner R. L., Locke M. A., A Review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas †, *Ecohydrology*, 2009, vol. 2, p. 321
- Zhang L., A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration, *Water Resources Research*, 2004, vol. 40, p. 1
- Zolin C. a., Folegatti M. V., Mingoti R., Paulino J., Sánchez-Román R. M., González a. M. O., The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation, *Agricultural Water Management*, 2014, vol. 137, p. 75

Apêndice

Apêndice A

Entrevista com Sr. Paulo Henrique Pereira, Secretário de Meio Ambiente de Extrema, MG

Entrevista realizada por telefone em 10 de março de 2015.

Qual a visão que os proprietários tem do Programa Conservador das Águas?

Eles têm visto o projeto com bons olhos. Há 180 contratos, que representam 1/3 da área agrícola do município, e há uma boa fila de espera para aderir ao programa. A Bacia do Ribeirão das Posses conta com adesão total.

Os produtores rurais aderidos ao programa recebem em torno de 100 UFEX por ha de área total da propriedade por ano. Como é feito o ajuste do UFEX?

Correto. Este ajuste é feito com base no INPC de janeiro.

Quanto está o PSA hoje?

R\$235,00 por hectare da área total do município.

Quando termina o prazo do projeto?

Não tem prazo para acabar.

Quais as principais atividades econômicas da região?

Indústria, pecuária leiteira e pecuária de corte.

Existem ameaças ao programa, como por exemplo, a vinda de alguma indústria?

A ameaça da industrialização não existe pois a separação das áreas de indústria/ agrícolas já está feita no plano diretor. Não existem outras ameaças já que os ganhos da pecuária não aumentaram, e assim a receita com a atividade caiu.

Quantas barraginhas foram implantadas?

1000 barraginhas.

Quais as outras práticas conservacionistas implementadas além do reflorestamento e das barraginhas?

Terraceamento (100 ha)

Quais os custos do projeto, e em específico para construção das barraginhas, terraceamento, reflorestamento?

Para as barraginhas e terraceamento foram gastos 500 mil.

O custo discriminado no livro do Projeto Conservador das Águas (Kfoury e Favero, 2011) é o que foi gasto até o momento da elaboração do documento (2010).

O custo do projeto está em torno de 2 milhões por ano. Neste período são reflorestados 150 ha.

Quanto tempo uma restauração florestal demora para ficar parecida com uma floresta nativa?

Três anos é o tempo de acompanhamento das áreas plantadas.

Observou-se alguma melhora na qualidade ambiental?

Isso é o que as pesquisas estão verificando. No entanto nosso trabalho está também muito relacionado à prevenção, de modo a não piorar a qualidade ambiental. Mas o que as reportagens mostram em relação ao reaparecimento das nascentes, melhoria da quantidade e da qualidade de água é real.

Apêndice B

Testes de sensibilidade variando o parâmetro de eficiência de retenção de sedimentos

Para verificar a sensibilidade da variável fluxo de sedimentos em função do parâmetro *ret-ef* (eficiência de retenção de sedimentos), foram realizadas dois grupos de simulações, ambos aumentando o reflorestamento partindo da pastagem em todo o domínio, mas de estratégias diferentes:

- Aumentando gradualmente o reflorestamento nas regiões próximas aos rios (grupo *rip*, Figuras B.1 e B.2);
- Aumentando o reflorestamento gradualmente partindo das regiões mais íngremes para as menos íngremes (grupo *decl*, Figuras B.1 e B.3).

Figura B.1: Áreas de reforestamento dos grupos *rip* e *decl*. Os mapas de cada cenário de reforestamento são dados respectivamente nas Figuras B.2 e B.3.

Figura B.2: Cenários de reforestamento do grupo *rip*, com o reforestamento ripário crescente.

Figura B.3: Cenários de reforestamento do grupo *decl*, com o reforestamento crescente a partir das áreas mais íngremes.

Para cada um dos grupos de simulações, variou-se o parâmetro *ret-ef* da floresta de acordo com a Tabela B.1.

Tabela B.1 - Parâmetro *ret-ef* da pastagem e floresta para vários cenários.

	Pastagem	Floresta
<i>ret-ef-flo5</i>	5	5
<i>ret-ef-flo7</i>	5	7
<i>ret-ef-flo9</i>	5	9
<i>ret-ef-flo11</i>	5	11
<i>ret-ef-flo13</i>	5	13
<i>ret-ef-flo15</i>	5	15

A Figura B.4 mostra o fluxo de sedimentos em função da área reforestada, para cada um dos grupos de experimento (*rip* e *decl*), e em função do parâmetro *ret-ef*. Conforme o esperado, ocorre a diminuição do fluxo de sedimentos com o aumento da área florestada, e com o aumento de *ret-ef*, para ambos grupos. Diferentemente do grupo *decl*, o grupo *rip* foi o mais sensível à alteração de *ret-ef*, principalmente, para as maiores áreas de reforestamento. Na condição de *ret-ef*=5% (Figura B.4 a), o grupo *rip* apresentou valores

de fluxo de sedimentos até mais altos nas áreas de reflorestamento até 30% do que o grupo *decl.*

Estes resultados mostram a importância do parâmetro *ret-ef* na determinação do fluxo de sedimentos que seria abatido na presença do reflorestamento. Um erro na escolha deste, enviesaria a escolha de cenários de reflorestamento que possam ter os maiores efeitos na melhoria da qualidade d'água, pela redução da quantidade de sedimentos depositados nos rios.

Figura B.4: Fluxo de sedimentos no exutório da bacia em função da área convertida em floresta para o grupo *rip* (em azul) e *decl* (em verde), e em função do parâmetro $ret-ef$, que foi igual a 5, 7, 9, 11, 13 e 15% para (a) a (f), respectivamente.