

Universidade Federal de São Carlos
Programa de Pós-graduação - PPGAA
UFSCar – Araras

**“AS MUDANÇAS NAS LEIS FLORESTAIS E A QUANTIFICAÇÃO DE
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS EM MICROBACIAS RURAIS”**

Aluno:

Victor Alexandre Carlotti Rosário

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Agricultura e Ambiente
como requisito para a obtenção do título de
Mestre em Agricultura e Ambiente.

Araras
2018

Universidade Federal de São Carlos
Programa de Pós-graduação - PPGAA
UFSCar – Araras

**“AS MUDANÇAS NAS LEIS FLORESTAIS E A QUANTIFICAÇÃO DE
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS EM MICROBACIAS RURAIS”**

Linha de pesquisa: Caracterização e conservação de recursos naturais em
ambientes agrícolas

Orientador:

Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Agricultura e Ambiente
como requisito para a obtenção do título de
Mestre em Agricultura e Ambiente.

Araras
2018



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Agrárias
Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Victor Alexandre Carlotti Rosário, realizada em 13/07/2018:

Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani
UFSCar

Prof. Dr. Paulo Guilherme Molin
UFSCar

Profa. Dra. Anna Hoffmann Oliveira
UNICAMP

Rosário, Victor Alexandre Carlotti

AS MUDANÇAS NAS LEIS FLORESTAIS E A QUANTIFICAÇÃO DE
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS EM MICROBACIAS RURAIS / Victor
Alexandre Carlotti Rosário. -- 2018.
79 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus
Araras, Araras

Orientador: Ricardo Augusto Gorne Viani

Banca examinadora: Ricardo Augusto Gorne Viani, Paulo Guilherme
Molin, Anna Hoffmann Oliveira

Bibliografia

1. Modelagem da paisagem. 2. Equação Universal de Perda de Solo
Revisada - RUSLE. 3. Restauração florestal. I. Orientador. II. Universidade
Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

Bibliotecário(a) Responsável: Maria Helena Sachi do Amaral – CRB/8 7083

Sumário	
Resumo	1
Abstract	2
Lista de siglas	3
1. Introdução	4
2. Objetivos	6
2.1 Objetivo geral	6
2.2 Objetivos específicos	6
3. Revisão bibliográfica.....	7
3.1. Degradação dos biomas naturais e os serviços ecossistêmicos	7
3.2. A Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) e suas diferenças em relação às leis anteriores.....	9
3.4. Restauração florestal.....	10
3.5. Modelagem da paisagem e Sistema de Informação Geográfica (SIG) para estudos com interface agrícola e ambiental	11
3.7. Perda de solo, sedimentação e retenção de sedimentos nas paisagens	12
4. Material e métodos	13
4.1. Áreas de estudo.....	13
4.2. Bases cartográficas e processamento inicial dos dados	16
4.3. Simulação dos cenários de restauração florestal	17
4.4. Avaliação da perda e retenção do solo e da sedimentação.....	20
4.5. Avaliação do estoque de carbono nas microbacias.....	22
4.6. Avaliação da influência do uso do solo e da faixa de vegetação ripária.....	23
5. Resultados.....	24
5.1 Caracterização física da paisagem e usos do solo nos diferentes cenários	24
5.2. A perda de solo, a retenção e a sedimentação nas microbacias nos diferentes cenários	28
5.3. Estoque de carbono	33
5.4. Impacto geral dos cenários sobre os serviços ecossistêmicos estudados	35
5.5. Influência do manejo agrícola do solo e da floresta ripária sobre perda e sedimentação do solo.....	37
6. Discussão	42
7.Considerações finais.....	52
8. Referências	54
Anexos.....	66

Agradecimentos

A Deus, pela oportunidade, familiares e pessoas que me incentivaram a crescer pessoalmente e profissionalmente.

Ao Prof. Dr. Ricardo A. Gorne Viani, por toda experiência, paciência, ensinamentos, novas ideias e incentivos durante toda a pós-graduação. Espero um dia retribuir seus ensinamentos e poder passar a diante.

Ao João Guimarães por toda ajuda relacionada ao software InVEST.

A CAPES pelo apoio financeiro para o desenvolvimento do meu projeto e pela oportunidade dada nesta etapa da minha vida. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001.

Ao LASPEF e todos os colegas que fiz durante minha passagem na UFSCar de Araras.

A Thaís G. Pozippe pelas diversas leituras e por todo apoio durante o meu projeto de mestrado.

A todos os funcionários da UFSCar e a UFSCar pelo programa de pós-graduação.

Resumo

A grande demanda por informações sobre a qualidade e quantidade de recursos em uma bacia hidrográfica, e de como estes recursos se relacionam com as matas ciliares, os reflorestamentos, as atividades agropecuárias e a geração de serviços ecossistêmicos (SE), estão sendo muito debatidos na atualidade. Deste modo, a determinação tanto de fatores que influenciam direta quanto indiretamente na qualidade e quantidade desses recursos, e que de alguma forma afetam a dinâmica da paisagem, devem ser estudados para um maior equilíbrio entre a interface agricultura-ambiente. O objetivo deste estudo é quantificar o potencial de geração de SE relacionados à conservação do solo e ao estoque de carbono em diferentes cenários de restauração florestal e de adoção de práticas conservacionistas do solo em áreas agrícolas. Foram estudadas duas microbacias rurais: das Posses (Extrema – MG) e do Ribeirão Vermelho (São Pedro – SP). Foram considerados três cenários: o cenário atual de uso e ocupação do solo, um cenário de aplicação do antigo Código Florestal (1965 – cenário I), e outro caso fosse aplicada a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN, 2012 – cenário II). As métricas utilizadas na avaliação da conservação do solo foram a perda, a retenção e a sedimentação do solo. Para estoque de carbono, estimou-se o carbono tanto para a floresta nativa existente e a ser restaurada quanto para os outros diferentes usos do solo. Para avaliar o papel das práticas conservacionistas do solo em área agrícola, foram simulados cenários com e sem adoção de práticas, sob diferentes larguras de floresta ripária. Em relação aos cenários atuais, a LPVN aumentará a cobertura florestal, diminuirá a sedimentação e a perda de solo e aumentará o estoque de carbono, para as microbacias das Posses e do Ribeirão Vermelho. Verificou-se que uma maior cobertura do solo por florestas nativas (cenário I), proporciona menor perda de solo e menor quantidade de sedimentos que chegam aos cursos d'água mais próximos, quando comparados a paisagens com uma menor quantidade de vegetação nativa (cenário II). Portanto, a LPVN reduzirá a área a ser restaurada, o potencial de recuperação da cobertura vegetal e a produção de serviços ecossistêmicos de conservação de solo nas microbacias estudadas em relação ao que seria obtido com o antigo código. Além disso, a adoção ou não de práticas de conservação do solo influenciou mais a perda e sedimentação do solo do que a largura da vegetação ripária, evidenciando a importância da incorporação de boas práticas agrícolas dentro do conceito de restauração de florestas e paisagens.

Palavras-chave: Modelagem da paisagem, Equação Universal de Perda de Solo Revisada - RUSLE, manejo do solo, restauração florestal

Abstract

The demand for information about resources quantity and quality of a watershed, and how these resources are related with riparian forests, restoration, farming and Ecosystem Services (ES) production, are very debated nowadays. Thus, the determination of factors that directly and indirectly affect the quality and quantity of these resources, and how it affects the landscape dynamic, must be studied for a better balance between agriculture and environment. The objective of this study is quantify the potential of ES production related to soil conservation and carbon stock in different forest restoration scenarios and the adoptions of soil conservation practices in agriculture areas. Two micro watersheds were studied: Posses (Extrema – MG) and Ribeirão Vermelho (São Pedro – SP). Three scenarios were considered: the current land use and soil cover, the old Forest Code (1965 – scenario I), and the Native Vegetation Protection Law (NVPL, 2012 – scenario II). The metrics used in this evaluation were soil loss, soil retention and sedimentation. Carbon stock was estimated for current forest cover, for restoration areas and for the others current land covers and uses. To evaluate the soil conservation and agricultural practices were simulated different scenarios with and without conservation practices and different riparian forest protection buffers. Regarding the current scenario, the NVPL will increase the forest cover, decrease sedimentation, soil loss and increase the carbon stock for the Posses and Ribeirão Vermelho micro watersheds. It was verified that the a bigger forest cover (scenario I), provides less soil loss and less sediment that reaches the waterways when compared to landscapes with lower amount of native vegetation (scenario II). Therefore, the NVPL will reduce the area to be restored, the potential of recovery of forest cover and the ES production related with soil conservation in the micro watersheds studied compared to what would be obtained with the old forest code. In addition, the conservation practices adoption, with and without, influenced soil loss and sedimentation more than the riparian vegetation buffers, evidencing the importance of the adoption of good agricultural practices within the concept of forest restoration and landscape.

Keywords: Landscape modeling, Revised Universal Soil Loss Equation - RUSLE, soil management, forest restoration

Lista de siglas

APP: Área de Proteção Permanente.

C: Carbono

GEE: Gases do Efeito Estufa.

LPVN: Lei de Proteção da Vegetação Nativa.

PSA: Pagamento por Serviços Ambientais.

RL: Reserva Legal.

SE: Serviços Ecossistêmicos.

SIG: Sistema de Informação Geográfica.

T: toneladas.

1. Introdução

A degradação dos biomas tem comprometido a conservação da biodiversidade e a geração de serviços ecossistêmicos (SE) em proporções globais (CARDINALE et al., 2012; COSTANZA et al., 2014). A Mata Atlântica brasileira, por exemplo, sofreu uma rápida devastação com o crescimento urbano, industrial e com a agropecuária intensiva (MYERS, 1997). Originalmente, a Mata Atlântica ocupava uma área estimada em mais de 1 milhão de km², abrangendo 17 estados brasileiros (S.O.S MATA ATLÂNTICA e INPE, 1998) e hoje restam menos de 16% de sua cobertura original, distribuídos em milhares de pequenos fragmentos florestais e algumas poucas florestas contínuas (RIBEIRO et al., 2009).

Da mesma maneira que na Mata Atlântica, outras regiões tropicais na África, Ásia, Oceania e na América encontram-se em situação similar, com degradação significativa da vegetação nativa e, como consequência, com comprometimento da conservação da biodiversidade e da geração de SE para a população (TABARELLI et al., 2004; ACHARD et al., 2014; HADDAD et al. 2015; SPRACKLEN et al., 2015). Nessas paisagens e biomas degradados, a restauração ecológica é essencial como forma de aumentar a conectividade da vegetação nativa na paisagem e, conseqüentemente, os serviços prestados por essas. Assim, a restauração de ecossistema é hoje tratada como uma prioridade global (ARONSON e ALEXANDER, 2013).

Na realidade brasileira, o principal instrumento legal para alavancar a restauração é a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN, Lei 12.651 de 25 de maio 2012), que institui que áreas em propriedades rurais devem ser destinadas à conservação, preservação ou à recomposição da vegetação nativa (BRASIL, 2012). No entanto, a LPVN, que substituiu o antigo Código Florestal (Lei 4.771 de 1965), promoveu alterações significativas na delimitação da Reserva Legal (RL) e da Área de Preservação Permanente (APP) a ser recomposta; que são as principais formas de reinserção de florestas nativas em uma propriedade rural.

Dentre as diversas modificações originadas pela LPVN, as mais marcantes se relacionam com a 1) contabilização da APP em restauração ou com florestas como parte da RL; 2) a não exigência de RL nos percentuais estabelecidos pela lei em propriedades menores do que quatro módulos fiscais; 3) e a possibilidade de continuidade da atividade agrossilvipastoril dentro de parte da APP, em propriedades que já realizavam estas atividades previamente a 22 de julho de 2008 (ZAKIA e PINTO, 2013; SOARES-FILHO, 2014). Com essas e outras mudanças, estima-se, em larga escala, uma redução significativa nas áreas a serem restauradas (SOARES-FILHO, 2014; GUIDOTTI et al., 2017).

Estudos recentes avaliaram que a LPVN reduzirá 87% das áreas de restauração em topo de morro e 58% da área total que seria destinada à restauração ecológica no Brasil, em relação ao antigo Código Florestal (SOARES-FILHO, 2014). Mais recentemente, estimou-se uma anistia de 41 milhões de ha (GUIDOTTI et al., 2017). Mas, mesmo diante dessas mudanças, há uma necessidade de restauração de 19 milhões de ha para que ocorra, na escala do Brasil, o enquadramento de acordo com a LPVN (GUIDOTTI et al., 2017).

Com essa perspectiva de redução do incremento florestal nas paisagens rurais em biomas florestais, possivelmente ocorrerá uma diminuição do potencial da conectividade entre fragmentos por meio da restauração florestal legal, assim como poderá ser comprometida a geração de SE pelas florestas nativas nas paisagens de maneira geral. Em paisagens agrícolas com pouca cobertura florestal, os SE são ofertados de forma reduzida, ou em algumas vezes nem são encontrados. Isto se dá porque a floresta nativa apresenta relação com os processos regulatórios do solo (perda de solo, retenção de sedimentos e sedimentação), acúmulo de biomassa e carbono e outras funções ecossistêmicas de regulação providos pelas paisagens rurais (DE SOUZA et al., 2013; FARIA, 2016; MOMOLI e COOPER, 2016). Entretanto, as dimensões destes impactos em relação à geração de SE e à conservação da biodiversidade em diferentes paisagens ainda não são muito claras e quantificadas, principalmente em largas escalas e de forma temporal (BENNETT et al. 2009; KEELER et al. 2012).

A quantificação das métricas das paisagens, através de modelagem da paisagem, pode proporcionar um melhor entendimento da dinâmica do ecossistema em função das recentes mudanças na LPVN, e também um melhor entendimento entre a interface agricultura-ambiente, buscando conciliar produtividade e desenvolvimento econômico de forma mais sustentável. Assim, técnicas capazes de prover informações sobre os principais serviços ecossistêmicos e de como esses influenciam no ecossistema, são necessárias, principalmente neste novo campo de interação com a LPVN.

2. Objetivos

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste estudo é quantificar comparativamente o potencial de geração de SE de regulação por florestas nativas (conservadas ou restauradas), em duas microbacias predominantemente agrícolas, em três cenários distintos: cenário atual de uso e ocupação do solo; cenário I) restauração florestal de 100% das APPs ciliares de acordo com o antigo Código Florestal (Lei 4.771 de 1965); cenário II) restauração florestal de 100% das APPs ciliares de acordo com a LPVN (Lei 12.651 de 25 de maio 2012).

2.2 Objetivos específicos

- 1). Quantificar comparativamente a área a ser restaurada e a cobertura florestal nativa que existiria nos cenários, nas duas microbacias.
- 2). Quantificar comparativamente o volume de solo perdido, retido e da sedimentação nos cenários atuais e de restauração florestal, para ambas as microbacias.
- 3). Quantificar comparativamente o potencial de estoque de carbono da biomassa nos cenários, adicionando a estes a restauração do déficit de RL nas duas microbacias.
- 4). Avaliar a influência, via modelagem, da qualidade do manejo do solo na área agrícola, sob diferentes larguras de vegetação ripária, na perda e sedimentação do solo nas microbacias.

3. Revisão bibliográfica

3.1. Degradação dos biomas naturais e os serviços ecossistêmicos

O termo SE caracteriza os benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas tanto de forma direta quanto indireta; podendo estes, serem divididos em quatro grandes grupos: serviços de provisão, regulação, culturais e de suporte (COSTANZA et al., 1997; MEA, 2005). O conceito de SE surgiu no final da década de 60 (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010) e tem sido muito utilizado na atualidade, com um crescimento exponencial especialmente a partir de um artigo publicado por Costanza et al. (1997), (FISHER et al. 2009), que avaliaram economicamente 17 SE de 16 biomas no mundo, chegando num valor de 16 trilhões de dólares por ano.

O aumento da população mundial propiciou um consumo elevado dos SE nas últimas décadas, como por exemplo, o consumo de alimentos, água, combustível (Serviços de provisão). Como consequência, serviços de regulação, como a regulação climática, estoque de carbono, regulação hídrica, erosão do solo e entre outros são afetados direta e indiretamente pelo crescimento da demanda por esses SE (MEA, 2005)

O intenso processo de urbanização, o crescimento da população mundial e a expansão das fronteiras agrícolas foram e são os principais fatores responsáveis, tanto direto quanto indiretamente, pela perda da biodiversidade e das vegetações nativas, pelas extinções e riscos de extinções de espécies da fauna e da flora, e por outros processos degradadores relacionados ao solo e sua biota, água e SE básicos para a manutenção do ambiente e a população que nele vive (MATSON et al., 1997, MAZOYER e ROUDART, 2010; POWER, 2010; SOUZA et al., 2013). Como já mencionado, a conversão da vegetação nativa por outras coberturas do solo, seja pelo avanço da agricultura ou pela urbanização, se tornou um dos principais agravantes relacionados ao fornecimento dos SE (SOUZA et al., 2013). Adicionalmente, manejos agrícolas e florestais inadequados podem, de diferentes modos, agravar ainda mais o fornecimento desses serviços de regulação, desencadeando processos de desequilíbrio ecológico maiores, como por exemplo, aumentando a erosão e a sedimentação e, consequentemente, reduzindo a qualidade dos cursos d'água; já que os SE são altamente dependentes da estrutura da paisagem (MATSON et al., 1997; POWER, 2010; NAVA-LOPEZ et al., 2016).

Outra consequência da perda da vegetação nativa é o impacto negativo sobre a conservação da biodiversidade. Os 25 *hotspots*¹ principais contém 44% de todas as espécies de plantas do mundo, que originalmente recobriam 11,8% da superfície terrestre, hoje recobrem somente 1,4%, salientando ainda mais a necessidade de estratégias conservacionistas (MYERS et al., 2000). Deste modo, o conhecimento dos históricos de degradação das vegetações nativas se torna uma informação importante como ponto de partida para proposta de ações mitigadoras, ou como forma de elaborar as estratégias conservacionistas para uma dada região (FERRAZ et al., 2009). Além disso, outros aspectos chaves, visando uma melhor compreensão de múltiplos SE, devem ser incorporados na tomada de decisão para maiores aportes e regulação de recursos naturais e o equilíbrio do ecossistema em si (BENNETT et al., 2009).

Assim, as florestas nativas, em ecossistemas florestais degradados e dominados por agricultura e pastagens, são extremamente importantes para: 1) serviços de retenção de sedimentos, evitando com que os mesmos cheguem aos cursos d'água, 2) melhor estruturação do solo, proporcionando uma maior ciclagem de nutrientes; 3) maior acúmulo de carbono tanto por biomassa aérea quanto por biomassa no subsolo, e 4) minimização da temperatura nos corpos d'água (MEA, 2005; STUDINSKI et al., 2012; HONDA e DURIGAN, 2017).

Felizmente, a grande demanda por informações de modelos de gestão do uso e cobertura dos solos tem atraído cada vez mais pesquisas visando à minimização dos impactos antrópicos causados no solo e na paisagem, e conjuntamente, uma melhoria na oferta de SE de forma geral (FREITAS et al., 2013; HANSEN et al., 2015; MOMOLI e COOPER, 2016). Juntamente com esta demanda por maior geração de SE surge o pagamento por serviços ambientais (PSAs²), que tem se tornado mais comum na última década e que considera a geração de SE como uma tomada de decisão econômica para a sociedade de uma determinada região, mesmo sabendo sobre as dificuldades e complexidade de avaliação dos SE (MEA, 2005; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; PAGIOLA, 2008; MARTIN-ORTEGA et al., 2013; PAGIOLA et al., 2013; VIANI e BRACALE, 2015). No entanto, para maiores incentivos financeiros e em políticas, verifica-se a necessidade de bases científicas mais sólidas, que expliquem melhor os fluxos dos serviços, principalmente com aqueles serviços considerados não-lineares (de maior complexidade), e de como esses interagem com a sociedade e quais os que devem ser compensados pela proteção dos serviços, visto que a relação entre múltiplos SE e seus manejos

¹ Locais ou áreas ricas em concentrações de espécies endêmicas, com uma grande diversidade de espécies e que apresentam o ecossistema sob grande pressão de perda de habitat.

² O termo PSA (Pagamento por Serviços Ambientais), é um instrumento monetário de mercado voltado à conservação dos recursos naturais, visando a geração de SE entre provedores e usuários destes serviços (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

nas paisagens ainda não é clara, mesmo com o avanço da interdisciplinaridade que os SE vem acarretando nos últimos 20 anos (TALLIS, 2008, BENNET et al., 2009, COSTANZA et al., 2017).

3.2. A Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) e suas diferenças em relação às leis anteriores

A LPVN do Brasil, prevista na Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012, discorre sobre as normas de proteção da vegetação nativa, APP, RL, e outros conteúdos; estabelecendo também novas diretrizes e alterações sobre a proteção da vegetação nativa, as APP e RL, a recomposição de florestas já suprimidas de áreas protegidas, a exploração florestal e a garantia de serviços ambientais, em relação às leis que tratavam dos mesmos assuntos anteriormente (BRASIL, 1965; BRASIL, 2012; BRANCALION et al., 2016). O principal objetivo estabelecido na LPVN é o desenvolvimento sustentável, cujo princípios se relacionam ao compromisso do Brasil com a conservação de suas florestas e demais formas de vegetação nativa, à reafirmação da importância da função estratégica da atividade agropecuária e do papel das florestas e demais formas de vegetação nativa na sustentabilidade, no crescimento econômico, na melhoria da qualidade de vida da população brasileira e na presença do país nos mercados nacional e internacional de alimentos e bioenergia (BRASIL, 2012).

Com as diretrizes da LPVN, as propriedades rurais devem direcionar parte de sua área à recomposição e/ou conservação da vegetação nativa. Essa conservação ou restauração se daria nas APPs e RLs, responsáveis pela manutenção de cobertura florestal ao entorno dos cursos d'água perenes, no caso de APPs ciliares, principalmente, e pela manutenção de outros trechos com cobertura de vegetação nativa visando à conservação da biodiversidade, fluxos gênicos e SE (BRASIL, 2012).

A LPVN tem como principais alvos os imóveis rurais (aqueles que pagam o Imposto Territorial Rural – ITR, mesmo dentro de um ambiente urbano), sendo essa aplicada de forma diferenciada, dependendo da quantidade de módulos fiscais do imóvel. Os imóveis rurais podem ser classificados em minifúndios (menos de um módulo fiscal), pequenas propriedades (de um a quatro módulos fiscais), médias propriedades (de quatro a 15 módulos fiscais) e grandes propriedades (mais de quinze módulos fiscais) (ZAKIA E PINTO, 2013).

Estudos indicam que, em relação às regulamentações anteriores, a LPVN deve reduzir as áreas de restauração ecológica nas propriedades rurais. Essa redução seria de 87% para as áreas que deveriam ser restauradas em topo de morro e 58% da área total que seria destinada à restauração ecológica no Brasil. Ainda mais recentemente, Guidotti et al. (2017) estimaram

uma anistia de 41 milhões de ha, em que 36,5 milhões eram referentes às RLs e 4,5 às APPs. Além disso, 90% das propriedades rurais do país podem receber o perdão dos débitos de desmatamento ilegal, além de diminuir a quantidade de área antes destinada à RL; uma vez que se permitiu com que a APP pudesse ser computada no cálculo da RL (SOARES-FILHO et al., 2014).

Outro fator que também proporcionou uma redução na área a ser restaurada foi a incorporação do conceito de áreas de uso rural consolidada, caracterizadas como áreas de usos antrópicos (atividades agrossilvipastoris, edificações, pousio e outros usos) existentes antes de 22 de julho de 2008. Na LPVN, as propriedades que têm uso consolidado na APP não necessitariam mais restaurar APP em sua totalidade, podendo manter o uso agrossilvipastoril em parte desta área (BRASIL, 2012; ZAKIA e PINTO, 2013). De qualquer maneira, mesmo com a anistia da área florestal a ser restaurada, ainda assim, há um déficit de 19 milhões de hectares de vegetação nativa, representadas por 11,2 milhões de hectares de RL e de 8,1 milhões de hectares de APP, sendo que, desta última, 4,1 milhões de hectares estão localizados na Mata Atlântica (GUIDOTTI et al., 2017).

3.4. Restauração florestal

Restauração ecológica é qualquer ação humana que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema degradado, danificado, transformado ou destruído (SER, 2004). Assim, a restauração consiste em eliminar os fatores de distúrbios, permitindo a recuperação dos processos ecológicos de forma independente. Quando essa definição é aplicada para um ecossistema florestal, tem-se a restauração florestal (CHAZDON et al., 2016).

A restauração ecológica é uma prioridade global (ARONSON e ALEXANDER, 2013) e a restauração de florestas nativas é um dos focos principais das pesquisas e ações da restauração ecológica (OVERBECK et al., 2013). Diversas iniciativas regionais e globais, como o Pacto Pela Restauração da Mata Atlântica³, as metas de Aichi⁴ e o Bonn Challenge⁵ tem alavancado a restauração das florestas nativas em larga escala.

São várias as técnicas de restauração florestal existentes. Na legislação florestal vigente no Brasil (LPVN), o termo recomposição é usado como sinônimo de restauração florestal. Nesta lei, as técnicas permitidas para a restauração são o isolamento da área e/ou condução da regeneração natural, o plantio de mudas ou sementes e a realização conjunta da condução da

³ Pacto da Mata Atlântica < <http://www.pactomataatlantica.org.br/o-pacto> >.

⁴ Aichi Biodiversity Targets < <https://www.cbd.int/sp/targets/> >.

⁵ Bonn Challenge < <http://www.bonnchallenge.org/content/challenge> >.

regeneração natural com o plantio de mudas ou sementes (BRASIL, 2012; ZAKIA e PINTO, 2013).

De modo similar, os Padrões Internacionais para a Prática da Restauração Ecológica (McDONALD et al., 2016) definem três abordagens principais para a restauração ecológica de qualquer ecossistema, seja ele florestal ou não: 1) a regeneração natural (ou espontânea, ou restauração passiva), que ocorreria sem introdução de propágulos e em áreas onde a degradação foi relativamente baixa; 2) a facilitação da regeneração natural, aplicada em locais com degradação intermediária (ou mesmo alta) e que requer que as causas de degradação sejam removidas e intervenções sejam feitas para sanar o dano abiótico e fomentar a recuperação; e 3) a reconstrução, usadas para áreas com danos elevados, quando todas as causas de degradação devem ser removidas ou revertidas e toda ou parte da biota nativa deve ser reintroduzida onde for possível (McDONALD et al., 2016).

Independentemente da técnica de restauração empregada, esta deve resultar no restabelecimento de uma trajetória ecológica rumo a uma floresta com estrutura, composição e funcionamento similar ao das florestas nativas adotadas como referência. Desse modo, as florestas nativas em restauração restabeleceriam a biodiversidade e os SE antes providos pelas florestas nativas que outrora existiam na paisagem (MANSOURIAN e VALLAURI, 2005; STANTURF et al., 2014a, STANTURF et al., 2014b).

3.5. Modelagem da paisagem e Sistema de Informação Geográfica (SIG) para estudos com interface agrícola e ambiental

O desenvolvimento do termo Ecologia da Paisagem buscou integrar diversas áreas em um propósito comum, que era entender as interações entre os ambientes naturais, urbanos e da agricultura (NAVEH e LIEBERMAN, 2013), e juntamente a isso, o avanço das tecnologias, principalmente aquelas computadorizadas, permitiu simular processos que detêm os interesses dos pesquisadores, dentro os quais, modelos de simulação da paisagem visando determinar as mudanças nesta, por exemplo, permitindo essa interdisciplinaridade (FERRAZ, 2004; SOARES-FILHO et al., 2007; FERRAZ et al., 2009). Além disso, a grande pressão para com os habitats naturais, extinções de espécies da fauna e flora, e o intenso uso do solo e recursos naturais foram outros fatores que influenciaram e estão influenciando mais e mais pesquisadores a simularem modelos das paisagens visando melhores entendimentos dessas e alternativas para mitigar os danos causados no meio ambiente pela agricultura e outros usos do solo (SOARES-FILHO et al., 2007, FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007).

Assim, o SIG surge como uma vantagem em relação a procedimentos manuais por ser um sistema de processamento computadorizado, permitindo a manipulação, o processamento e a aquisição de diversos dados distribuídos espacialmente, de modo mais rápido e econômico do que levantamentos feitos em campo. Por ser uma ferramenta essencial de desenvolvimento e planejamento ao ser humano, nos últimos séculos, os SIGs estão permitindo grandes avanços em diversos campos de estudos, especialmente pela grande quantidade de dados gerados e disponibilizados (HUISMAN e DE BY, 2001; AMIRIAN, 2013).

Atualmente, a caracterização dos locais ao longo do tempo, como por exemplo, a cobertura e/ou uso do solo de uma determinada área, é essencial aos estudos de dinâmica de paisagens, em que se calculam índices específicos para conectividade de fragmentos florestais, por exemplo (ROSA DOS SANTOS et al., 2012). Da mesma maneira, modelos visando a determinação de perda de solo estão cada vez mais populares devido à sua ampla aplicabilidade na interface agrícola e ambiental e a geração de informações espacialmente distribuídas (OLLIVEIRA SANTOS et al., 2015; FIORIO et al., 2016).

3.7. Perda de solo, sedimentação e retenção de sedimentos nas paisagens

O processo de erosão do solo é caracterizado pela quebra de partículas do solo pela água, vento e gelo, transformando-os em unidades menores, capazes de serem transportadas para outros locais, onde são depositadas (FOTH, 1990). A erosão do solo pode ocorrer de duas formas distintas, a primeira, erosão geológica, caracterizada por processos naturais de formação do solo em si, e a erosão antrópica, causada pelos distúrbios das condições naturais do solo por alguma prática agrícola, por exemplo (MORGAN, 2005). O agravante da erosão do solo ocorre quando a vegetação nativa é removida e o processo que antes era considerado controlado, se torna acelerado, já que este excede a taxa de formação natural do solo e as atividades desenvolvidas neste, que na maioria das vezes, não possuem o manejo adequado (FOTH, 1990; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

As principais formas de erosão têm relação direta com os padrões de movimentos da água (MORGAN, 2005). O impacto da gota da chuva é o principal fator que influencia a erosão do solo, podendo ocasionar a erosão laminar, a erosão em sulcos ou canal e em voçorocas (FOTH, 1990). Porém, a erosão causada pelo impacto das gotas da chuva ou pelo vento tem na vegetação ou cobertura do solo um importante fator de controle, pois estes absorvem a energia da queda das gotas, evitando o contato direto da água ou o vento com o solo, permitindo que a água escorra com menor intensidade e em partículas menores e possibilitando maior infiltração no solo (PRINGLE et al., 2011; MORGAN, 2005).

Assim, há grande importância de uma cobertura do solo adequada para a minimização dos processos erosivos. Além disso, o processo de retenção de sedimentos, representando um SE de regulação, é uma função que pode ser atribuída à vegetação de cobertura, cujo benefício é essencial para manutenção da qualidade da água. O manejo mais adequado das paisagens nesta temática, a princípio, deve levar em consideração a não remoção da vegetação nativa existente, apenas utilizando-se de intervenções para a manutenção e sustentabilidade da vegetação nativa dependendo do grau de distúrbio da mesma (PRINGLE et al., 2011).

Nas paisagens originalmente florestais de potencial agrícola, a vegetação nativa é ou foi em grande parte substituída por cultivos produtivos. Nestas, defende-se que haja ao menos a manutenção ou restauração das florestas ciliares, que são aquelas genericamente definidas como as situadas às margens dos cursos d'água (RODRIGUES e LEITÃO FILHO, 2001). As florestas ciliares seriam essenciais para evitar erosão às margens dos rios e minimizar a sedimentação proveniente das áreas agrícolas a montantes (SANTOS e SPAROVEK, 2011; MONTEIRO et al., 2016). No entanto, atribuir toda a responsabilidade em reter o sedimento oriundo de cultivos agrícolas a montante à floresta ciliar é errôneo, visto a diversidade de funções e serviços prestados por essa (MEA, 2005; CALJURI e CUNHA, 2013). Desse modo, o manejo agrícola do solo a montante das áreas ciliares com vegetação nativa deve levar em conta as tratativas conservacionistas mais adequadas, evitando os processos erosivos que acarretam não só diminuição da produtividade das culturas e empobrecimento do solo, mas também a chegada de sedimentos aos cursos d'água (BISPO, 2017).

Assim, processos que causam erosões, reduções da matéria orgânica e nutrientes do solo e que conseqüentemente afetam sua fertilidade e a produtividade; além de outros efeitos indiretos como a diminuição da umidade do solo, aumento da sedimentação nos cursos d'água, eutrofização e outros processos; acarretam em uma diminuição do aporte de SE prestados pelo solo (COSTANZA et al., 1997; MORGAN, 2005).

4. Material e métodos

4.1. Áreas de estudo

O estudo foi realizado em duas microbacias rurais (microbacia das Posses e microbacia do Ribeirão Vermelho) com condições distintas de tamanho, características físicas de relevo, ocupação do solo e tamanho médio das propriedades rurais. Foram escolhidas duas microbacias visando compreender como os resultados variariam entre áreas com características distintas. Para cada microbacia foram feitas análises apoiadas em sensoriamento remoto, possibilitando

a distinção das feições das classes de cobertura ou uso do solo, delimitação da vegetação nativa remanescente, a restaurar, assim como a extração das métricas necessárias para cada objetivo específico.

A microbacia das Posses (latitude 22°51'52" S e longitude 46°14'30" O) está inserida na cabeceira do Rio Jaguari, Extrema-MG, dentro da bacia do rio Piracicaba. A microbacia tem 1.190 ha (figura 1). O município de Extrema está posicionado no Espigão Sul da Serra da Mantiqueira e possui sete sub-bacias. Além disso, o município faz parte da área de recarga do Sistema Cantareira, que abastece a região metropolitana de São Paulo e é um dos principais mananciais de abastecimento do Brasil (Pereira et al., 2010; Prefeitura de Extrema, 2015).

O clima na microbacia das Posses, de acordo com classificação de Köppen, é o Cwb, caracterizado como mesotérmico de verões brandos e suaves e estiagem de inverno. A precipitação média anual é de 1.466 mm, com temperatura média anual em torno de 18°C, no mês mais quente de 25,6°C e no mais frio de 13,1°C, com ocorrência anual de geadas (SILVA, 2008). A altitude na microbacia varia de 937 a 1.456 m, com cinco classes de solos diferentes (LIMA et al., 2013, figura 3).

Esta microbacia foi escolhida para o estudo visando representar uma microbacia com propriedades rurais de tamanho pequeno, historicamente utilizadas para uma pecuária de baixa tecnificação⁶. Ademais, a escolha também levou em consideração a existência de uma base de dados prévia, com delimitação das propriedades, levantada dentro do Projeto Conservador das Águas, uma iniciativa pioneira de PSA no Brasil (RICHARDS et al., 2015).

A microbacia do Ribeirão Vermelho (latitude 22°34'20" S e longitude 47°59'24" O) está inserida no município de São Pedro-SP, na cabeceira do rio Piracicaba e, portanto, na bacia do rio Piracicaba. A microbacia tem 7.515 ha (figura 2).

O clima na microbacia, de acordo com Köppen, é denominado como Cfa, caracterizado como clima temperado úmido com verão quente. A precipitação média anual é de aproximadamente 1.230 mm, com temperatura média anual em torno de 21,6°C, no mês mais quente de 24,5°C e no mais de frio 17,9°C (NURMA, 2016). A microbacia apresenta quatro tipos de solos distintos (Mapa pedológico do Estado de São Paulo – DATAGEO, 2016, figura 3).

Esta microbacia foi selecionada visando representar uma paisagem cuja principal atividade produtiva é o cultivo de cana-de-açúcar, uma atividade comum no estado de São Paulo e em outros estados do Brasil. Além disso, contrapondo a microbacia das Posses, a microbacia do

⁶ O módulo fiscal para o município de Extrema é de 30 ha.

Ribeirão Vermelho tem predomínio de grandes propriedades rurais, geralmente com mais do que quatro módulos fiscais⁷.

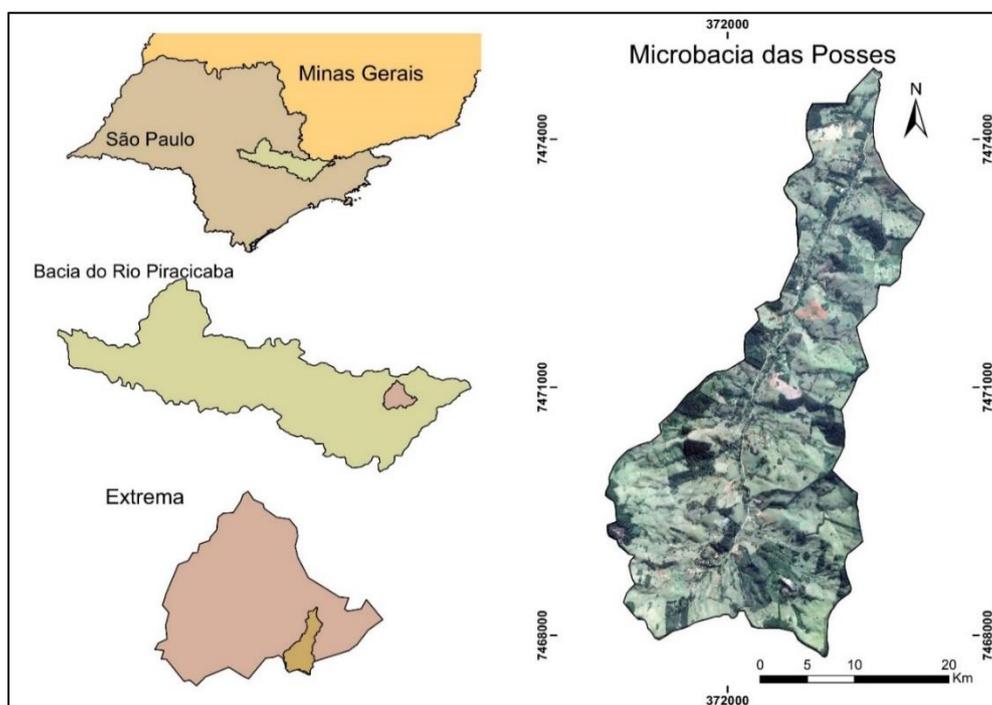


Figura 1: Localização e delimitação da microbacia das Posses, Extrema - MG.

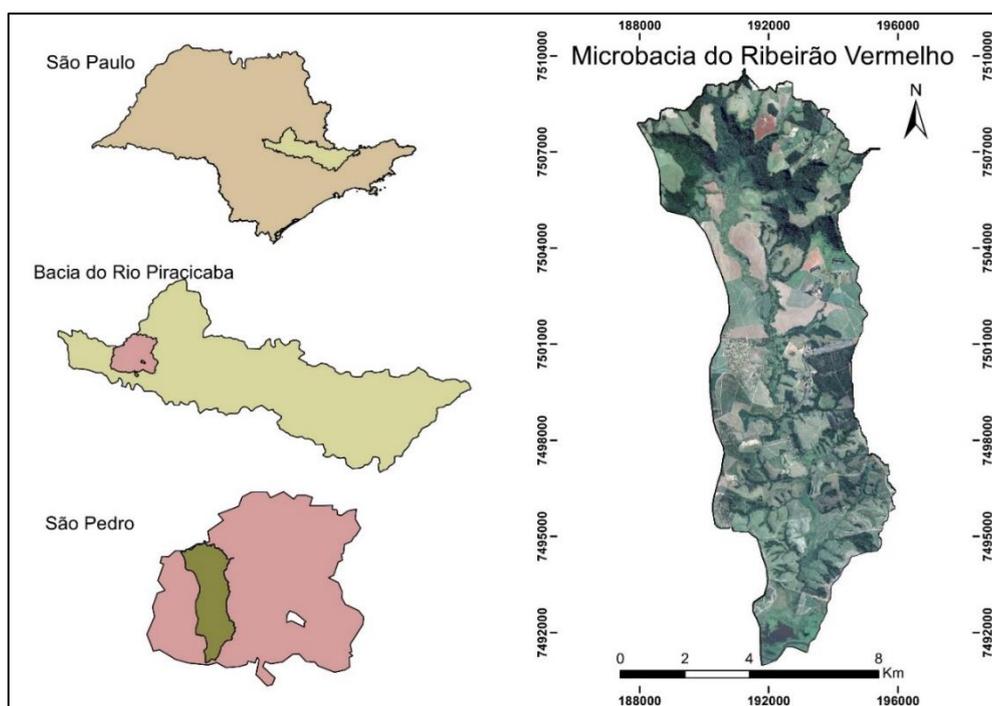


Figura 2: Localização e delimitação da microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro - SP.

⁷ O módulo fiscal para o município de São Pedro é de 16 ha.

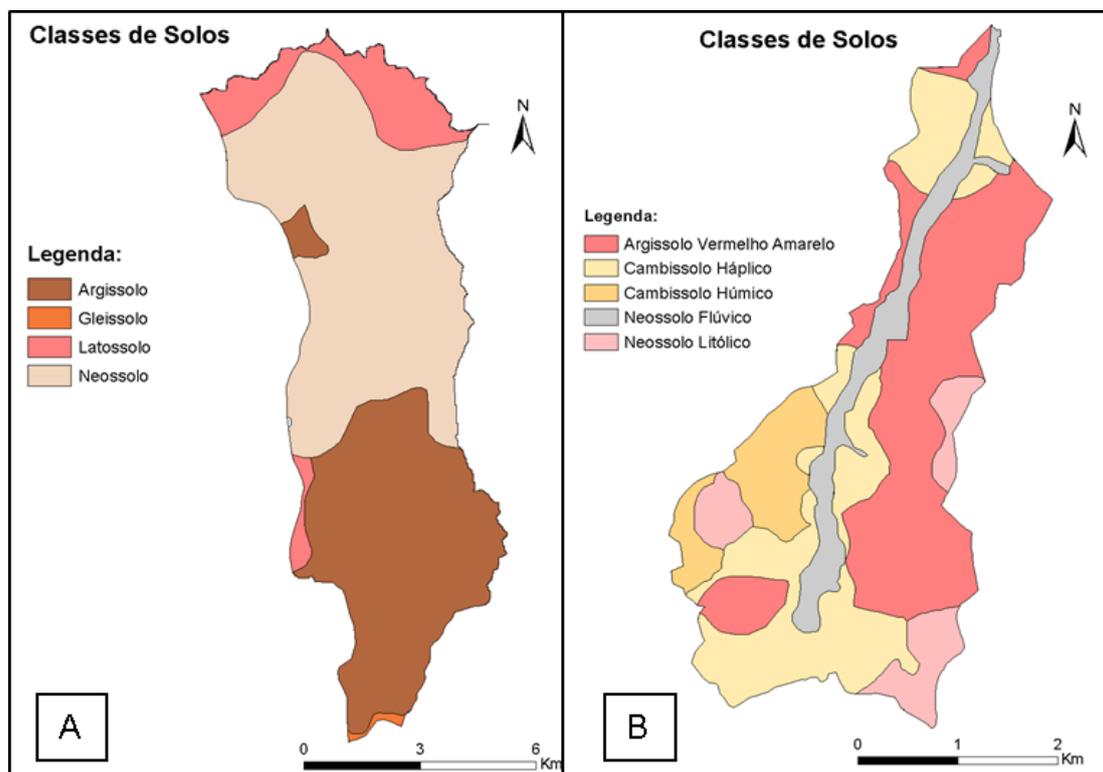


Figura 3: Mapa das classes de solos da microbacia do Ribeirão Vermelho (A) e da microbacia das Posses (B). Fontes: Mapa pedológico do Estado de São Paulo (A) e LIMA et al. (2013 - B).

4.2. Bases cartográficas e processamento inicial dos dados

Inicialmente foram obtidas diversas imagens de satélites de 2016 das microbacias estudadas, com o programa Google Earth Pro (tabela 1). As imagens utilizadas apresentam uma resolução espacial de 2,8 m. Para ambas as microbacias, foram feitas composições com as imagens adquiridas, através do programa ArcGIS, visando o recobrimento total das microbacias.

Posteriormente, as imagens compostas foram georreferenciadas, no mesmo programa, e utilizadas para classificação manual das ocupações do solo. Para o processamento das bases cartográficas e dos dados, foi utilizado o sistema de coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator) com projeção SAD 69⁸, ajustado para a zona 23 Sul (23S). Para a delimitação dos limites das microbacias e das propriedades rurais foram utilizados arquivos do tipo vetorial

⁸ South American Datum, sistema de referência geodésico para a América do Sul.

obtidos na plataforma de dados DATAGEO⁹ (Microbacia do Ribeirão Vermelho) e junto à prefeitura do município de Extrema-MG (Microbacia das Posses). Para a definição das feições de hidrografia foi utilizada base disponível no site HidroWeb¹⁰. A validação da rede de drenagem foi feita manualmente, com as imagens de satélites citadas anteriormente e a base disponível da HidroWeb, considerando os rios como perenes.

O Modelo Digital de Elevação (MDE) foi obtido através das imagens do *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* (ASTER¹¹), com resolução espacial de 30 m. Estas imagens foram obtidas do catálogo de imagens do Serviço de Levantamento Geológico dos Estados Unidos (USGS). Utilizou-se uma interpolação dos dados pelo método do vizinho mais próximo, visando uma resolução espacial das células para 2 m x 2 m, buscando informações em menor escala.

Tabela 1: Fonte e características das principais bases de dados para o desenvolvimento das simulações dos cenários florestais.

Tipo de dados	Fonte	Representação	Resolução espacial
Hidrografia da microbacia das Posses	Prefeitura de Extrema-MG	Vetorial	-
Hidrografia da microbacia do Ribeirão Vermelho	HidroWeb	Vetorial	-
Imagens de satélite	Landsat 8	Raster	2,8x2,8m
Limite da microbacia das Posses	Prefeitura de Extrema-MG	Vetorial	-
Limite da microbacia do Ribeirão Vermelho	IBGE	Vetorial	-
Limite das propriedades nas microbacias	SiCAR-SP/Prefeitura de Extrema-MG	Vetorial	-
Modelo Digital de Elevação - MDE	ASTER	Raster	30x30m

4.3. Simulação dos cenários de restauração florestal

As simulações dos cenários de restauração florestal foram baseadas no Código Florestal (Lei 4.771 de 1965) e na LPVN (Lei 12.651 de 25 de maio 2012), cenários I e II respectivamente. Para cada cenário, foi simulada a recomposição de 100% das APPs ciliares que estavam desprovidas de vegetação nativa e que demandariam restauração nas propriedades rurais das microbacias selecionadas. Além disso, foi quantificada a área de RL a ser restaurada em cada cenário, mas a mesma não foi espacializada nestes. Assim, foi necessário a delimitação e quantificação das APPs com e sem cobertura florestal nativa, a vetorização dos fragmentos

⁹DATAGEO

<<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/geoportal/csw/discovery?Request=GetCapabilities&Service=CSW&Version=2.0.2>>

¹⁰ Website da HidroWeb <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb.asp?TocItem=4100>>

¹¹ Website para acesso das imagens ASTER <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>

florestais remanescentes e dos limites individuais de cada propriedade, o cálculo do déficit de RL e a determinação das áreas de uso rural consolidado na APP.

A delimitação da APP foi feita com base no mapa de hidrografia das microbacias estudadas, considerando o estabelecido para nascentes, cursos d'água e lagos e reservatórios na legislação pertinente a cada um dos cenários (tabela 2). Já a área de recomposição obrigatória dentro da APP, determinada para o cenário II, levou em consideração o número de módulos fiscais de cada propriedade (tabela 3) e a existência de área rural consolidada (área com atividade agrossilvipastorial previamente a 22 de julho de 2008). Para a microbacia do ribeirão Vermelho, o módulo fiscal equivale a 16 ha e para a microbacia das Posses, 30 ha.

Devido à dificuldade em obter imagens gratuitas de alta resolução para o ano de 2008, em ambas as microbacias, foi considerado que todas as áreas de cultivo em APP representavam áreas de uso consolidado (prévio a 22 de julho de 2008), visto que são microbacias já há décadas ou séculos usadas para agricultura e sem menções a desmatamentos recentes. Para ambas as delimitações, o vetor de hidrografia foi utilizado como ponto de partida para a delimitação das larguras dessas faixas.

Tabela 2: Faixas marginais para delimitação da APP ciliar nos cenários I e II.

Situação	Faixa marginal (m)
Cursos d'água < 10m de largura	30
Cursos d'água de 75 m de largura (Rio Piracicaba na microbacia do Ribeirão Vermelho)	100
Lagos e lagoas naturais de até 20 ha	50
Lagos e lagoas naturais > 20 ha	100
Nascentes e olhos d'água	50
Reservatórios artificiais de barramento de cursos d'água naturais	15*

*No cenário II, como não foi possível saber os dados definidos no licenciamento ambiental, usou-se valores da Resolução CONAMA n. 302 de 2002, ou seja, de 15 m para reservatórios com até 20 ha.

Tabela 3: Faixas obrigatórias de recomposição da vegetação nativa mínima na APP utilizadas para o cenário II, em áreas convertidas para atividades agrossilvipastoris até 22 de julho de 2008 (Lei 12.651 de 25 de maio 2012).

Tamanho da propriedade (em módulos fiscais)	Recomposição da APP		
	Cursos d'água	Lagos e lagoas	Nascentes
Até 1	5 m	5 m	15 m
> 1 até 2	8 m	8 m	15 m
>2 até 4	15 m	15 m	15 m
> 4 até 10	20 m para cursos de até 10 m. Senão, 30 a 100 m em função da largura do rio.	30 m	15 m
> 10	30 a 100 m em função da largura do rio.	30 m	15 m

As delimitações dos fragmentos florestais, em ambas as microbacias, foram feitas manualmente. Assim, foram prevenidos erros de classificação entre as classes de coberturas e usos do solo, quando feito de modo automático, usando-se classificações supervisionadas e não-supervisionadas.

O déficit de RL no cenário I foi gerado considerando que cada propriedade das microbacias deveria ter 20% de sua área coberta com vegetação nativa, desconsiderando a APP. Assim, nesse cenário, o déficit foi obtido descontando-se do percentual de 20% da área da propriedade de floresta nativa contidos fora da APP. Já para o cenário II, esse percentual de 20% foi atribuído somente às propriedades com quatro ou mais módulos fiscais. Desse modo, no cenário II, o déficit de RL foi calculado considerando somente as propriedades com mais de quatro módulos fiscais. De cada uma dessas propriedades, foi descontado, dos 20% exigidos pela lei, as áreas de floresta remanescente fora e dentro da APP e as áreas de recomposição obrigatória dentro da APP. Uma vez que não há na lei indicações de onde a RL deve ser estabelecida em cada propriedade, o déficit de RL não foi alocado na paisagem, apenas quantificado e utilizado para mensurar a área de RL a ser restaurada e o potencial de carbono a ser fixado nos dois cenários, caso essas florestas substituíssem proporcionalmente os usos agrícolas do solo nas microbacias estudadas. Além disso, para viabilizar o processamento, no cálculo do déficit de RL na microbacia não foram consideradas as possibilidades de compensação entre propriedades com déficit e excedente na mesma microbacia, ou seja, foi considerado que toda propriedade com déficit optaria pela restauração em vez de compensação.

4.4. Avaliação da perda e retenção do solo e da sedimentação

O cálculo da perda de solo, sedimentação (sedimentos que chegam aos cursos d'água) e retenção de solo foram baseados na metodologia descrita na documentação do programa InVEST (*Integrated Valuation of Environment Services and Tradeoffs*)¹² do módulo SDR (*Sediment Delivery Ratio*), em que se parte de um modelo biofísico para o transporte de sedimentos, proporcionando a perda anual de solo na área estudada. O principal objetivo desta metodologia proposta é espacializar a geração e o transporte de sedimento até o canal mais próximo e, conseqüentemente, inferir no quanto, onde e por qual uso do solo o sedimento é retido em uma microbacia e no quanto é transportado aos cursos d'água.

O modelo é baseado na mesma resolução espacial do MDE (2 m x 2 m). Para cada célula foi calculado a quantidade de solo erodido e, conseqüentemente, a quantidade de sedimentos que atingem os cursos d'água da microbacia. Este modelo usa a equação universal de perda de solo revisada (*Revised Universal Soil Loss Equation - RUSLE*), na qual a perda de solo anual é discriminada para cada célula, de acordo com a equação I.

$$\text{RUSLE (Mg.ha}^{-1}\text{.ano}^{-1}) = \text{R.K.LS.C. P} \quad \text{Equação I}$$

Onde:

- R - representa a erosividade da chuva em MJ.mm/(ha.hr);
- K - representa a erodibilidade do solo em ton.ha.hr/(MJ.ha.mm);
- LS - representa o fator topográfico;
- C - representa o fator de uso ou cobertura do solo (0 a 1);
- P - representa o fator de prática de conservação (0 a 1);

Para os valores de R foram utilizados os dados disponíveis pelo Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos (GPRH) da Universidade Federal de Viçosa. Esses valores são encontrados dentro dos programas específicos para os Estados, assim, utilizou-se para a microbacia do Ribeirão Vermelho o valor disponível para o município de São Pedro (netErosividade – SP, 7.155 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹.ano⁻¹) e para a microbacia das Posses, utilizou-se o valor do município de Extrema (netErosividade – MG¹³, 5.910 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹.ano⁻¹). Para o parâmetro K foram utilizados valores encontrados na literatura para os respectivos tipos de solo existentes nas microbacias (Anexo 1). Os valores de K formaram um mosaico dentro das microbacias, diferentemente dos valores de R. Os valores de LS foram calculados automaticamente pelo programa InVEST.

¹² Website InVEST < <https://www.naturalcapitalproject.org/invest/> >.

¹³ Website Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos - UFV < <http://www.gprh.ufv.br/?area=softwares> >

Os valores de C e P (Anexos 2 e 3) foram obtidos de levantamento de dados secundários que compilou valores para esses parâmetros de artigos científicos para o Brasil. Juntamente a isso, utilizou-se também os valores da própria tabela biofísica do InVEST. Para a definição do valor de P, foram feitas verificações visuais das culturas agrícolas nas imagens de satélite utilizadas, buscando-se observar a presença de curvas de nível e a quantidade de solo exposto.

Os modelos de conectividade hidrológica (equação II), aporte de sedimento (equação III) e de quantidade de sedimento carregado (equação IV), propostas por Borselli et al. (2008) e Viaggiak et al. (2012), foram utilizadas para se obter a quantidade de sedimentos exportados para os cursos d'água, em toneladas por célula.

$$IC = \log_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right) \quad \text{Equação II}$$

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp \left(\frac{IC_0 - IC_i}{k} \right)} \quad \text{Equação III}$$

$$E_i = RUSLE \cdot SDR_i \quad \text{Equação IV}$$

Para a equação II, IC representa o índice de conectividade hidrológica, D_{up} representa a inclinação ascendente e D_{dn} representa o declive descendente. Para a equação III, SDR representa o aporte de sedimento, SDR_{max} o aporte máximo teórico de sedimento, IC_0 e K representam os parâmetros de calibração do modelo. Para a equação IV, E representa a quantidade de sedimento carregado oriundo de uma célula i.

Para a retenção de sedimento, o modelo compara o solo exposto (solo nu) com o uso ou cobertura atual, usando o aporte de sedimento como fator ponderador (equação V). O valor de retenção de sedimento é o resultado da multiplicação dos fatores da equação V (todos fatores citados anteriormente das outras equações).

$$\text{Retenção} = R_i \cdot K_i \cdot LSi (1 - CiPi) SDR_i \quad \text{Equação V}$$

As limitações deste modelo se dão pelo cálculo de perda de solo através da RUSLE, que leva em consideração apenas erosão em sulcos e entre sulcos, não considerando, por exemplo, voçorocas. Além disso, o modelo proposto considera a erosividade da chuva como função do índice pluviométrico anual, mas não leva em consideração eventos naturais extremos, que podem causar uma erosão em massa em algumas localidades.

Esta metodologia possibilita a obtenção dos parâmetros sedimentação, retenção e perda de solo em valores absolutos para toda a microbacia, em toneladas por ano, e, como consequência, tem-se os valores dessas métricas em $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. Desse modo, foi possível também extrair essas métricas para cada classe de uso e cobertura do solo.

4.5. Avaliação do estoque de carbono nas microbacias

A avaliação do estoque de carbono foi feita através da biomassa acima e abaixo do solo dos diferentes usos e coberturas do solo. Para o cenário atual, considerou-se apenas os estoques de carbono dos usos e coberturas vigentes nas microbacias. Para simular os cenários I e II, foi quantificado o carbono que seria adicionado por floresta nativa nos diferentes cenários nos locais que deveriam ser restaurados, considerando um incremento da biomassa de floresta por um período de 30 anos, que geralmente é o tempo adotado em projetos de carbono florestal (ROCHA, 2008). Esse período de 30 anos é adotado como o prazo em que florestas em restauração aumentam seu estoque de carbono.

Para uma melhor estimativa, foi quantificado o estoque de carbono armazenado pelos outros usos do solo que se encontravam nas áreas de APP a restaurar, obtendo-se assim uma linha de base. Assim, do valor estimado de carbono florestal a ser inserido pela restauração florestal, em cada cenário, foi descontado o valor de carbono do uso atual do solo na área a ser substituída pela floresta em restauração. Ademais, para as simulações do estoque de carbono foi considerado que todo o déficit de APP a restaurar de cada cenário teria a restauração implantada em um único momento, assim como todo o estoque da linha de base seria perdido imediatamente após a implantação da restauração florestal.

O estoque médio de carbono das florestas restauradas e dos demais usos do solo foram obtidos de referências secundárias. Para os valores de estoques de carbono para os diferentes usos e coberturas do solo, com exceção da floresta nativa, foram utilizados diversos estudos e artigos científicos (Anexo 4). Para os valores de carbono estocado pela restauração florestal foi considerado o estoque acumulado por plantios de mudas de árvores nativas, que é a principal técnica de restauração florestal na Mata Atlântica (Rodrigues et al. 2011). Assim, foram utilizados os valores obtidos por Miranda (2008), que avaliou o acúmulo de carbono em cronosequência de plantios de restauração florestal na Floresta Estacional Semidecidual, considerando um incremento médio estimado de $4,1 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

Para definição da linha de base de carbono nas áreas de RL a serem restauradas, foi calculado um valor de estoque médio de carbono na microbacia com base no estoque e na área ocupada por cada uso do solo da microbacia, excluindo a floresta. Isto foi adotado porque as

áreas de RL a restaurar não foram alocadas na microbacia. Assim, para a simulação do estoque de carbono que seria perdido com a implantação desta nas microbacias, foi adotado um estoque de 44,0 MgC.ha⁻¹ na microbacia do Ribeirão Vermelho e de 64,8 MgC.ha⁻¹ na microbacia das Posses. Da mesma maneira que as áreas de APP a serem restauradas, considerou-se um incremento do estoque de carbono na RL em um período de 30 anos.

4.6. Avaliação da influência do uso do solo e da faixa de vegetação ripária

Adicionalmente à avaliação dos cenários de restauração florestal, foram feitas simulações da influência do manejo agrícola do solo, sob diferentes larguras de floresta ripária nativa, sobre a perda de solo e a sedimentação. O objetivo destas simulações foi avaliar o quanto de sedimentação e erosão podem ser decorrentes das práticas agrícolas e o quanto isto seria afetado pela ausência ou presença da floresta ciliar.

Para a microbacia das Posses, a simulação considerou a pastagem como uso do solo predominante a montante das faixas de floresta ciliar, já para a microbacia do Ribeirão Vermelho, considerou-se a cana-de-açúcar, pois ambos são os usos do solo mais representativos em suas respectivas microbacias. Tanto para a área considerada com cana-de-açúcar quanto para a área de pastagem foram avaliados dois cenários extremos: um considerando boas práticas agrícolas associado com boas práticas conservacionistas do solo (melhor cenário possível para conservação do solo) e um segundo sem práticas agrícolas associado à ausência de práticas conservacionistas do solo (pior cenário possível). Para cada cenário foram associados valores de C e P da equação universal de perda do solo (tabela 4) e, posteriormente, avaliados a perda de solo, a sedimentação e a retenção de sedimentos sob as seguintes faixas de floresta ciliar nativa: 0, 5, 8, 10, 15, 20, 25 e 30 m. Essas faixas foram escolhidas por serem as principais larguras mínimas de recomposição obrigatória da APP na LPVN.

Tabela 4: Valores de referências utilizados para a simulações dos cenários visando identificar a influência do uso do solo nas microbacias estudadas.

Fator C	Boas práticas	Sem práticas	Referência
Cana-de-açúcar	0,1308	0,4314	Corrêa (2016)
Pastagem	0,007	0,0610	Galdino (2012)
Vegetação ripária	0,003	0,003	Ditt (2008)
Fator P	Boas práticas	Sem práticas	Referência
Cana-de-açúcar	0,2	1,0	Bertoni & Lombardi Neto (2005)
Pastagem	0,2	1,0	Bertoni & Lombardi Neto (2005)
Vegetação ripária	0,04	0,04	Ditt (2008)

As simulações das diferentes faixas de floresta ripária tiveram como base as hidrografias reais de ambas as microbacias, sendo as faixas de cobertura delimitadas a partir destas. No entanto, foram eliminadas as áreas de floresta nativa remanescente das imagens originais, de modo a área conter, na simulação, apenas cana-de-açúcar ou pastagem e as diferentes faixas de floresta ripária nativa. Os cenários foram criados com o auxílio do programa ArcGIS. A metodologia aplicada para a obtenção dos valores de perda de solo, retenção de sedimentos e sedimentação foi a mesma utilizada no item 4.4.

Para a análise estatística, as microbacias foram divididas em unidades hidrológicas menores, utilizando-as como unidades amostrais para os diferentes cenários simulados. Após a verificação do teste de normalidade (teste de Shapiro Wilk), utilizou-se o teste de análise de variância (ANOVA) fatorial, com dois fatores de variação: fatores C e P (boas práticas e ausência de práticas) e larguras das faixas de floresta ciliar. Toda análise estatística foi apoiada no programa R (R Development Core Team, 2016).

Para a divisão em unidades hidrológicas menores, foi utilizado a ferramenta ArcSWAT¹⁴, possibilitando a criação dessas unidades amostrais. Essa ferramenta foi utilizada juntamente com o programa ArcGIS.

5. Resultados

5.1 Caracterização física da paisagem e usos do solo nos diferentes cenários

A microbacia do Ribeirão Vermelho apresenta uma variação de altitude de 514,3 m, indo de 431,5 a 945,8 m de altitude. Essa variação ocorre no sentido norte-sul, da região mais alta para a mais baixa, respectivamente (Anexo 5). A cobertura do solo com maior média de declividade é a vegetação nativa, enquanto com a menor média de declividade média é a área úmida (tabela 5). Já a classe com maior variação de declividade é a cana-de-açúcar (47,6°).

¹⁴ Soil and Water Assessment Tool, Ferramenta utilizada para predição de impactos do manejo do solo na água. < <http://swat.tamu.edu/software/arcswat/> >.

Tabela 5: Valores de declividade média, mínima e máxima; e variação de declividade para os diferentes usos e coberturas do solo na microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro-SP.

Uso do solo	Média (°)	Mínimo (°)	Máxima (°)	Varição (°)
Área úmida	4,5	0,0	17,1	17,1
Área urbana	5,6	0,3	16,0	15,6
Cana-de-açúcar	7,5	0,0	47,7	47,7
Citros	7,6	0,0	28,6	28,6
Corpos d'água	5,3	0,0	25,7	25,7
Corpos d'água artificiais	6,9	0,7	17,4	16,8
Estrada não pavimentada	7,2	0,0	38,9	38,9
Estradas pavimentadas	6,1	0,3	14,6	14,2
Pastagem	7,7	0,0	45,1	45,1
Silvicultura	7,3	0,0	30,2	30,2
Vegetação nativa	14,5	0,0	56,1	56,1

A microbacia das Posses apresenta uma variação de altitude de 515,7 m, indo de 938,2 a 1.453,9 m de altitude. De maneira geral, a microbacia encontra-se em uma região muito montanhosa e uma maior variação da altitude ocorre na região mais ao sul da microbacia, principalmente nas regiões próximas aos divisores de água (Anexo 6). Para esta microbacia, a maior média de declividade e maior variação ocorre na pastagem e a menor média nos corpos d'água (tabela 6).

Tabela 6: Valores de declividade média, mínima e máxima, e variação de declividade (em graus) para os diferentes usos e coberturas do solo na microbacia das Posses, Extrema-MG.

Uso do solo	Média (°)	Mínima (°)	Máxima (°)	Varição (°)
Área urbana	10,7	3,1	22,0	18,9
Corpos d'água	8,8	2,3	18,2	15,9
Estradas	12,5	1,5	30,8	29,3
Pastagem	16,7	0,0	50,1	50,1
Silvicultura	15,9	1,7	34,6	32,9
Vegetação nativa	16,3	0,0	41,1	41,1

As 77 propriedades rurais da microbacia do Ribeirão Vermelho apresentam área média de 166,8 ha. Para este município, com módulo fiscal de 16 ha, tem-se uma área média de 10,4 módulos fiscais por propriedade. A APP total desta microbacia é de 729,6 ha, ou seja, 9,7% da área total da microbacia. Além disso, 40 propriedades (51,9%) possuem área superior a 4 módulos fiscais (tabela 7, anexo 7). Na microbacia das Posses há 97 propriedades, com uma área média de 12,35 ha. Para este município, cujo módulo fiscal é de 30 ha, tem-se uma área média de 0,41 módulos fiscais por propriedade, não havendo nenhuma com mais de 4 módulos fiscais (tabela 7, anexo 7). A APP total desta microbacia é de 361,3 ha, ou seja, 30% da área da microbacia.

Tabela 7: Classificação das propriedades quanto ao número de módulos fiscais e a exigências de recomposição da vegetação nativa na microbacia das Posses em Extrema-MG e na microbacia do Ribeirão Vermelho, em São Pedro-SP.

Tamanho da propriedade (Número de módulos fiscais)	Número de propriedades	
	Microbacia do Ribeirão Vermelho	Microbacia das Posses
Até 1	12	88
> 1 até 2	10	7
>2 até 4	15	2
> 4 até 10	21	0
> 10	19	0

Na microbacia do Ribeirão Vermelho, a classe de uso do solo mais abundante, nos três cenários, foi a cana-de-açúcar (tabela 8, anexos 8, 9 e 10). A cobertura com floresta nativa (conservada e a APP a ser restaurada, sem considerar demandas de RL) nos cenários I e II dessa microbacia seria respectivamente de 28,4% e 27,6%, representando um aumento respectivo de 18,8% e 15,6% em relação ao cenário atual.

Tabela 8: Área ocupada e sua proporção para as diferentes classes de uso e cobertura do solo, nos diferentes cenários (atual, I e II), para a microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro - SP. A classe de uso de solo de vegetação nativa equivale às florestas conservadas e a serem restauradas na APP, sem considerar a Reserva Legal.

Usos dos solo	Cenário atual (ha)	Proporção (%)	Cenário I (ha)	Proporção Cenário I (%)	Cenário II (ha)	Proporção Cenário II (%)
Área úmida	190,2	2,5	190,2	2,5	190,2	2,5
Áreas urbana	100,5	1,3	99,3	1,3	99,3	1,3
Cana-de-açúcar	2190,1	29,1	2169,9	28,9	2173,3	28,9
Citros	548,4	7,3	546,0	7,3	547,7	7,3
Corpos d'água	79,2	1,1	79,2	1,1	79,2	1,1
Corpos d'água artificiais	12,9	0,2	12,9	0,2	12,9	0,2
Estradas não pavimentadas	155,1	2,1	146,7	2,0	149,1	2,0
Estradas pavimentadas	17,8	0,2	17,8	0,2	17,8	0,2
Pastagem	2042,5	27,2	1745,2	23,2	1792,1	23,8
Silvicultura	383,9	5,1	376,9	5,0	378,5	5,0
Vegetação nativa	1795,3	23,9	2131,9	28,4	2075,9	27,6

Na microbacia das Posses, predomina a pastagem, com mais de 50% da cobertura do solo nos três cenários (tabela 9, Anexos 11, 12 e 13). Houve um incremento de 106% da floresta nativa (conservada e a APP a ser restaurada, sem considerar demandas de RL) no cenário I em relação ao atual, e de 21% do cenário atual para o cenário II. Desse modo, a área com cobertura florestal nativa nos cenários I e II seria respectivamente 43,5% e 25,5%.

Tabela 9: Área ocupada e sua proporção para as diferentes classes de uso e cobertura do solo, nos diferentes cenários (atual, I e II), para a microbacia das Posses, Extrema - MG. A classe de uso de solo de vegetação nativa equivale às florestas conservadas e a serem restauradas na APP, sem considerar a Reserva Legal.

Usos do solo	Área atual (ha)	Proporção da área atual (%)	Cenário I (ha)	Proporção cenário I (%)	Cenário II (ha)	Proporção cenário II (%)
Áreas urbana	3,2	0,3	2,4	0,2	3,2	0,3
Corpos d'água	1,6	0,1	1,6	0,1	1,6	0,1
Estradas	8,9	0,7	5,7	0,5	8,5	0,7
Pastagem	896,5	75,3	638,3	53,6	845,1	71,0
Silvicultura	29,9	2,5	25,0	2,1	28,9	2,4
Vegetação nativa	250,8	21,1	518,0	43,5	303,6	25,5

Em relação à RL, haveria uma necessidade de 2.569 ha na microbacia do Ribeirão Vermelho no cenário I. No entanto, descontando-se os remanescentes já existentes fora da APP, há um déficit de RL de 1.696,8 ha (66% da RL total) neste cenário, distribuídos em 59 propriedades (76,6% do total de propriedades). Já em relação ao cenário II, o déficit de RL seria de 1.357,4 ha (57,4% da RL total) de um total de 2.361,3 ha necessários para a RL neste cenário. Este déficit estaria em 26 propriedades (33,7%). Assim, a área total demandada para restauração nesta microbacia é de 2.033,4 ha (336,6 ha de APP e 1.696,8 ha de RL) no cenário I e 1.638,0 ha (280,6 ha de APP e 1.357,4 ha de RL) no cenário II (figura 4 - A).

Para a microbacia das Posses, o cenário I teria 239,6 ha de RL (20% da área total) e um déficit de RL de 139,4 ha (58%), que deveriam ser restaurados em 75 propriedades (77,3%). Nos cenários II não há déficit de RL na microbacia das Posses, visto que todas as propriedades são menores que 4 módulos fiscais e possuem ao menos um pequeno percentual de floresta remanescente. A área total demandada para restauração na microbacia das Posses no cenário I é de 406,6 ha (267,2 ha de APP e 139,4 ha de RL) e, no cenário II, 52,8 ha (somente APP, figura 4 – B).

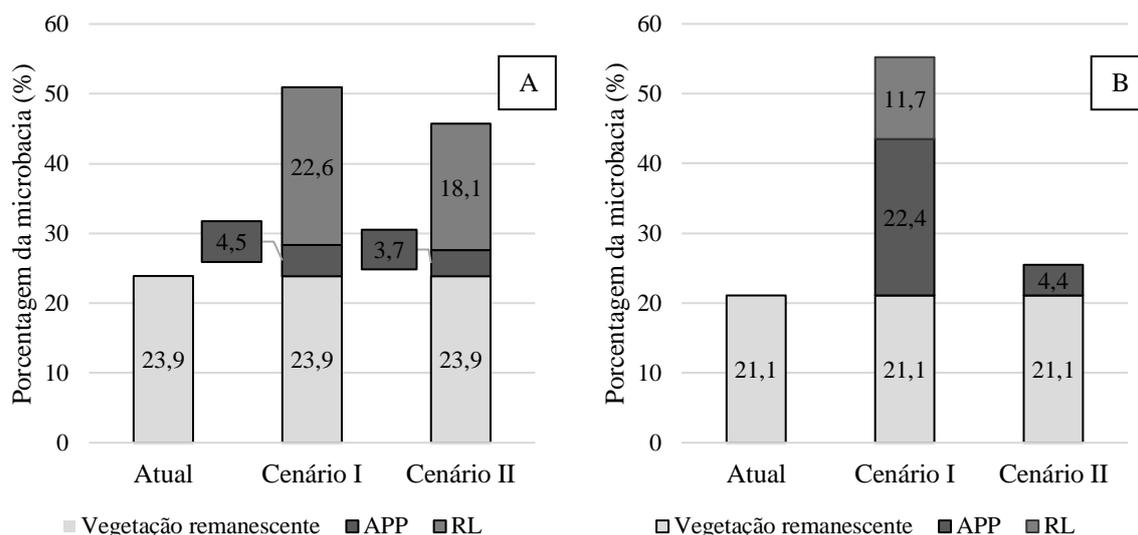


Figura 4: Proporção de vegetação nativa em cada cenário simulado para a microbacia do Ribeirão Vermelho (A) microbacia das Posses (B), considerando a vegetação nativa remanescente e APP e RL a serem restauradas.

5.2. A perda de solo, a retenção e a sedimentação nas microbacias nos diferentes cenários

A perda de solo estimada para a área total da microbacia foi maior no cenário atual e menor no cenário I do que no cenário II, em ambas as microbacias (figura 5, A1 e B1). Na microbacia do Ribeirão Vermelho, houve uma diminuição de $3.626,1 \text{ Mg.ano}^{-1}$ (1,6%) do cenário atual para o cenário I, e de $2.555,5 \text{ Mg.ano}^{-1}$ (1,21%) do atual para o II. Do cenário I para o II, houve um aumento de $1.070,7 \text{ Mg.ano}^{-1}$ (0,48%) (tabela 10). Na microbacia das Posses, houve uma diminuição de $445,8 \text{ Mg.ano}^{-1}$ (20,4 %) do cenário atual para o I, e uma diminuição de $63,2 \text{ Mg.ano}^{-1}$ (2,9%) do atual para o II na perda de solo. Já entre os cenários I e II, houve um aumento de $382,5 \text{ Mg.ano}^{-1}$ (22%) do I para o II (tabela 11).

Assim como para perda de solo, em ambas as microbacias, o cenário atual é o que apresenta maior exportação de sedimentos para os cursos d'água, com decréscimo do cenário II para o I (figura 5, A2 e B2). Na microbacia do Ribeirão Vermelho, houve uma diminuição $294,1 \text{ Mg.ano}^{-1}$ (1,83%) do cenário atual para o I, e uma diminuição de $195,3 \text{ Mg.ano}^{-1}$ (1,1%) do atual para o II. Comparando os cenários, houve um aumento de $98,8 \text{ Mg.ano}^{-1}$ (0,6%) do I para o II (tabela 12). Na microbacia das Posses, a exportação de sedimentos diminuiu 27 Mg.ano^{-1} (22,1%) do cenário atual para o I, e em $3,7 \text{ Mg.ano}^{-1}$ (3,0%) do atual para o II. Entre os cenários I e II, houve um aumento de $23,2 \text{ Mg.ano}^{-1}$ (24,5%) do I para o II (tabela 13).

Tabela 10: Valores de perda de solo total e por área para as diferentes classes de uso e cobertura de solo, nos diferentes cenários (atual, I e II), na microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro - SP.

Usos dos solo	Cenário atual		Cenário I		Cenário II	
	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Área úmida	2,6	0,0	0,8	0,0	2,0	0,0
Áreas urbana	479,7	4,8	475,3	4,8	475,3	4,8
Cana-de-açúcar	19.4224,4	88,7	19.2460,0	88,7	19.2944,5	88,8
Citros	6.563,1	12,0	6.533,0	12,0	6.555,7	12,0
Corpos d'água	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Corpos d'água artificiais	1,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Estradas não pavimentadas	18.446,9	119,0	17.343,3	118,2	17.769,3	119,2
Estrada pavimentada	1,7	0,1	1,7	0,1	1,7	0,1
Pastagem	6.701,5	3,3	5.949,3	3,4	6.093,0	3,4
Silvicultura	100,3	0,3	98,0	0,3	98,6	0,3
Vegetação nativa	501,3	0,3	535,3	0,3	527,2	0,3
Total	227.022,9	-	223.396,8	-	224.467,4	-

Tabela 11: Valores de perda de solo total e por área para as diferentes classes de uso e cobertura de solo, nos diferentes cenários (atual, I e II), na microbacia das Posses, Extrema - MG.

Usos dos solo	Cenário atual		Cenário I		Cenário II	
	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Áreas urbana	27,7	8,6	22,6	9,4	27,7	8,6
Corpos d'água	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Estradas não pavimentadas	424,3	47,6	308,2	54,1	414,0	48,6
Pastagem	1.712,2	1,9	1.377,1	2,2	1.657,2	2,0
Silvicultura	5,4	0,2	4,7	0,2	5,2	0,2
Vegetação nativa	15,1	0,1	26,3	0,1	17,3	0,1
Total	2.184,9	-	1.739,1	-	2.121,7	-

Tabela 12: Valores de exportação de sedimento (sedimentação) total e por área para os diferentes usos e coberturas do solo, nos diferentes cenários (atual, I e II), na microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro - SP.

Usos dos solo	Cenário atual		Cenário I		Cenário II	
	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Área úmida	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Áreas urbana	11,7	0,1	11,7	0,1	11,7	0,1
Cana-de-açúcar	15.877,2	7,2	15.667,5	7,2	15.737,3	7,2
Corpos d'água	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Corpos d'água artificiais	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Citros	265,1	0,5	263,4	0,5	264,5	0,5
Estradas não pavimentadas	1.120,9	7,2	1.062,0	7,2	1.085,2	7,3
Estrada pavimentada	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pastagem	200,8	0,1	176,3	0,1	181,3	0,1
Silvicultura	2,7	0,0	2,7	0,0	2,7	0,0
Vegetação nativa	15,0	0,0	15,8	0,0	15,6	0,0
Total	17.494,0	-	17.199,8	-	17.298,6	-

Tabela 13: Valores de exportação de sedimento (sedimentação) total e por área para os diferentes usos e coberturas do solo, nos diferentes cenários (atual, I e II), na microbacia das Posses, Extrema - MG.

Usos dos solo	Cenário atual		Cenário I		Cenário I	
	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Área urbana	1,6	0,5	1,3	0,6	1,6	0,5
Corpos d'água	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Estradas	33,5	3,8	23,6	4,2	32,7	3,8
Pastagem	85,9	0,1	68,8	0,1	82,9	0,1
Silvicultura	0,2	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0
Vegetação nativa	0,5	0,0	0,8	0,0	0,6	0,0
Total	121,9	-	94,9	-	118,2	-

A retenção de sedimentos seguiu o padrão inverso das demais variáveis, com maiores valores no cenário I, intermediários no cenário II e menores no cenário atual (figura 5, A3 e B3). Na Microbacia do Ribeirão Vermelho, houve aumento de 315,7 Mg.ano⁻¹ do cenário atual para o cenário I, e um aumento de 206,2 Mg.ano⁻¹ do atual para o II nos valores de retenção de sedimento. Comparando os cenários I e II, houve uma diminuição da retenção de sedimentos de 109,4 Mg.ano⁻¹ do I para o II (tabela 14). Na microbacia das Posses houve um aumento de 27,5 Mg.ano⁻¹ do cenário atual para o I, e um aumento de 3,7 Mg.ano⁻¹ do atual para o II na retenção de sedimentos. Entre os cenários I e II, houve uma diminuição de 23,8 Mg.ano⁻¹ do I para o II (tabela 15).

Tabela 14: Valores de retenção de sedimentos total e por área para os diferentes usos e coberturas do solo, nos diferentes cenários (atual, I e II), para a microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro - SP.

Usos dos solo	Cenário atual		Cenário I		Cenário II	
	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Área úmida	5.966,2	31,4	5.966,3	31,4	5.966,3	31,4
Áreas urbana	6.718,2	66,9	6.678,5	67,3	6.678,5	67,3
Cana-de-açúcar	242.966,3	110,9	241.000,7	111,1	241.574,2	111,2
Corpos d'água	623,9	7,9	623,9	7,9	623,9	7,9
Corpos d'água artificiais	683,7	53,2	683,8	53,2	683,8	53,2
Citros	66.358,6	121,0	66.047,2	121,0	66.284,9	121,0
Estradas não pavimentadas	18.356,6	118,4	17.340,7	118,2	17.761,9	119,1
Estrada pavimentada	1.202,6	67,6	1.202,6	67,6	1.202,6	67,6
Pastagem	263.645,2	129,1	235.571,3	135,0	240.853,0	134,4
Silvicultura	42.769,7	111,4	41.742,6	110,8	41.989,8	110,9
Vegetação nativa	804243,8	448,0	836993,0	392,6	830122,2	399,9
Total	1.453.534,9	-	1.453.850,5	-	1.453.741,1	-

Tabela 15: Valores de retenção de sedimentos total e por área para os diferentes usos e coberturas do solo, nos diferentes cenários (atual, I e II), para a microbacia das Posses, Extrema - MG.

Usos dos solo	Cenário atual		Cenário I		Cenário II	
	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Mg.ano ⁻¹	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Áreas urbana	224,6	69,6	182,5	75,9	224,5	70,0
Corpos d'água	71,4	45,3	71,4	45,3	71,4	45,3
Estradas	664,3	74,5	477,4	83,9	649,0	76,1
Pastagem	11.1186,5	124,0	89.711,4	140,5	107.558,4	127,3
Silvicultura	4.010,9	134,0	3.516,3	140,9	3.877,3	134,3
Vegetação nativa	30.152,3	120,2	52.378,5	101,1	33.933,2	111,8
Total	146.310,0	-	146.337,5	-	146.313,7	-

Nos três cenários para a microbacia do Ribeirão Vermelho, a classe de vegetação nativa foi a que apresentou o maior potencial de reter sedimentos e a de cana-de-açúcar o maior potencial de perda de solo e sedimentação (tabelas 10, 12 e 14). Para a microbacia das Posses, a classe que apresentou maior potencial de perda de solo, exportação e retenção de sedimentos nos três cenários foi a pastagem (tabelas 11, 13 e 15).

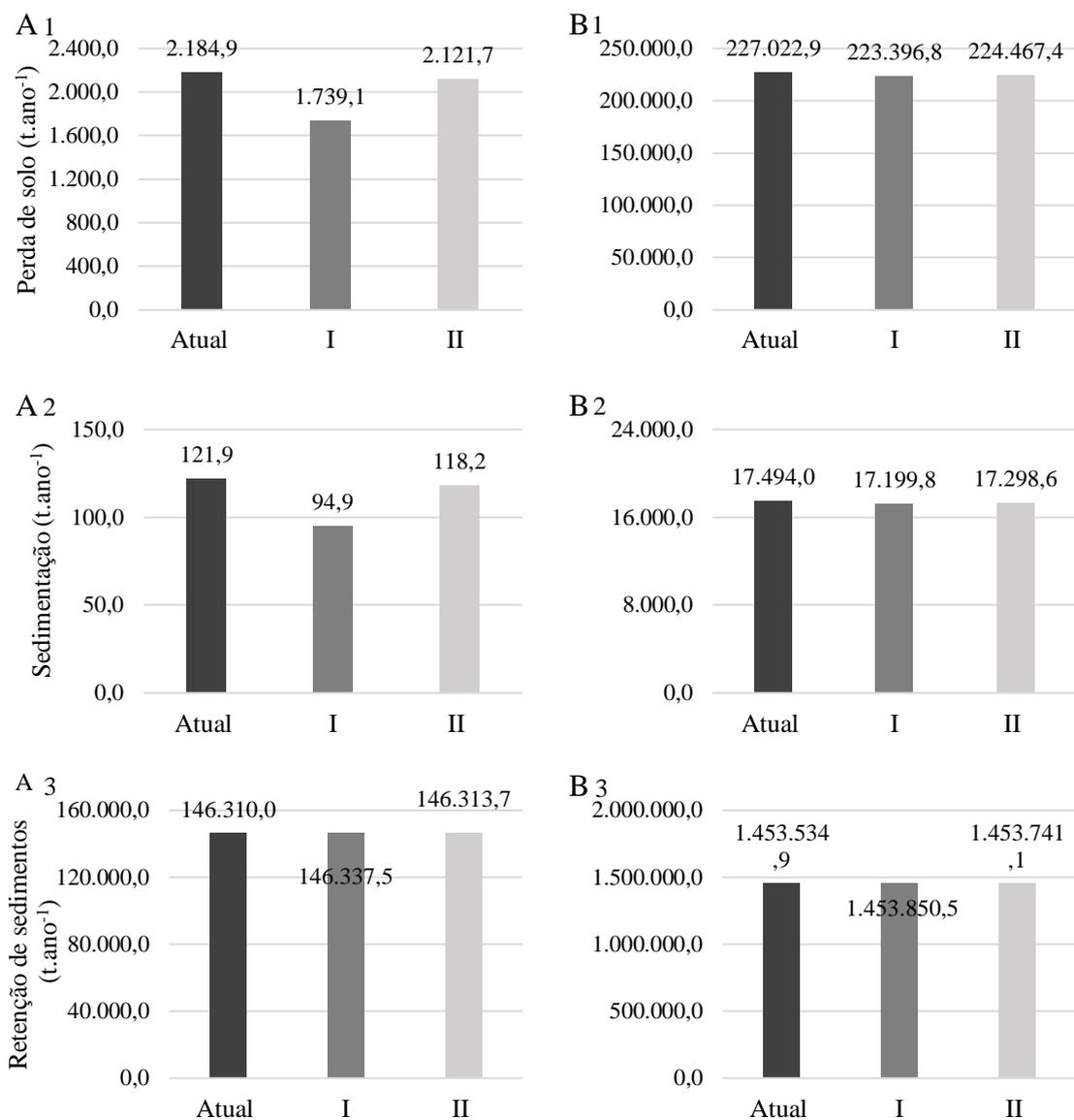


Figura 5: Valores totais de perda de solo, sedimentação e retenção de sedimentos na microbacia das Posses (A) e na microbacia do Ribeirão Vermelho (B) para os cenários atual, I (restauração das APP conforme Código Florestal lei 4.771) e II (conforme LPVN lei 12.651).

5.3. Estoque de carbono

A quantidade de carbono estocada na biomassa acima e abaixo do solo, no uso atual da microbacia do Ribeirão Vermelho, é de 462.360 Mg de C. Deste total, 11.320 Mg estariam nas APPs ciliares a serem restauradas do cenário I e 9.491 Mg do cenário II, que seriam substituídos pela restauração florestal. O estoque de C no cenário I, ao final de 30 anos, foi de 492.441,4 Mg; 6,5% a mais do que no cenário atual. Para o cenário II, ao final de 30 anos, o estoque foi de 487.381,8 Mg de C; 5,4 % a mais do que no cenário atual. Ainda para esta microbacia, após a implantação da restauração florestal pela APP ciliar, em ambos os cenários, a paisagem retornaria ao estoque de carbono atual somente no oitavo ano (figura 6).

Para a microbacia das Posses, o carbono estocado na biomassa no uso atual é de 68.050 Mg. No cenário I, 8.914 Mg estariam na APP ciliar a ser restaurada, e para o cenário II, este montante seria de 1.778,8 Mg. Em ambos os cenários, estes montantes seriam perdidos pela implantação da restauração florestal da APP ciliar. O estoque de C estimado no cenário I, ao final de 30 anos, seria de 91.999,8 Mg; 35,2 % a mais do que no cenário atual. Para o cenário II, o estoque de C estimado, ao final de 30 anos, foi de 72.768,4 Mg; 6,9% a mais em relação ao cenário atual. Assim como observado para a microbacia do Ribeirão Vermelho, o estoque de carbono atual somente seria atingido no oitavo ano após execução da restauração florestal (figura 7).

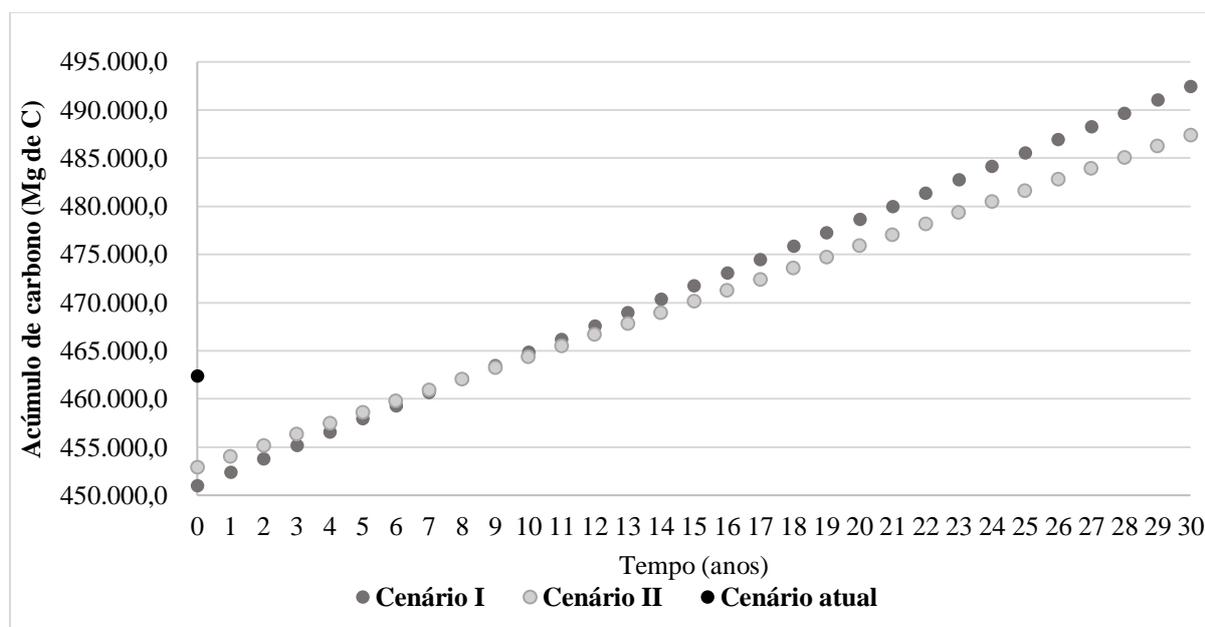


Figura 6: Simulação do estoque de carbono para o cenário atual, I e II ao longo de 30 anos, considerando apenas o incremento das APPs ciliares, para a microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro - SP.

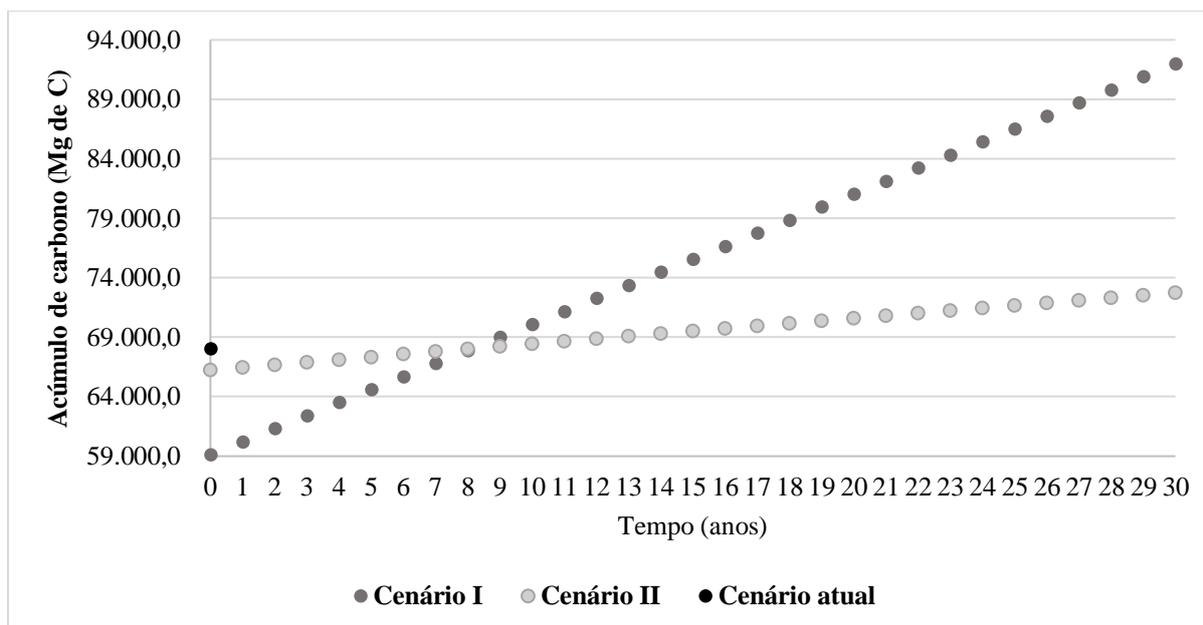


Figura 7: Simulação do estoque de carbono para o cenário atual, I e II ao longo de 30 anos, considerando apenas o incremento das APPs ciliares, para a microbacia das Posses, Extrema - MG.

Para os valores de estoque de carbono da RL, na microbacia do Ribeirão Vermelho, o valor que seria perdido com os antigos usos dos solos para a implantação desta seria de 74.653 Mg de C para o cenário I e 59.721 Mg de C para o cenário II. Para o cenário I, o valor estimado de C estocado pela RL seria de aproximadamente 208.706 Mg, e considerando em conjunto com a inserção das APPs ciliares em conjunto com os outros usos do solo, a microbacia totalizaria 626.494 Mg de C estocado ao final de 30 anos; 35,5% a mais o que no cenário atual. Já para o cenário II, o estoque de carbono seria de aproximadamente 166.920 Mg, e considerando em conjunto com as APPs ciliares e os outros usos do solo, tem-se um estoque de C estimado de 592.792 Mg ao final de 30 anos; 28,2% a mais do que no cenário atual (figura 8).

O valor de carbono estimado da RL, para microbacia das Posses no cenário I, seria de 1.7146 Mg que seriam estocados ao longo de 30 anos, substituindo 8.933,4 Mg de C estocados pelo uso atual. Ainda para o cenário I, considerando o estoque de C pelas APPs ciliares e os outros usos do solo, tem-se um estoque estimado de 100.212 Mg de C ao final de 30 anos, 47% a mais do que o uso atual do solo. Para o cenário II na microbacia das Posses, inexistiu a RL (figura 9).

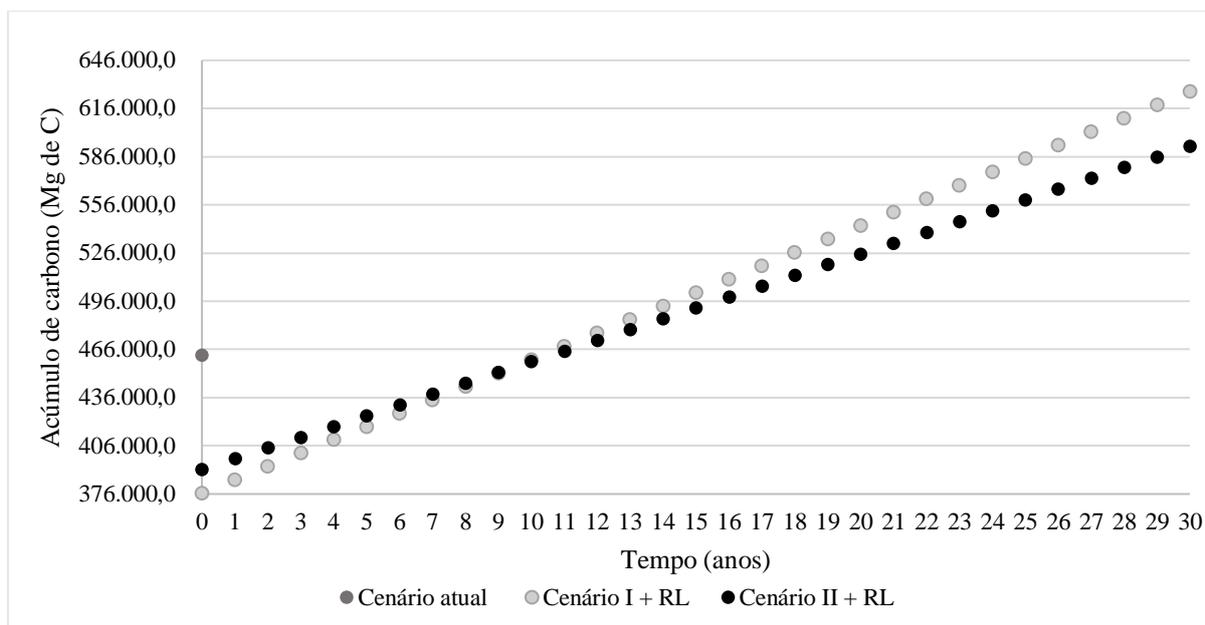


Figura 8: Simulação do estoque de carbono para o cenário atual, I e II ao longo de 30 anos, considerando o incremento de C pela RL nos cenários, para a microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro - SP.

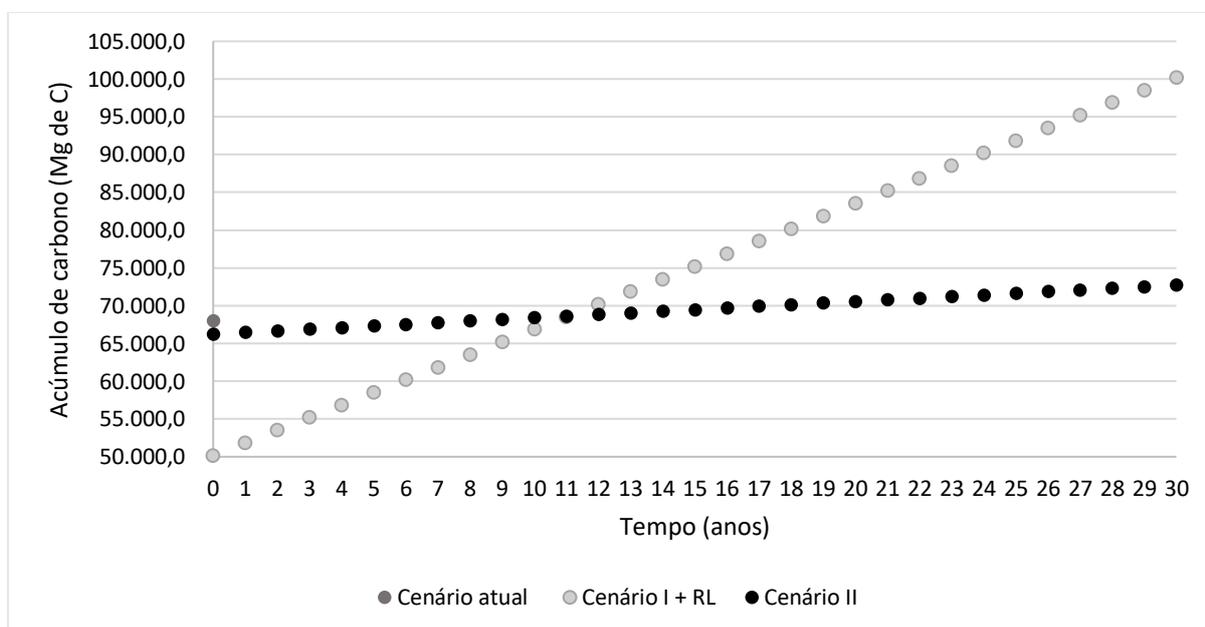


Figura 9: Simulação do estoque de carbono para o cenário atual, I e II ao longo de 30 anos, considerando o incremento de C pela RL no cenário I, para a microbacia das Posses, Extrema - MG.

5.4. Impacto geral dos cenários sobre os serviços ecossistêmicos estudados

Levando em consideração todos os parâmetros analisados, os cenários I e II reduziram a retenção de sedimentos em relação ao cenário atual em ambas as microbacias em valores percentuais menores que 0,01%. Para a exportação de sedimentos, em relação ao cenário atual, o cenário I proporcionaria valores de 22,2% e 1,8% menores para as microbacias das Posses e do Ribeirão Vermelho, respectivamente. Da mesma maneira, haveria uma diminuição de 20,5% e 1,7% de perda de solo do cenário I em relação ao atual. Para a cobertura florestal,

haveria um aumento de 106,5% e 18,8% do cenário atual para o I. Para o estoque de carbono, também ocorreria um aumento de 35,2% e 6,5% do cenário atual para o cenário I considerando apenas a APP ciliar como fator de incremento, e um aumento de 47,3% e 35,5% do estoque de carbono considerando o incremento da APP ciliar em conjunto com a implantação da RL (Figura 10).

Comparando os valores obtidos de exportação de sedimentos do cenário atual para o II, obteve-se valores de 3,0% e 1,2% menores para a microbacia das Posses e do Ribeirão Vermelho respectivamente. Houve uma diminuição da perda de solo de 2,9% e 1,2% do cenário atual para o II. Em relação a cobertura florestal, houve um aumento de 21,1% e 15,6% do cenário atual para o II. De maneira semelhante, houve um aumento do incremento de carbono na ordem de 6,9% e 5,4% do cenário atual para o II considerando apenas a APP ciliar como fator de incremento; e um aumento de 6,9% e 28,1% do estoque de carbono do cenário atual para o II considerando o incremento da APP ciliar em conjunto com a implantação da RL (figura 11).

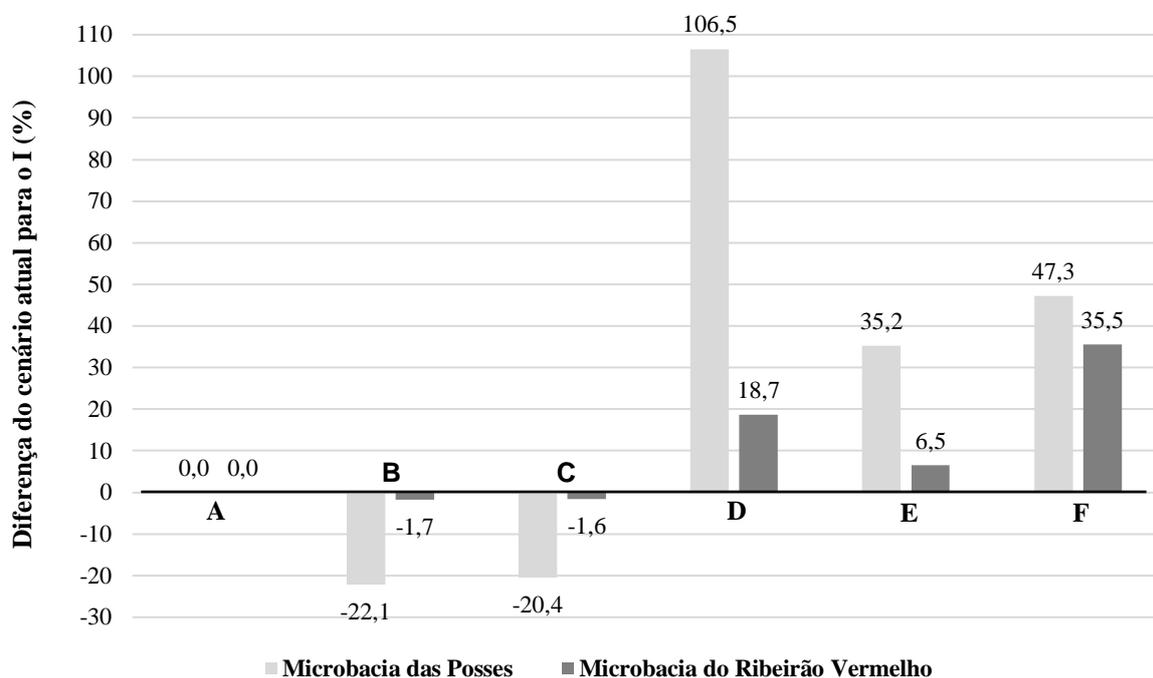


Figura 10: Porcentagem de mudança do cenário atual para o cenário I (Lei de Proteção da Vegetação Nativa) das microbacias das Posses e do Ribeirão Vermelho, para os parâmetros de retenção de sedimentos (A), exportação de sedimentos (B), perda de solo (C), cobertura florestal das APPs (D), estoque de carbono considerando apenas a APP ciliar no cômputo (E) e o estoque de carbono considerando APP ciliar e RL (F).

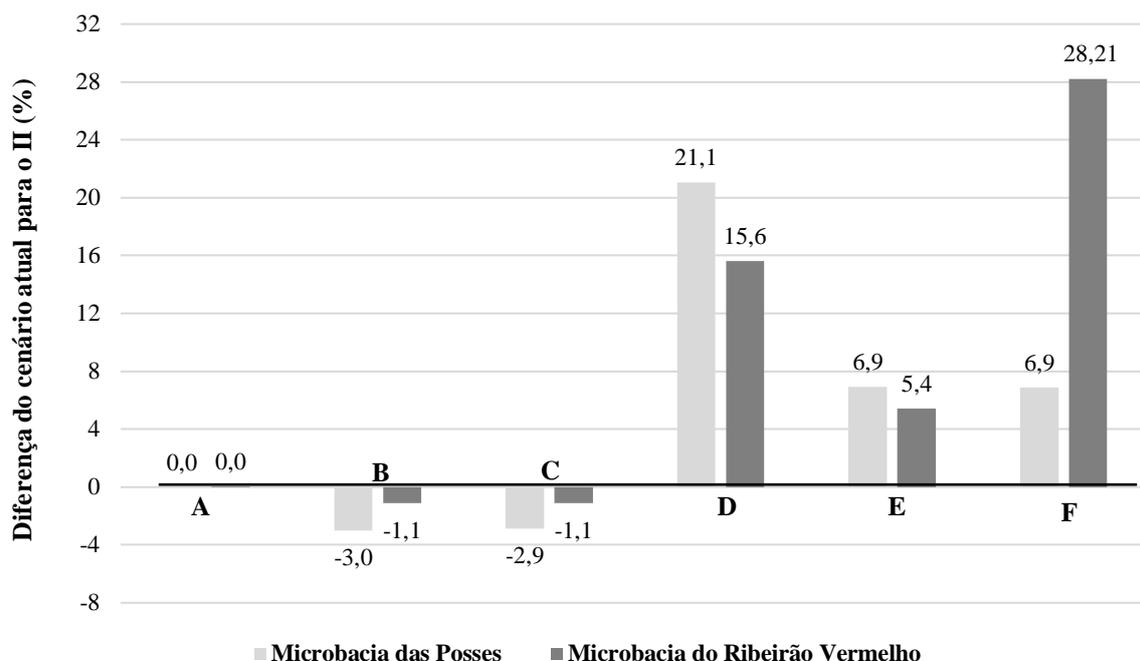


Figura 11: Porcentagem de mudança do cenário atual para o cenário II (Lei de Proteção da Vegetação Nativa) das microbacias das Posses e do Ribeirão Vermelho, para os parâmetros de retenção de sedimentos (A), exportação de sedimentos (B), perda de solo (C), cobertura florestal das APPs (D), estoque de carbono considerando apenas a APP ciliar no cômputo (E) e o estoque de carbono considerando APP ciliar e RL (F).

5.5. Influência do manejo agrícola do solo e da floresta ripária sobre perda e sedimentação do solo

Na simulação de diferentes larguras de floresta ripária, os percentuais de floresta nativa por subárea da microbacia (anexos 14 e 15) variariam de 0 até 8,5% no Ribeirão Vermelho e de 0 até 25,8% na microbacia das Posses (Tabela 16). Para ambas as microbacias, a adoção de boas práticas agrícolas e de práticas de conservação do solo afetaram a sedimentação ($p < 0,0001$ para ambas as microbacias), a perda de solo (Ribeirão Vermelho $p = 0,0001$; Posses $< 0,0001$) e a retenção de sedimentos para microbacia do Ribeirão Vermelho ($p = 0,001$). Somente para a microbacia das Posses, a variável retenção de sedimentos não foi influenciada pela adoção de boas práticas agrícolas e de práticas de conservação do solo ($p = 0,771$, figuras 12 e 13). Já a largura de floresta nativa ripária não influenciou os valores dos parâmetros analisados (Ribeirão Vermelho $p > 0,99$; Posses $p = 0,98$). Também não houve interação entre os fatores C e P com as diferentes larguras de floresta nativa ripária (Ribeirão Vermelho e Posses $p > 0,99$), demonstrando uma independência desses fatores na retenção e produção de sedimentos e na e perda de solo.

Tabela 16: Proporção ocupada pela floresta ripária em cada cenário simulado nas microbacias das Posses e na microbacia do Ribeirão Vermelho.

Largura da floresta ripária (m)	Proporção de floresta na microbacia (%)	
	Ribeirão Vermelho	Posses
0	0,0	0,0
5	1,4	4,5
8	2,3	7,2
10	2,9	9,0
15	4,3	13,4
20	5,7	17,6
25	7,1	21,8
30	8,5	25,8

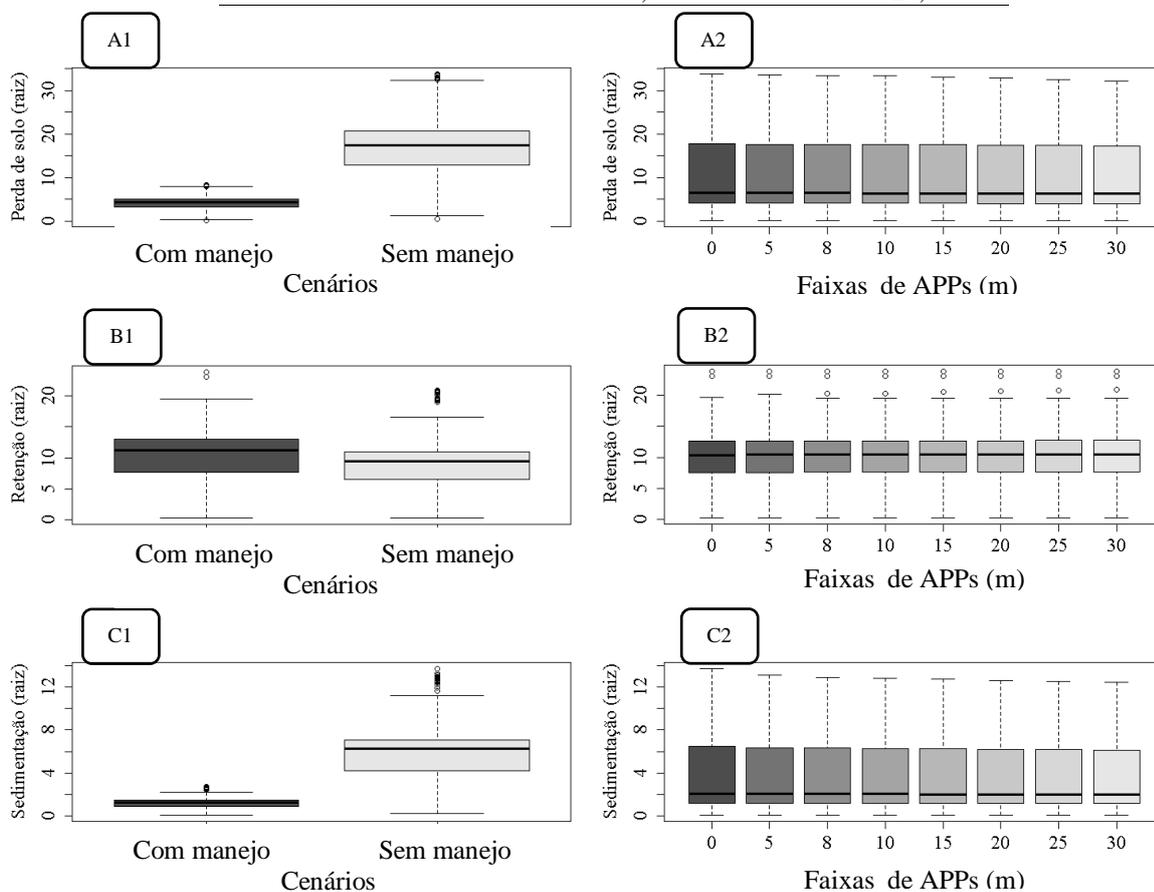


Figura 12: Perda de solo (A), retenção (B) e sedimentação (C) em cenários com a adoção e ausência de boas práticas agrícolas e de conservação de solo (Com manejo e sem manejo; prefixos 1), sob diferentes larguras de floresta ciliar (Faixas de APPs; prefixos 2) para a microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro-SP.

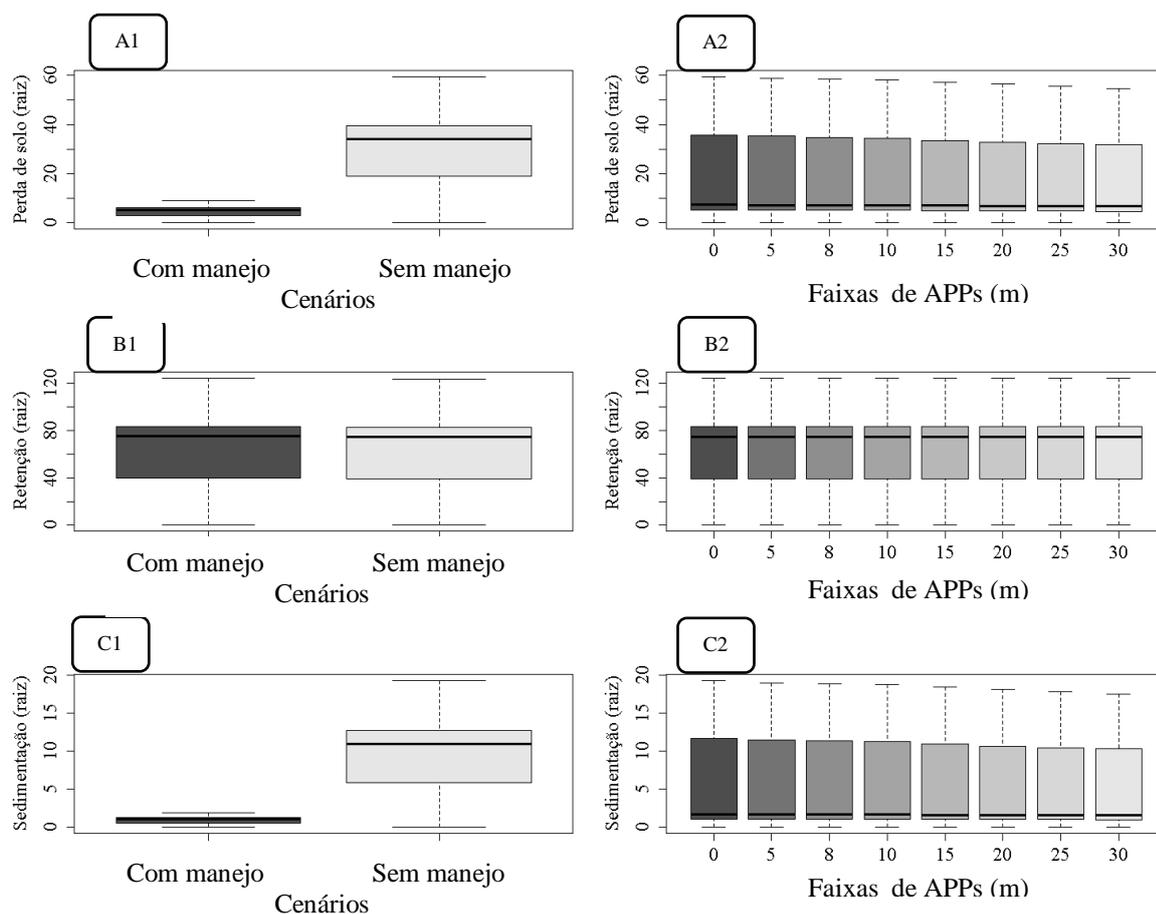


Figura 13: Perda de solo (A), retenção (B) e sedimentação (C) em cenários com a adoção e ausência de boas práticas agrícolas e de conservação de solo (Com manejo e sem manejo; prefixos 1), sob diferentes larguras de floresta ciliar (Faixas de APPs; prefixos 2) para a microbacia das Posses, Extrema-MG.

Na microbacia do Ribeirão Vermelho, com a adoção de boas práticas agrícolas e práticas de conservação do solo, a perda de solo situou-se entre 21 e 23 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ nas diferentes larguras de floresta ciliar. Já na ausência de boas práticas agrícolas e práticas de conservação do solo, tem-se valores de perda de solo entre 520 a 580 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. Com adoção das práticas, tem-se de 1,7 a 2,1 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, e na ausência destas, de 66 a 77 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ de sedimentação. Para a retenção de sedimentos, os valores encontrados no cenário de boas práticas agrícolas e manejo estão entre 157 e 158 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$; e no cenário de ausência de práticas agrícolas e manejo entre 160 a 172 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (figura 14).

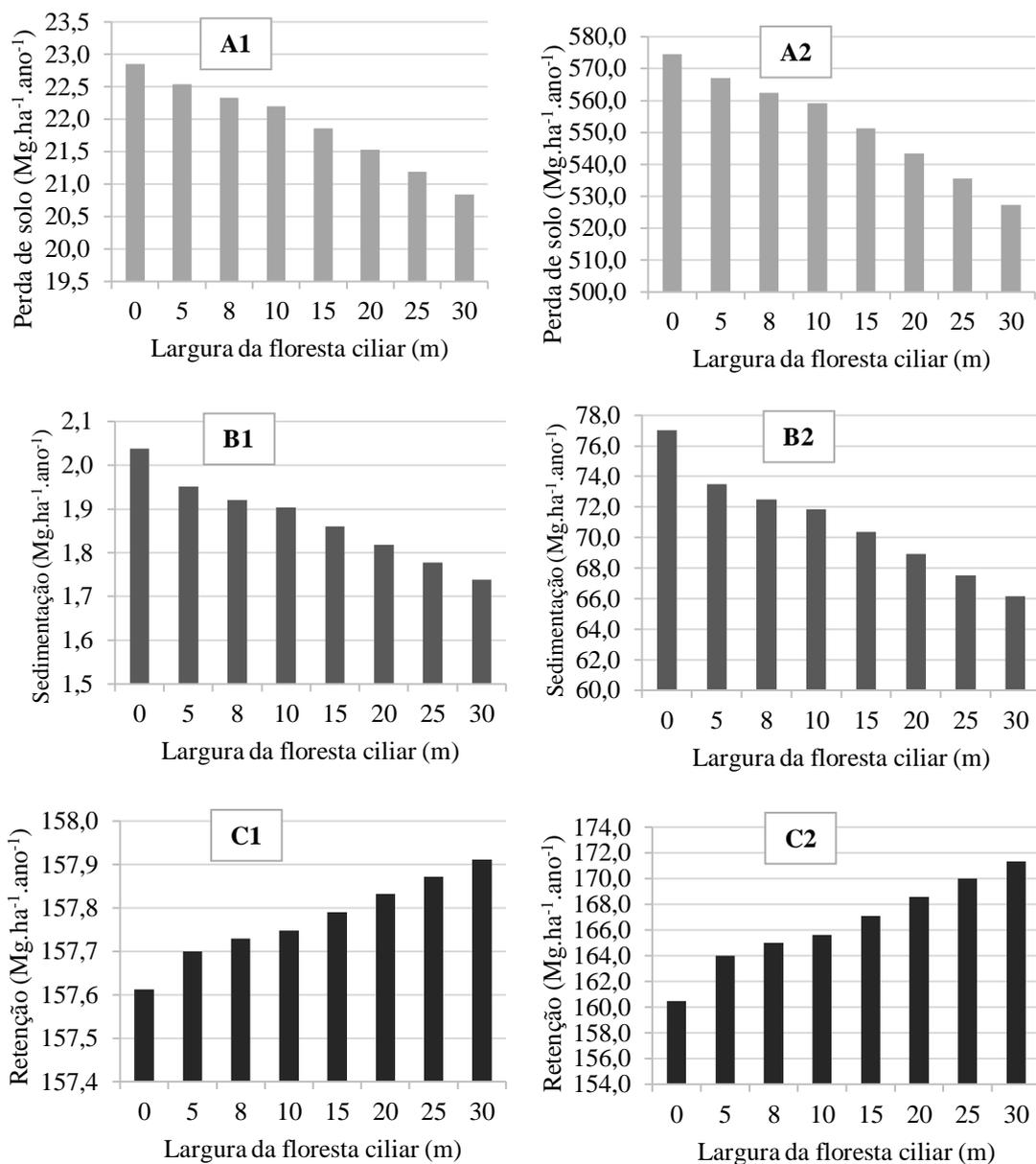


Figura 14: Valores médios de perda de solo (A), sedimentação (B) e retenção de sedimentos (C) em paisagem com áreas agrícolas com adoção de boas práticas e ações de conservação de solo (sufixo 1) e práticas agrícolas e de conservação de solo ruins (sufixo 2); sob diferentes larguras de floresta ciliar na microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro-SP.

Para a microbacia das Posses, a perda de solo, nos cenários com boas práticas agrícolas e manejo do solo, variou de 0,38 a 0,46 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹, e nos cenários com ausência de práticas e manejo do solo, de 16,5 a 20 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹. A sedimentação, nos cenários com boas práticas agrícolas e manejo do solo, variou de 0,016 a 0,020 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹, e nos cenários com ausência de práticas e manejo do solo, de 1,65 a 2 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹. Para a retenção de sedimentos, nos cenários com boas práticas agrícolas e manejo do solo os valores variaram de 83,72 a 83,73

$\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e no cenário com ausência de práticas e manejo do solo houve uma variação de 81,7 a $82,1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (figura 15).

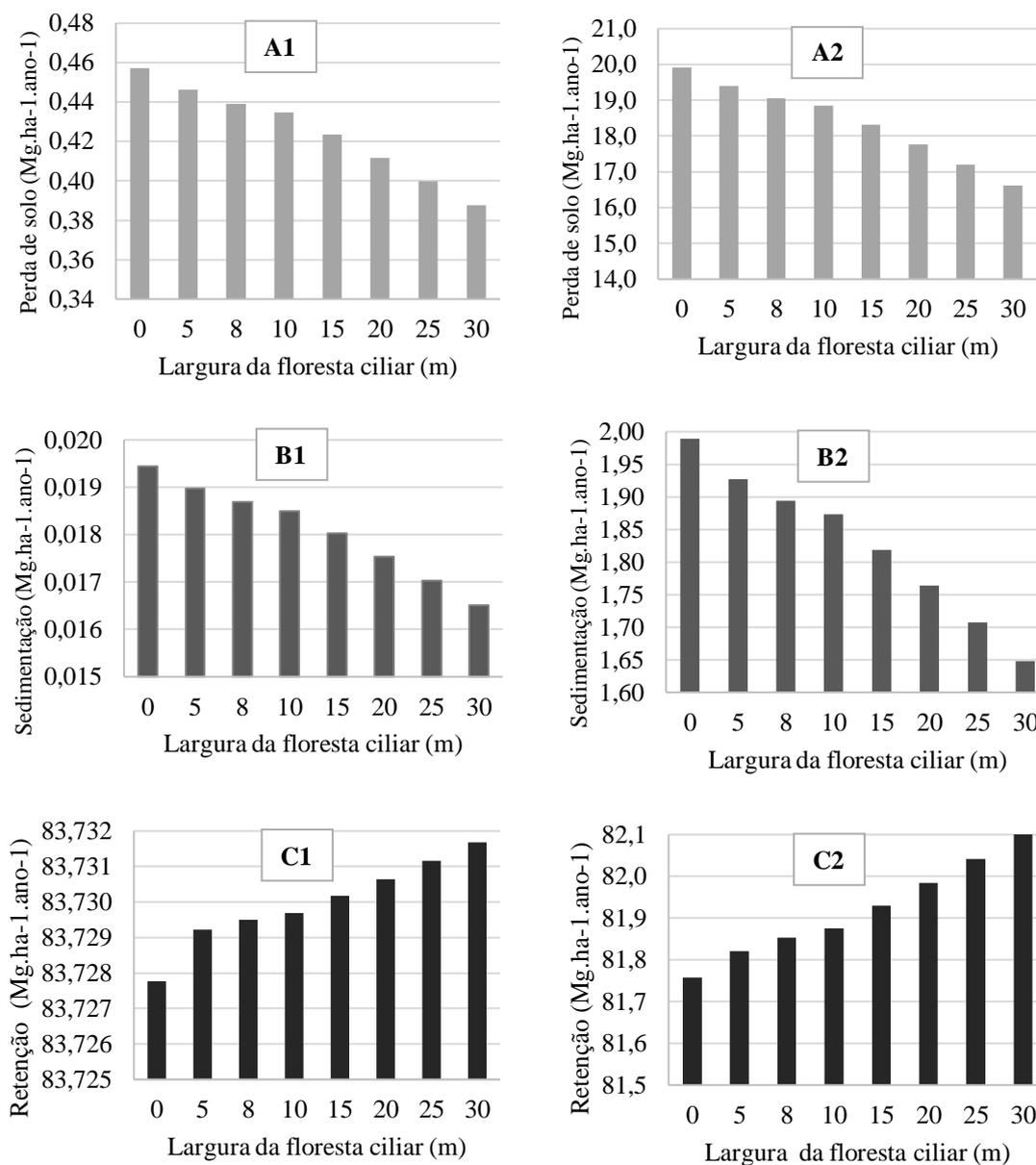


Figura 15: Valores médios de perda de solo (A), sedimentação (B) e retenção de sedimentos (C) em paisagem com áreas agrícolas com adoção de boas práticas e ações de conservação de solo (sufixo 1) e práticas agrícolas e de conservação de solo ruins (sufixo 2); sob diferentes larguras de floresta ciliar na microbacia das Posses, Extrema-MG.

6. Discussão

De maneira geral, os resultados totais obtidos para as microbacias, nos diferentes cenários, corroboram que uma maior cobertura florestal nativa, evidenciada no cenário do antigo Código Florestal (cenário I), proporcionam menor perda de solo e uma menor quantidade de sedimentos que chegam aos cursos d'água mais próximos, embora pouca diferença tenha sido notada entre os cenários de restauração para a retenção de sedimentos na microbacia.

Em ambas as microbacias analisadas, as simulações dos cenários de restauração florestal (I e II) demonstraram um maior potencial de melhorias dos processos relacionados à geração de SE em relação ao cenário atual. Porém, comparando-se o cenário I com o II, verificam-se valores evidentemente menores de perda de solo e sedimentação do solo para o cenário I, já que, para este, a quantidade a mais de vegetação nativa a existir em relação ao II é de 16,6% (56,0 ha) da microbacia do Ribeirão Vermelho e de 80,2% (214,4 ha) para a Microbacia das Posses, considerando somente a área de APP a ser restaurada, não alocando a RL na paisagem; fato que poderia aumentar ainda mais a diferença destes parâmetros entre os cenários.

Com o aumento de 106,5% e 18,7% de cobertura florestal do cenário I em relação ao atual, para as microbacias do Ribeirão vermelho e das Posses, respectivamente; espera-se também um aumento proporcional dos SE prestados por esse acréscimo, visto uma maior faixa de recobrimento da vegetação do solo, conseqüentemente, tem-se uma maior retenção de sedimentos, diminuindo a quantidade destes que chegam aos cursos d'água, aumentando de maneira geral as funções ecossistêmicas das microbacias.

O aumento da vegetação ciliar proporcionado pelos cenários simulados, proporcionou maiores valores de perda de solo que deixaram de ser perdidos com o aumento da vegetação, em ambas as microbacias, quando comparados com a retenção de sedimentos e sedimentação (tabela 17). Para a microbacia do Ribeirão Vermelho, comparando o cenário atual com o I, verifica-se que houve uma diminuição de perda de solo na ordem de 10,8 Mg.ha⁻¹ com floresta ciliar inserida na paisagem. Já do cenário atual para o II, da mesma microbacia, a diminuição da perda de solo foi na ordem de 9,1 Mg.ha⁻¹ com floresta inserida. Para a microbacia das Posses, a diminuição da perda de solo foi de 1,7 Mg.ha⁻¹ e 1,2 Mg.ha⁻¹ com a floresta ciliar inserida na paisagem, do cenário atual para I e do atual para o II, respectivamente. Assim, nota-se que mesmo com um aumento considerável na área a ser restaurada, principalmente, para o cenário I, o aporte de SE não acompanha na mesma proporção a quantidade de área restaurada na paisagem, necessitando de mais áreas a restauradas para maiores incrementos de SE. Em

termos comparativos, a proporção de perda de solo entre os cenários I e II, comparados com o atual, não chegam a representar 2%.

Tabela 17: Comparação dos SE gerados pelo acréscimo da APP ciliar nos cenários simulados comparado com os cenários atuais, para as microbacias das Posses (Extrema – MG) e do Ribeirão Vermelho (São Pedro – SP).

Variáveis modeladas	Microbacia do Ribeirão Vermelho		Microbacia das Posses	
	atual – I (Mg.ha ⁻¹)	Atual – II (Mg.ha ⁻¹)	atual – I (Mg.ha ⁻¹)	Atual – II (Mg.ha ⁻¹)
Retenção de sedimentos	0,94	0,73	0,10	0,07
Exportação de sedimentos	0,87	0,70	0,10	0,07
Perda de solo	10,77	9,11	1,67	1,20

Tomando como base uma comparação do valor monetário dos SE prestados pelas florestas tropicais levantado por Costanza et al. (1997), cujo valor equivale a 2.007,0 dólares por hectare de floresta por ano (sem correções monetárias); estima-se um ganho de \$675.556,2 por ano (Cenário I da microbacia do Ribeirão Vermelho), caracterizado como o melhor cenário de incremento florestal de vegetação ripária e para o cenário II da mesma microbacia de \$563.164,2 por ano. Para a microbacia das Posses, o valor estimado seria de aproximadamente \$536.270,4 por ano (cenário I) e \$105.969,6 por ano (cenário II). Ainda assim, esses valores monetários não consideram a totalidade do potencial de vegetação nos cenários florestais, visto que não foi levado em consideração as RLs a serem implementadas, que não foram simuladas espacialmente nos cenários I e II, o que aumentaria ainda mais esses valores.

Ainda mais recente, considerando uma valoração de 5.382,0 dólares por hectare por ano (referente ao valor do dólar em 2011) para as florestas tropicais (COSTANZA et al., 2014); o incremento de APP ciliar para a microbacia do Ribeirão Vermelho agregaria um valor de \$ 1.811.581,2 por ano (cenário I) e \$1.510.189,2 por ano (cenário II). Para a microbacia das Posses, a valoração seria de \$1.438.070,4 por ano (cenário I) e \$284.169,6 por ano (cenário II). Com isso, a valoração em termos monetários, ressalta ainda mais a importância dos serviços ecossistêmicos que podem ser prestados para o ser humano, já que, de maneira inversa, a perda de incremento florestal das APPs ciliares com a LPVN, resultou em uma perda anual de \$301.392,0 para a microbacia do Ribeirão Vermelho e \$1.153.900,8 para a microbacia das Posses quando comparado com o antigo Código Florestal (Lei 4.771 de 1965), considerando a monetarização mais recente (tabela 18).

Tabela 18: Comparação dos valores monetários, em dólares (\$), dos SE dos cenários simulados, considerando apenas o incremento das APPs ciliares, para as microbacias das Posses (Extrema – MG) e do Ribeirão Vermelho (São Pedro – SP).

Microbacias	Costanza et al. (1997)*			Costanza et al. (2014)**		
	Cenário I	Cenário II	Diferença I-II	Cenário I	Cenário II	Diferença I-II
Posses	536.270,4	284.169,6	252.100,8	1.438.070,4	284.169,6	1.153.900,8
R. Vermelho	675.556,2	563.164,2	112.392,0	1.811.581,2	1.510.189,2	301.392,0

*Valor de \$2.007,0 ha⁻¹.ano⁻¹ referentes a florestas tropicais.

**Valor de \$5.382,0 ha⁻¹.ano⁻¹ referentes a florestas tropicais.

Considerando um cenário de restauração das APPs ciliares via plantio de mudas, considerada a principal técnica de restauração nas regiões estudadas e na Mata Atlântica (RODRIGUES et al., 2009), tem-se um valor gasto de R\$ 17.523,64 por ha para a região de São Paulo com alta declividade e baixa precipitação (ANTONIAZZI et al., 2016), caracterizado como as piores condições e o motivo do custo elevado. Quando comparado esse custo de restauração com os valores dos SE prestados por esse incremento florestal, verifica-se que as restaurações florestais já são pagas no segundo ano em todos os cenários simulados, tomando como base, os valores dos SE que seriam gerados anualmente por esse incremento florestal (tabela 19). Além disso, pode-se considerar que outras técnicas de restauração acarretam menos custos, diminuindo ainda mais essa diferença, tornando um saldo positivo do valor dos SE já no primeiro ano, como por exemplo, a técnica de condução da regeneração natural passiva.

Tabela 19: Comparação dos valores monetários dos SE dos cenários simulados, com o valor da restauração florestal, considerando apenas o incremento das APPs ciliares, para as microbacias das Posses (Extrema – MG) e do Ribeirão Vermelho (São Pedro – SP), levando em conta o valor do dólar a R\$ 3,0.

Microbacias	Costanza et al. (2014)*		Valor da restauração**	
	Cenário I	Cenário II	Cenário I	Cenário II
Posses	R\$ 4.314.211,20	R\$ 852.508,80	R\$ 4.682.316,61	R\$ 925.248,19
R. Vermelho	R\$ 5.434.743,60	R\$ 4.530.567,60	R\$ 5.898.457,22	R\$ 4.917.133,38

*Valor de R\$16.146,0 ha⁻¹.ano⁻¹ referentes a florestas tropicais (\$5.382,0 ha⁻¹.ano⁻¹ * R\$ 3,0).

**Valor de R\$ 17.523,6 ha⁻¹ em um horizonte de 40 anos.

Além de termos monetários, a restauração das áreas ciliares, principalmente para o cenário I, proporcionaria funções ecossistêmicas essenciais para a melhoria e aumento dos SE, como, infiltração hídrica, recarga de aquíferos, aumento da produção primária, aumento da biodiversidade, ciclagem de nutrientes e entre outras funções indiretas (PALMER e FILOSO, 2009). Isso demonstra ainda mais o impacto negativo da mudança do uso do solo, em especial pela remoção da vegetação nativa e pela alteração dos processos capazes de gerar mais SE.

Em quase todos os cenários analisados, as microbacias apresentaram déficit de RL com a maioria das suas propriedades com irregularidades (pendências de recomposição da vegetação) para os cenários I e II, com exceção da microbacia das Posses para o cenário II. Tanto a

microbacia do Ribeirão Vermelho, com uma proporção de cobertura florestal nativa de 23,9% no cenário atual; 28,4% no cenário I e 27,6% no cenário II; quanto a microbacia das Posses, com 21% no cenário atual, 43,5% no cenário I e 25,5% no cenário II, tem ou teriam percentuais de cobertura florestal nativa acima do limite de 20% estabelecido por Gao et al. (2011), que consideram esse valor o mínimo para que a recuperação da vegetação nativa na paisagem ocorra sem a interferência humana. No entanto, para a maioria das situações, com exceção do cenário I da microbacias das Posses, a cobertura florestal não ultrapassa 30% da área das microbacias, o que seria o ideal para aumento de biodiversidade e de funções ecológicas (BANKS-LEITE et al., 2014). Assim, em teoria, embora a legislação atual não comprometa o potencial de regeneração natural, esta não permite atingir, nas microbacias estudadas, percentuais de vegetação nativa próximo aos limiares considerados bons para funcionamento ecológico e incremento da biodiversidade.

Assim, os resultados também corroboram a ideia de que a alteração da lei florestal ocorrida em 2012 reduzirá a área a ser restaurada na APP e RL e, conseqüentemente, a cobertura florestal a ser atingida nas microbacias agrícolas e também o potencial de serviços ecossistêmicos que, por questões puramente legais (sem considerar outros mecanismos que podem induzir restauração florestal), seriam fornecidas por microbacias agrícolas (FARIA, 2016; GUIDOTTI et al., 2017). Deve-se levar em conta também que em muitas microbacias agrícolas ainda não analisadas, inseridas na Mata Atlântica, a proporção de cobertura florestal usual se apresenta abaixo dos 20% (RIBEIRO et al., 2009), o que deve comprometer ainda mais o aporte de biodiversidade de funções ecológicas dessas paisagens.

Foi possível verificar que, com o aumento da cobertura de floresta nativa, há menor perda de solo e sedimentação e, em tese, melhoria da qualidade de água. No entanto, ainda com esses resultados, não foi possível verificar um limiar da largura de faixa de vegetação ripária a partir da qual esta proporcionaria a função ideal para com os parâmetros analisados.

É sabido que florestas ripárias proporcionam estabilização do solo, retenção dos sedimentos e proteção hídrica, e que tais características têm vital importância no controle dos processos de exportação e retenção de sedimentos, o que influencia diretamente na qualidade da água da microbacia, já que estes tipos de vegetações são as principais interfaces entre os ambientes terrestres e aquáticos (HENSEN et al., 2010; STUDINSKI et al., 2012; SWEENEY E NEWBOLD, 2014). No entanto, ainda há dúvidas da largura ideal da faixa de floresta ripária necessária para cumprir o papel dos SE relacionados aos processos de retenção de sedimento, evitando a sedimentação e até mesmo poluentes oriundos da agricultura (KOBAYAMA, 2003; VALMIR DA SILVA, 2003; MONTEIRO et al., 2016).

As interpretações dos resultados dos parâmetros perda de solo, sedimentação e retenção de sedimentos, feitas para as classes de cobertura e uso do solo, devem levar em conta todos os parâmetros para um entendimento mais apurado sobre o que está ocorrendo, já que, como se pode verificar para a classe de floresta nativa, pode apresentar valores elevados de sedimentos exportados e perda de solo quando comparado com o cenário atual (tabelas 10 a 13). Tal fato pode ser explicado pelo aumento das larguras das APPs com floresta nativa, baseados na expansão dessa classe em área, e também por receberem um maior aporte de sedimentos oriundos das classes de uso do solo a montante.

Para os parâmetros e as classes de uso e cobertura do solo, verifica-se maiores valores de perda de solo e sedimentação para aquelas áreas que apresentaram maiores declividades médias, fato semelhante descrito por Anache et al. (2014) e Oliveira Santos et al. (2015). Da mesma maneira que ocorre com a retenção de sedimentos, as coberturas do solo que estão sob maior declividade média são as que apresentam os maiores potenciais de retenção, a não ser pela classe de floresta nativa para a microbacia do Ribeirão Vermelho e a pastagem na microbacia das Posses, que apresentam os maiores potenciais de retenção em todos os casos.

Para a microbacia das Posses, as perdas de solo encontradas neste trabalho são menores às obtidas por Zolin et al. (2011). Estes últimos encontraram, em 2011, antes da consolidação do Projeto Conservador das Águas¹⁵, perda de solo de 30,63 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ e, após a implementação do programa, valor de 7,06 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ (tabela 20). Já neste estudo, o valor obtido pelo cenário atual, com 21,1% de vegetação nativa remanescente, de 1,83 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ de solo perdido, é aproximadamente quatro vezes menor que o melhor cenário proposto por Zolin et al. (2011), e muito abaixo dos valores considerados como máximo tolerável para os tipos de solos presentes nesta região, que são 14,7 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ para Cambissolo e Neossolo, 9,06 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ para Argissolo e 7,5 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ para o Cambissolo Húmico (MANNIGEL et al., 2002). Inferência contrária pode ser feita pela média de perda de solo calculada para esta mesma microbacia, por Campagnoli et al. (2004), que ao extrair o valor do mapa de perda de solo, tem-se um valor de 0,287 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹, cerca de seis vezes menor do que o valor obtido para o cenário atual neste trabalho e cinco vezes menor que o cenário de maior cobertura florestal nativa, 43,5% (cenário I – 1,46 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹).

Para a microbacia do Ribeirão Vermelho, a perda de solo no cenário atual é estimada em 30,2 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹, com uma cobertura de vegetação nativa de 23,9%. Esse valor é de

¹⁵ Projeto Conservador das Águas tem como um dos principais objetivos aumentar a cobertura florestal nas microbacias hidrográficas, reduzir os processos de sedimentação e eutrofização e difundir o conceito do manejo integrado de vegetação, solo e água (Pereira et al., 2010).

aproximadamente duas vezes maior que o tolerável para a classe de Neossolo (até $14,70 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), para o qual há naturalmente uma perda maior de solo em relação aos outros tipos em função da textura arenosa (MANNIGEL et al., 2002), e aproximadamente igual a taxa média de perda de solo estimada para o estado de São Paulo, considerada $30 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (MEDEIROS et al., 2016). Resultado similar ocorre mesmo quando o cenário com mais floresta é considerado (cenário I – $29,7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), chegando a ser abaixo do limite máximo tolerável.

Um outro estudo visando determinar a perda de solo para a microbacia do Ceveiro (Piracicaba-SP), próximo a microbacia do Ribeirão Vermelho, apresentou um valor de perda de solo médio de $58 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para a classe referente a cana-de-açúcar (WEILL e SPAROVEK, 2008), cerca de $27,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ a mais do que o cenário I encontrado neste estudo, e aproximadamente duas vezes maior que o valor estimado para esta classe no melhor cenário de perda de solo (cenário D).

Outro estudo visando determinar a variação da perda de solo por erosão para a bacia do Rio Piracicaba, através de sensoriamento remoto, encontrou valores variando de 0 a $460 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para o ano de 1978 (CERRI et al., 1998). Por outro lado, ainda no Estado de São Paulo, na microbacia do Rio Pardo, localizado no município de Botucatu, Grossi (2003) encontrou um valor de perda de solo de $44,01 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ com uma cobertura do solo predominante agrícola, cerca de $14,3 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ maior do que o cenário I. Já os valores médios encontrados de produção de sedimentos na microbacia do Ribeirão Vermelho, baseados nos valores disponibilizados pelo mapa da ANEEL (CAMPAGNOLI et al., 2004), são de aproximadamente $0,375 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, cerca de 79 vezes menor do que o valor encontrado para o cenário com mais floresta nativa neste trabalho (cenário D).

Já um estudo desenvolvido por Corrêa et al. (2016), nas bacias hidrográficas do ribeirão Jacutinga (município de Rio Claro – SP) e no córrego Monjolo Grande (município de Ipeúna – SP), sob usos do solo predominado por cana-de-açúcar, chegou a ter uma perda de solo variando entre 49 e $84 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ sob preparo do solo convencional (revolvimento das camadas superficiais), cerca de aproximadamente $18,2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ a mais do que a encontrada neste estudo, e cerca de 2 vezes menor do que os valores obtidos de perda de solo para a classe de cana-de-açúcar.

Já os resultados encontrados de perda de solo para a microbacia do Ribeirão Vermelho, considerando apenas como uso do solo predominante a cana-de-açúcar sob diferentes faixas de vegetação, manejos e conservação do solo, tiveram valores variando de 21 a $574,4 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, demonstrando que a variação pode estar acima da variação encontrada por Cerri et al. (1998).

Mas ainda assim, os valores obtidos sob boas práticas de conservação e manejo do solo, com valores variando de 20,8 a 22,9 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ devido as diferentes larguras de APPs, se apresentam abaixo do limite tolerado de perda de solo para o Estado de São Paulo encontrado por Medeiros et al. (2016).

Já os valores obtidos em condições ruins de manejo e práticas de conservação do solo da cultura agrícola, com valores variando de 527,3 a 574,4 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹, verifica-se que estes se encontram muito acima dos outros valores obtidos em outros estudos, ressaltando a grande influência da qualidade do manejo e das práticas conservacionistas utilizadas na cultura agrícola, fato validado pelas análises estatísticas, em que ficou evidenciado pela grande diferença encontrada entre os valores dos parâmetros analisados, perda de solo, sedimentação e retenção de sedimentos; associados aos fatores C e P bons e ruins.

Da mesma maneira, a microbacia das Posses, apresentou uma grande variação dos valores de perda de solo para os cenários simulados, valores variando de 0,39 a 19,9 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹, e assim como a microbacia do Ribeirão Vermelho, a diferença fica bastante evidente quando se compara os valores bons e ruins relacionados as práticas e manejo conservacionista do solo e da cultura, neste caso, com a pastagem a montante.

Tabela 20: Síntese dos resultados de perda de solo em estudos realizados nas microbacias estudadas ou em regiões próximas.

Referência	Local do estudo - microbacia	Perda de solo (Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Método usado	Observações
Cenário atual	Posses	1,83	Modelagem	-
Cenário I	Posses	1,46	Modelagem	-
Cenário II	Posses	1,78	Modelagem	-
Cenário atual	R. Vermelho	30,2	Modelagem	-
Cenário I	R. Vermelho	29,7	Modelagem	-
Cenário II	R. Vermelho	29,9	Modelagem	-
Zolin et al. (2011)	Posses	30,63	Modelagem	Antes do PCA
Zolin et al. (2011)	Posses	7,06	Monitoramento	Pós PCA
Campagnoli et al. (2004)	Posses	0,287	Modelagem	Mapa da ANEEL
Medeiros et al. (2016)	São Paulo	30	Monitoramento	Média para SP
Weill e Sparovek (2008)	Ceveiro	58	Modelagem	Piracicaba - SP
Cerri et al. (1998)	Bacia do Rio Piracicaba	0 - 460	Modelagem	Referente a 1978
Grossi (2003)	Rio Pardo	44,01	Modelagem	Botucatu - SP
Campagnoli et al. (2004)	Ribeirão Vermelho	0,375	Modelagem	Mapa da ANEEL
Corrêa et al. (2016)	Ribeirão Jacutinga	49,0	Modelagem	Rio Claro - SP
Corrêa et al. (2016)	Monjolo Grande	84,0	Modelagem	Ipeúna - SP

Outro fato relevante verificado com os resultados, foram os valores elevados de perda de solo relacionados às estradas. Nota-se que para estes, o valor descrito em Mg.ha⁻¹.ano⁻¹, referem-se somente ao total de perda de solo desta classe relacionada apenas a área ocupada

por esta, ou seja, a somatória de perda de solo, refere-se ao total de perda de solo das microbacias para a classe de estradas, dividida pela área destas. Assim, considerando a perda de solo pelas estradas não pavimentadas pela área da microbacia, tem-se valores variando de 2,3 a 2,4 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para a microbacia do Ribeirão Vermelho, e valores de 0,2 a 0,4 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para Posses. Estes valores de perda de solo, se encontram abaixo dos valores encontrados por Miranda (2016), em que se obteve valores de 10,5 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ sem manutenção das estradas e 12,6 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ com manutenção das estradas, para a Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, Itatinga-SP, cuja cobertura do solo é composta predominantemente por eucalipto e pinus. Deste modo, os valores de perda de solo pelas estradas não foram considerados agravantes nas microbacias e nos cenários simulados.

No entanto, para efeitos de melhorias nas qualidades das estradas, deve-se levar em consideração um melhor planejamento destas, como, a sua construção em locais que acompanham os divisores topográficos, evitando cruzamento de estradas e redes de drenagens que possam interferir de forma direta na qualidade dos recursos hídricos. Além disso, utilizar dissipadores de energia, como a vegetação nativa ou caixas de contenção, para evitar com que ocorra um grande aporte de sedimentos nos cursos d'água (MORGAN, 2005; CUNHA et al., 2012).

O uso da RUSLE para a predição de perda de solo, apesar de bastante difundido, ainda apresenta incertezas, principalmente em relação aos parâmetros utilizados de forma inadequada nesta equação (WISCHMEIER, 1976; CHAVES, 2010). Além disso, diversos outros fatores podem explicar essa grande variação de perda de solo, dentre eles, as diferenças de relevos, usos e coberturas dos solos, a área de drenagem, os modelos utilizados para as estimativas, assim como os valores dos parâmetros utilizados naqueles, e entre outras variáveis ambientais que podem diferir em uma mesma bacia hidrográfica.

A partir destas variações, os resultados obtidos de sedimentação e retenção de sedimentos, em ambas as microbacias, demonstraram que o aumento da cobertura florestal nativa nas zonas ripárias (APPs ciliares) por exigência legal, reduziriam o aporte de sedimento aos cursos d'água e como consequência haveria uma melhoria no potencial destes SE de regulação prestados por estas.

Nas simulações em ambas as microbacias, a variação no manejo agrícola das áreas produtivas (simulação de valores extremos das variáveis C e P da equação universal de perda de solo) influenciou mais a perda de solo e a exportação e retenção de sedimentos, do que a largura da floresta ciliar. Isso evidencia ainda mais a necessidade de melhores práticas e de manejos conservacionistas do solo e das culturas a montante, visto que, a floresta nativa na

APP por si só, não apresentou grande influência nos valores de perda de solo e sedimentação, ao menos nos casos estudados. Fato semelhante encontrado por Faria (2016), em que demonstrou a necessidade de boas práticas agrícolas em conjunto com a restauração florestal para uma maior sinergia em paisagens agrícolas, visto que a APP apresentou pouca influência nos processos erosivos na microbacia estudada. Assim, não só a restauração florestal é importante visando o aporte de diversos processos ecológicos, funções e serviços ecossistêmicos na microbacia, para sua sustentabilidade como um todo, mas também a conciliação de boas práticas de manejo do solo, agrícola e pecuária com a floresta ciliar pode proporcionar ainda mais benefícios (HONDA e DURIGAN, 2017). Essas ações deveriam estar conectadas, propiciando a restauração das florestas e da paisagem como um todo, dentro do conceito de “*Forest and Landscape Restoration*”, cujo objetivo está voltado ao fornecimento de múltiplos SE em conciliação com o uso do solo pela agricultura (MCGUIRE, 2014).

As tomadas de decisões para a melhoria dos processos erosivos, devem levar em consideração práticas conservacionistas para a paisagem como um todo, em que, busque melhorias na proteção da cobertura do solo, diminuindo ao máximo a exposição do solo, evitando-se assim, o contato direto das gotas de chuvas com o solo e o início dos processos erosivos. Técnicas como rotação de culturas utilizando gramíneas e leguminosas sob boas práticas, são consideradas boas para o recobrimento do solo e a melhoria da fertilidade deste (MORGAN, 2005). Da mesma maneira, o uso de sistemas agroflorestais (SAFs), visando diversificar o uso e cobertura do solo, além de prover benefícios econômicos pela produção agropecuária, traz também benefícios relacionados a proteção e recuperação do solo, e aos processos ecológicos (MORGAN, 2005; CANUTO, 2017).

O estoque de carbono simulado para os cenários florestais aumentou em ambas as microbacias analisadas. Isto ficou evidente devido ao aumento da área a ser restaurada pelos cenários (I e II) e considerando que este tipo de uso do solo possui um maior potencial de sequestro no sistema solo-planta do que os outros usos (CARVALHO et al., 2010).

Os cenários, para a microbacia do Ribeirão Vermelho, proporcionaram um aumento do estoque de carbono em relação ao estoque atual do uso do solo de 6,5% (ganho de 30.081,6 Mg de C) e 5,4% (ganho de 25.022,0 Mg de C), para os cenários I e II, respectivamente. Para a microbacia das Posses, houve um aumento de 35,2% (ganho de 23.949,6 Mg de C) e 6,9% (ganho de 4.718,3 Mg de C), nos cenários I e II, respectivamente.

Para a microbacia do Ribeirão Vermelho, levando em consideração o estoque de carbono das RLs e das APPs a serem restauradas, haveria um acúmulo de 238.790 Mg de C para o cenário I, e 191.982,2 Mg de C para o cenário II; a mais na microbacia. Para a microbacia das

Posses, o estoque de carbono seria de 41.095,8 Mg, considerando APP e RL (cenário I) e 4.718,3 Mg (cenário II). Assim, levando em consideração a avaliação de perda do potencial de estoque de carbono pela LPVN, verifica-se que para a microbacia do Ribeirão Vermelho, haveria uma perda estimada de 19,6% (46.807,78 Mg de C), considerando os valores estimados de APP e RL em relação ao cenário I a restaurar. Para a microbacia das Posses, essa diferença seria ainda maior visto a inexistência da exigência de RL para o cenário II, quando comparado ao I, representando cerca de 88,5% a menos de carbono estocado (36.377,57 Mg de C).

Mesmo não levando em conta o estoque de carbono das RLs nos cenários simulados, nota-se um aumento significativo do estoque de carbono nas microbacias estudadas, principalmente relacionadas ao cenário I. No entanto, em alguns casos como a microbacia das Posses, cujas propriedades são pequenas, não havendo a necessidade da restauração das RL por questões legais, a diminuição do potencial de estoque de carbono nessas paisagens, como já mencionado por Soares-Filho et al. (2014), é muito grande.

Em um contexto mais amplo, a diminuição das áreas a serem restauradas afetaria também o potencial de redução dos gases de efeito estufa (GEE) atribuído a restauração florestal legalmente executada, afetando negativamente as metas estabelecidas pelo Brasil de redução desses, que são 37% abaixo do nível verificado no ano de 2005 até o ano de 2025; e 43% até o ano de 2030 (BRASIL, 2015). Vale ressaltar, no entanto, que o Brasil assumiu também a meta de restaurar 12 milhões de hectares de florestas até o ano de 2020, necessários para cumprir o acordo de Paris (PLANAVEG, 2017). Porém essa meta de restauração deve ser somente uma das ações para se atingir as metas de redução de GEE, visto que, numa superestimava grosseira e bruta, os 12 milhões de ha em restauração florestal, numa taxa de incremento médio de 4,1 MgC.ha⁻¹.ano⁻¹ (Miranda, 2008), gerariam 0,18 Gt, que representa cerca de menos de 10% de redução em relação às emissões de GEE de 2005, que são da ordem de 2 Gt. Além disso, os SE prestados pelo estoque de carbono nas paisagens, relacionados a regulação climática, seriam ainda mais imperceptíveis devido a sua atuação em escalas globais, não interferindo diretamente em uma microrregião (FISHER et al., 2009).

7. Considerações finais

Da mesma maneira que os parâmetros simulados, a área a ser restaurada foi maior para o antigo Código Florestal, cenário I, quando comparado com a LPVN, cenário II. Verificou-se um aumento significativo da vegetação a ser recomposta, com o antigo Código Florestal, principalmente quando consideramos as áreas de RLs a serem recompostas e comparamos com a LPVN. Assim, a diferença proporcional de área a ser restaurada entre os cenários foi mais pronunciada na microbacia das Posses, em Extrema - MG, devido predominância de propriedades menores do que quatro módulos fiscais, que deixam de ter a exigibilidade de recomposição desta. Igualmente, microbacias com propriedades menores devem sofrer maior impacto com a mudança na lei para a geração de SE que advém da restauração florestal. Porém, em parte, isso pode ser menos notado em microbacias com propriedades pequenas, mas com boa quantidade de floresta nativa remanescente, como é o caso da microbacia das Posses, que mesmo com redução da APP e RL a restaurar, manteria níveis de cobertura florestal relativamente altos e próximos aos limiares para bom funcionamento ecológico.

A aplicação da LPVN reduzirá a perda de solo e a sedimentação em relação aos cenários atuais de cada microbacia, mas fará isso em níveis inferiores aos que seria proporcionado pelo antigo Código Florestal. Em relação aos cenários atuais, a LPVN aumentará a cobertura florestal das APPs ciliares, diminuirá a sedimentação e a perda de solo e aumentará o estoque de carbono em ambas as microbacias. Para a retenção de sedimentos, ocorre maiores valores no cenário II em relação ao atual, mas numa magnitude pouco notada. No entanto, o aumento desses SE de regulação, representado pelos parâmetros, são sempre inferiores a quantidade de vegetação florestal a ser recomposta.

A simulação do cenário I permitiu compreendermos, quando comparado com o cenário II, da LPVN, a quantidade de área que deixou ou deixará de ser restaurada com vegetação nativa, ainda mais quando levamos em conta as RLs. Ficou claro que com o aumento da vegetação nativa a ser inserida na paisagem, os resultados dos modelos se apresentaram melhores, e como consequência, as funções ecossistêmicas de regulação das paisagens se tornam mais eficientes. Para a microbacia do Ribeirão Vermelho, o SE proporcionado pela floresta acarretou em uma diminuição da perda de solo de $10,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de floresta inserida na paisagem (cenário atual para o I) e $9,1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (cenário atual para o II). Para a microbacia das Posses, a diminuição da perda de solo foi de $1,7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ com a floresta inserida na paisagem (cenário atual para o I) e $1,1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (cenário atual para o II). Em ambas as microbacias, essas diminuições representam menos do que 3% em relação a perda de solo dos cenários atuais para a LPVN, demonstrando

ainda mais a necessidade de maiores áreas a serem restauradas na paisagem para maiores aportes de SE de regulação.

A LPVN reduzirá o estoque de carbono a ser armazenado nas microbacias quando comparada ao antigo Código Florestal. Assim como a cobertura florestal, o estoque de carbono sofreu influência negativa pela falta de exigência de RL em propriedades pequenas (menores do que quatro módulos fiscais), verificado pelos resultados encontrados na microbacia das Posses. Além disso, essa diminuição da quantidade de carbono a ser estocada pela paisagem, deixa de minimizar os GEE e também reduz o papel que a restauração pode ter no país como ação para se atingir as metas do Brasil no acordo de Paris.

A análise da influência do uso e cobertura do solo sob diferentes larguras de faixas de vegetação ripária e sob diferentes manejos, indicou que a perda de solo e a sedimentação variaram mais em função do manejo da cultura e do solo agrícola do que da largura da floresta ripária. Isso demonstra a importância complementar à restauração das florestas da adoção de boas práticas agrícolas dentro das paisagens rurais para a geração e/ou manutenção de SE, visto que a floresta ripária por si só, não é capaz de prover todas as funções ecossistêmicas de microbacias agrícolas, devendo isto ser incorporado à agenda da restauração florestal (e de todos os envolvidos com ela), dentro do conceito de restauração de florestas e paisagens.

Por fim, esse estudo agregou números, métricas e valores, e quantificou alguns impactos das mudanças nas leis florestais sobre SE de regulação em microbacias rurais. Trata-se de assunto polêmico e recorrente, mas que ainda carece de quantificações que devem embasar uma discussão mais centrada em fatos e números. Nesse sentido, mais do que se posicionar entre produção e conservação de recursos naturais, espera-se que os dados possam ser úteis para se balancear os possíveis ganhos e perdas, quando se está em jogo a discussão sobre mudanças no uso do solo em larga escala, e nortear em relação a formas de quantificação dos SE prestados pelas paisagens.

8. Referências

ACHARD F.; BEUCHLE R.; MAYAUX P.; STIBIG H.; BODART C.; BRINK A.; CARBONI S.; DESCLEÉ B.; DONNAY F.; EVA H.; LUPI A.; RASI R.; SELIGER R.; SIMONETTI D. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. *Global Change Biology*, 20, p. 2540-2554, 2014.

AMIRIAN P. ArcGIS for desktop development using .NET. *WROX*, 499 p., 2013.

ANACHE J. A. A.; BACCHI C. G.; SOBRINHO T. A. Perdas de solos e produção de sedimentos em bacia hidrográfica: uma abordagem distribuída. *XI ENES*, 16 p., 2014.

ANTONIAZZI L.; SARTORELLI P.; COSTA K.; BASSO I. Restauração florestal em cadeias agropecuárias para a adequação ao código florestal: Análise econômica de oito estados brasileiros. *Iniciativa para o Uso da Terra – INPUT, AGROICONE*. 36 p., 2016.

ArcGIS desktop: versão 10.2.2. Disponível em : < <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview> > acesso em: 03 de março de 2016.

ARONSON J.; ALEXANDER S. Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology*, 21, p. 293 – 296, 2013.

AVALOS F. A. P. Variabilidade espacial da erodibilidade do solo e relações com a paisagem na sub-bacia das Posses, Extrema-MG. *Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Recursos Ambientais e Uso da terra, para a obtenção do título de Mestre*. 47 p., 2016.

AZEVEDO L. M. N. Calibração, validação e aplicação do modelo InVEST para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmicos na bacia do Ribeirão Pípiripau (DF/GO). *Dissertação de mestrado acadêmico submetida ao programa de pós-graduação em ciências florestais, da faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília*. 86 p., 2017.

BANKS-LEITE, C.; PARDINI, R.; TAMBOSI, L. R.; PEARSE, W. D.; BUENO, A. A.; BRUSCAGIN, R. T.; METZGER, J. P. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, 345, p. 1041-1045, 2014.

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

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 6. ed. *São Paulo, Ícone*, 355 p. 2008.

BIODIVERSITY AND LIVELIHOODS, REED – PLUS BENEFITS. Secretariat of the Convention on Biological Diversity and Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (giz) *GmbH. Montreal and Eschborn*. 40 p., 2011.

BISPO D. F. A. Efeito do uso e manejo sobre erosão e atributos de solo da sub-bacia das Posses, Extrema – MG. *Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, para a obtenção do título de Doutor e ciência do Solo, área de concentração em Recursos Ambientais e Uso da Terra*. 91 p., 2017.

BORSELLI L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *Catena*, 75, p. 268 – 277, 2008.

BRANCALION P. H. S.; GARCIA L. C.; LOYOLA R.; RODRIGUES R. R.; PILLAR V. D. LEWINSOHN T. M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. *Natureza e Conservação*, 14, 16 p., 2016.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965.

BRITEZ R. M.; BORGIO M.; TIEPOLO G.; FERRETTI A.; CALMON M.; HIGA R. Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na floresta atlântica do sul do Brasil. *Embrapa Florestas*, p. 165, 2006.

BRITO T. R.; SOARES L. C.; CARMO T. D.; FERNANDES L. A. Nutrição e produtividade de *Brachiaria decubens* em sistema silvipastoril e monocultivo. *Caderno de Ciências Agrárias*, 7, p. 22 – 26, 2015.

CALIJURI M. C.; CUNHA D. G. F. Engenharia Ambiental: Conceitos, tecnologia e gestão. *Elsevier*, 798 p., 2013.

CAMPAGNOLI F.; GALVÃO W. S.; AZEVEDO Jr F. N.; SOUZA A. L.; VIDAL L. R. Mapa de produção de sedimentos do Brasil. *VI ENES – Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos*. 3 p., 2004.

CANUTO J. C. Sistemas Agroflorestais: experiências e reflexões. *EMBRAPA*, 216 p., 2017.

CARDINALI, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; NARWANI, A.; MACE, G. M.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A.; KINZIG, A. P.; DAILY, G. C.; LOREAU, M.; GRACE, J. B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTAVA, D. S.; NAEEM, S. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, p. 59 – 67, 2014.

CARVALHO J. L. N.; AVANZI J. C.; SILVA M. L. N.; MELLO C. R.; CERRI C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, V. 34, p. 277 - 290, 2010.

CENSO AGROPECUÁRIO DE 2006, Agropecuário, atividade econômica – área. Disponível em < <http://brasilemsintese.ibge.gov.br/agropecuaria/atividade-economica-area.html> > Acessado em 23 de agosto de 2016.

CERRI C. E. P.; BALLESTER M. V. R.; MARTINELLI L. A.; VETORAZZI C. A. Mapas de risco à erosão do solo na Bacia do Rio Piracicaba, utilizando técnicas de geoprocessamento. *Anais IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento remoto INPE*, p. 513 – 523, 1998.

CERRI, C.E.P. Mapeamento das áreas de risco de erosão dos solos da bacia do rio Piracicaba, utilizando geoprocessamento. *Tese apresentada à Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, para obtenção do título de mestre em solos e nutrição de plantas*. 89 p., 1999.

CHAVES H. M. L. Incertezas na predição da erosão com a USLE: impactos e mitigação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34, p. 2021 – 2029, 2010.

CHAZDON R. L.; BRANCALION P. H. S.; LAESTADIUS L.; BENNETT-CURRY A.; BUCKINGHAM K.; KUMAR C.; MOLL-ROCEK J.; VIEIRA I. C. G.; WILSON S. J. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Springer*, 13 p., 2016.

CHOFI F. M. Balanço, análise de emissão e sequestro de CO₂ na geração de eletricidade excedente no setor sucro-alcooleiro. *Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Engenharia da Energia da Universidade Federal de Itajubá, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia da Energia, Área de Concentração em Planejamento Energético*. 81 p., 2004.

COMITÊ BRASIL EM DEFESA DAS FLORESTAS E DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. Código Florestal e a Ciência: O que nossos legisladores ainda precisam saber. *Comitê Brasil*, p.115, 2012.

CORRÊA E. A. Perdas de solo e índices de vegetação: proposta metodológica para determinação do fator C (MEUPS) em pastagem e cana-de-açúcar. *Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Geografia*. 187 p., 2016.

CORRÊA E. A.; MORAES I. C.; PINTO S. A. F.; LUPINACCI C. M. Perdas de solo, razão de perdas de solo e fator cobertura e manejo da cobertura de cana-de-açúcar: Primeira aproximação. *Revista do Departamento de Geografia USP*, 32, p. 72 – 87, 2016.

COSTA, T. C. C.; UZEDA, M. C.; FIDALGO, E. C. C.; LUMBRERAS, J. F.; ZARONI, M.

J.; NAIME, U. J. et al. Vulnerabilidade ambiental em sub-bacias hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro por meio de integração temática da perda de solo (USLE), variáveis morfométricas e o uso/cobertura da terra. *SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR)*, 13, p. 21-26, 2007,

COSTANZA R.; D'ARGE R.; GROOT R.; FARBER S.; GRASSO M.; HANNON B.; LIMGURG K.; NAEEM S.; O'NEILL R. V.; PARUELO J.; RASKIN R. G.; SUTTON P.; VAN DEN BELT M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, p. 253 – 260, 1997.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; SUTTON, P.; VAN DER PLOEG, S.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, p. 152 – 158, 2014.

CRJC. Introduction to riparian buffers. River Banks and Buffers n. 1, *Connecticut River Join Commissions*. 4 p., 1998.

CUNHA M. C.; THOMAZ E. L.; VESTENA L. R. Medidas de controle de erosão em estradas rurais na Bacia do Rio das Pedras, Guarapuava-PR. *Soc. & Nat.*, 25, p. 107-118, 2013.

DITT, E. H. Integration of ecosystem services and policy to manage forest and water resources around the Atibainha Reservoir in Brazil. *A thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy for the University of London, Centre for Environmental Policy Imperial college London*, 196 p. 2008.

DE SOUZA A. L. T.; FONSECA D. G.; LIBÓRIO R. A.; TANAKA M. O. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecology*, 298, p. 12 – 18, 2013.

DOMINATIE.; PATTERSON M.; MACKAY A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69, p. 1858 – 1868, 2010.

FARIA V. G. Priorização de áreas para restauração florestal visando conservar solo, água e biodiversidade em paisagens agrícolas. *Dissertação apresentada à Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, para a obtenção do título de Mestre em Recursos Florestais, com opção em Conservação de Ecossistemas Florestais*. 128 p., 2016.

FERRAZ, S. F. B. DINÂMICA DA PAISAGEM NA REGIÃO CENTRAL DE RONDÔNIA E SEUS EFEITOS NA COMPOSIÇÃO QUÍMICA DA ÁGUA. *Tese apresentada à Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutor em Recursos Florestais, com opção em Conservação de Ecossistemas Florestais*. Piracicaba, São Paulo. 151p., 2004.

FERRAZ S. B.; VETTORAZZI C. A.; THEOBALD D. M. Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: A case of study of central Rondônia, Brasil. *Forest Ecology and Management*, 257, p.1586 – 1596, 2009.

FIORIO P. R.; BARROS P. P. S.; OLIVEIRA J. S.; NANNI M. R. Estimativas de perda de solo em ambientes SIG utilizando diferentes fontes de dados topográficos. *Ambiência Guarapuava*, 12, p. 203 – 216, 2016.

FISHER B.; TURNER R. K.; MORLING P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68, p. 643 – 653, 2009.

FORERO-MEDINA G.; VIEIRA M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. *Oecologia Brasiliensis*, 11, p. 493 – 502, 2007.

FOTH, H.D. Fundamentals of soil science. 8.ed. *New York, John Wiley & Sons*, 368 p., 1990.

FREITAS E. P.; MORAES J. F. L.; PECHE FILHO A. e STORINO M. Indicadores ambientais para áreas de preservação permanente. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 17, p. 443 – 449, 2013.

FUJIHARA S. K. Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento. *Dissertação apresentada à Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, para a obtenção do título de Mestre em Recursos Florestais*. 118 p., 2002.

GALDINO S. Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do Alto Taquari – MS/MT. *Tese submetida à banca examinadora para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola na área de concentração de Planejamento e Desenvolvimento Rural Sustentável. Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola*. 99 p., 2012.

GAO Y.; ZHONG B.; YUE H.; WU B.; CAO S. A degradation threshold for irreversible loss of soil productivity: a long-term case study in China. *Journal of Applied Ecology*, 48, p. 1145 – 1154, 2011.

GATTO A.; BARROS N. F.; NOVAIS R. F.; RIBEIRO DA SILVA I.; LEITE H. G.; VILLANI E. M. A. Estoque de carbono na biomassa de plantações de eucalipto na região centro-leste do Estado de Minas Gerais. *Revista Árvore*, 35, p. 895 – 905, 2011.

GOOGLE EARTH PRO. Disponível em: < <https://www.google.com/earth/download/gep/agree.html> > Acessado em: 12 de abril de 2016.

GÓMEZ-BAGGETHUN E.; GROOT R.; LOMAS P. L.; MONTES C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early nations to markets and payments schemes. *Ecological Economics*, 69, p. 1209 – 1218, 2010.

GROSSI C. H. Sistema e informação geográfica - Basins 3.0 na modelagem hidrológica da Bacia Experimental do Rio Pardo, SP. *Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrônomicas da UNESP – Campus de Botucatu, para a obtenção do título de Mestre em Agronomia – Áreas de Concentração em Energia na Agricultura*. 101 p., 2003.

GUIDOTTI V.; FREITAS F. L. M. SPAROVEK G.; PINTO L. F. G.; HAMAMURA C.; CARVALHO T.; CERIGNONI F. Números detalhados do novo código florestal e suas implicações para os PRAs. *Imaflora, Sustentabilidade em Debate*, 5, 10 p., 2017.

HADDAD N. M.; BRUDVIG L. A.; CLOBERT J.; DAVIES K. F.; GONZALEZ A.; HOLT R. D.; LOVEJOY T. E.; SEXTON J. O.; AUSTIN M. P.; COLLINS C. D.; COOK W. M. DAMSCHEN E. I. EWERS R. M.; FOSTER B. L.; JENKINS C. N.; KING A. J.; LAURANCE W. F.; LEVEY D. J.; MARGULES C. R.; MELBOURNE B. A.; NICHOLLS A. O.; ORROCK J. L.; SONG D.; TOWNSHEND J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advanced*. 10 p., 2015.

HANSEN B. D.; REICH P.; LAKE P. S.; CAVAGNARO T. Minimum Width Requirements for Riparian Zones to Protect Flowing Waters and to Conserve Biodiversity: A Review and Recommendations. *Unpublished report to Department of Sustainability and Environment. School of Biological Sciences, Monash University, Clayton, Australia*. 150 p., 2010.

HANSEN B. D.; REICH P.; CAVAGNARO T. R. e LAKE P. S. Challenges in applying scientific evidence to width recommendations for riparian management in agricultural Australia. *Ecological Management & Restoration*, 16, p. 50 – 57, 2015.

HONDA E. A.; DURIGAN G. A restauração de ecossistemas e a produção de água. *Hoehnea*, 44, p. 315 – 327, 2017.

HUISMAN O.; DE BY R. A. Principles of Geographic Information systems: An introductory textbook. *International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences*. 232 p., 2001.

IPCC. Guidelines for national greenhouse gas inventories: Agriculture, forestry and other land use. Vol. 4, 2006.

KEELER B. L.; POLASKY S.; BRAUMAN K. A.; JOHNSON K. A.; FINLAY J. C.; O'NIELL A.; KOVACS K.; DALZELL B. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *PNAS*, 109, p. 18619 – 18624, 2012.

KOBIYAMA M. Conceitos de zona ripária e seus aspectos geobiohidrológicos. *I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias*, p. 1 – 13, 2003.

LAFORTEZZA R.; CHEN J.; SANESI G.; CROW T. R. Patterns and processes in forest landscapes: Multiple use and sustainable management. *Springer Science*. 423 p., 2008.

LIMA G. C.; SILVA M. L. N.; CURI N.; SILVA M. A.; OLIVEIRA A. H.; AVANZI J. C.; FREITAS D. A. F. Estimativa do potencial de recarga da sub-bacia das Posses, Extrema (MG), em função dos atributos fisiográficos, pedológicos e topográficos. *Geociências*, 32, p. 51 – 62, 2013.

MANNIGEL A. R. CARVALHO M. P.; MORETI D.; MEDEIROS L. R. Fator de erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Act Scientiarum*, 24, p. 1335 – 1340, 2002.

MANSOURIAN S.; VALLAURI D. Forest restoration in landscapes: Beyond planting trees. *Springer*, 438 p., 2005.

MARTIN-ORTEGA J.; OJEA E.; ROUX C. Payments for water ecosystem services in Latin America: A literature review and conceptual model. *Ecosystem Services*, 6, p. 122 – 132, 2013.

MATSON P. A.; PARTON W. J. POWER A. G. SWIFT M. J. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science, New Series*, 277, p. 404 – 509, 1997.

MAZOYER M.; ROUDART L. História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea. *UNESP*. 568 p., 2010.

MCDONALD T.; GANN G. D.; JONSON J.; DIXON K. W. International standards for the practice of ecological restoration – Including principles and key concepts. *Society for Ecological Restoration – SER*. 47 p., 2016.

MCGUIRE D. FAO's forest and landscape restoration mechanism, *ETFRN News*, p. 58 - 65, 2014.

MEDEIROS G. O. R.; GIAROLLA A.; SAMPAIO G.; MARINHO M. A. Estimates of annual soil loss rates in the State of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 40, 18 p., 2016.

MEHTA L. C.; SINGH J.; CHAUHAN P. S.; SINGH B.; MANHAS R. K. biomass accumulation and carbon storage in six-year-old *Citrus reticulata blanco*. Plantation. *Indian Forester*, 142, p. 563 – 568, 2016.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT - MEA, Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. *Island Press*. 137 p., 2005.

MIRANDA D. L. C. Modelos matemáticos de estoque de biomassa e carbono em áreas de restauração florestal no sudeste paulista. *Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Manejo Florestal*. 114 p., 2008.

MIRANDA F. T. S. Efeitos de fatores físicos e da manutenção na produção de sedimentos finos em estradas florestais. *Dissertação apresentada à Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, para a obtenção do título de Mestre em Recursos Florestais, com opção em Conservação de Ecossistemas Florestais.* 102 p., 2016.

MMA. Acordo de Paris. Disponível em < <http://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/acordo-de-paris> > Acessado em: 01 de junho de 2018.

MOMOLI R.; COOPER M. Erosão hídrica em solos cultivados e sob mata ciliar. *Pesquisa agropecuária brasileira*, 51, p. 1295 – 1305, 2016.

MONTEIRO J. F.; KAMALI B.; SRINIVASAN R.; ABBASPOUR K.; GUCKER B. Modelling the effect of riparian vegetation restoration on sediment transport in a human-impacted Brazilian catchment. *ECOHYDROLOGY*, 9, p. 1289 – 1303, 2016.

MORGAN, R.P.C. Soil erosion and conservation. 3.ed. *Oxford, Blackwells*, 304 p., 2005.

MYERS, N. Florestas tropicais e suas espécies – sumindo, sumindo...? In: WILSON,EO. (Ed.). *Biodiversidade*. p.89 – 97, 1997.

NAVA-LÓPEZ M. Z.; DIEMONT S. A. W.; HALL M. e ÁVILA-AKERBERG V. Riparian Buffer Zone and Whole Watershed Influences on River Water Quality: Implications or Ecosystem Services near Megacities. *Environ, Process* 3, p. 277 – 305, 2016.

NAVEH Z.; LIEBERMAN A. S. Landscape Ecology: Theory and application. *Science*. 359 p., 1994.

NURMA – NÚCLEO DE MONITORAMENTO AGROCLIMÁTICO, SENTELHAS, P. C.; PEREIRA, A. R.; MARIN, F. R.; ANGELOCCI, L. R.; ALFONSI, R. R.; CARAMO, P. H.; SWART, S. BHBRASIL - Balanços Hídricos Climatológicos de 500 localidades brasileiras. Departamento de Ciências Exatas – LCE, ESALQ. Disponível em: < <http://www.lce.esalq.usp.br/nurma.html> > . Acessado em 17 de out. de 2016.

OLIVEIRA SANTOS D. B.; BLANCO C. J. C.; PESSOA F. C. L. RUSLE para determinação da tolerância de perda de solo. *Biota Amazônia*, 5, p. 78 – 83, 2015.

OVERBECK G. R.; HERMAN J. M.; ANDRADE B. O.; BOLDRINI I. L.; KIEHL K.; KIRMER A.; KOCH C.; KOLLMANN J.; MEYER S. T.; MULLER S. C.; NABINGER C.; PILGER G. E.; TRINDADE J. P. P.; VÉLEZ-MARTIN E.; WALKER E. A.; ZIMMERMANN D. G.; PILLAR V. D. Restoration ecology in brazil – Time to step out of the forest. *Natureza e Conservação*, 11, p. 92 – 95, 2013

PAGIOLA S. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics*, 65, p. 712 – 724, 2008.

PAGIOLA S.; VON GLEHN H. C.; TAFFARELLO D. Experiências do Brasil em Pagamentos por Serviços Ambientais. *Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo*. 336 p., 2013.

PALM G.; BLANCO-CANQUI H.; DECLERCK F.; GATERE L. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 187, p. 87 – 105, 2014.

PALMER M. A.; FILOSO S. Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science*, 325, p. 575 – 576, 2009.

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

PEREIRA, P. H.; CORTEZ, B. A.; TRINDADE, T.; MAZUCH, M. N. Conservador das Águas. *Departamento de Meio Ambiente de Extrema – MG*. 127 p., 2010.

PLANAVEG: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa / Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação. *Ministério do Meio Ambiente*, 73 p., 2017.

POWER A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions Royal Society B*, 365: 2959 – 2971, 2010.

PREFEITURA DE EXTREMA. Disponível em: < <http://extrema.mg.gov.br/dados-da-cidade-2/> >. Acessado em 30/04/2016.

BRASIL. Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada – iNDC, para Consecução do Objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas Sobre Mudança do Clima, *República Federativa do Brasil*, 10 p. 2015. Disponível em: http://www.mma.gov.br/images/arquivos/clima/convencao/indc/BRASIL_iNDC_portugues.pdf >. Acessado em: 01 de julho de 2018.

PRINGLE M. G.; ESTES J. C.; MILLER K. M.; BLAKENEY J. K.; VANDERSCHAAF C.; SISSON J. N. Erosion control, sediment control and stormwater management on construction sites and urban areas. *Mississippi Department of Environmental Quality*, I, 390 p., 2011.

PROJETO PRODES – MONITORAMENTO DA FLORESTA AMAZÔNICA BRASILEIRA POR SATÉLITE. Disponível em: < http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2015n.htm > Acessado em: 08 de agosto de 2016.

R. Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Viena, Austria, 2016. Disponível em: < <https://www.r-project.org/> >. Acessado em: 05 de abril de 2016.

RICHARDS, R. C.; REROLLE, J.; ARONSON, J.; PEREIRA, P. H.; 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*, 16, p. 23 – 32, 2015.

RIBEIRO M, METZGER JP, MARTENSEN A, PONZONI F, HIROTA M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142, p. 1141-1153, 2009.

RIVEIRO, S.; ALMEIDA, O.; ÁVILA, S.; OLIVEIRA, W. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. *Nova Economia*. p. 41 – 66, 2009.

ROCHA, M. T. LULUCF under CDM: Is there a role or even a future in the post- 2012 regime? A Reformed CDM – including new Mechanisms for Sustainable Development. *UNEP*. 183 p., 2008.

RODRIGUES R. R.; BRANCALION P. H. S.; ISERNHAGEN I. Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. *LERF/ESALQ*. 256 p., 2009.

RODRIGUES R. R.; GANDOLFI S.; NAVE A. G.; ARONSON J.; BARRETO T. E.; VIDAL C. Y.; BRANCALION P. H. S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, 261, p. 1605 – 1613, 2011.

RODRIGUES R. R.; LEITÃO FILHO H. F. L. Matas ciliares: conservação e recuperação. EDUSP, 320 p., 2001.

ROSA DOS SANTOS A.; PELUZIO J. B. E.; PELUZIO T. M. O.; ALVES DOS SANTOS G. M. A. D. Geotecnologias aplicadas aos recursos florestais. *CAUFES*. 249 p., 2012.

SANTOS D. S.; SPAROVEK G. Retenção de sedimentos removidos de área de lavoura pela mata ciliar, em Goiatuba (GO). *R. Bras. Ci. Solo*, 35, p. 1811 – 1818, 2011.

SAURA S.; PASCUAL-HORATL L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing índices and application to case study. *Landscape and Urban Planning*, 83, p. 91 – 103, 2007.

SEGNINI A.; MILORI D. M. B. P.; SIMÕES M. L.; SILVA W. T. L.; PRIMAVESI O.; MARTIN-NETO L. Potencial de aqüestramento de carbono em área de pastagem de *Brachiaria decubens*. XXXI congresso brasileiro de ciência do solo, 4 p., 2007.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, Florestas do Brasil em resumo - dados de 2007-2012. *Serviço Florestal Brasileiro – SFB*. 186 p., 2013.

SILVA A. M.; ALVARES C. A.; WATANABE C. H. Natural potential for erosion for Brazilian territory. *Soil Erosion Studies*, 24 p., 2011.

SILVA, A. M.; SILVA M. L. N.; CURI N.; AVANZIJ. C.; FERREIRA M. M. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, Sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33, p. 1811–1820, 2009.

SILVA L. C. N.; LUCHIARI A. estimativa de perda de solos por erosão laminar na Bacia Hidrográfica do Córrego Baguaçu – SP. *Revista do Departamento de Geografia USP*, 32, p. 15 – 28, 2016.

SILVA, M. L. N. Monitoramento e modelagem de atributos indicadores qualidade do solo em relação à recarga de água e perdas de solo e água por erosão hídrica na sub-bacia das posses, no município de extrema, região sul do estado de minas gerais. *Proposta de Projeto, Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo – DCS, Prefeitura Municipal de Extrema – PME*. 59 p. 2008.

SILVEIRA JÚNIOR, J. C. Análise da relação entre o desflorestamento e a atividade agropecuária no estado do Mato Grosso. *Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, para obtenção do título Mestre em Sensoriamento Remoto, São José dos Campos: INPE*. 63 p., 2005.

S.O.S. MATA ATLÂNTICA; INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995. *São Paulo*. 55 p., 1998.

SOARES-FILHO B.; RAJÃO, R.; MACEDO M.; CARNEIRO A.; COSTA, W.; COE M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR A. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, 344: 2 p., 2014.

SOARES-FILHO B. S.; CERQUEIRA G. C.; ARAÚJO W. L.; VOLL E. Modelagem de dinâmica de paisagem: concepção e potencial de aplicação de modelos de simulação baseados em autômato celular. *MEGADIVERSIDADE*, 3, p. 74 – 86, 2007.

SOUZA A. L. T.; FONSECA D. G.; LIBÓRIO R. A. e TANAKA M. O. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, 298, p. 12 – 18, 2013.

SPRACKLEN B. D.; KALAMANDEEN M.; GALBRAITH D.; SPRACKLEN D. V. A global analysis of deforestation in moist tropical forest protected areas. *Plos One*, 16 p., 2015.

STANTURF J.; PALIK B. J.; DUMROESE R. K. Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. *Forest Ecology and Management*, 331, p. 292 – 323, 2014.

STANTURF J. A.; PALIK B. J.; WILLIAMS M. I.; DUMROESE R. K.; MADSEN P. Forest restoration paradigms. *Journal of Sustainable Forestry*, 33, p. 161 – 194, 2014.

STUDINSKI J. M.; HARTMAN K. J.; NILES J. M.; KEYSER P. The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. *Hidrobiologia*, 686: 107 – 117, 2012.

SWEENEY, B. W. e NEWBOLD, J. D. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: A literature review. *American Water Resources Association*, 50, p. 560-584, 2014.

TABARELLI M.; DA SILVA J. M. C.; GASCON G. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and conservation*, 13, p. 1419 – 1425, 2004.

URBAN D.; KEITT T. Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82, p. 1205 – 1218, 2001.

VALMIR DA SILVA R. Estimativa de largura de faixa vegetativa para zonas ripárias: uma revisão. *I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias*. p. 74 – 86, 2003.

VIANI R. A. G.; BRACALE H. Produtor de Água no PCJ – Pagamento por Serviços Ambientais: lições aprendidas e próximos passos. *The Nature Conservancy*. 84 p., 2015.

VIGIAK, O.; BORSELLI, L.; NEWHAM, L.T.H.; MCINNES, J.; ROBERTS, A.M. Comparison of conceptual landscape metrics to dene hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology*, 138, p. 74 – 88, 2012.

WISCHMEIER, W. Use and misuse of the universal soil loss equation. *J. Soil Water Conserv.*, 31, p. 5 - 9, 1976.

WEILL M. A. M.; SPAROVEK G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). I – Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32, p. 801 – 814, 2008.

ZAKIA, M. J.; PINTO, L. F. G. Guia para aplicação da nova lei em propriedades rurais. *Imaflora*. 32p. 2013.

ZOLIN C. A.; FOLEGATTI M. V.; MINGOTI R.; SÁNCHEZ-ROMÁN M.; PAULINO J.; GONZÁLES A. M. G. O. Minimização da erosão em função do tamanho e localização das áreas de floresta no contexto do programa “conservador das Águas”. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35, p. 2157 – 2166, 2011.

Anexos

Anexo 1: Valores de erodibilidade (K) para as classes de solo para a microbacia das Posses e para a microbacia do Ribeirão Vermelho.

Microbacia das Posses - Extrema, MG		
Solos	Valor de K	Referência
Argissolo vermelho-Amarelo	0,02630	AVALOS F. A. P. Variabilidade espacial da erodibilidade do solo e relações com a paisagem na sub-bacia das Posses, Extrema-MG. <i>Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Recursos Ambientais e Uso da terra, para a obtenção do título de Mestre.</i> 47 p., 2016.
Cambissolo Háptico	0,02440	
Cambissolo Húmico	0,02450	
Neossolo Flúvico	0,02285	
Neossolo Litólico	0,02330	
Microbacia do Ribeirão Vermelho - São Pedro, SP		
Solos	Valor de K	Referência
Latossolo	0,0246	SILVA A. M.; ALVARES C. A.; WATANABE C. H. Natural potential for erosion for Brazilian territory. <i>Soil Erosion Studies</i> , 24 p., 2011.
Neossolo	0,0230*	Avalos (2016)
Argissolo	0,0350	FUJIHARA S. K. Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento. <i>Dissertação apresentada à Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, para a obtenção do título de Mestre em Recursos Florestais.</i> 118 p., 2002.
Gleissolo	0,0155**	Mannigel et al. (2002)

*Valor médio entre o Neossolo Litólico e Flúvico utilizados na microbacia das Posses.

**Valor médio entre o horizonte A e B.

Anexo 2: Valores dos fatores P (fator de prática de conservação, 0 a 1) e C (fator de uso ou cobertura do solo, 0 a 1) e suas respectivas referências utilizadas na microbacia das Posses, Extrema-MG.

Microbacia das Posses - Extrema, MG		
Uso e cobertura do solo	Fator P	Referências
Pastagem	0,4	DITT, E. H. Integration of ecosystem services and policy to manage forest and water resources around the Atibainha Reservoir in Brazil, Centre for Environmental Policy Imperial college London, 196 p. 2008.
Área urbana	1	Ditt (2008).
Vegetação nativa	0,04	Ditt (2008).
Estradas não pavimentadas	1	AZEVEDO L. M. N. Calibração, validação e aplicação do modelo InVEST para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmicos na bacia do Ribeirão Pípiripau (DF/GO). <i>Dissertação de mestrado acadêmico submetida ao programa de pós-graduação em ciências florestais, da faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília</i> . 86 p., 2017.
Corpos d'água	0	CHAVES, H.M.L., Environmental and Economic Assessment of the Return on Investment of Implementation Project Producer Water in Basin Pípiripau. 2012.
Silvicultura	0,04	Ditt (2008).
Uso e cobertura do solo	Fator C	Referências
Pastagem	0,01	Ditt (2008).
Área urbana	0,03	GARCIA L. L. T. M. Impact of hydrological conditions in the definition of road designs: application in highway TO-247. 143 p., 2011.
Vegetação nativa	0,003	Ditt (2008).
Estradas não pavimentadas	0,15	Azevedo (2017).
Corpos d'água	0	CHUQUIPIONDO I. G. V. Avaliação da estimativa do potencial de erodibilidade de solos nas margens de cursos de água: Estudo de caso trecho de vazão reduzida Capim Branco I Araguari Minas Gerais, 195 p., 2007.
Silvicultura	0,008	MACHADO M. L.; ALVES J. S.; GOMES I.; VIEIRA E. M.; SIMÃO M. L. NAIME U. J. Levantamento sistemático dos fatores da Equação Universal de Perdas de Solos (USLE) para o delineamento de áreas com potencial da bacia PN1 – IGAM, Minas Gerais. p. 7733 – 7739, 2009.

Anexo 3: Valores dos fatores P (fator de prática de conservação, 0 a 1) e C (fator de uso ou cobertura do solo, 0 a 1) e suas respectivas referências utilizadas na microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro-SP.

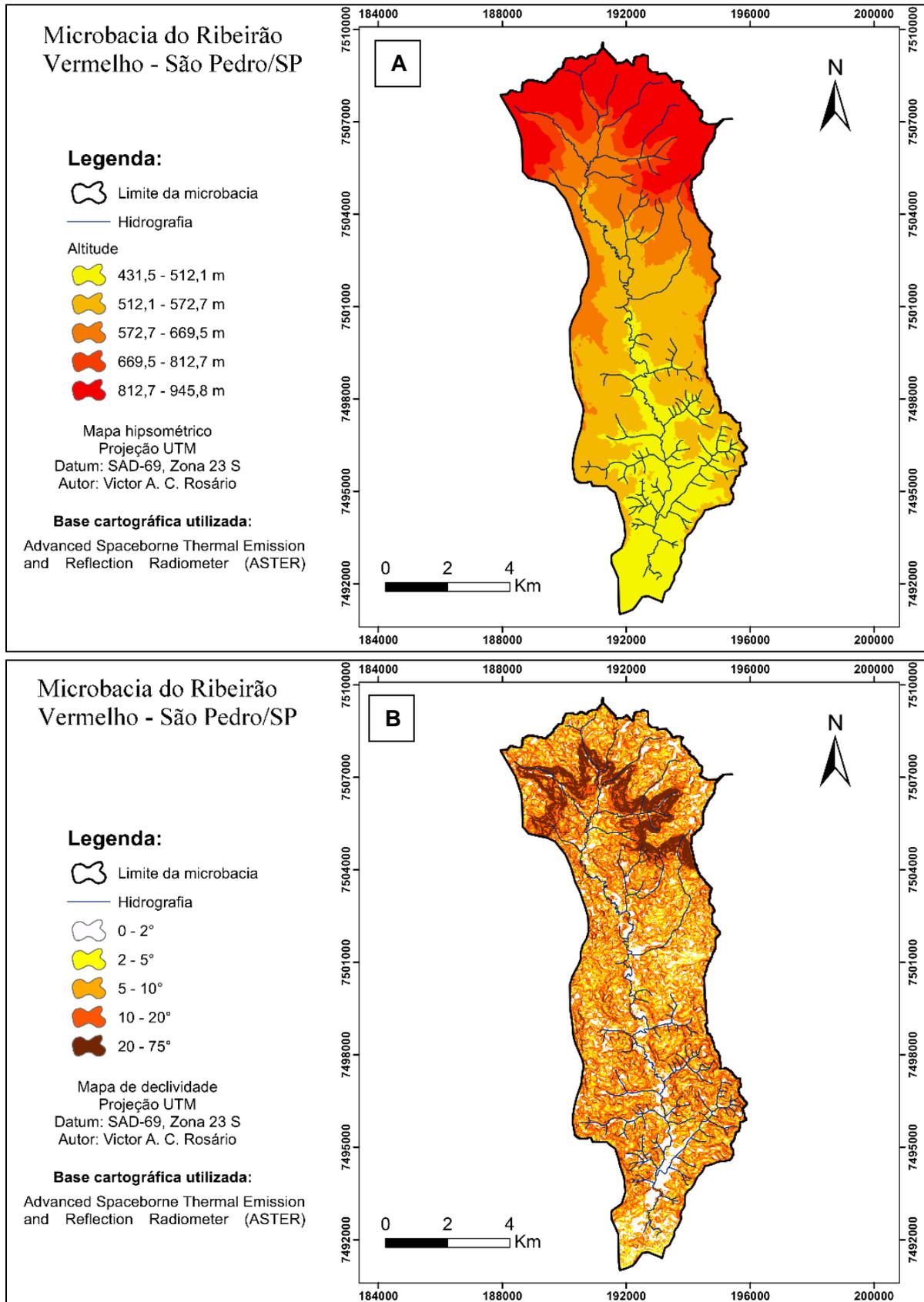
Microbacia do Ribeirão Vermelho - São Pedro, SP		
Uso e cobertura do solo	Fator P	Referências
Pastagem	0,4	Ditt (2008).
Corpos d'água	0	Chaves(2012).
Área urbana	1	Ditt (2008).
Área úmida	0	Chaves(2012).
Cana-de-açúcar	0,5	ANA, Manual Operativo do Programa Produtor de Água. 92 p., 2012.
Cítricos	0,5	ANA (2012).
Vegetação nativa	0,04	Ditt (2008).
Estradas pavimentadas	1	Azevedo (2017).
Estradas não pavimentadas	1	Azevedo (2017).
Silvicultura	0,04	Ditt (2008).
Uso e cobertura do solo	Fator C	Referências
Pastagem	0,008	WEILL M. A. M.; SPAROVEK G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). I – Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS, p. 801 – 814, 2008.
Corpos d'água	0	Chuquipiondo (2007).
Área urbana	0,03	GARCIA (2011).
Área úmida	0,01	COSTA T. C. C. et al., Vulnerabilidade de sub-bacias hidrográficas por meio da equação universal de perda de solo e da integração de parâmetros morfométricos, topográficos, hidrológicos e de uso/cobertura da terra no estado do rio de Janeiro, Brasil., p. 93 – 116, 2009.
Cana-de-açúcar	0,2342	CORRÊA E. A. Perdas de solo e índices de vegetação: Proposta metodológica para a determinação do fator C (MEUPS) em pastagens de cana-de-açúcar. 187 p., 2016.
Cítricos	0,03	Tabela biofísica INVEST - Estradas primárias e secundárias
Vegetação nativa	0,003	Ditt (2008).
Estradas pavimentadas	0	Azevedo (2017).
Estradas não pavimentadas	0,15	Azevedo (2017).
Silvicultura	0,008	Machado et al. (2009).

Anexo 4: Valores utilizados de acúmulo de carbono para os diferentes usos e coberturas do solo.

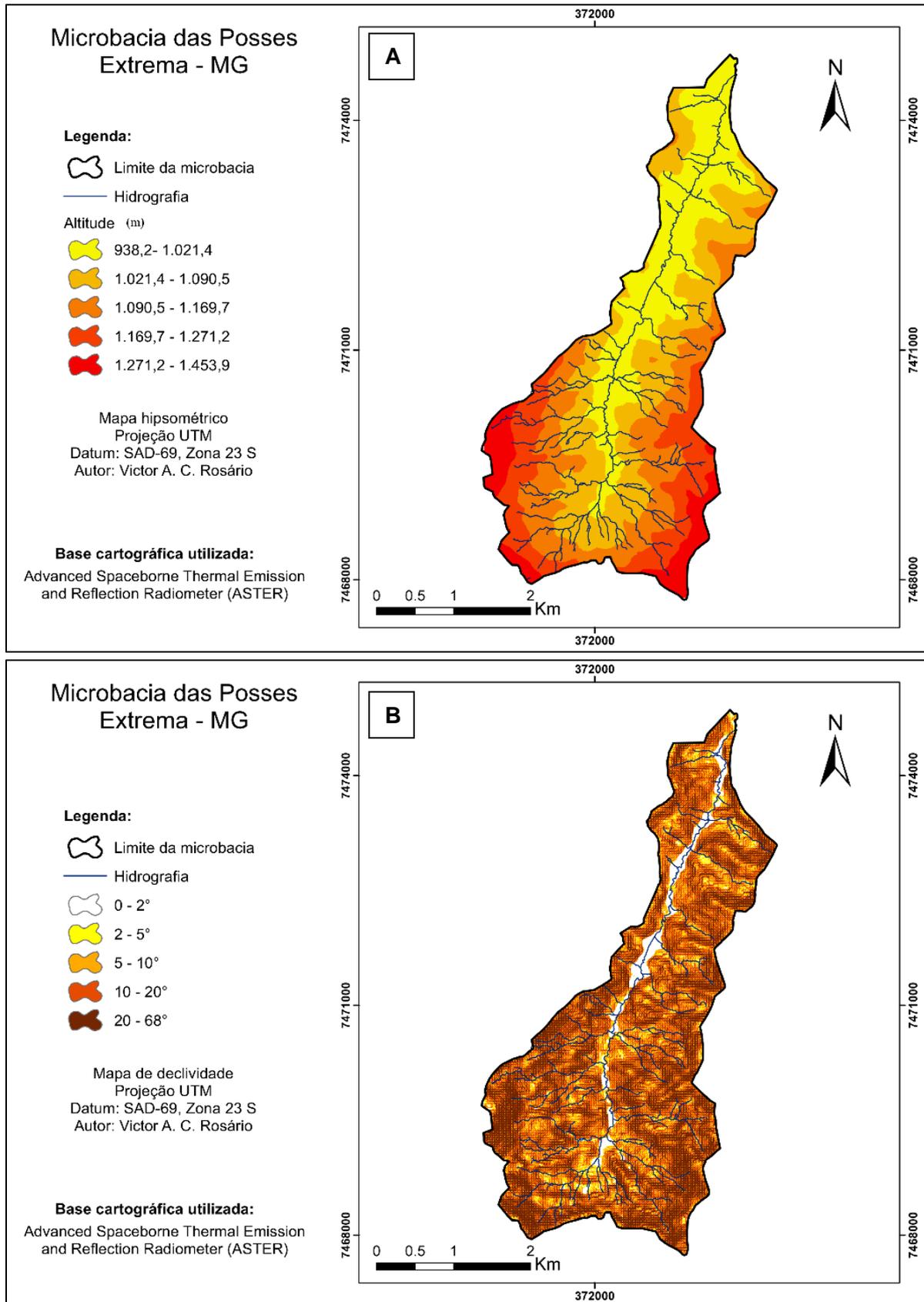
Usos do solo	Carbono (tC.ha ⁻¹)	Referência
Área úmida	-	-
Áreas urbana	-	-
Cana-de-açúcar	46,167	CHOFI F. M. Balanço, análise de emissão e sequestro de CO ₂ na geração de eletricidade excedente no setor sucro-alcooleiro. <i>Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Engenharia da Energia da Universidade Federal de Itajubá, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia da Energia, Área de Concentração em Planejamento Energético</i> . 81 p., 2004.
Citros	1,65	MEHTA L. C.; SINGH J.; CHAUHAN P. S.; SINGH B.; MANHAS R. K. biomass accumulation and carbon storage in six-year-old <i>Citrus reticulata blanco</i> . <i>Plantation. Indian Forester</i> , 142, p. 563 – 568, 2016.
Corpos d'água	-	-
Corpos d'água artificiais	-	-
Estradas	-	-
Vegetação mono específica	95,48*	GATTO A.; BARROS N. F.; NOVAIS R. F.; RIBEIRO DA SILVA I.; LEITE H. G.; VILLANI E. M. A. Estoque de carbono na biomassa de plantações de eucalipto na região centro-leste do Estado de Minas Gerais. <i>Revista Árvore</i> , 35, p. 895 – 905, 2011.
Pastagem	32,69	SEGNINI A.; MILORI D. M. B. P.; SIMÕES M. L.; SILVA W. T. L.; PRIMAVESI O.; MARTIN-NETO L. Potencial de aequestro de carbono em área de pastagem de <i>Brachiaria decubens</i> . XXXI congresso brasileiro de ciência do solo, 4 p., 2007.
Vegetação nativa	143,1	BRITO T. R.; SOARES L. C.; CARMO T. D.; FERNANDES L. A. Nutrição e produtividade de <i>Brachiaria decubens</i> em sistema silvipastoril e monocultivo. <i>Caderno de Ciências Agrárias</i> , 7, p. 22 – 26, 2015.
		BRITTEZ R. M.; BORGIO M.; TIEPOLO G.; FERRETTI A.; CALMON M.; HIGA R. Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na floresta atlântica do sul do Brasil. <i>Embrapa Florestas</i> , p. 165, 2006.

*Valor referente a um ciclo de sete anos considerando um incremento de 13,64 tC.ha⁻¹.ano⁻¹.

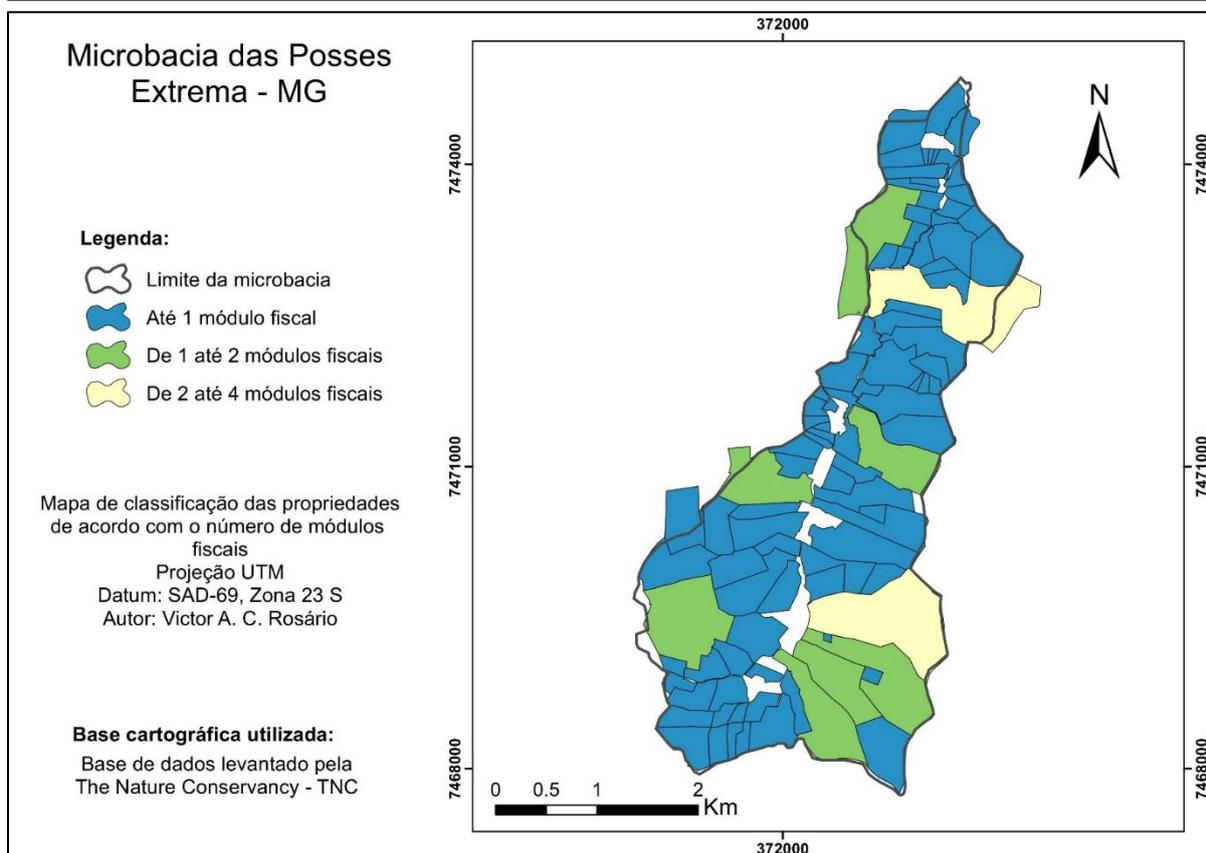
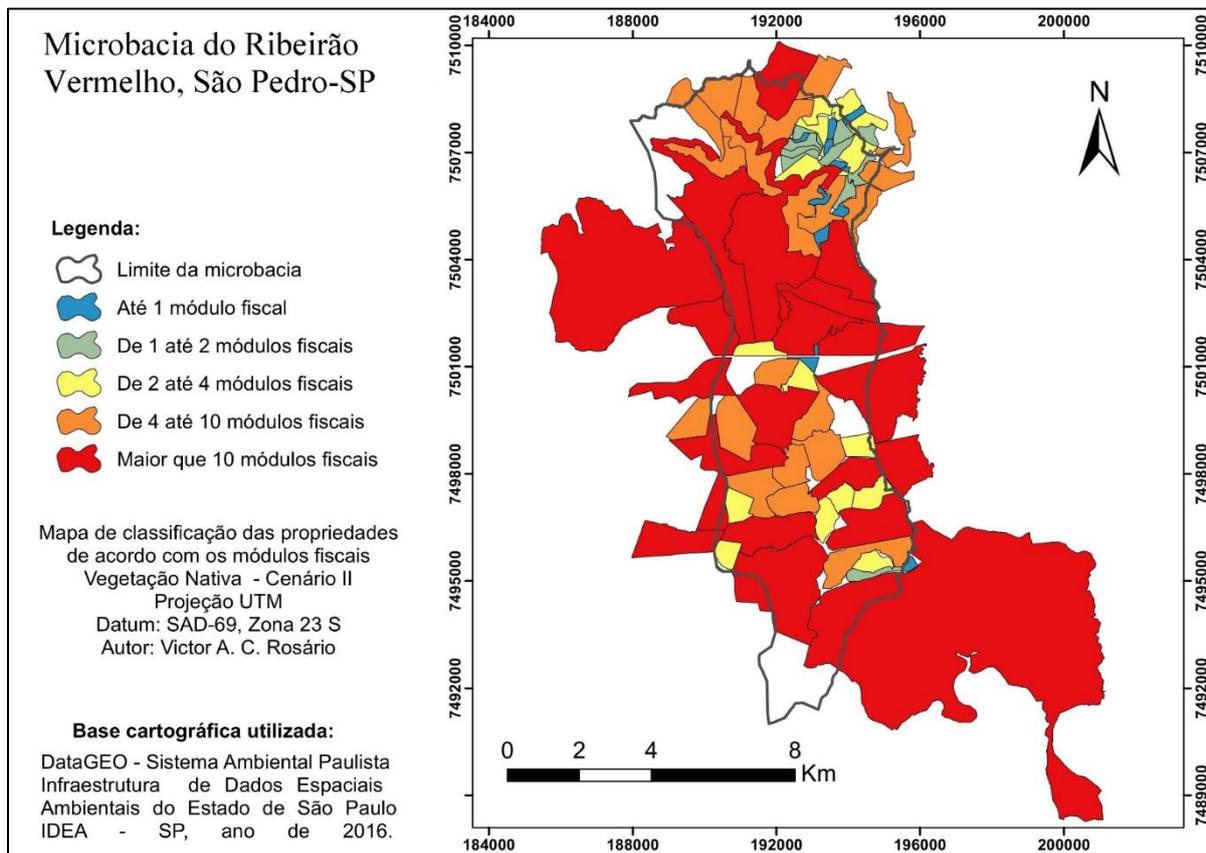
Anexo 5: Mapa de altitude (A) e declividade (B), para a microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro-SP.



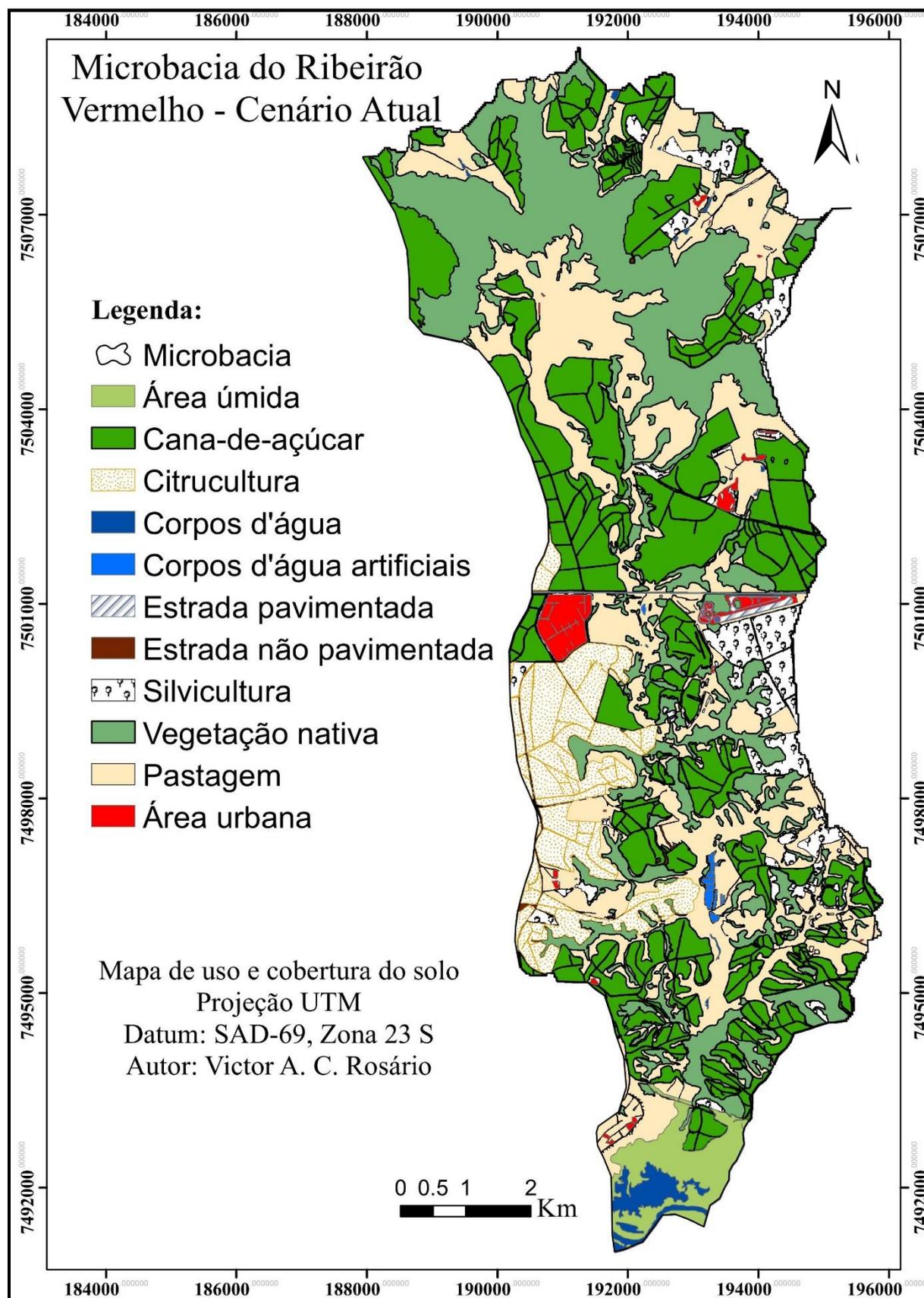
Anexo 6: Mapa de altitude (A) e declividade (B), para a microbacia das Posses, Extrema-MG.



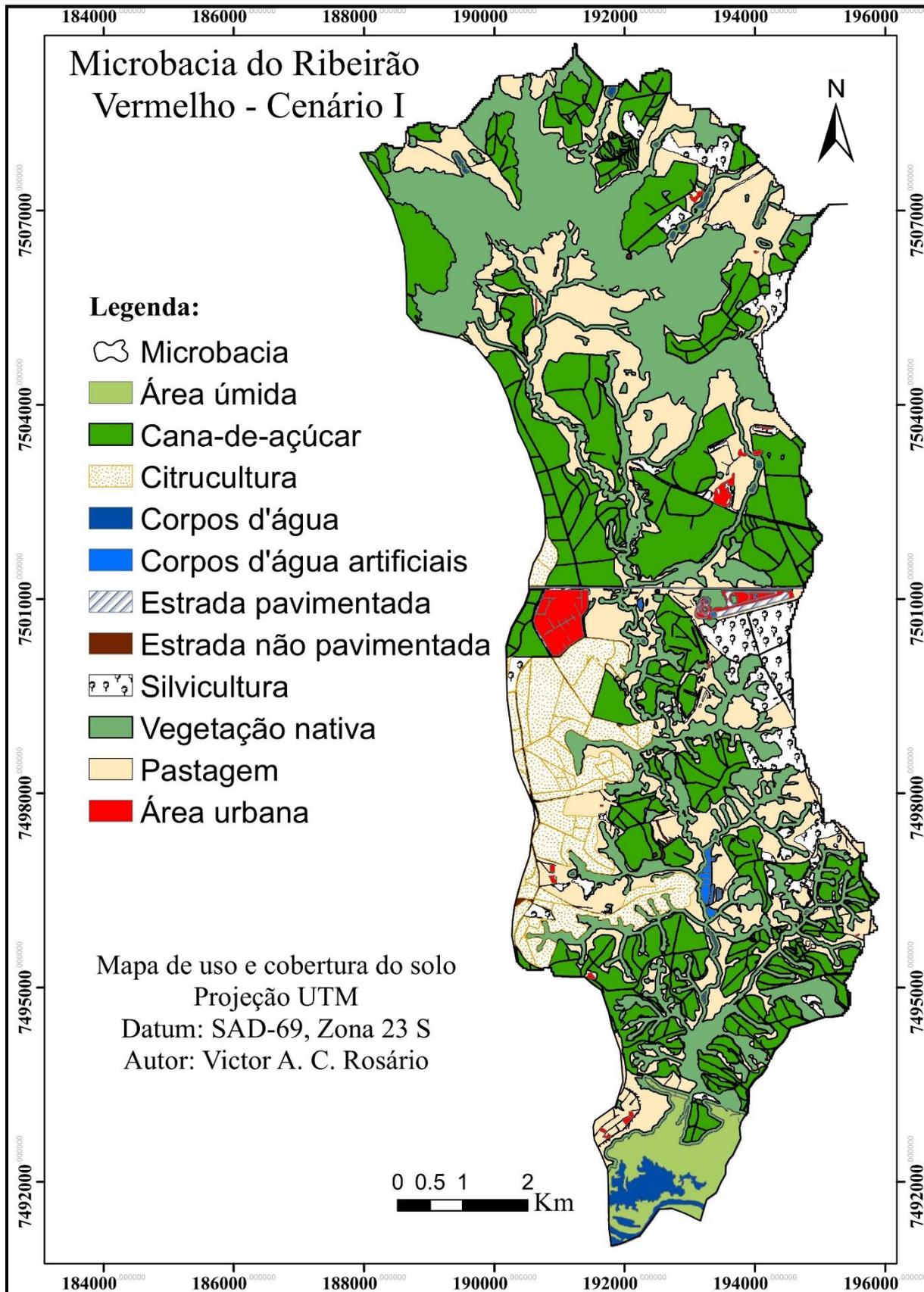
Anexo 7: Mapa das propriedades, classificadas de acordo com o número de módulos fiscais, das microbacias do Ribeirão Vermelho e das Posses.



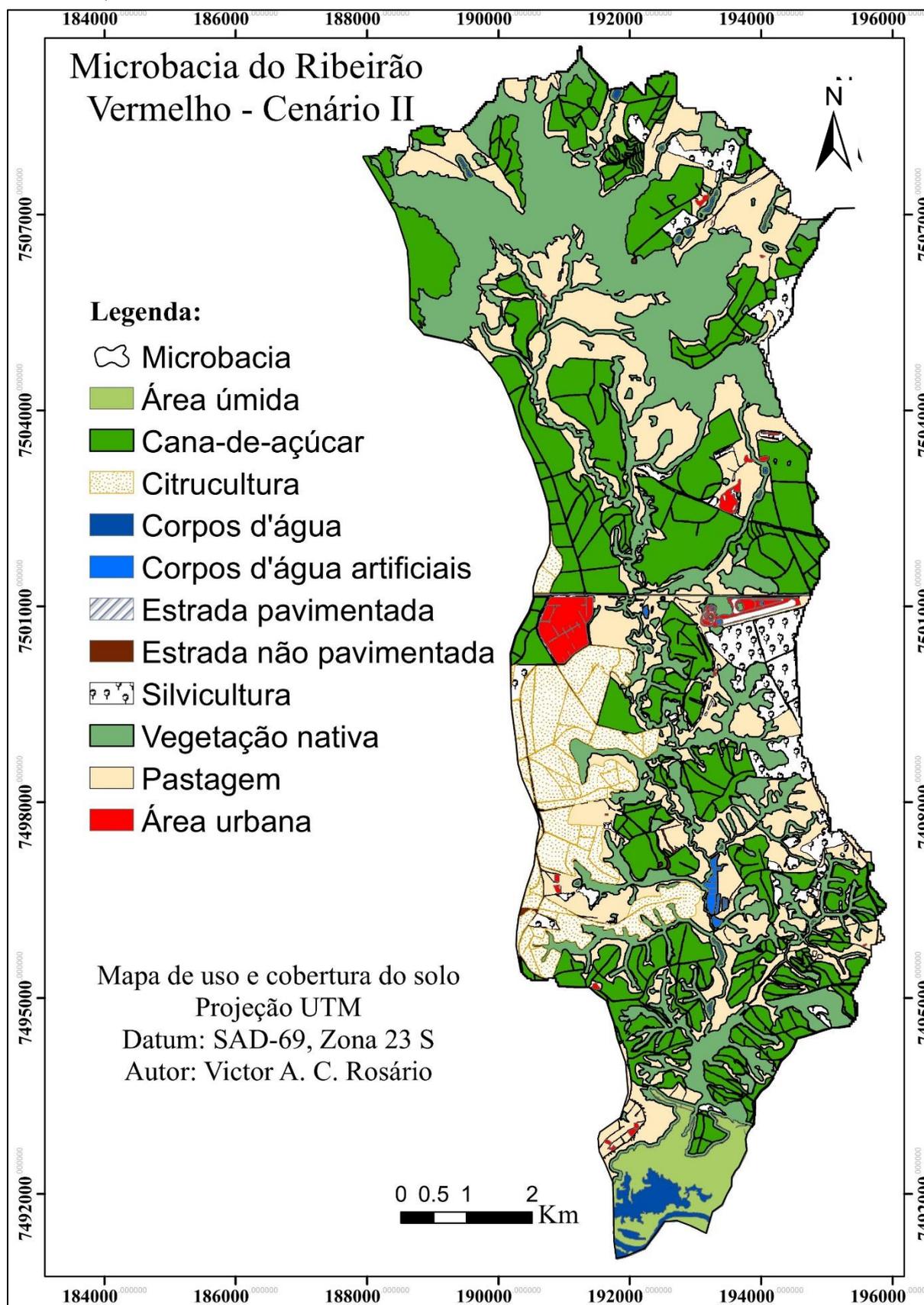
Anexo 8: Mapa do uso e sobertura do solo atual da microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro-SP.

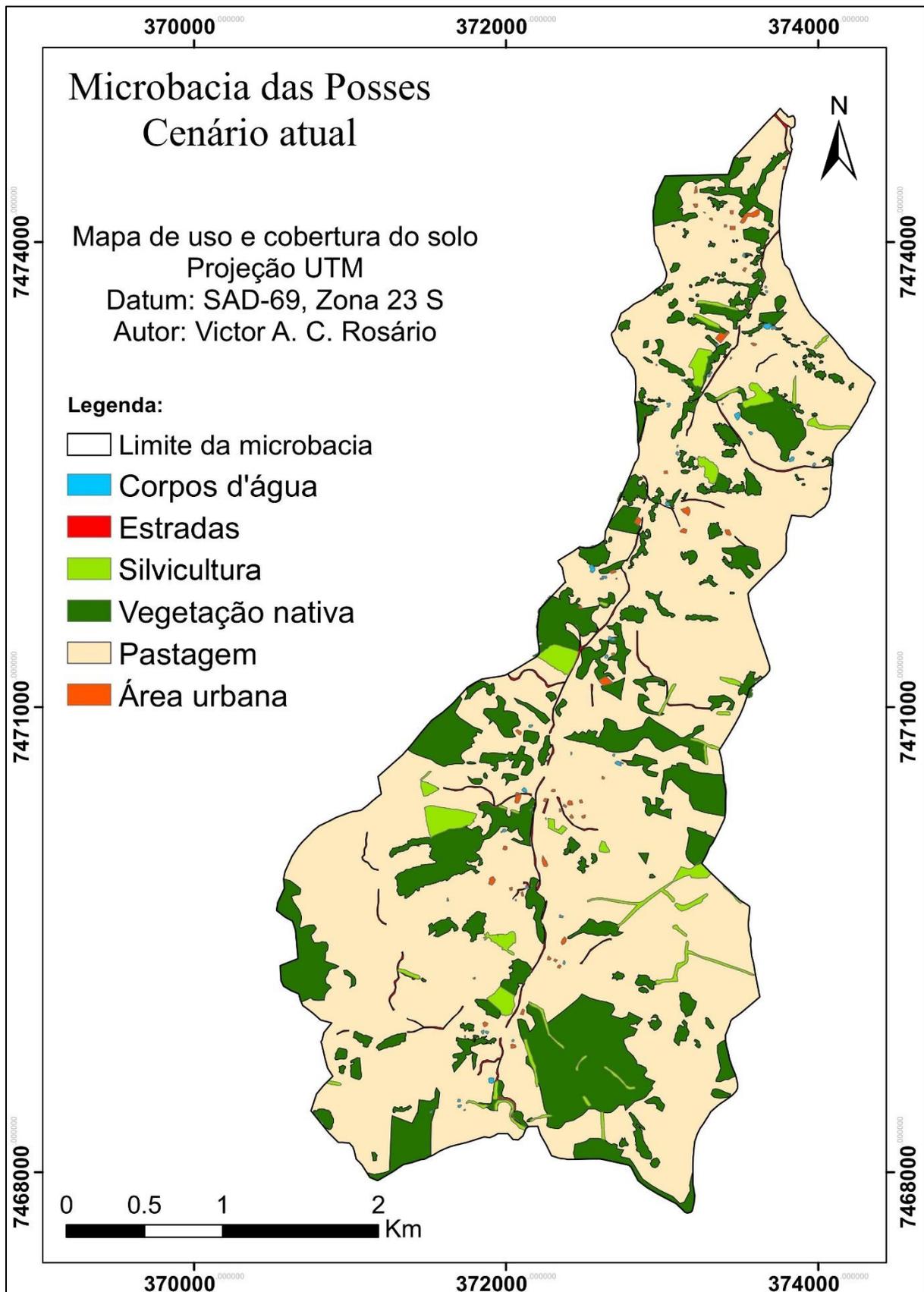


Anexo 9: Mapa do uso e sobertura do solo do cenário I da microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro-SP.

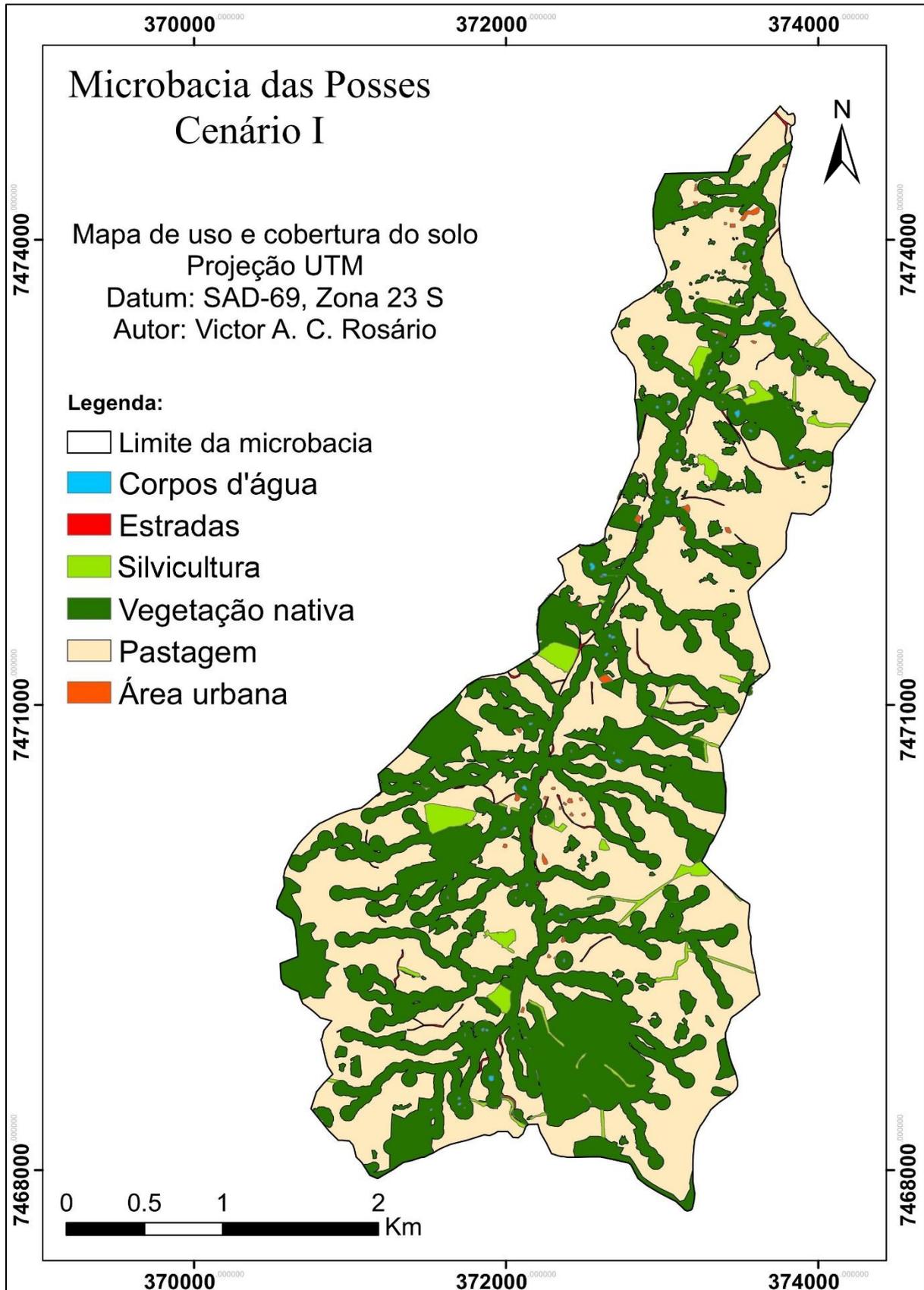


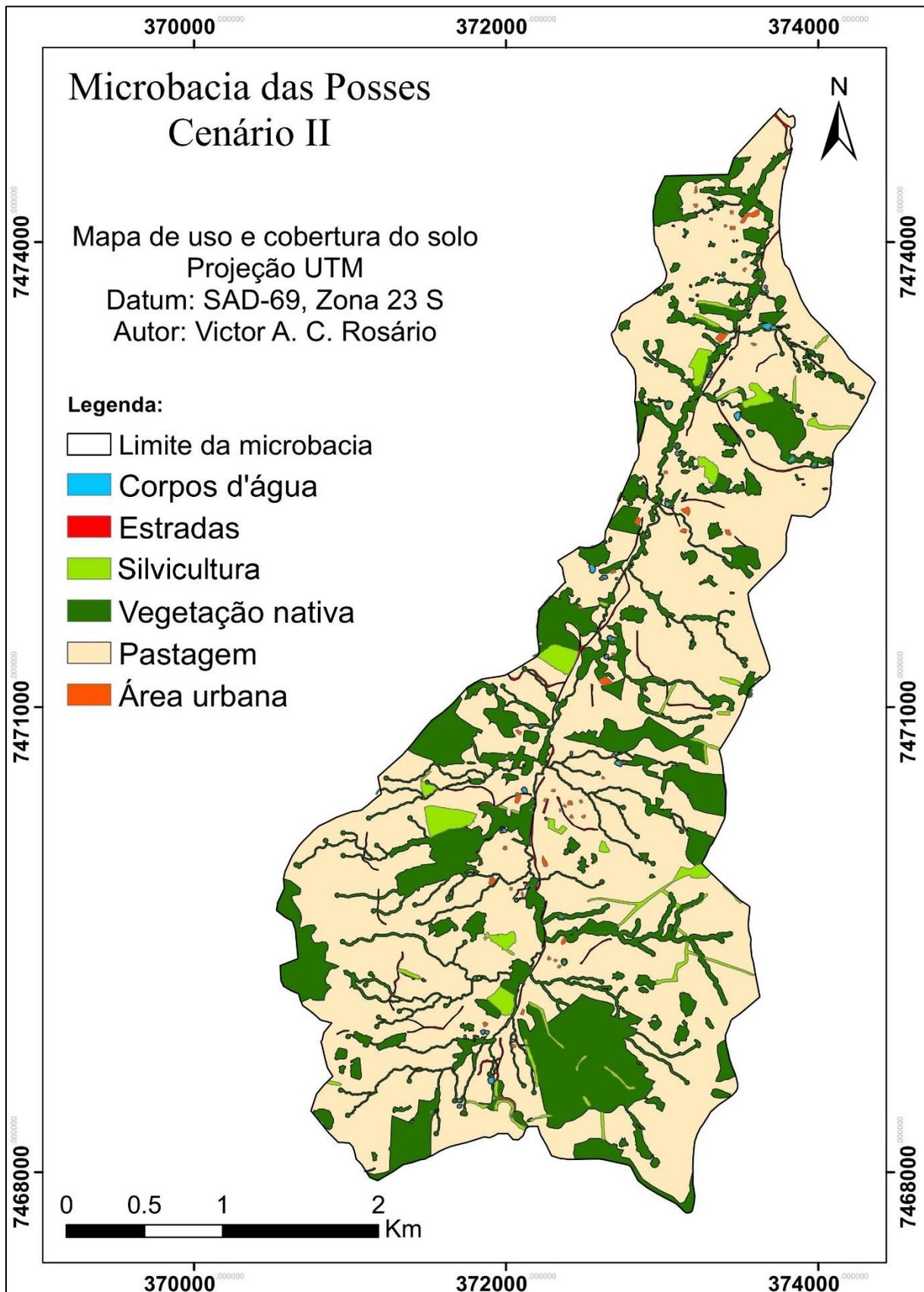
Anexo 10: Mapa do uso e sobertura do solo do cenário II da microbacia do Ribeirão Vermelho, São Pedro-SP.



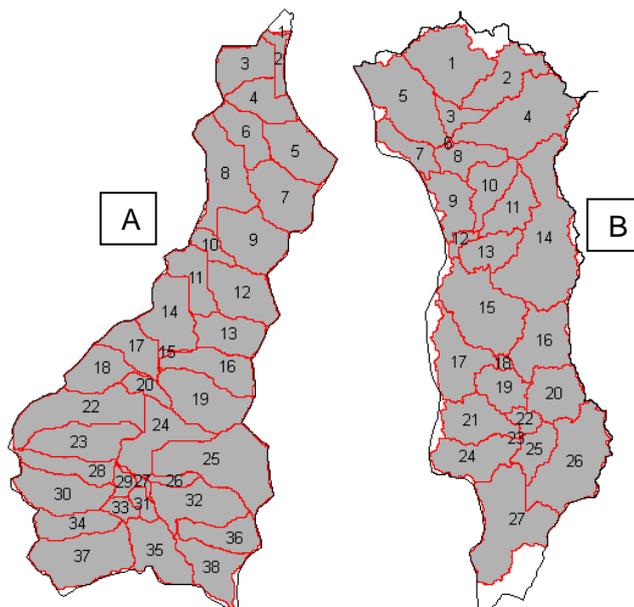
Anexo 11: Mapa do uso e sobertura do solo atual da microbacia das Posses, Extrema-MG.

Anexo 12: Mapa do uso e sobertura do solo do cenário I da microbacia das Posses, Extrema-MG



Anexo 13: Mapa do uso e sobertura do cenário II da microbacia das Posses, Extrema-MG

Anexo 14: Divisão das microbacias em unidades hidrológicas menores. Ocorreu 38 subdivisões na Microbacia das Posses (A) e 27 subdivisões na microbacia do Ribeirão Vermelho (B).



Anexo 15: Simulação dos cenários das influências dos usos do solo na microbacia das Posses sob diferentes larguras de vegetações ripárias (A), e para a microbacia do Ribeirão Vermelho (B).

