



Produto 3: Valoração socioeconômica e ecológica dos Serviços Ecossistêmicos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Porção Paulista/SP

Realização:

GAEA Estudos Ambientais Ltda. & Instituto Internacional para Sustentabilidade

Estrada Dona Castorina, 124 – Jardim Botânico

CEP 22460-320 – Rio de Janeiro/RJ – Tel: (21) 3875 6218

www.iis-rio.org

Equipe - Gaea

Agnieszka Latawiec

Bernardo Strassburg

Alvaro Iribarrem

Helena Alves-Pinto

Juliana Silveira dos Santos

Equipe de Apoio - IIS

Ana Castro

André Braga Junqueira

Catarina Jakovac

Ellen Fonte

Fernanda Tubenchlak

Isabelle Soares Pepe

Luisa Lemgruber

Mariela Figueredo

Verônica Maioli

Viviane Dib

Apoio

Os dados apresentados neste trabalho são de responsabilidade dos autores e não necessariamente refletem a visão dos contratantes.

Este relatório foi desenvolvido dentro do projeto “Estudo de economia dos ecossistemas e da biodiversidade (TEEB) – Bacia do rio Paraíba do Sul – Porção paulista/São Paulo”.

Sumário

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	3
2.1	Modelagem de fluxo de sedimentos: Sediment Delivery Ratio Model (SDR).....	4
2.2	Modelagem de produção de água: Water Yield- Reservoir Hydropower Production (RHP) 7	
2.3	Estimativa do custo de dragagem e de tratamento da água.....	10
2.3.1	Custo de dragagem.....	10
2.3.2	Custo de tratamento da água.....	10
2.4	Calibração relativa dos resultados dos modelos de fluxo de sedimentos e produção de água 11	
2.5	Modelagem de carbono: estoque de carbono e valoração econômica.....	14
2.6	Modelagem de polinização:	18
2.7	Estimativa do valor presente líquido adicional.....	23
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
3.1	Diferenças entre os cenários em relação ao volume de água (vazão hídrica)	25
3.2	Diferenças entre os cenários em relação às taxas de exportação de sedimento e perda potencial do solo	29
3.3	Estimativas de custo de tratamento da água e de dragagem de sedimentos.....	36
3.4	Estoque de carbono	40
3.5	Polinização	46
3.5.1	Índice de abundância e potencial de visitação de polinizadores.....	46
3.5.2	Impactos na produção agrícola	52
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	56
5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	61
	ANEXO 1 - Modelagem de fluxo de sedimentos e produção de água.....	73
	ANEXO 2- Estoque de carbono.....	77
	ANEXO 3- Polinização	80

1 INTRODUÇÃO

A qualidade de vida dos seres humanos está direta e indiretamente ligada à capacidade dos ecossistemas de gerar as chamadas “Contribuições da Natureza para as Pessoas” (CNPs) (IPBES, 2017). Os ecossistemas bem preservados desencadeiam uma série de benefícios que podem ser utilizados pelos seres humanos (Pascual et al., 2017).

A regulação climática, a manutenção da fertilidade do solo, a proteção dos ciclos hidrológicos, o estoque de carbono, a polinização, entre outros, são alguns destas CNPs, também chamadas de serviços ecossistêmicos. Entretanto, os altos índices de degradação ambiental aliados ao aumento da densidade populacional geram uma demanda alta por recursos naturais, causando impactos negativos à biodiversidade, aos serviços ecossistêmicos e ao bem-estar das populações humanas (De Groot et al. 2002; MA 2005).

Diante deste contexto, surge a necessidade de criar ações voltadas para a manutenção e a restauração dos serviços ecossistêmicos. Desta forma, é fundamental que seja realizada a valoração dos serviços ecossistêmicos, ou seja, a quantificação desses serviços no sentido de subsidiar estratégias que promovam a utilização sustentável dos recursos naturais (Pascual et al, 2017; Eftec 2005; Andrade & Romeiro 2009; Zanichelli 2011).

De acordo com o Painel Intergovernamental para a Biodiversidade e os Serviços Ecossistêmicos, o valor dado às contribuições da natureza para as pessoas não é somente de ordem econômica, mas também biofísica, ética e cultural, aspectos que, na medida do possível, devem ser incorporados na valoração para incluir as diferentes dimensões da inter-relação entre os ecossistemas e a sociedade (IPBES, 2014).

Há diferentes abordagens de valoração econômica dos ecossistemas e serviços ecossistêmicos, como a econômica, ecológica e sociocultural, assim como diferentes metodologias para realizá-las (Pascual et al., 2017). No caso da econômica, aos serviços são associados, em geral, valores monetários associados ao uso atual e potencial, na medida em que a sociedade se beneficia dos mesmos, direta e indiretamente (Andrade & Romeiro 2013). Já na valoração ecológica, é medida a

magnitude da importância que algum serviço ecossistêmico tem sobre uma função ecológica, bem como a integridade das funções e parâmetros ecossistêmicos complexos e diversos (Farber et al. 2002). Por fim, na sociocultural, visto que os serviços contribuem diretamente para o bem-estar material da sociedade, utiliza-se de métodos como avaliação participativa e valoração grupal com diferentes atores interessados, para alcançar um acordo sobre ao que deve ser valorado pela sociedade ou em nome desta (Andrade & Romeiro 2009).

Além destas, há uma abordagem mais atual da valoração nomeada dinâmico-integrada, que combina visões econômicas, ecológicas e de diferentes atores sociais sobre as categorias de serviços ecossistêmicos e suas dimensões culturais e éticas. Esta abordagem permite a relação dos impactos das mudanças ambientais com os resultados das atividades humanas e os efeitos que estas atividades têm sobre futuras mudanças nos ecossistemas (Robison 1991; Harris 2002; Andrade & Romeiro 2009).

Há de se considerar, porém, que a prática de valoração, independente da abordagem e da metodologia utilizada, enfrenta diversos conflitos ideológicos e éticos devido à complexidade das inter-relações dos serviços ecossistêmicos com o homem, assim como, a existência de um número elevado de variáveis e parâmetros a serem considerados.

No entanto, apesar da complexidade em integrar as múltiplas dimensões de valor e análises multicritérios no processo de valoração, esta prática é uma ferramenta eficaz para apoiar o monitoramento e a avaliação de políticas públicas ambientais, como por exemplo os Pagamentos por Serviços ambientais (PSA).

O PSA é uma política de conservação ambiental que visa minimizar a pressão exercida pelo homem nos recursos naturais. Aqueles que, de forma voluntária, ajudam a manter ou a gerar serviços ambientais são beneficiados por meio de recursos monetários ou outros (Zanichelli 2011).

Além do PSA há outros incentivos econômicos para apoiar ações de conservação ambiental e de produção sustentável, como ICMS Ecológico, Imposto de Renda Ecológico, isenção de impostos para Reservas Particulares Patrimônio Natural (RPPNs), Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar (Proambiente), entre outros incentivos (Ecodebate 2009).

A utilização de abordagens como a valoração dos serviços ecossistêmicos e PSA contribuem potencialmente para a melhoria do bem-estar da sociedade e o aumento da sustentabilidade em todas as dimensões. No entanto, existe uma necessidade de se refinar modelos econômicos e ecológicos para que os diversos aspectos sociais, ecológicos e econômicos sejam abordados e incorporados de maneira realista e integrada no processo de valoração dos serviços ecossistêmicos.

Neste contexto, esse **Produto** visa realizar a valoração socioeconômica e ecológica dos serviços ecossistêmicos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – porção paulista (BRPSPP) em diferentes cenários futuros. A partir da modelagem e da valoração dos serviços ecossistêmicos na bacia será possível fornecer subsídios para iniciativas que visem restaurar e maximizar a provisão de serviços ecossistêmicos considerados fundamentais para processos ecológicos e para a sociedade na região.

2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A partir de cada cenário integrado de mudança do uso e cobertura da terra (**descrito no Produto 2 deste projeto**) foi realizada a modelagem e a valoração dos serviços ecossistêmicos na BRPSPP relacionados ao fluxo de sedimentos, perda do solo, polinização e sequestro de carbono. Para os serviços relacionados ao fluxo de sedimentos, perda do solo e polinização foram utilizados três modelos: Sediment Delivery Ratio Model (SDR), Reservoir Hydropower Production (RHP), Pollinator Abundance: Crop Pollination disponíveis no software livre Invest (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs, Sharp et al. 2014) versão 3.1.

A estimativa de biomassa e de sequestro de carbono foi realizada a partir de um modelo espacialmente explícito proposto por Chazdon et al. (2016) que considera que o estoque de carbono muda de acordo com a idade das florestas secundárias. Todos os modelos foram gerados com uma resolução espacial de 30 metros e foram baseados em variáveis climáticas, de uso e cobertura da terra, de biodiversidade e de propriedades e características do solo.

Os modelos RHP e SDR foram utilizados para simular, respectivamente, a vazão hídrica e o fluxo de sedimentos em escala de ottobacia. A partir desses valores foi possível estimar a perda do solo, a concentração de sedimentos, a turbidez, o

custo de tratamento da água, o custo de dragagem e os custos totais dessas atividades para a área total da bacia. Para todos os cenários e os serviços ecossistêmicos analisados foram realizadas análises de valoração biofísica e econômica.

Nos casos em que não foram encontrados dados na literatura para realizar a valoração econômica, apenas foi realizada a valoração biofísica na qual foram analisadas as diferenças nos valores biofísicos estimados entre os cenários, utilizando o cenário BAU como referência. Para realizar a valoração econômica o método utilizado foi o custo evitado, também considerando o cenário BAU como referência. O custo evitado representa os benefícios dos cenários conservacionistas em relação ao cenário de referência e foi calculado em função da diferença nos custos dos cenários CL e MSP em relação ao cenário BAU. A seguir cada modelo será descrito detalhadamente.

2.1 MODELAGEM DE FLUXO DE SEDIMENTOS: SEDIMENT DELIVERY RATIO MODEL (SDR)

O SDR estima para cada pixel a quantidade média anual de perda do solo. Para estimar a perda de solos o modelo baseia-se na Equação Universal de Perda dos Solos que é um dos métodos mais utilizados para estimar a erosão de solos em culturas agrícolas (USLE -do inglês Universal Soil Loss Equation) – **(Equação 1)**.

$$A = R * K * LS * C * P \qquad \text{Eq. 1}$$

Em que: A é a perda média anual de solos por unidade de área ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); R é o fator de erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); K é o fator de erodibilidade do solo ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); LS é o fator topográfico (adimensional); C é o fator de uso e manejo do solo (adimensional) e P é o fator de práticas conservacionistas (adimensional).

O fator LS é estimado diretamente pelo SDR a partir de um modelo digital de elevação. Entretanto, para obter os demais fatores utilizados no cálculo da USLE é necessário ter dados em campo ou utilizar dados descritos na literatura para a região de estudo. Para este trabalho, o modelo digital de elevação com 30 metros de resolução espacial foi obtido a partir do Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil

(TOPODATA - <http://www.dsr.inpe.br/topodata/>) que disponibiliza dados de altimetria e subprodutos para toda a América do Sul.

O fator de erosividade da chuva (R) é dependente da energia cinética e da intensidade máxima da chuva em 30 minutos e indica a capacidade da chuva de causar erosão em uma área sem proteção, em uma determinada localidade. O fator R foi obtido de acordo com a **Equação 2**, proposta por Wischmeier e Smith (1978), em que: R é a erosividade da chuva; r é a precipitação média mensal (mm) e p é a precipitação média anual (mm). A R anual é dada pelo somatório dos valores obtidos para cada mês do ano.

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

Os dados de precipitação média e anual foram obtidos a partir do banco de dados Chelsa (Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas) que disponibiliza uma série histórica de dados do período de 1979-2013 com resolução espacial de 1 quilômetro (<http://chelsa-climate.org/downloads/>). O fator de erodibilidade do solo (K) representa o grau de resistência natural do solo de ser erodido e depende, principalmente, dos atributos físicos químicos, conteúdo de matéria orgânica e textura dos solos.

Como o fator K depende do tipo de solo de cada região, primeiro foi necessário obter um mapa de solos da região de estudo. Para isso foi utilizada a base de dados do Sistema de Informações Geográficas e Geoambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – CEIVAP (<http://sigaceivap.org.br/siga-ceivap/saibaMais>). Entretanto, como o limite da região de estudo adotado neste trabalho difere do limite apresentado pela CEIVAP, ainda foi utilizado o mapa de solos do Brasil (2001) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) como complemento.

Para estimar os valores de K foram utilizados valores de base de dados globais compilados para diferentes regiões do globo (Harmonized World Soil Database - HWSD – FAO 2012) e valores obtidos na literatura para a mesma região de estudo. Os valores finais de K corresponderam a média aritmética de todos os valores obtidos. A **Tabela 1** apresenta os valores de K utilizados para a modelagem.

Tabela 1. Tipos de solos, valores de erodibilidade do solo (K) utilizados e as referências utilizadas para o cálculo da média aritmética.

Tipo de solo	Saad et al. (2016)	HWSD (2012)	Mannigel et al (2002)	Miteva et al (2014)	Média
Latossolo vermelho-amarelo distrófico		0,024	0,011	0,010	0,015
Argissolo vermelho-amarelo distrófico	0,040	0,027	0,047	0,030	0,036
Cambissolos Háplico Distróficos	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030
Gleissolos Melânicos Tb Distrófico		0,033	0,004	0,040	0,026
Latossolo Amarelo Distrófico		0,024	0,057	0,010	0,030
Cambissolos Húmico Distrófico	0,035	0,030	0,043	0,030	0,035
Argilossolo Vermelho-Amarelo Eutrófico	0,040	0,027	0,023	0,030	0,030

O fator C, que está relacionado com o uso e manejo do solo, foi estimado a partir de dados da literatura, incluindo estudos realizados na área de estudo e/ou abordando classes de uso e cobertura da terra descritas em cada um dos cenários (Dutra et al. 1997; Ruhof et al. 2006; Curso de manejo das águas pluviais 2008; Machado et al. 2009; Silva et al. 2010; Barbosa 2012; Gomez 2012; Silva et al. 2012; Thompson & Fidalgo 2013; Xavier et al. 2013; Ribeiro 2015; Saad et al. 2016). O fator P, que está relacionado com as práticas conservacionistas utilizadas na região para cada uso e cobertura da terra e também foi obtido na literatura. Nos cenários em que não foi adotada nenhuma prática conservacionista, o valor de P foi igual a 1.

Para os cenários em que foram propostos novos sistemas de produção como o pastoreio voisin e sistemas agrosilvipastoril, os valores de C e P foram adequados a esses novos sistemas. Essa abordagem foi necessária, devido a esses sistemas permitirem a melhoria das condições de fertilidade e permeabilidade do solo.

Como os resultados do modelo SDR são espacializados no nível de sub-bacia, foram utilizados como referência os dados de ottobacias de 6ª ordem da Agência Nacional das Águas (ANA) (<http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/solicitacaoBaseDados.asp>). A área da RPSPP tem 81 ottobacias de 6ª ordem. Para os demais parâmetros de calibração exigidos como input no modelo, como: K_b , I_{c0} e SDR_{max} foram utilizados os valores

default indicados pelo SDR. Como resultados o SDR disponibiliza a exportação de sedimentos e a perda de solos anual em tonelada/bacia.

2.2 MODELAGEM DE PRODUÇÃO DE ÁGUA: WATER YIELD- RESERVOIR HYDROPOWER PRODUCTION (RHP)

O RHP simula a quantidade de água produzida em escala de bacia ou sub-bacia. No modelo, a quantidade de água produzida é estimada a partir da diferença entre a precipitação e a evapotranspiração atual. Desta forma, pode-se considerar que o RHP estima a produção de água superficial a partir de um balanço hídrico simples. O modelo é baseado na curva de Budyko, uma Equação empírica (**Equação 3**) desenvolvida em 1979 que relaciona a taxa de evapotranspiração e de precipitação para estimar a vazão (produção de água em m³).

$$Y(x) = 1 - \frac{ET(x)}{P(x)} * P(x) \quad \text{Eq. 3}$$

Em que: Y(x) é a produção de água por pixel (m³/ano), ET (x) é a evapotranspiração por pixel (mm) e P (x) e a precipitação por pixel (mm).

É importante ressaltar que o ciclo hidrológico estimado pelo modelo é simplificado e considera somente o escoamento de água presente no sistema. Desta forma, o modelo não diferencia os escoamentos superficiais, subsuperficiais de base e não utiliza nenhum fator de retenção que considere a infiltração ou água subterrânea.

Assim, a quantidade de água é estimada considerando a quantidade de água que entrou no sistema através da chuva e a quantidade de água que saiu a partir da evapotranspiração. Desta forma, a heterogeneidade da área de estudo é representada basicamente a partir de variáveis de uso e cobertura da terra e tipo de solo. Como resultados o Invest gera valores anuais de volume de água, evapotranspiração potencial e evapotranspiração real anual. O conjunto de variáveis e a descrição de cada uma delas, assim como, a fonte dos dados utilizados são descritos na **Tabela 2**. Nesta etapa, as modelagens também foram realizadas em escala de otobacia de 6^a ordem.

Tabela 2. Descrição das variáveis climáticas e de uso e cobertura da terra utilizadas para rodar a componente biofísica do modelo.

Dados necessários	Descrição	Fonte
Mapa de profundidade da camada de restrição radicular (root restricting layer depth)	Profundidade em que a penetração das raízes é inibida, devido a alguma barreira física. A profundidade do solo pode ser utilizada como um proxy (unidade milímetros).	As informações foram obtidas a partir de literatura (Saad et al., 2016; Embrapa - Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, 2006; Embrapa -Uso Agrícola dos Solos Brasileiros, 2002. Para as fontes da Embrapa, as diferentes categorias de profundidade de solo foram convertidas em valores numéricos conforme os valores indicados no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. O valor final correspondeu a uma média dos valores pesquisados.
Mapa de precipitação anual média (Precipitation)	Ver item 2.1 (unidade milímetros)	Ver item 2.1
Mapa da capacidade de água disponível para as plantas - (Plant Available Water Content -PAWC)	Valor de conteúdo de água disponível para cada célula. A fração de conteúdo de água disponível para plantas é a fração de água que pode ser armazenada no perfil do solo que está disponível para o uso das plantas. O PAWC varia de 0 a 1.	As informações foram obtidas a partir de literatura (Costa et al., 2013; Harmonized World Soil Database (HWSD – FAO, 2012). O valor final correspondeu a uma média dos valores pesquisados.
Mapa de Evapotranspiração anual potencial de referência (Average Annual Reference Evapotranspiration - ETo)	Corresponde a evapotranspiração para uma dada cultura bem adaptada e selecionada para propósitos comparativos sob dadas condições climáticas e com adequada bordadura e para um regime de irrigação padronizado e apropriado para esta cultura e a região considerada (unidade milímetros).	http://www.csi.cgiar.org
Bacias (watersheds)	Ottobacias de 6ª ordem	ANA (Agência Nacional das Águas) – descrição detalhada no item 2.1
Evapotranspiração real média	Para cada uso e cobertura da terra é informado um valor de 0 ou 1. Sendo que para superfícies vegetadas é utilizado o valor 1 e para	Tutorial do Invest

	superfícies não vegetadas incluindo áreas úmidas é dado o valor 0.	
Profundidade máxima da raiz (root depth)	Profundidade até a qual se encontram 95% das raízes de um determinado tipo de vegetação (unidade milímetros)	As informações foram obtidas a partir de literatura. O valor final correspondeu a uma média dos valores pesquisados (Pires et al., 1991; FAO database; Allen et al., 2006; Barreto, 2005; CIAGRO, 1999; Souza et al., 2014; Saad et al. 2016)
K_c (coeficiente da cultura)	O coeficiente de evapotranspiração da planta para cada classe de uso e cobertura da terra, usado para obter evapotranspiração potencial a partir de características fisiológicas da planta para modificar a evapotranspiração de referência (baseada na alfafa). O coeficiente de evapotranspiração é, portanto, um decimal no intervalo de 0 a 1,5 (algumas culturas evapotranspiram mais do que alfafa em algumas regiões tropicais muito úmidas e onde a água está sempre disponível).	As informações foram obtidas a partir de literatura. O valor final correspondeu a uma média dos valores pesquisados (Conceição, 2010; Alves, 2009; Allen et al. 1998; Allen et al. 2006; Sato et al., 2007)
Parâmetro Z (Z parameter)	Valor que varia de 1 a 30 e corresponde a distribuição sazonal da precipitação.	É referente a média do número de dias com chuva por ano (Donohue et al. 2012). Os dados foram obtidos a partir da base de dados 'Normais Climatológicas do Brasil' do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) - série histórica de 1961 a 1990. Os municípios dentro da área de estudo para os quais essa informação encontra-se disponível são os seguintes: Bananal, Mogi das Cruzes, Paraibuna, São José dos Campos, Taubaté e Tremembé. Para esses municípios, o número médio de dias de chuva por ano para essa série histórica é de 105, e portanto, o valor de Z foi Equação : $Z = 0,2 * \text{número de dias com chuva por ano} = 0.2 * 105 = 21$

2.3 ESTIMATIVA DO CUSTO DE DRAGAGEM E DE TRATAMENTO DA ÁGUA

A valoração do serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos foi realizada com base na carga de sedimentos que atinge os corpos d'água e da vazão hídrica (ambos modelados pelo Invest para cada otobacia). Para cada cenário de uso e cobertura da terra foram calculados os custos monetários com o tratamento de água e com a dragagem de sedimentos no software estatístico R.

2.3.1 CUSTO DE DRAGAGEM

Para estimar o custo de dragagem de sedimentos do leito dos rios foi utilizada a **Equação 4**, proposta por SAAD (2015).

$$CustoDR(R\$/ano) = Q_{ss} * 0.5 * CUD \quad \text{Eq.4}$$

Em que: CustoDR é o custo de dragagem (em R\$/ano), Q_{ss} é a vazão sólida (i.e., a vazão de sedimentos, em toneladas/bacia/ano, obtida diretamente do output do modelo biofísico do Invest: sed_export), 0.5 é a constante que corresponde a carga de sedimentos retida à montante (Sousa Júnior, 2011), e CUD é o custo unitário da dragagem (em R\$/tonelada). Para calcular o CUD, foi utilizado o valor de referência de R\$ 25/m³ (Sousa Júnior 2011), correspondente a R\$16,67/tonelada (assumindo que 1m³ = 1,5 ton). Esses valores foram atualizados para valores de Abril de 2017 pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor (INPC), sendo R\$24,35/tonelada.

2.3.2 CUSTO DE TRATAMENTO DA ÁGUA

O custo unitário de tratamento da água (CUT, em R\$/m³) varia de acordo com a turbidez da água, que por sua vez é uma função da concentração de sedimentos dissolvidos. Desta forma, primeiramente foi calculada a concentração de sedimentos dissolvidos na água com base na **Equação 5**, proposta por SAAD (2015):

$$SS = \frac{0,12 * Q_{ss}}{31,536 * Q} \quad \text{Eq. 5}$$

Em que: SS é a concentração de sedimentos dissolvidos na água (em mg / L), Q_{ss} é a vazão sólida (sed_export, um dos outputs do modelo SDR, em toneladas/bacia/ano) e Q é a vazão da sub-bacia (output do modelo Reservoir Hydropower Production do Invest, em m³/s). O valor de 0,12 corresponde ao cg_{tc} que é o coeficiente de granularidade temporal da concentração anual utilizado por SAAD et al (2016). O

valor de SS foi utilizado para o cálculo da turbidez (de acordo com Lima et al. 2011) a partir da **Equação 6**:

$$TU = \frac{SS}{1,114} \quad \text{Eq. 6}$$

Em que: TU é a turbidez da água (em unidades de turbidez - NTU). O valor de 1,114 é o coeficiente usado por SAAD (2015). O custo unitário de tratamento da água foi calculado com base na turbidez, a partir da relação obtida por Teixeira e Senhorelo (2000), **Equação 7**:

$$CUT = 0,0011 * \ln(TU) - 0,0013 \quad \text{Eq. 7}$$

Em que: CUT é o custo unitário de tratamento da água (R\$/m³), e TU é a turbidez da água (em unidades de turbidez). O custo do tratamento de água foi obtido por (**Equação 8**):

$$CustoTR \left(\frac{R\$}{ano} \right) = CUT * Q * 365 * 86400 \quad \text{Eq. 8}$$

Em que: o CustoTR é o custo do tratamento de água (em R\$/ano), CUT é o custo unitário do tratamento de água (em R\$/m³), Q é a vazão da sub-bacia (em m³/s), 365 é o número de dias em um ano e 86400 é o número de segundos em um dia. Nesta etapa, foram estimados os custos de dragagem e tratamento de água para cada ottobacia utilizada como input para gerar os dados biofísicos. Os valores finais obtidos foram: custo de dragagem em R\$/ano para cada ottobacia e custo de tratamento da água em R\$/ano para cada ottobacia.

2.4 CALIBRAÇÃO RELATIVA DOS RESULTADOS DOS MODELOS DE FLUXO DE SEDIMENTOS E PRODUÇÃO DE ÁGUA

Para que os valores de custo de tratamento da água e de dragagem correspondessem a valores reais foi necessário calibrar os resultados gerados pelos modelos do Invest que foram utilizados principalmente para estimar a concentração de sedimentos e a turbidez da água. Esta etapa foi necessária já que os resultados dos modelos podem ser influenciados por erros, devido a algum dado de entrada ou parâmetros assumidos pelo próprio modelo. Os métodos mais comuns de calibração são os que utilizam dados medidos *in situ* ou realizam testes com parâmetros de entrada conhecidos e usam os resultados para ajustar ou estimar os parâmetros e as variáveis.

Como alguns dados de entrada que têm maior influência nos resultados do modelo (fatores C e P da USLE e Kc) variaram para cada cenário não foi possível calibrar os resultados variando cada um desses fatores nos quatro cenários considerados. Desta forma, foi realizada uma calibração relativa a partir dos resultados gerados pelos modelos.

A calibração relativa foi obtida a partir da relação entre os valores de turbidez estimado para os cenários BAU, CL e MSP e os valores correspondentes ao mapa de uso e cobertura da terra atual (NOW). Os dados observados de vazão (m³/s) e turbidez (NTU) (**Equações 9 e 10**) foram obtidos em estações fluviométricas, disponibilizados pela Agência Nacional das Águas (<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>).

$$TU_a = \frac{TU_{cm}}{TU_{Now}} * TU_{obs} \quad \text{Eq. 9}$$

$$Q_a = \frac{Q_{cm}}{Q_{Now}} * Q_{obs} \quad \text{Eq. 10}$$

Em que: TU_a é a turbidez ajustada em cada cenário, TU_{cm} é a turbidez modelada em cada cenário, TU_{Now} é a turbidez modelada a partir do mapa de uso e cobertura da terra atual (NOW), e TU_{obs} é a turbidez medida nas estações fluviométricas em NTU. Q_a é a vazão ajustada em cada cenário, Q_{cm} é a vazão modelada em cada cenário, Q_{Now} é a vazão modelada a partir do mapa de uso e cobertura da terra atual (NOW), e Q_{obs} é a vazão medida nas estações fluviométricas em m³/s.

Dentro da porção BRPSPP foram identificadas 16 estações fluviométricas nas quais estavam disponíveis os dados de vazão e de turbidez em uma série histórica (**Figura 1**). Para cada estação foram estimados os valores médios de vazão e turbidez, considerando a série histórica disponibilizada. Os dados foram espacializados e foi identificado a qual ottobacia cada ponto de vazão e turbidez medido era correspondente.

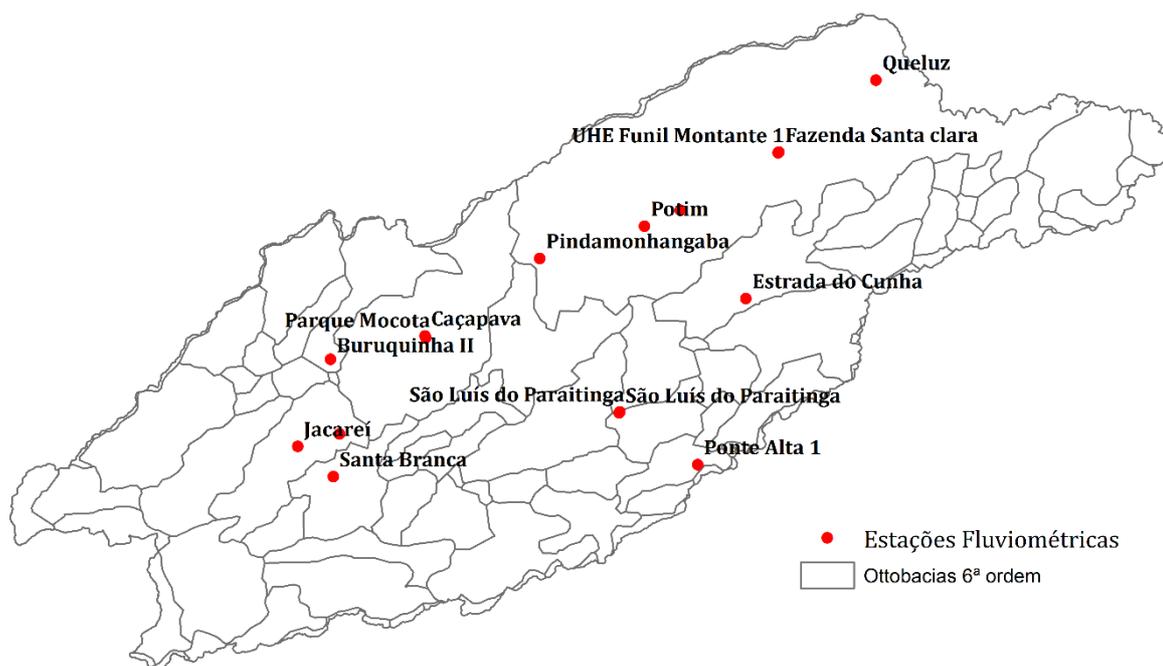


Figura 1. Localização das estações fluviométricas correspondentes a região de estudo. Cada ponto na cor vermelha corresponde a uma estação em que foram obtidos dados observados de vazão e turbidez para calibrar os resultados obtidos pelos modelos de cada cenário.

Para estimar os valores de turbidez e vazão para as demais otobacias em que os dados observados não estavam disponíveis foi realizada uma regressão espacial para ajustar os valores simulados aos observados. Nesta etapa, foram considerados os valores observados de vazão e turbidez das 16 estações fluviométricas como variáveis dependentes e os valores relativos (**Equações 8 e 9**) obtidos para as demais otobacias como variáveis independentes.

A partir dos valores de turbidez TU e vazão Q ajustados para cada otobacia em cada cenário, foram utilizadas as equações (7) e (8) para estimar o custo de tratamento da turbidez da água em cada otobacia e em cada cenário. Os custos de tratamento de água foram calculados apenas para otobacias que apresentaram valores de turbidez maior que 40 UNT. Esse limiar foi utilizado considerando a Resolução CONAMA 357 que estabelece que o limite da turbidez é de 40 UNT para águas doces classe 1 que são destinadas ao abastecimento humano após tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças e comunidades aquáticas em terras indígenas.

2.5 MODELAGEM DE CARBONO: ESTOQUE DE CARBONO E VALORAÇÃO ECONÔMICA

O estoque de carbono foi estimado a partir da somatória do carbono estocado nos diferentes compartimentos: biomassa viva da parte aérea, biomassa viva radicular, matéria orgânica morta (serapilheira, troncos, etc.) e carbono no solo (**Equação 11**). Posteriormente, para calcular o estoque de carbono total em cada cenário, foram somados os valores do estoque de carbono em todos os usos da terra identificados.

$$C_{Total} = \sum C_{BVA} + C_{BVAS} + C_{MOM} + C_S \quad \text{Eq. 11}$$

Em que: C_{Total} é o estoque de carbono total, C_{BVA} é o estoque de carbono na biomassa viva da parte aérea (BVA), C_{BVAS} é o estoque de carbono na biomassa viva abaixo do solo (BVAS), C_{MOM} é o estoque de carbono na matéria orgânica morta (MOM) e C_S é o estoque de carbono no solo (S).

Para os usos e cobertura da terra que não corresponderam a áreas de vegetação natural foram utilizadas estimativas de estoque de carbono já publicadas na literatura científica, dando preferência para estimativas provindas de estudos realizados na região da bacia do Rio Paraíba do Sul, quando existentes (**Tabela 3**). A estimativa de estoque de carbono dada em toneladas de carbono por hectare foi multiplicada pela área ocupada por cada classe de uso e cobertura da terra a fim de calcular o estoque de carbono para cada uso em cada cenário.

Para as áreas de vegetação natural e de restauração por regeneração natural a biomassa viva da parte aérea foi quantificada seguindo a metodologia proposta por Chazdon et al. (2016) que considera a idade (i.e., o tempo de regeneração), a disponibilidade de água e a qualidade do solo (Poorter et al. 2016). Desta forma, para as classes “Vegetação herbáceo-arbustiva” e “Vegetação florestal inicial” foi atribuída a idade média de 20 anos e para a classe “Vegetação florestal médio-avançada” foi atribuída a idade média de 60 anos (**Equação 12**), de acordo com o histórico de regeneração florestal da região (Coutinho 2009, Ronquim et al 2016).

$$BVA = \left(\frac{a \cdot I_{VN}}{a_{50} + I_{VN}} \right) \quad \text{Eq. 12}$$

Em que: BVA é a biomassa viva da parte aérea, I_{VN} é a idade atribuída as diferentes classes de vegetação natural e a e a_{50} , correspondem (**Equações 13 e 14**):

$$a = 370 - 0.0133 * PMA + 0.1586 * CWD - 0.1235 * CTC - 0.0191 * T_{sazonalidade}$$

Eq. 13

$$a_{50} = 26.4368 - 0.004927 * CWD + 0.001321 * PMA - 0.290429 * C_{sazonalidade}$$

Eq. 14

Em que: PMA é a precipitação média anual em milímetros (obtida na mesma base de dados citada no item 4.1), CWD (Climatic Water Deficit) é o conteúdo de água perdido pelo ambiente durante os meses secos, ou seja, quando a evapotranspiração excede a precipitação, CTC é a capacidade de troca catiônica do solo e representa a disponibilidade de nutrientes no solo, sendo expressa em centimols de cátions por kilograma de solo, $T_{sazonalidade}$ é o desvio padrão da temperatura multiplicado por 100 (variável BIO4 obtida na base de dados climáticos WorldClim) e $C_{sazonalidade}$ é o coeficiente de variação da pluviosidade (variável BIO15 obtida na base de dados climáticos WorldClim - <http://www.worldclim.org/current>).

O CWD é calculado como a média de longo prazo das diferenças entre precipitação e evapotranspiração durante os meses secos. Esta variável é expressa em milímetros por ano e os valores são por definição negativos. Valores próximos a zero indicam baixo stress hídrico, enquanto valores muito negativos indicam alto stress hídrico sazonal. Esta variável foi obtida na base de dados de Jerome Chave (http://chave.ups-tlse.fr/pantropical_allometry.htm). A variável CTC foi obtida na base de dados do Harmonized World Soil Database (<http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/>).

O valor calculado de biomassa foi transformado em C_{BVA} multiplicando-se por 0,5 (**Equação 15**) (Chazdon et al. 2016, Baccini et al. 2008).

$$C_{BVA} = BVA * 0,5 \quad \text{Eq. 15}$$

Em que: C_{BVA} é o estoque de carbono na biomassa viva da parte aérea para as áreas de vegetação natural e 0,5 é o fator de conversão de biomassa para estoque de carbono.

O estoque de carbono na biomassa viva abaixo do solo para as áreas de vegetação natural foi estimado considerando a razão raiz/caule (R – **Equação 16**) (Penman et al. 2003, Mokany et al. 2006).

$$C_{BVAS} = BVA * 0,5 * R \quad \text{Eq. 16}$$

Em que: C_{BVAS} é o estoque de carbono na biomassa viva abaixo do solo (BVAS), 0,5 é o fator de conversão de biomassa em carbono e R é a razão raiz/caule que foi de 0,2505 para áreas de floresta secundária e de 0,2350 para áreas de floresta madura.

Para os estoques de carbono na matéria orgânica morta (C_{MOM}) e no solo (C_s) referente as áreas de vegetação natural foram utilizadas estimativas obtidas na mesma área de estudo (**Tabela 3**). Para as estimativas de carbono no solo, foram incluídas camadas de 0-100 cm de profundidade.

Tabela 3. Valores de estoque de carbono utilizados na modelagem e estimativa de sequestro de carbono nos diferentes cenários da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Para cada classe de uso da terra são apresentadas as estimativas de estoque de carbono na biomassa viva aérea (CBVA), na biomassa viva abaixo do solo (CBVAS), na matéria orgânica morta (CMOM) e no solo (CSolo), expressas em Mg/ha. Para cada estimativa é apresentada a referência bibliográfica do dado ou da Equação utilizada (numeração sobrescrita).

Classe de uso da terra	C_{BVA}	C_{BVAS}	C_{MOM}	C_{Solo}	C_{total}
Área degradada	0.00	0.00	0.00	47.00	47.00
Área urbana	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Corpos d'água	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cultura perene	10.38	1.97	1.40	50.00	99.10
Cultura semi-perene	7.20	1.90	1.10	47.00	48.10
Cultura temporária	3.30	0.74	1.10	47.00	77.60
Extração mineral	0.00	0.00	0.00	47.00	47.00
Pastagem	2.20	7.43	0.14	67.00	110.84
Silvicultura	34.10	9.65	4.96	60.70	102.66
Solo exposto	0.00	0.00	0.00	47.00	47.00
Vegetação herbáceo-arbustiva	EQ 2	$C_{BVA}^* 0.2505$	4.11	58.70	EQ.1
Vegetação florestal inicial	EQ 2	$C_{BVA}^* 0.2505$	4.11	58.70	EQ.1
Vegetação florestal médio-avançada	EQ 2	$C_{BVA}^* 0.2350$	3.60	58.70	EQ.1
Restauração (projeção para 15 anos)	EQ 2	$C_{BVA}^* 0.2505$	4.11	58.70	EQ.1
Sistema Agroflorestal	32.37	7.61	4.41	60.70	102.1
Sistema Silvipastoril	10.50	8.00	2.50	78.39	99.4

Pastoreio Rotativo	11	11	11	11
Voisin	2.64	8.92	0.17	78.39
				144.6

¹Strassburg et al. 2016

²Estoque de carbono no solo predominante da região (latossolo e argissolo) (Penman et al. 2003)

³Coutinho 2009; 3a C_{MOM} calculado a partir da razão de 0.14 para C_{BVA}/C_{MOM} encontrada em silvicultura na região de estudo; 3b o mesmo valor medido em sistemas de silvicultura na região de estudo

⁴Coltri et al. 2013

⁵Calculado utilizando a razão de 0.19 para C_{BVA}/C_{BVAS} encontrada em cafezais na região sudeste do Brasil (Alfenas MG)

⁶Marenjo 2015: Gleissolos da região do Vale do Paraíba do Sul

⁷Cardoso 2012

⁸Chazdon et al. 2016

⁹Mokany et al. 2006

¹⁰Froufe et al. 2011

¹¹Séo 2015: estoque de carbono em Sistema de Pastoreio Rotativo Voisin 20% maior que a classe de uso do solo “pastagem”.

¹²Torres et al. 2014

O serviço ambiental de sequestro de CO₂ foi valorado com base nas emissões e sequestro de carbono resultantes das mudanças no uso e cobertura da terra entre os cenários projetados e o cenário de referência. Seguindo a metodologia proposta pelo IPCC Good Practice Guidance for LULUCF (Penman 2006) e pelo Inventário Nacional de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Brasil (MCTI, 2014). Sendo que, o potencial de sequestro de carbono de cada cenário foi estimado a partir das diferenças no estoque de carbono geradas por mudanças de uso da terra entre os cenários projetados e o cenário de referência (**Equação 17 e 18**).

Adicionalmente, para as mudanças do uso e cobertura da terra (por exemplo, mudança de agricultura perene para pastagem) considerou-se que o estoque de carbono em florestas secundárias (incluindo restauração passiva) varia com a idade destas florestas (i.e. o tempo de regeneração) e com fatores ambientais (Poorter et al. 2016). Assim, foi contabilizado para cada cenário o estoque de carbono nos diferentes usos da terra (por pixel) e foram calculadas as diferenças no estoque de carbono entre cada cenário e a situação atual para contabilizar o potencial sequestro/emissão gerado.

$$\Delta C = C_{totalcenário} - C_{totalpaisagematual} \quad \text{Eq. 17}$$

$$CO_2 = \frac{\Delta C}{\Delta t} * 3,67 \quad \text{Eq. 18}$$

Primeiramente, foi estimado o estoque de carbono em cada cenário (metodologia descrita a seguir), em seguida foi calculada a diferença entre o estoque de C no cenário projetado e na situação atual, por último esta diferença de carbono foi convertida em CO₂ sequestrado/emitido em 15 anos (2015-2030). Considerando que a massa do CO₂ é de aproximadamente 44,01 e a do carbono é 12,01, o fator de conversão de C para CO₂ é de $44.01/12.01=3,67$. Através do mecanismo de pagamento por sequestro de carbono, cada tonelada de CO₂ equivale a US\$5 (Fundo Amazônia).

2.6 MODELAGEM DE POLINIZAÇÃO:

Os polinizadores são fundamentais para a biodiversidade dos ecossistemas naturais e também para agricultura. Cerca de 1/3 da produção da agricultura mundial depende de polinizadores, enquanto que quase 90% das espécies de plantas requerem algum polinizador animal (IBPES 2016). Cereais como arroz e trigo, base da alimentação de muitos povos, dependem do vento para a polinização. Entretanto, se a polinização animal se extinguisse, a qualidade nutricional humana estaria seriamente afetada já que muitas frutas e legumes necessitam da polinização biótica (CBC 2016).

O modelo do Invest baseia-se em polinizadores selvagens, especificamente abelhas, para simular o potencial de polinização, visto que estas oferecem um serviço ecossistêmico representativo de sistemas naturais e essencial para muitas culturas agrícolas (Kremen e Chaplin-Kramer 2007). As abelhas exigem dois tipos básicos de recursos para persistirem em uma paisagem: substratos para a nidificação e recursos florais (isto é, alimentos). O modelo, portanto, requer estimativas de disponibilidade desses recursos para cada tipo de uso e cobertura da terra para gerar um índice de abundância de polinizadores na paisagem e um índice de potencial de visitação agrícola na paisagem.

Primeiramente, o modelo estima o índice de abundância de cada espécie polinizadora para cada pixel da paisagem, baseado nos locais de nidificação disponíveis em cada pixel e nas flores presentes nos pixels circundantes. As flores dos pixels próximos recebem um peso maior que os distantes, de acordo com o intervalo médio de forrageio das espécies. Como a abundância de polinizador é limitada pela nidificação e pelos recursos florais, o índice de abundância para a

espécies no pixel x , $PA(x,s)$, é o produto dos recursos florais disponíveis ponderado pela distância exponencial do fornecimento de polinizadores (**Equação 19**):

$$PA(x,s) = FR(x,s) \frac{\sum_{x' \in X} PS(x',s) e^{-\frac{D(x,x')}{\alpha_s}}}{\sum_{x' \in X} e^{-\frac{D(x,x')}{\alpha_s}}} \quad \text{Eq. 19}$$

Em que: $D(x,x')$ é a distância euclidiana entre os pixels x,x' e α_s é a distância de forrageamento esperada para o polinizador. $PS(x,s)$ é o índice de fornecimento de polinizador no pixel x para a espécie s definida como (**Equação 20**):

$$PS(x,s) = FR(x,s)HN(x,s)SA(s) \quad \text{Eq. 20}$$

Em que: $FR(x,s)$ é o índice de recurso floral no pixel x para a espécie s definido como (**Equação 21**):

$$FR(x,s) = \frac{\sum_{x' \in X} \sum_{j \in J} RA(l(x),j)FA'(s,j) e^{-\frac{D(x,x')}{\alpha_s}}}{\sum_{x' \in X} e^{-\frac{D(x,x')}{\alpha_s}}} \quad \text{Eq. 21}$$

$HN(x,s)$ é a propensão do habitat para a nidificação no pixel x da espécie (**Equação 22**).

$$HN(x,s) = \max_{n \in N} [N(l(x),n)ns(s,n)] \quad \text{Eq.22}$$

Em que :

$SA(s)$ é a abundância relativa para a espécie s na variação $[0.0, 1.0]$ e $\sum_{s \in S} SA(s) = 1$

▪ $N(l,s)$ é a equação da nidificação para a classe de cobertura e uso do solo l , para a espécie s na variação $[0.0, 1.0]$

▪ $l(x)$ é a classe de cobertura e uso do solo no pixel x .

Numa segunda etapa, o modelo utiliza o índice de abundância gerado e as distâncias de voo dos polinizadores para prever um índice de polinizadores que possivelmente visitaria cada pixel agrícola na paisagem, chamado potencial de visitação. Os dados de entrada utilizados para o modelo foram o mapa de uso e cobertura da terra para a BRPSPP e uma tabela com informações sobre as espécies de polinizadores, preferências de nidificação, recursos florais, preferências de

estações do ano e distância média de voo (**Tabela 4**), além de parâmetros da paisagem (**Tabela 5**).

Tabela 4. Informações biofísicas das espécies de abelhas incluídas no modelo de polinização do Invest.

Espécies	Alpha (m)	Cavidade	Solo	F_allyear
<i>Apis mellifera</i>	800	1	1	1
<i>Bombus morio</i>	2.500	0	1	1
<i>Centris analis</i>	969	0	1	1
<i>Centris nitens</i>	1.854	0	1	1
<i>Epicharis flava</i>	3.073	0	1	1
<i>Eualema nigrita</i>	3.214	1	1	1
<i>Frieseomelitta varia</i>	1.400	1	0	1
<i>Megachile pseudanthidioides</i>	550	1	1	1
<i>Melipona fasciculata</i>	500	1	0	1
<i>Melipona quadrifasciata</i>	2.000	1	0	1
<i>Nannotrigona testaceicornis</i>	100	1	1	1
<i>Plebeia droryana</i>	540	1	1	1
<i>Tetragonisca angustula</i>	600	1	0	1
<i>Trigona spinipes</i>	840	1	1	1
<i>Xylocopa frontalis</i>	10.000	1	0	1

Legenda: Alpha- distância de voo, Cavidade e Solo-locais de nidificação, F_allyear- estação do ano para forrageamento.

O levantamento dos dados biofísicos e de características das espécies foi realizado através de revisão da literatura (**Tabela 6**) e as espécies foram selecionadas segundo a ocorrência no estado de São Paulo e tipo de cultivo polinizado. Com relação às preferências de estação do ano, adotou-se como premissa que as espécies forrageiam o ano todo. Por fim, os dados biofísicos sobre as espécies foram organizados e enviados a uma especialista em polinização para confirmação das informações.

Tabela 5. Parâmetros da paisagem referentes à disponibilidade de locais para nidificação e recursos florais para cada classe de uso e cobertura da terra.

Classe de uso e cobertura	N_cavidade	N_solo	F_allyear
Área urbana	0	0	0
Mineração	0	0	0
Pastagem	0	0,50	0,20
Agricultura Perene	0,30	0,50	0,50
Agricultura Semi-Perene	0	0	0
Agricultura Temporária	0	0	0,05
Silvicultura	0,70	0,70	0,20
Solo exposto	0	0	0
Vegetação Herbáceo-Arbustiva	0,80	0,80	1,00
Floresta Inicial	0,90	0,90	1,00
Floresta Média-Avançada	1,00	1,00	1,00
Corpos d'água	0	0	0
Área degradada	0	0	0
Sistema Voisin	0	0,50	0,20
Silvopastoril	0,30	0,50	0,30
SAF	0,80	0,70	0,80

Legenda: Cavidade e Solo-locais de nidificação, F_allyear- estação do ano para forrageamento.

A valoração dos serviços de polinização em termos de produção agrícola foi realizada em duas etapas. Primeiramente foi utilizada a classificação de Gianinni et al. (2015) para categorizar as culturas agrícolas quanto ao grau de dependência (GD) dos polinizadores. Cada cultura foi classificada quanto à dependência de polinizador essencial (GD= 0.95; significando que de 90-100% da produção depende de polinizador), elevada (GD=0.65), modesta (GD=0.25) e baixa (GD= 0.05). O GD foi multiplicado pelo rendimento médio em quilograma por hectare de cada cultura. Os dados de rendimento médio das culturas para o estado de São Paulo foram obtidos através do banco de dados do IBGE (2017), os dados de dependências das espécies e possíveis benefícios advindos da polinização foram retirados de Giannini et al. (2015).

O rendimento médio correspondeu ao rendimento das culturas no cenário atual (NOW). Para cada cultura, foi calculado o rendimento dependente da polinização multiplicando o rendimento médio da cultura pelo respectivo GD. O rendimento independente de polinização foi calculado como a diferença entre o rendimento médio e aquele dependente da polinização. Numa segunda etapa, foi

avaliada a variação nos rendimentos agrícolas para os diferentes cenários projetados para a BRPSPP. Para essa análise foram escolhidas 15 culturas importantes para a região e que tem diferentes graus de dependência de polinizadores. O P_{NOW} foi utilizado para calcular o rendimento cenário atual (NOW), que serviu de base para os cálculos dos demais cenários projetados.

$$HN(x, s) = (RM * GD) + RM(1 - GD) \quad \text{Eq. 23}$$

Em que: $P_{NOW} = PD + PI$

$PD_{NOW} = RM * GD$ e $PI_{NOW} = RM - PD_{NOW}$

Em que: PD_{NOW} é a produção média de culturas dependentes do cenário atual (NOW), RM é o rendimento médio anual da cultura, GD é grau de dependência da cultura à polinização e PI é o rendimento médio independente da polinização.

Em seguida, para cada cenário foi estimado o rendimento de cada cultura com base na variação no índice de visitação entre o cenário projetado e o rendimento atual. Para se obter o rendimento dependente de polinização para cada cenário projetado, foi multiplicado o rendimento dependente do cenário NOW pelo potencial de visitação (PV) de cada cenário projetado dividido pelo potencial de visitação do cenário NOW ($PD_{NOW} \times PV_{\text{cenário}} / PV_{NOW}$). O rendimento de cada cenário projetado será o valor do rendimento independente de polinização calculado para a situação atual somado ao rendimento dependente calculado para o respectivo cenário ($P_{\text{cenário}} = PD_{\text{cenário}} + PI_{NOW}$).

Para esse cálculo foi considerado que o único parâmetro que variou entre os cenários foi o índice de visitação de polinizadores. Isso é uma simplificação, considerando que a produtividade é resultado de uma interação de fatores, como disponibilidade hídrica e de nutrientes.

Tabela 6. Descrição das variáveis biofísicas e respectivas referências bibliográficas utilizadas no modelo de polinização do Invest.

Dados necessários	Descrição	Fontes
Distância de voo (alpha)	Distância média que cada espécie viaja para forragear, especificada em metros	Roubik 1989; Araujo et al. 2004; Greenleaf et al. 2007; Zurbuchen et al. 2010; Hagler et al. 2011; França et al. 2016;
Local do ninho	Comportamento de nidificação, seja preferindo construir ninhos no solo ou em cavidades de árvores	Engel 2000; Milne and Milne 2000; Silveira et al. 2002; Antonini & Martins 2003; Ricketts 2004; Bernardino e Gaglianone 2008; Gruter et al. 2011; Aidar et al. 2013; Sarzetti et al. 2014; Gaglianone 2015; Giannini et al. 2015; Moure's list
Parâmetros da paisagem (disponibilidade de habitat e recursos florais)	Índice relativo (0-1) da disponibilidade de locais para nidificação e recursos florais por classe de uso do solo	Lonsdorf et al. 2009

2.7 ESTIMATIVA DO VALOR PRESENTE LÍQUIDO ADICIONAL

Posteriormente ao cálculo das estimativas de ganho, custos e custos evitados para cada cenário, o ganho econômico total dos cenários CL e MSP foi comparado com o cenário de referência BAU. Nesta etapa, foi necessário assumir uma taxa de desconto e trazer os valores econômicos obtidos ao longo das análises para valores presentes líquidos (VPL). Assim, considerando um fluxo de caixa composto por um conjunto de ganhos e/ou perdas de valor V_t em um dado ano t , foi possível estimar o VPL referente ao fluxo de caixa, dada uma taxa de desconto d , a partir da relação:

$$VPL = \sum_{t=t_i}^{t_f} \frac{V_t}{(1+d)^t} \quad \text{Eq. 24}$$

O valor de taxa de desconto utilizado foi de 5% ao ano. Sendo que, os anos 2020 e 2035 foram considerados o ano inicial e o ano final, respectivamente com um intervalo de 15 anos, em que: $t_i=0$ e $t_f=15$.

Para calcular o VPL referente às emissões evitadas de CO₂ nos cenários CL e MSP em relação ao BAU foram assumidas as seguintes premissas: i) as ações de restauração são implantadas no ano inicial 2020 e ii) a cada ano após a implantação da restauração as áreas sequestram uma quantidade de carbono constante, referente a 1/15 do total calculado anteriormente, com um ganho econômico anual V_t constante, de 2020 a 2035. A suposição de que o sequestro de CO₂ anual é constante foi conservadora, considerando que o ganho real no sequestro de carbono é maior nos primeiros anos da restauração. Desta forma, se esses maiores ganhos fossem considerados os valores de VPL desse serviço seriam maiores.

Para calcular o custo evitado total de tratamento da água e de dragagem dos rios foram utilizados os valores de custo anuais calculados anteriormente (**versão 4.1**) para estimar o VPL (**Equação 24**). Para estimar o ganho agrícola, assumiu-se que a produtividade das culturas agrícolas para todos os cenários são as mesmas. Desta forma, foi possível estimar o ganho econômico relacionado somente a mudança nas áreas produtivas em cada cenário, em relação ao cenário BAU.

Os diferentes valores na quantidade produzida de cada cultura, devido às mudanças do uso da terra, determinaram as alterações no lucro final. Desta forma, os custos de produção totalizaram 85% das receitas, sendo que todas as mudanças no uso da terra ocorrem no primeiro ano, levando a ganhos e/ou perdas anuais em relação a produção total no cenário BAU.

Para calcular o VPL para o ganho agrícola foram realizados os seguintes passos: i) as culturas agrícolas presentes na região foram agrupadas em duas classes: perene e temporária; ii) foram utilizados os dados do IBGE de produtividade e valor de produção (receita) para calcular as médias ponderadas pela área total de cada classe na paisagem e iii) os valores de produtividade e receita ponderados pela área total de cada classe foram multiplicados pela área da classe em cada cenário.

Para calcular o valor econômico adicional obtido com o aumento da polinização foram consideradas as receitas totais da área produtiva e o aumento da produtividade em função da polinização em cada cenário. Na sequência, esses valores foram subtraídos das receitas totais estimadas a partir das produtividades no cenário BAU.

O cenário MSP possui uma área produtiva adicional por causa do sistema agroflorestal. Para calcular o lucro gerado devido a essas áreas adicionais, assumiu-se que a produtividade nessas áreas é a mesma, considerando um nível de polinização referente as áreas de floresta no cenário BAU.

A produtividade dos SAF no cenário BAU foi calculada proporcionalmente a produtividade no cenário MSP. A proporção correspondeu a relação entre o PV para o SAF no cenário MSP, e o PV para cada tipo de cultura no cenário BAU. Por fim, o mesmo custo de oportunidade da restauração estimado no **Produto 2** foi utilizado, assumindo que as ações de restauração serão implementadas integralmente no primeiro ano.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 DIFERENÇAS ENTRE OS CENÁRIOS EM RELAÇÃO AO VOLUME DE ÁGUA (VAZÃO HÍDRICA)

Os modelos espacialmente explícitos permitiram estimar a vazão hídrica e as taxas de exportação de sedimentos e de perda de solo para os diferentes cenários de mudança de uso e cobertura da terra. A partir desses valores foi possível estimar a turbidez da água, os custos de tratamento da água e da dragagem de sedimentos para cada cenário. Com base nesses resultados, foram calculadas as diferenças entre os cenários em relação aos custos de tratamento da água e de dragagem de sedimentos, que representam os custos evitados, considerando as mudanças de uso e cobertura da terra.

Pode-se observar uma alta variação em relação aos parâmetros de entrada dos modelos (**consultar os mapas e tabelas no Anexo 1**) e os diferentes usos e cobertura da terra, evidenciando que diferentes sistemas produtivos diferem substancialmente quanto às características que influenciam na dinâmica hídrica e de sedimentos na região. Os sistemas agroflorestais, por exemplo, presentes somente no cenário MSP, possuem valores médios de profundidade de raízes e maiores do que os valores das áreas de pastagens ou agricultura anual. Desta forma, as diferenças entre os cenários quanto aos padrões (e proporções) de uso e

cobertura da terra, influenciaram nas estimativas de vazão hídrica e nas taxas de exportação de sedimentos e de perda de solo.

Os dados de vazão simulados a partir do modelo de produção de água do Invest mostraram que os valores de vazão são menores nos cenários CL e MSP em relação aos valores estimados no cenário BAU (**Figura 2**). Entretanto, é importante ressaltar que a diferença nos valores de vazão entre os diferentes cenários é pequena em termos relativos (2,6% menor no cenário CL e 3,8% menor no MSP em relação ao BAU).

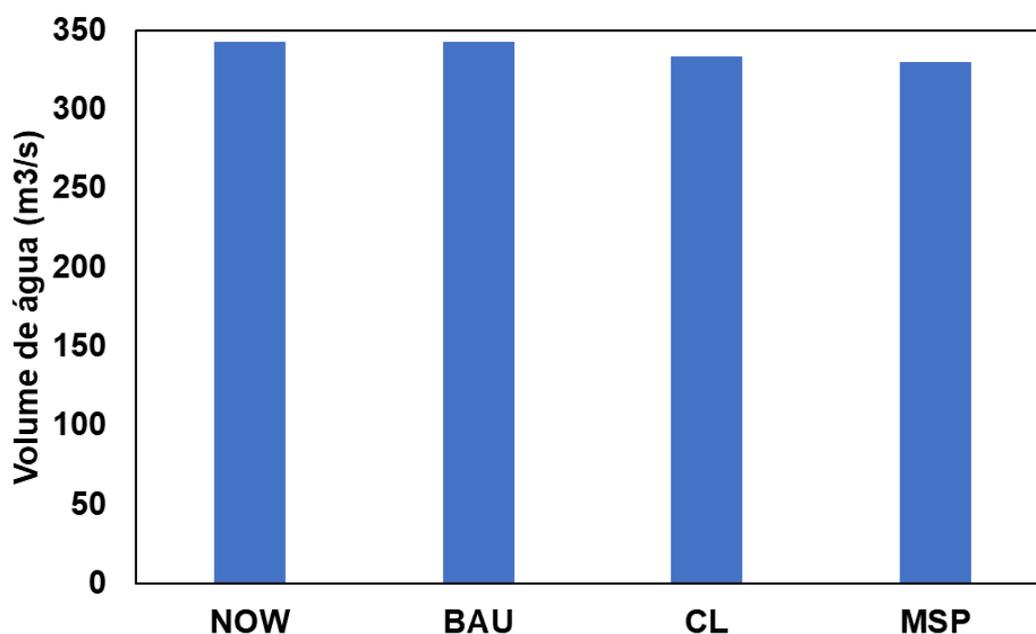
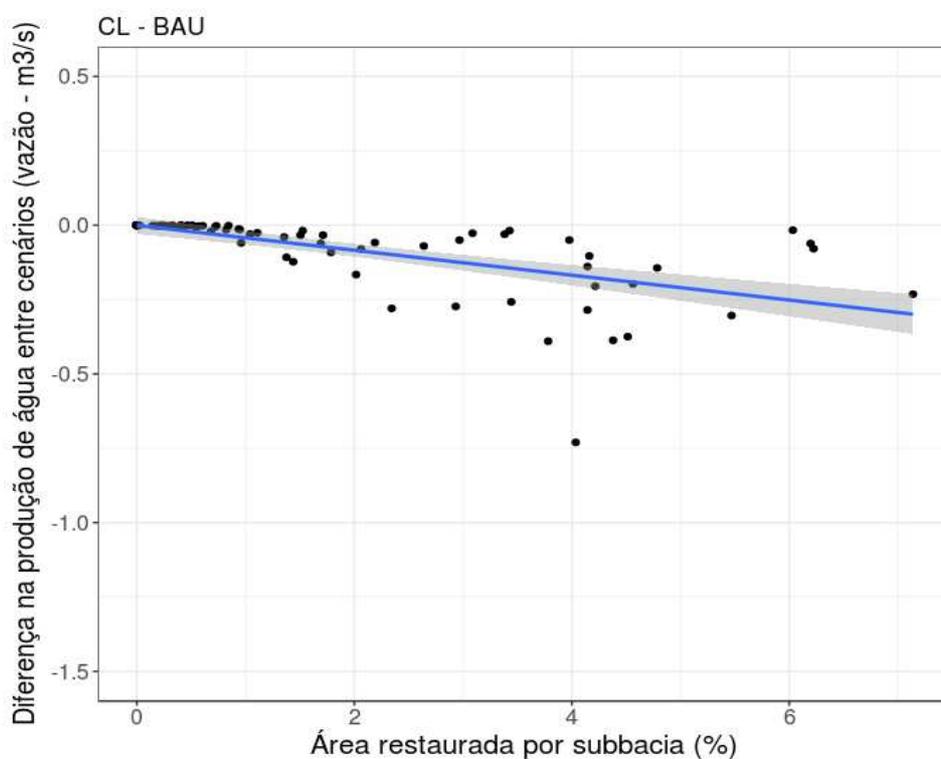


Figura 2. Vazão hídrica (m³/s) estimada a partir da componente biofísica do modelo de produção de água do software Invest.

A menor produção de água nos cenários CL e MSP em relação ao BAU se deve, provavelmente, às áreas de floresta que foram alocadas nesses cenários, visto que no curto prazo a cobertura florestal aumenta a evapotranspiração e pode reduzir o fluxo de água dos rios (Farley et al. 2005). Esse padrão pode ser observado particularmente em áreas que permaneceram sem formação florestal por um longo período de tempo. O modelo não considera o papel potencial das florestas no aumento da absorção de água no solo e a recarga dos lençóis freáticos, o que pode levar a um aumento da vazão a longo prazo. De qualquer forma, como foi ressaltado, a diferença na vazão de água entre os cenários é pequena.

Os resultados obtidos através do modelo indicam que a restauração pode afetar a produção de água. Na **Figura 3** pode-se observar que nas otobacias onde as áreas restauradas foram proporcionalmente maiores também foram identificadas as maiores reduções nos valores de vazão hídrica. Contudo, a escala temporal analisada influencia na resposta hidrológica à restauração, uma vez que, o aumento na evapotranspiração, comumente observado após sua implantação, tende a diminuir com a idade das florestas (Cornish & Vertessy 2001). Conseqüentemente, a longo prazo, o total de água disponível para a recarga de aquíferos e rios deve aumentar.



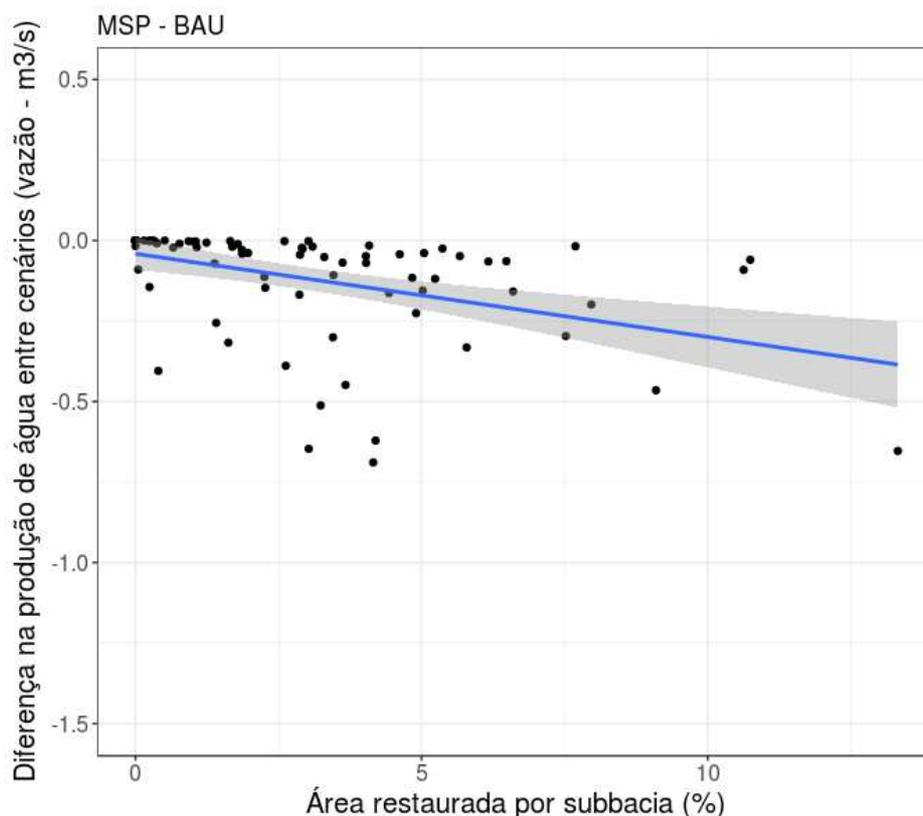


Figura 3. Relação entre a área restaurada em cada ottobacia (lê-se subbacia nas figuras) e a redução na vazão hídrica entre cenários. CL-BAU indica a diferença entre os cenários CL e BAU (coeficiente de correlação de Spearman: $\rho = -0.91$) e MSP - BAU indica a diferença entre os cenários MSP e BAU ($\rho = -0.68$). As linhas indicam modelos de regressão linear entre as variáveis e a área em cinza indica o erro padrão do modelo.

Sabe-se que a umidade devolvida à atmosfera através da evapotranspiração intensifica o ciclo da água, aumentando a probabilidade de eventos de chuva e gerando um incremento na produção de água das bacias hidrográficas (Ellison et al. 2012). Entretanto, esta interface entre a cobertura florestal e a atmosfera não é incorporada pela maioria dos modelos hidrológicos disponíveis atualmente, incluindo o Invest.

Além disso, os resultados fornecidos pelo modelo não permitem identificar variações sazonais na produção de água. Devido às diferenças entre os cenários quanto à cobertura florestal (principalmente em relação ao cenário BAU), seria esperada também uma diminuição na sazonalidade da produção de água, uma vez que um importante serviço ecossistêmico prestado pelas florestas é a regulação do fluxo de água, através do controle de enchentes e aumento da vazão em épocas secas (Neary et al. 2009). Assim, mesmo que os resultados obtidos indiquem uma redução

na produção de água anual nos cenários CL e MSP, esses resultados não englobam todas as possíveis mudanças na dinâmica hídrica associadas às mudanças de uso e cobertura da terra simuladas na bacia.

3.2 DIFERENÇAS ENTRE OS CENÁRIOS EM RELAÇÃO ÀS TAXAS DE EXPORTAÇÃO DE SEDIMENTO E PERDA POTENCIAL DO SOLO

A partir dos resultados do modelo de exportação de sedimentos, estima-se que atualmente a bacia exporta aproximadamente 4,99 milhões de toneladas de sedimentos por ano (ou 3,013 toneladas/ha/ano) para os cursos d'água. Para o cenário BAU, o valor estimado é superior ao atual (5,23 Mton/ano, ou 3,15 ton/ha/ano). O valor de exportação de sedimentos no cenário CL é menor quando comparado aos valores exportados atualmente e ao cenário de referência BAU (4,83 Mton/ano, 2,91 ton/ha/ano). No cenário MSP (5,06 Mton/ano, ou 3,05 ton/ha/ano) os valores de exportação são ligeiramente maiores (1,3 %) do que a situação atual e menores (3,2 %) do que os estimados para o cenário BAU. Entretanto, quando comparado ao cenário CL, os valores estimados para o cenário MSP são 4,8 % maiores (Figura 4, Tabela 7).

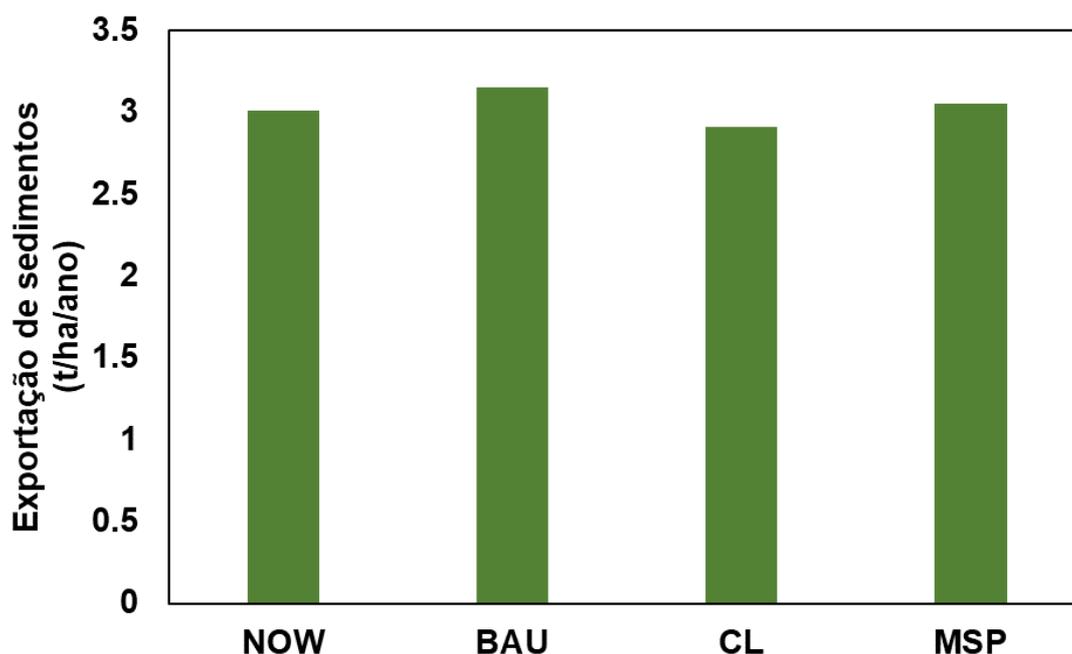


Figura 4. Valores estimados de taxa de exportação de sedimentos (em toneladas por hectare por ano) para a paisagem atual (NOW) e para os diferentes cenários futuros na porção Paulista da bacia do Rio Paraíba do Sul.

Em relação as taxas de perda potencial do solo estimadas a partir da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) os resultados encontrados foram similares aos obtidos para exportação de sedimentos. Embora os valores encontrados para o cenário MSP sejam similares aos valores estimados para o cenário CL e não maiores, como encontrado para a taxa de exportação de sedimentos. A perda potencial de solo estimada para a paisagem atual é de 116,8 milhões de toneladas por ano (ou 70,4 ton/ha/ano); o valor estimado para o cenário BAU é de 118,9 Mton/ano (71,6 ton/ha/ano), e os valores para os cenários CL e MSP são de 113,08 e 113,53 Mton/ano (ou 68,17 e 68,44 ton/ha/ano), respectivamente (**Figura 5, Tabela 7**).

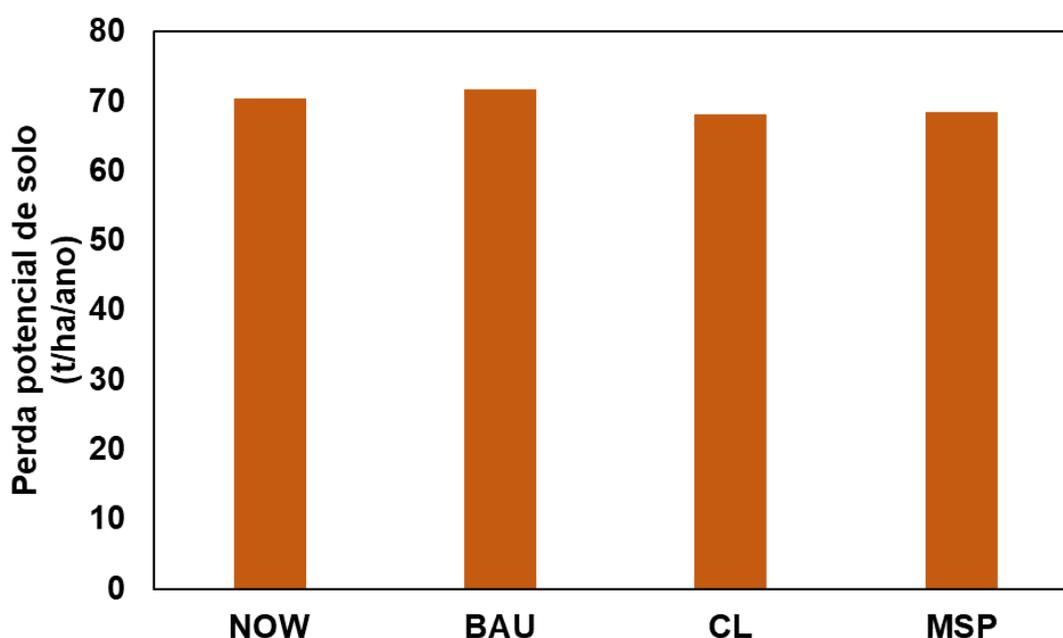


Figura 5. Valores de perda potencial de solo estimados a partir da Equação Universal de Perda do solo (USLE) (em toneladas por hectare por ano) para a paisagem atual (NOW) e para os diferentes cenários futuros na porção Paulista da bacia do Rio Paraíba do Sul.

Tabela 7. Taxas de exportação de sedimentos e de perda potencial de solo (USLE) estimadas para a situação atual e para diferentes cenários futuros na porção Paulista da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Também são apresentadas as diferenças entre cenários quanto a esses parâmetros.

Parâmetro	Unidade		NOW	BAU	CL	MSP
Exportação de sedimentos	Mton/ano (área total da bacia)	Total	5.00	5.23	4.83	5.06
		Cenário – NOW	0.00	0.23	-0.17	0.06
		Cenário – BAU	-0.23	0.00	-0.40	-0.17
	ton/ha/ano	Total	3.01	3.15	2.91	3.05
		Cenário – NOW	0.00	0.14	-0.10	0.04
		Cenário – BAU	-0.14	0.00	-0.24	-0.10
Perda de solo (USLE)	Mton/ano (área total da bacia)	Total	116.82	118.8	113.08	113.53
		Cenário – NOW	0.00	2.07	-3.74	-3.29
		Cenário – BAU	-2.07	0.00	-5.81	-5.36
	ton/ha/ano	Total	70.43	71.67	68.17	68.44
		Cenário – NOW	0.00	1.25	-2.25	-1.98
		Cenário – BAU	-1.25	0.00	-3.50	-3.23

Conforme esperado, no cenário BAU a bacia apresenta taxas mais elevadas de exportação de sedimentos e de perda potencial de solo em relação à situação atual. Este padrão pode se explicado devido a expansão de usos da terra que favorecem processos erosivos como, por exemplo, áreas de mineração e pastagens, além da ausência de ações de restauração em áreas de preservação permanente que contribuem para a redução da exportação de sedimentos. Assim, no cenário BAU, em que não foi atribuído nenhum aumento significativo de áreas de vegetação natural e as áreas de pastagem permaneceram ou se expandiram na paisagem, maiores taxas de erosão são observadas, característica intrínseca a áreas degradadas e/ou com baixa cobertura florestal (Nogueira, 2016).

Nos cenários CL e MSP, as taxas de exportação de sedimentos e de perda potencial de solo são menores do que as projetadas para o cenário BAU (**Figura 6**). Esse padrão era esperado, devido às premissas estabelecidas para gerar cada cenário, i.e, ações de restauração (CL e MSP) e a inclusão de sistemas de produção

sustentáveis (MSP). No caso do cenário CL, a redução de processos erosivos em relação ao cenário BAU se deve à menor extensão de pastagens (em torno de 52 mil ha a menos do que o cenário BAU) e também devido a maior área de vegetação natural em estágios iniciais de sucessão (aproximadamente 52 mil ha) resultantes de ações de restauração (**Figura 6; Tabela 7**). Como resultado, no cenário CL a taxa de exportação de sedimentos é 7,6 % menor (0,40 Mtons/ano) e a taxa de perda potencial do solo é 4,8 % menor (5,81 Mtons/ano) do que as taxas observadas no cenário BAU (**Figura 6; Tabela 7**).

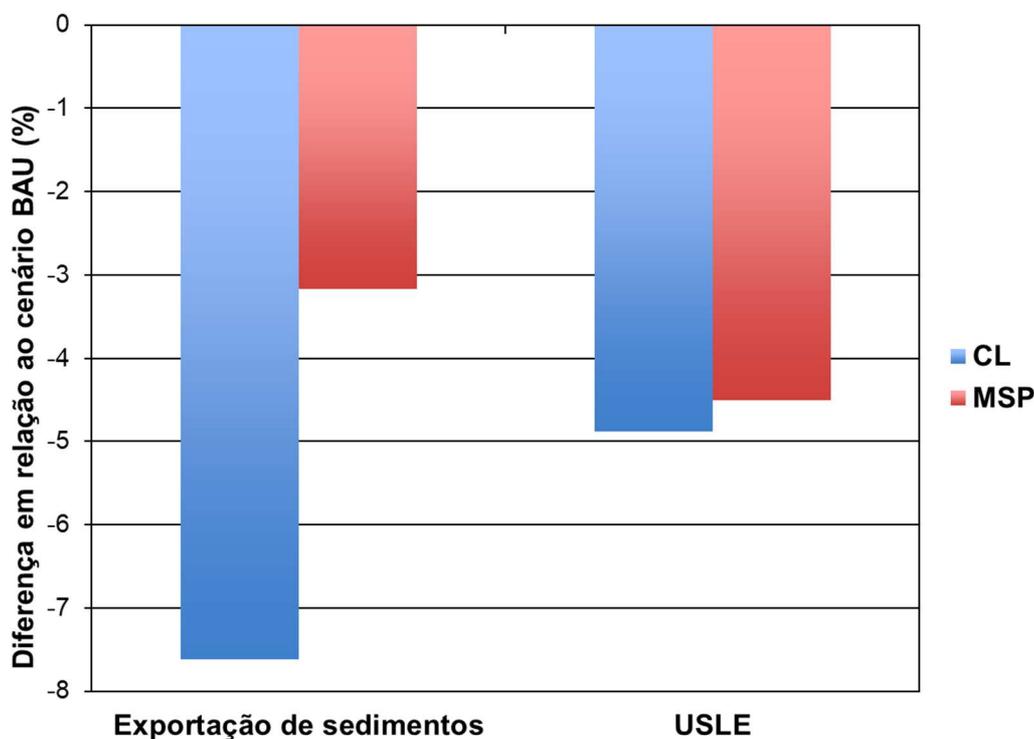


Figura 6. Diferenças entre os cenários MSP e CL em relação ao cenário BAU quanto à exportação de sedimentos e perda potencial de solo (USLE). Os valores estão expressos em porcentagem.

O cenário MSP, em relação ao cenário BAU, também apresenta menores taxas de exportação de sedimentos (3,16 % menor) e de perda potencial de solo (4,5% menor) (**Figura 6**). Assim como no cenário CL, esse padrão está relacionado com a expansão de áreas de vegetação nativa em estágios iniciais de sucessão a partir de ações de restauração (em torno de 52 mil ha), juntamente com uma redução da área

ocupada por pastagens (em torno de 139 mil hectares). Adicionalmente no cenário MSP são adotados sistemas de produção (em geral em substituição a áreas de pastagens de baixa produtividade) que podem favorecer uma maior retenção dos sedimentos, como os sistemas agroflorestais (15.945 ha) e silvopastoris (32.159 ha) (**Figuras 7 e 8**).

Embora os cenários MSP e CL tenham menores taxas de exportação de sedimentos e de perda potencial de solo em relação ao cenário BAU, nota-se que a taxa estimada de exportação de sedimentos é maior no cenário MSP do que no cenário CL (**Tabela 7**) (**Figura 6**). Esse padrão indica que, embora o cenário MSP inclua (1) a priorização espacial multicritério da restauração (diferente do cenário CL, em que a restauração é alocada aleatoriamente em cada município), (2) uma redução maior das áreas de pastagem em relação à situação atual do que a redução estimada no cenário CL (o cenário CL apresenta em torno de 86 mil hectares a mais de pastagens do que o cenário MSP) e (3) sistemas de produção que aumentam a retenção de sedimentos em relação a pastagens ou a outros sistemas agrícolas (sistemas agroflorestais, silvopastoris e voisin, que não estão presentes no cenário CL), esses fatores não resultaram em uma menor taxa de exportação de sedimentos no cenário MSP do que no cenário CL.

Esse padrão ocorre devido ao fato de que no cenário MSP a alocação de áreas para restauração foi realizada visando a redução do custo de oportunidade e a maximização da conectividade da paisagem. Com isso, as áreas restauradas no cenário MSP tendem a concentrar-se em regiões mais periféricas da bacia e com maior declividade, onde a substituição dos usos da terra atuais por florestas não tem necessariamente um impacto significativo na redução da exportação de sedimentos para os cursos d'água.

Já no cenário CL, a alocação das áreas de restauração em cada município em função do déficit legal de cada município implica em uma maior probabilidade de serem restauradas áreas mais 'centrais' da bacia e/ou mais próximas de cursos d'água de maior porte, com um impacto mais direto na diminuição do aporte de sedimentos para os rios. Os resultados para o cenário CL indicam que para maximizar o serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos, é importante que

sejam restauradas áreas próximas a cursos d'água principais, ainda que essas apresentem maior custo de oportunidade para a restauração.

Em relação a perda potencial de solo, os cenários MSP e CL apresentaram valores similares, ambos menores do que a perda de solo calculada para a situação atual e para o cenário BAU (**Tabela 7, Figura 6**). Enquanto a taxa de exportação de sedimentos indica a quantidade de sedimentos que é exportada diretamente para os cursos d'água, a perda potencial de solo indica de maneira geral a intensidade de processos erosivos em uma determinada área, mesmo que os sedimentos não atinjam diretamente os cursos d'água. A restauração em regiões com maior declividade (conforme ocorre no cenário MSP), embora tenha um menor impacto na exportação de sedimentos para os cursos d'água, tende a promover uma diminuição substancial na perda de solo.

Saad et al. (2016) que quantificaram os serviços ambientais hidrológicos para diferentes cenários de uso e cobertura da terra, avaliando principalmente o aumento de sistemas produtivos sustentáveis e a recuperação da vegetação nativa em uma bacia hidrográfica no estado de Minas Gerais, também descreveram que os cenários que priorizaram a recuperação de florestas ripárias são mais eficientes na redução do fluxo de sedimentos, enquanto que o reflorestamento nas áreas íngremes pode ser mais eficiente na diminuição da perda do solo.

Um estudo recente na bacia do rio Paraíba do Sul avaliou as relações entre as mudanças do uso e cobertura da terra e a qualidade da água e demonstrou o papel fundamental das matas ripárias no fluxo de sedimentos ao longo da bacia (Pacheco et al., 2017). Isso indica que, para a redução simultânea das taxas de exportação de sedimentos e de perda do solo, são necessárias ações de restauração em diferentes regiões da bacia, atingindo áreas com diferentes características biofísicas (i.e., em diferentes graus de declividade e em diferentes distâncias dos corpos d'água).

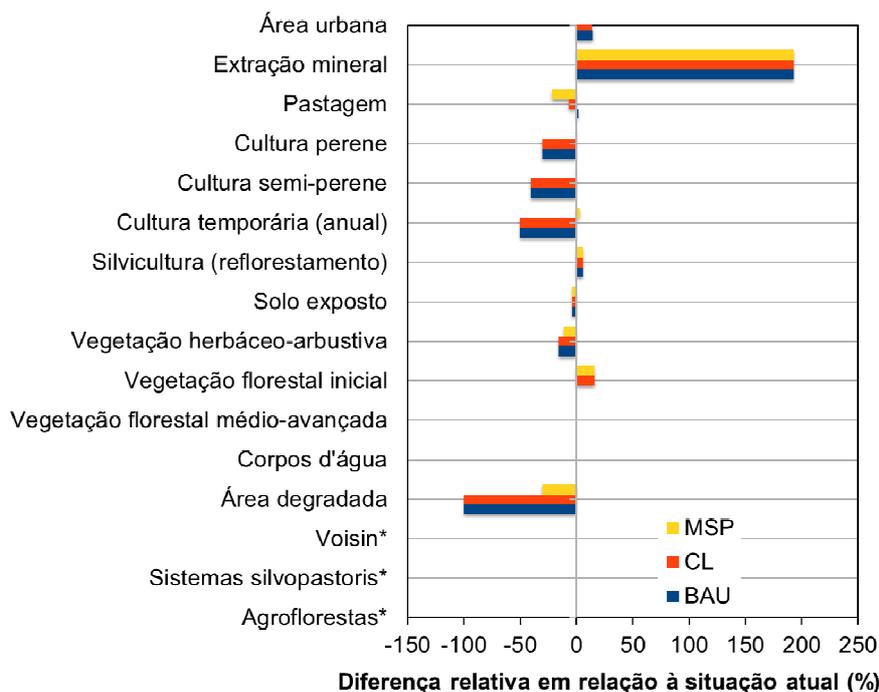


Figura 7. Mudanças relativas (em porcentagem) da área ocupada pelos diferentes usos e cobertura da terra em relação à situação atual para os três cenários modelados (MSP, CL e BAU). Os usos da terra 'Agroflorestas' 'Sistemas silvopastoris' e 'Sistema Voisin' (indicados com '*') ocorrem somente no cenário MSP e, portanto, a mudança relativa não foi representada nesse gráfico.

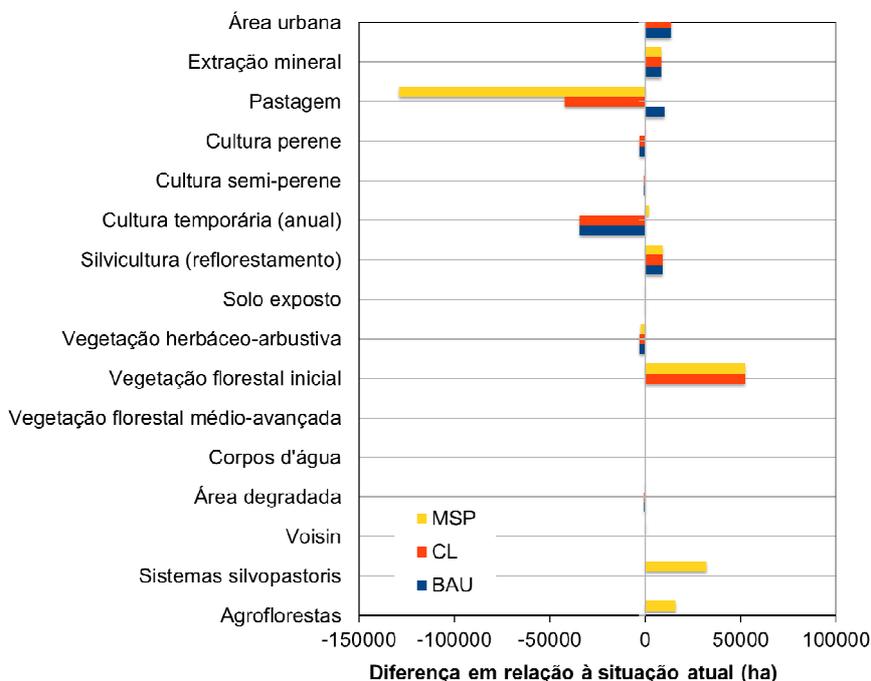


Figura 8. Mudanças absolutas (em hectares) da área ocupada pelos diferentes usos e cobertura da terra em relação à situação atual para os três cenários modelados (MSP, CL e BAU).

3.3 ESTIMATIVAS DE CUSTO DE TRATAMENTO DA ÁGUA E DE DRAGAGEM DE SEDIMENTOS

As estimativas dos custos de tratamento de água foram baseadas nos valores de turbidez da água, que por sua vez, são uma função das taxas de exportação de sedimentos e da vazão hídrica. Dada a variação desses parâmetros entre as diferentes ottobacias, os valores estimados de turbidez também variaram entre as diferentes ottobacias dentro da porção Paulista da bacia do Rio Paraíba do Sul (**Figura 9**). Os valores de turbidez estimados para os cenários CL e MSP em geral são menores do que aqueles estimados para o cenário BAU, porém em algumas ottobacias ocorreu um aumento da turbidez (**Figura 9**). Esse padrão se deve ao fato de que, na escala de ottobacia, há ampla variação entre os cenários considerados em relação às mudanças de uso e cobertura da terra.

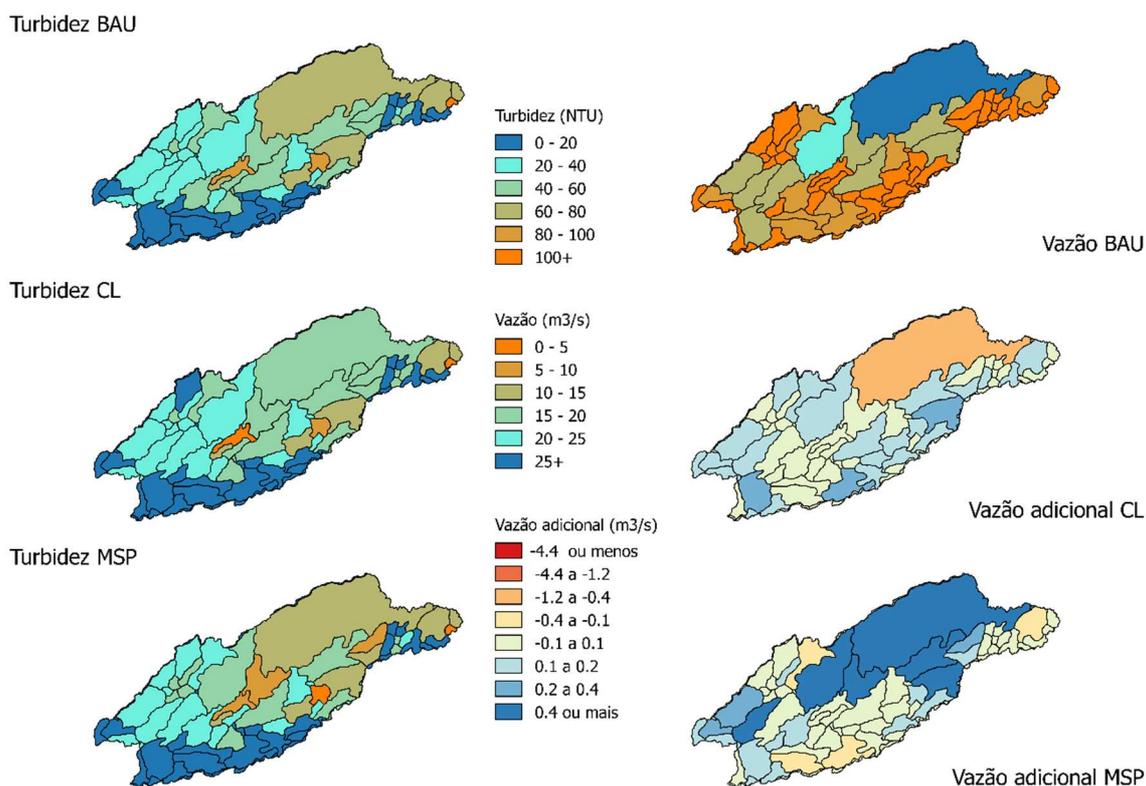


Figura 9. Variação na turbidez da água (esquerda) e na vazão hídrica (direita) entre as ottobacias e os cenários BAU, CL e MSP.

De maneira similar aos padrões encontrados para a vazão hídrica, as diferenças entre cenários quanto à turbidez da água estão diretamente relacionadas às ações de restauração. Nas ottobacias em que foram identificadas as maiores

reduções nas taxas de turbidez também foram identificadas as maiores proporções de área restaurada (**Figura 10**).

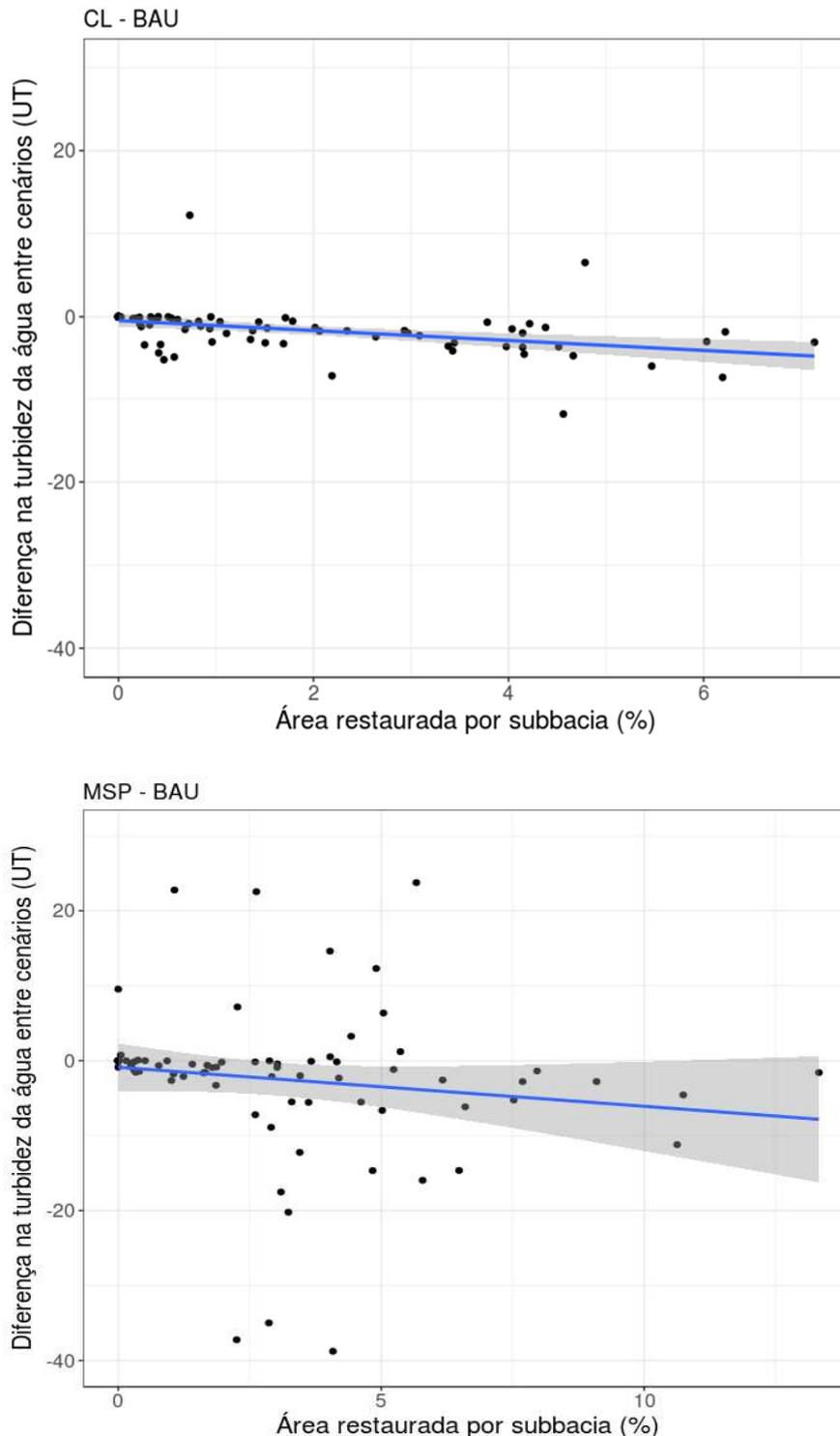


Figura 10. Relação entre a área restaurada em cada ottobacia (lê-se subbacia na figura) e a redução na turbidez da água entre os cenários. CL - BAU indica a diferença entre os cenários CL e BAU (coeficiente de correlação de Spearman: $\rho = -0.71$) e MSP - BAU indica a diferença entre os cenários MSP e BAU ($\rho = -0.42$). As linhas indicam modelos de regressão linear entre as variáveis e a área cinza indica o erro padrão do modelo.

Os custos estimados para tratamento de água, dragagem e os custos evitados entre diferentes cenários estão apresentados na **Tabela 8**. Os custos estimados de dragagem são maiores do que os custos de tratamento da água; isso ocorre porque a estimativa de custo para tratamento da água leva em consideração que o volume de água a ser tratado corresponde somente à vazão de retirada de água dos corpos hídricos (valores obtidos da Agência Nacional de Águas), o que representa somente uma fração da vazão hídrica; já a estimativa dos custos de dragagem considera que, do total de sedimentos exportados, 50% deve ser removido dos cursos d'água por dragagem.

O cenário MSP foi o que apresentou os maiores custos de tratamento da água (**Tabela 8**). Esses resultados podem ser explicados devido (1) aos critérios utilizados para a alocação das áreas de restauração neste cenário, (2) à expansão da agricultura temporária projetada no cenário MSP e (3) ao fato de que a priorização da restauração e a valoração do serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos considera somente as áreas de RL e não as APPs, sendo que estas são as maiores responsáveis pela retenção de sedimentos em todos os cenários observados.

No cenário CL foram estimados os menores valores de exportação de sedimentos e de tratamento de água e dragagem em relação ao cenário MSP devido a alocação aleatória das áreas de restauração, característica que permitiu a alocação de áreas de restauração próximas aos cursos d'água. Os maiores valores de exportação de sedimentos no cenário MSP em relação ao cenário BAU podem ser explicados pelo aumento de áreas agrícolas em algumas ottobacias, pela ausência das APPs espacialmente explícitas no cenário e pela alocação das áreas de restauração em áreas com menor custo de oportunidade e de restauração, diminuindo a chance dessas áreas de restauração serem alocadas próximas aos cursos d'água.

Como resultado das premissas adotadas nos cenários CL (i.e., restauração) e MSP (i.e., restauração e expansão de sistemas de produção sustentáveis) e dos impactos dessas medidas na redução da exportação de sedimentos, estimou-se que o custo evitado com tratamento de água e com dragagem de sedimentos em relação ao cenário BAU é de 5 milhões de reais no cenário CL, enquanto que no cenário MSP,

devido ao maior custo para o tratamento de água, há um custo final de aproximadamente 860 mil reais por ano (**Tabela 8**). É importante ressaltar que os maiores custos estimados no cenário MSP para tratamento da água são inerentes à resolução espacial adotada nos modelos, que não permitiu quantificar o papel das APPs na redução da exportação de sedimentos para os cursos d'água.

Tabela 8. Custo total na área da porção Paulista da bacia do rio Paraíba do Sul para o tratamento de água, dragagem de sedimentos e custos evitados dos cenários CL e MSP em relação ao cenário BAU (R\$/ano).

Cenários	Custo de tratamento da água (R\$/ano)	Custo de dragagem (R\$/ano)	Custo total (R\$/ano)	Custo evitado (R\$/ano)
BAU	24.652.859,46	63.658.705,51	88.311.564,98	0,0
CL	23.764.436,37	58.809.367,71	82.573.804,07	5.737.761,00
MSP	27.532.087,08	61.642.262,78	89.174.349,85	-862.784,90

Os resultados demonstraram que as mudanças do uso e cobertura da terra na porção Paulista da bacia do Rio Paraíba do Sul têm influência na dinâmica hidrológica e, principalmente, de fluxo de sedimentos na região, impactando diretamente os custos associados ao tratamento de água e na remoção de sedimentos dos cursos d'água. Cenários futuros de uso e cobertura da terra que incorporam o cumprimento da legislação ambiental (Código Florestal) e a expansão de sistemas de produção sustentáveis (CL e MSP) implicarão na diminuição de processos erosivos e potencialmente na melhoria da qualidade de água e, conseqüentemente, na redução de custos.

Entretanto, ainda que a valoração econômica utilizada neste trabalho inclua custos associados ao tratamento de água e de dragagem, é importante salientar que essas estimativas são conservadoras, uma vez que não incorporam os custos *in situ* da erosão (i.e., redução de produtividade por diminuição da fertilidade do solo). Desta forma, se esses fatores fossem considerados, a valoração dos serviços ecossistêmicos certamente resultaria em maiores custos evitados entre os cenários CL e MSP e o cenário BAU.

Dado que as APPs não ficaram espacialmente explícitas nos modelos, os valores de exportação de sedimentos foram provavelmente superestimados em todos os cenários e sobretudo no cenário MSP. Desta forma, pode-se atribuir os

maiores custos relacionados a serviços ecossistêmicos da água no cenário MSP às limitações do processo de modelagem e, portanto, os resultados obtidos devem ser interpretados com cautela. Certamente se as APPs estivessem espacialmente explícitas nos cenários os custos de tratamento de água seriam menores em todos os cenários e tenderiam a ser menores nos cenários CL e MSP (dado que nesses cenários assume-se que todo o déficit de APP é restaurado, diferente do cenário BAU). Possivelmente a alocação aleatória da restauração ainda favoreceria uma menor exportação de sedimentos no cenário CL, entretanto os valores de perda de solo no cenário MSP seriam menores e minimizariam as diferenças estimadas quanto à exportação de sedimentos entre os cenários.

3.4 ESTOQUE DE CARBONO

A bacia do RPSPP possui atualmente um estoque de carbono estimado **EM 190 MILHÕES DE TONELADAS DE CARBONO** (Figura 11). A maior parte deste carbono está estocado na biomassa aérea das florestas secundárias e maduras (64%) e no solo das pastagens (24%) (Figura 12). Seguindo a tendência atual de uso da terra (cenário BAU), **EM 2030 HAVERÁ UM AUMENTO DE 7,5 mi t C** (aumento de 4%; Tabela 9) em relação ao cenário atual (Figura 12), o que representa um sequestro de 27,6 milhões t CO₂ por mudança de uso da terra (Tabela 9). A maior parte deste carbono é sequestrado pelo crescimento das florestas secundárias durante os 15 anos projetados.

Estoque de Carbono (tco2/ha)

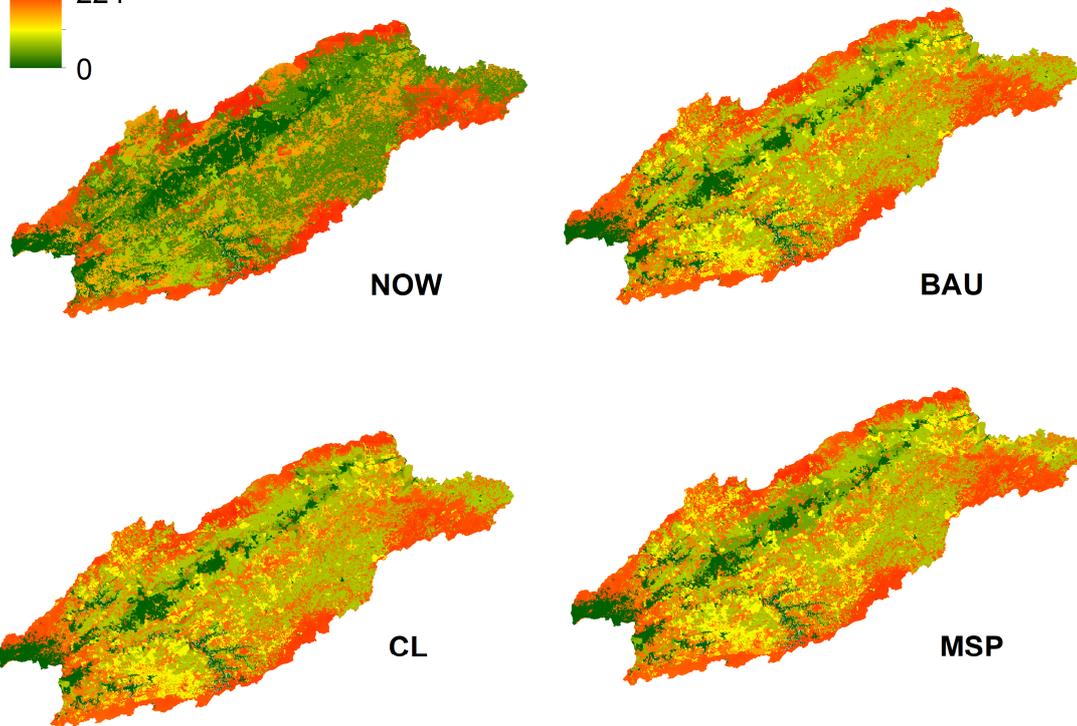
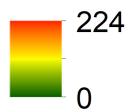


Figura 11. Estoque de carbono modelado para a Bacia do Rio Paraíba do Sul na paisagem atual (Atual) e nos cenários projetados para o ano de 2030 BAU, CL e MSP.

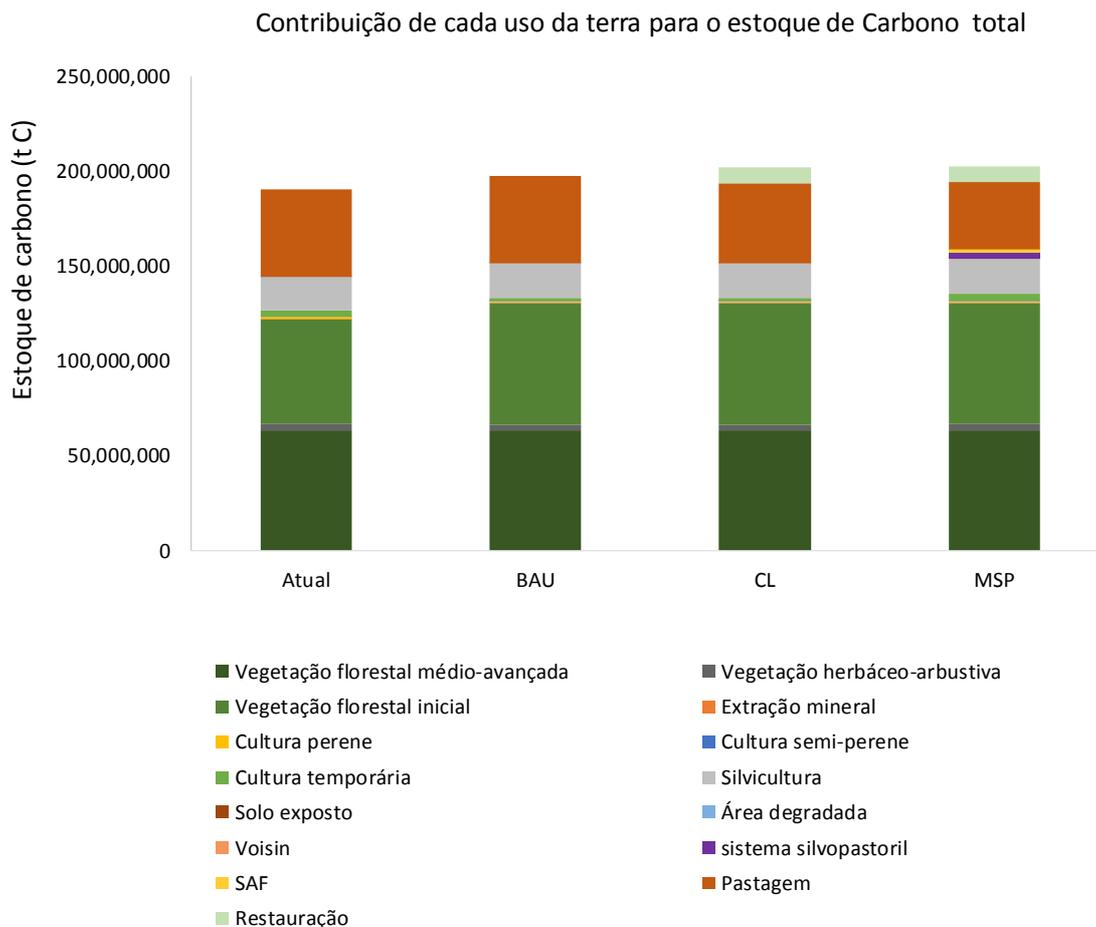


Figura 12. Estoque total de carbono em cada cenário e contribuição relativa de cada classe de uso da terra para o estoque total. Os cenários são: paisagem atual (atual), business as usual (BAU), conformidade legal (CL), manejo sustentável da paisagem (MSP). Os estoques de carbono nos cenários BAU, CL e MSP são projetados para 15 anos (2030).

Nos cenários CL e MSP, o aumento no estoque de carbono em relação à paisagem atual é 1,5 vezes maior que o projetado no cenário BAU (**Figura 12**). O ganho de carbono do cenário CL e MSP em relação ao cenário atual é de 6,3% e 6,6%, respectivamente (**Tabela 9**). Este aumento representa o sequestro de 44 mi t CO₂ no cenário CL e de 46 mi t CO₂ no cenário MSP, por mudança de uso da terra. Em ambos cenários as principais mudanças de uso da terra que contribuíram para o aumento no estoque de carbono foram a restauração de 52,500 ha (que contribui com 4.2% do estoque nos cenários CL e MSP), e o crescimento das florestas secundárias já presentes no cenário atual (aproximadamente 33% do estoque de ambos cenários). Nos cenários projetados BAU, CL e MSP, o crescimento das

florestas secundárias durante 15 anos aumenta em torno de 8 mi t C em relação à paisagem atual.

Nos cenários CL e MSP, a restauração de 52,500 ha através da regeneração natural garante um estoque adicional de 8,5 mi t C em 15 anos, e de 8,9 milhões t C em 30 anos. No cenário MSP a mudança de pastagem convencional para sistemas agroflorestais e sistemas silvipastoris e pastoreio voisin também contribuíram para o aumento no estoque de carbono da paisagem, totalizando 2,4 % do estoque no cenário MSP (**Figura 12**). Os sistemas silvipastoris e rotativo voisin contribuem com o estoque principalmente no solo através do acúmulo de matéria orgânica resultante do manejo adequado do pastoreio.

O sequestro de CO₂ gerado pelas mudanças de uso da terra nos cenários BAU, CL e MSP podem gerar um ganho de R\$ 442,6 mi, R\$ 704,4 mi e R\$ 736,5 mi em 15 anos, respectivamente, através do pagamento por serviço ambiental considerando a estimativa de valor mais baixo de carbono (US\$ 5,00/ton C) (**Tabela 9; Figura 10**). Considerando a estimativa alta do preço do carbono (US\$ 25,00/ton C), este ganho pode chegar a 2,2 bi, 3,5 bi e 3,7 bi para os cenários BAU, CL e MSP, respectivamente.

O cenário CL, através da restauração florestal gera um ganho de R\$ 261,7 mi (estimativa baixa) a R\$ 1,3 bi (estimativa alta) em comparação com o cenário BAU (**Tabela 9**). O cenário MSP, através da restauração florestal e o desenvolvimento de sistemas de produção sustentáveis, geram um ganho de R\$ 293,8 mi a R\$ 1,5 bi a mais do que se o uso da terra seguisse a tendência atual nos próximos 15 anos (cenário BAU; **Tabela 9**). Com uma diferença de aproximadamente R\$ 32 mi a R\$ 160 mi, o MSP apresenta o maior potencial de geração de benefícios econômicos por pagamento por sequestro de carbono (**Tabela 9**). Assim, distribuindo o ganho ao longo dos 15 anos projetados, o pagamento por sequestro de carbono modelado para o cenário MSP pode gerar um ganho de aproximadamente R\$ 49 mi a R\$ 245 milhões ano durante 15 anos.

O sequestro de carbono é um serviço ambiental diretamente afetado pelas mudanças do uso e cobertura da terra e principalmente pela variação no estoque de carbono contido na biomassa viva aérea e abaixo do solo. Portanto, mudanças que favoreçam sistemas de uso da terra que contenham vegetação perene (p.ex. restauração florestal e sistemas agroflorestais e agrosilvopastoris) favorecem o sequestro de carbono na paisagem.

Na bacia RPSPP, a maior parte do carbono contido na paisagem atual e nos cenários projetados está estocada na biomassa aérea das florestas maduras e secundárias. Estas florestas secundárias regeneraram durante os últimos 30 anos em áreas de pastagem de baixa produtividade e áreas de alta declividade que foram aos poucos sendo abandonadas dando lugar à regeneração natural (Ronquim et al. 2016). O crescimento das florestas secundárias e a restauração através da regeneração natural garantem um aumento significativo no estoque de carbono da paisagem dos cenários projetados.

Para a modelagem do estoque de carbono nestas florestas, foi considerada a variabilidade climática de disponibilidade de água e a idade das florestas secundárias e da restauração, fatores que influenciam fortemente as taxas de regeneração de florestas tropicais e conseqüentemente seu potencial de estocagem de carbono (Poorter et al. 2016; Chazdon et al. 2016). Portanto, nossas estimativas são mais precisas do que as normalmente apresentadas, pois levam em consideração que as florestas secundárias estão em processo de crescimento e que as taxas com que essas florestas acumulam carbono dependem das condições biofísicas da paisagem.

Sistemas produtivos sustentáveis como SAFs, pastoreio racional voisin (PRV) e silvipastoril também contribuíram para o aumento nos estoques de carbono do cenário MSP, pois estocam 1,2 vezes mais carbono do que as áreas de pastagens convencionais, e 1,9 vezes mais do que as áreas de culturas temporárias. Sistemas de pastoreio rotativo, como o PRV, acumulam mais carbono no solo que pastagens convencionais, pois a rotação do gado dentro de um planejamento integrado gera a concentração de excrementos, o que por sua vez estimula a macro e a microfauna do solo, acelerando a decomposição da matéria orgânica (i.e. adubando o solo) e favorecendo o desenvolvimento das gramíneas que formam a pastagem (Machado

2004). A adubação do solo junto ao planejamento da rotação obedecendo o ciclo de desenvolvimento da pastagem permitem o desenvolvimento ótimo das gramíneas gerando maiores estoques de carbono abaixo do solo e pelo sistema radicular (Machado 2004).

Assim, a conversão de pastagens para PRV contribui para o sequestro de carbono atmosférico tanto pelo aumento da eficiência fotossintética das plantas quanto pelo acúmulo de matéria orgânica no solo e pelo uso de árvores consorciadas (Machado 2004). Sistemas PRV têm, portanto, grande potencial de gerar sequestro de carbono em paisagens agrícolas (Nepstad et al. 1991). No cenário modelado MSP, a alocação destes sistemas sustentáveis em substituição aos sistemas convencionais contribuiu para o aumento no estoque de carbono da paisagem (**Figura 10**), principalmente através do estoque de carbono no solo. A contribuição relativa destes sistemas no cenário MSP foi, no entanto, baixa devido à pequena área ocupada por estes sistemas na paisagem. A valoração do serviço ambiental de sequestro de carbono seguiu as diretrizes do IPCC (Penman et al 2003), que quantifica o potencial de sequestro de carbono através de mudanças no uso da terra. Emissões de CO₂ e outros gases de efeito estufa geradas pelo preparo do solo na agricultura convencional e pelo metabolismo animal na pecuária se levadas em consideração aumentariam ainda mais as diferenças de potencial de sequestro entre o cenário MSP e BAU.

3.5 POLINIZAÇÃO

3.5.1 ÍNDICE DE ABUNDÂNCIA E POTENCIAL DE VISITAÇÃO DE POLINIZADORES

Os resultados demonstraram uma grande variação na abundância de polinizadores entre as classes de uso e cobertura da terra da BRPSPP, sendo que as áreas de vegetação natural apresentaram valores mais altos que os outros usos e cobertura da terra (Tabela 10). Comparando os cenários CL e MSP foram observados valores máximos similares de abundância (0,92-0,93) (Figura 14), devido ao aumento das áreas de vegetação nativa nestes cenários. As classes de uso da terra que não oferecem local para nidificação das abelhas como área urbana, áreas de

mineração, solo exposto e área degradada apresentaram valores nulos de abundância (Tabela 10).

Os índices de abundância variaram pouco entre o cenário atual (NOW) e o BAU, e aumentaram entre o BAU e os demais cenários (CL e MSP) (Tabela 10, Figura 14) variando de acordo com as premissas dos cenários.

Tabela 10. Valores médios do índice de abundância de polinizadores gerados pelo Invest para as classes de uso e cobertura do solo atual e em cada cenário projetado para 2030 na BRPSPP.

Classes de uso e cobertura	Atual	BAU	CL	MSP
Área urbana	0.00	0.00	0.00	0.00
Extração Mineral	0.00	0.00	0.00	0.00
Pastagem	0.14	0.13	0.14	0.14
Cultura perene	0.17	0.14	0.16	0.18
Cultura semi-perene	0.00	0.00	0.00	0.00
Cultura temporária (anual)	0.00	0.00	0.00	0.00
Silvicultura	0.30	0.29	0.31	0.30
Solo exposto	0.00	0.00	0.00	0.00
Vegetação herbáceo-arbustiva	0.35	0.37	0.39	0.39
Vegetação florestal inicial	0.48	0.48	0.49	0.51
Vegetação florestal médio-avançada	0.70	0.70	0.71	0.73
Corpos d'água	0.00	0.00	0.00	0.00
Área degradada	0.00	0.00	0.00	0.00
Voisin				0.13
Sistemas silvipastoris				0.19
Agroflorestas				0.56

A maior diferença entre cenários em relação à abundância de polinizadores na BRPSPP não foi observada nos valores absolutos para o total da paisagem, mas sim na distribuição desses valores na paisagem. Enquanto no cenário CL a abundância está distribuída na paisagem, associada à restauração prevista no Código Florestal realizada de maneira aleatória (dentro de cada município), no cenário MSP a abundância encontra-se mais agregada em áreas periféricas, onde a maior parte da restauração foi alocada com o intuito de minimizar o custo de oportunidade e otimizar a conectividade de fragmentos existentes (**Figura 14**).

Uma limitação do modelo utilizado é que este não considera o tamanho dos fragmentos e a qualidade dos fragmentos. O efeito de borda tende a ser maior em fragmentos pequenos, afetando diversos processos ecológicos e podendo influenciar negativamente na oferta de recursos para os polinizadores. Segundo Klein et al. (2003), ao se desconsiderar a área dos fragmentos, perde-se em

estabilidade e previsibilidade dos serviços de polinização, uma vez que, a fragmentação do habitat é um dos fatores que contribuem para a redução da diversidade de abelhas (Allen-Wardell et al. 1998, Kearns et al. 1998, Kevan & Viana 2003).

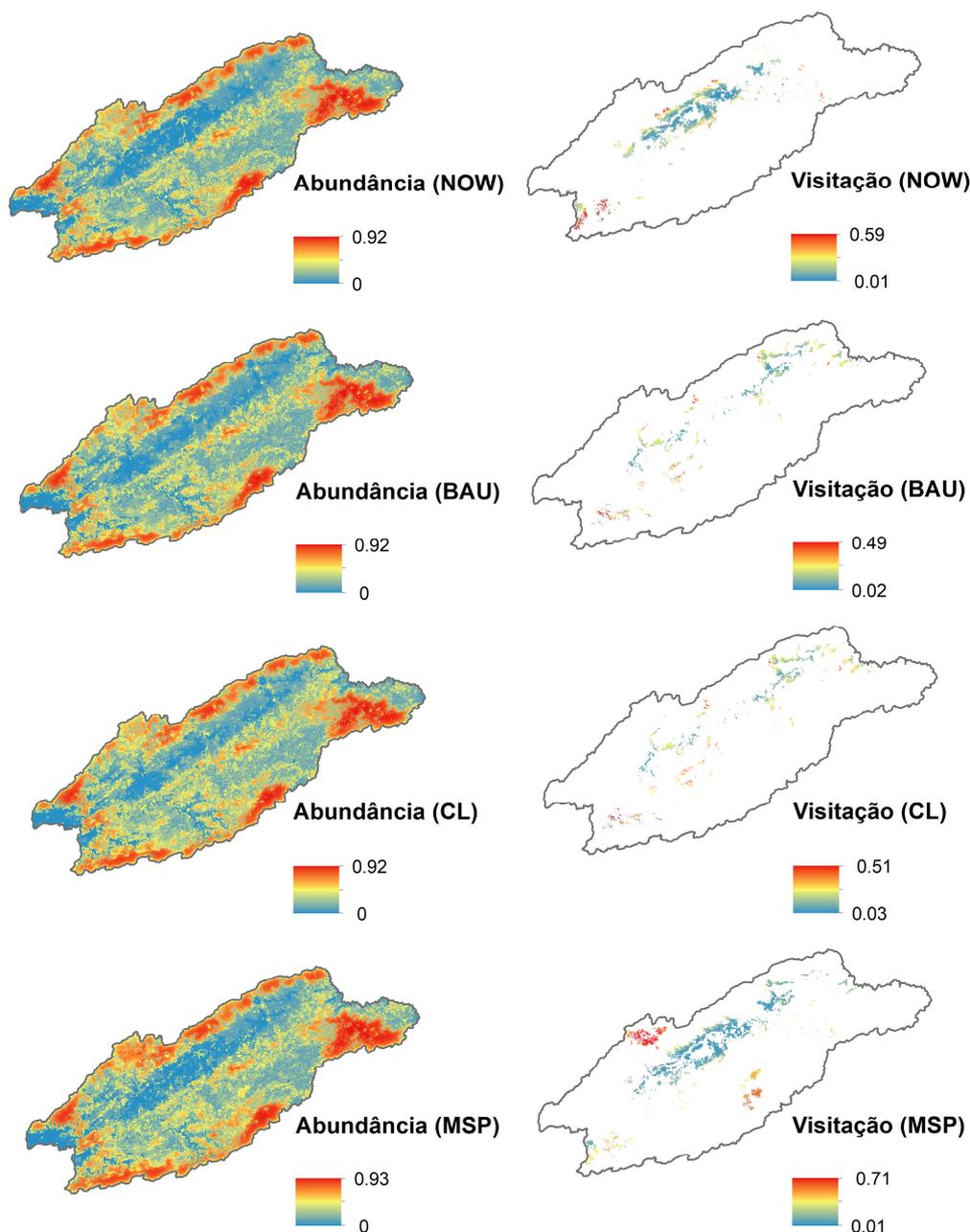


Figura 14. Mapas do índice de abundância e potencial de visitação dos polinizadores gerados no Invest para os quatro cenários projetados da BRPSPP.

O potencial de visitação por polinizadores foi simulado para as áreas de cultivo da BRPSPP (agricultura perene, semi-perene, temporária e SAF) (Figura 14), considerando a abundância de polinizadores nos arredores das culturas (Índice de abundância indicado na Figura 14) e nas distâncias de voo das abelhas. Assim, o

cenário atual (NOW) apresenta um baixo potencial de visitação (0,01-0,59), pois as áreas cultivadas estão distantes dos habitats das abelhas (ex. florestas). A tendência para o cenário BAU é de queda na área de cultivo e também no potencial de visitação nas áreas cultivadas (0,02-0,49).

No cenário CL, a área agrícola é semelhante à do cenário BAU, mas a restauração florestal aumentou o habitat para as abelhas na paisagem e consequentemente aumenta o potencial de visitação nas áreas cultivadas (0,03-0,51). Já no cenário MSP, além da restauração florestal ocorre também um aumento da área ocupada por sistemas produtivos sustentáveis (incluindo a implementação de SAFs), resultando em um aumento dos valores máximos de potencial de visitação nas áreas agrícolas (0,01-0,76).

Comparando os cenários CL e MSP, o CL apresenta valores médios mais altos de potencial de visitação nos diferentes tipos de cultivo, com exceção dos SAFs (**Tabela 5 do Anexo 3, Figura 15**). Isso ocorre porque quanto maior a proximidade entre o habitat das abelhas (ex. florestas) e as áreas agrícolas, maior o potencial de visitação das abelhas, e o cenário CL apresenta uma maior proximidade entre florestas e áreas agrícolas do que o MSP. O cenário MSP foi modelado para otimizar a conectividade das áreas restauradas, resultando em blocos de florestas conectadas que acabam sendo alocadas a uma distância maior das áreas agrícolas do que no cenário CL, onde a restauração é alocada em pequenos e/ou médios fragmentos distribuídos de uma forma menos agregada na paisagem.

Este padrão ocorre devido as características biofísicas da paisagem, uma vez que, áreas com potencial maior para a produção agrícola estão localizadas em regiões de relevo mais plano, perto de outras áreas agrícolas e de estradas, por exemplo. Na bacia, as áreas de formação florestal, principalmente as áreas de estágio médio a avançado estão localizadas em regiões mais íngremes, onde foi concentrada a restauração no cenário MSP. Ainda é importante destacar que uma das limitações do modelo é não considerar o tamanho e a qualidade dos fragmentos para simular a abundância das abelhas, considerando que um fragmento isolado tenha a mesma abundância de abelhas que fragmentos grandes conectados na paisagem.

O tamanho do fragmento tem papel fundamental na funcionalidade da floresta, sendo que fragmentos maiores oferecem maior qualidade de habitat para abelhas e

outros grupos. Portanto, o cenário MSP deve prover melhores habitats para as abelhas nativas do que o CL. O resultado do cenário CL mostrou que a alocação de ninhos de abelhas (naturais ou artificiais) espalhados ao longo da paisagem pode contribuir significativamente para aumentar a visitação de polinizadores às áreas agrícolas e consequentemente aumentar a produção daqueles cultivos dependentes de polinização.

Os SAFs, alocados no cenário MSP foram os sistemas agrícolas com maior abundância de polinizadores e maior potencial de visitação dentre as classes de uso do solo agrícola (**Tabelas 4 e 5 do Anexo 3**). Isso ocorre porque a estrutura dos SAFs se assemelha à estrutura do habitat natural dos polinizadores, oferecendo maior disponibilidade de habitat e de recursos florais do que os sistemas agrícolas convencionais. Nos SAFs, a diversidade de cultivos anuais e perenes, composta por espécies com diferentes fenologias, contribui para uma maior oferta de alimentos ao longo do ano. Portanto, pode-se inferir que não só as áreas com vegetação natural, mas também os próprios agroecossistemas podem contribuir significativamente para o aumento da oferta de polinizadores para as culturas agrícolas.

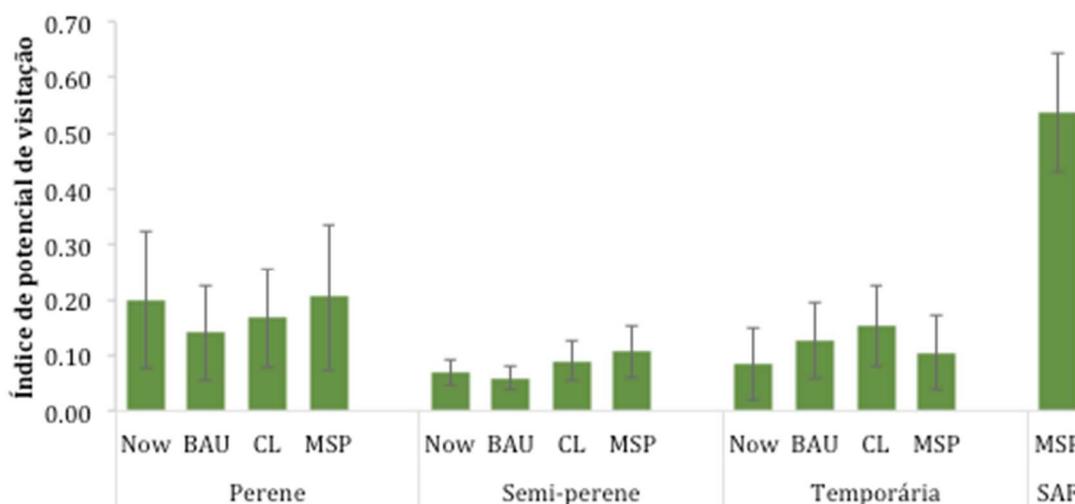


Figura 15. Índice de potencial de visitação (adimensional) das culturas perene, semi-perene, temporária e sistemas agroflorestais na situação atual (NOW) e nos três cenários projetados (BAU, CL e MSP).

Os resultados evidenciam que a presença de florestas na paisagem é importante para uma série de serviços ecossistêmicos, incluindo não só o sequestro de carbono e o aumento da qualidade da água, mas também como fonte de polinizadores, cuja disponibilidade e abundância influenciam a produtividade de

certos cultivos. Esses resultados estão de acordo com dados da literatura e evidenciam a importância de aliar o planejamento em escala de paisagem e as práticas de manejo local.

Garibaldi e colaboradores (2014) fizeram uma revisão sobre ações que visam aumentar a riqueza e abundância de polinizadores selvagens em áreas agrícolas, gerando um aumento no serviço de polinização. Essas ações podem ser divididas em práticas em escala de paisagem e práticas nos cultivos. Os autores ressaltam que diferentes combinações de configuração da paisagem e práticas locais podem resultar em resultados semelhantes em termos da promoção da riqueza de polinizadores.

Dentre as práticas em escala de paisagem, são indicadas as seguintes opções: aumento da oferta de recursos para nidificação (troncos, cavidades, solo descoberto e coberto); plantio de cercas vivas e linhas de flores; conservação/restauração de habitats (semi) naturais dentro das áreas dominadas por cultivos agrícolas; aumento da heterogeneidade espacial dentro das fazendas (riqueza de habitats) e adoção de campos de cultivos menores (que contribui diretamente para o aumento da heterogeneidade espacial das paisagens agrícolas) (Garibaldi et al. 2014). Os resultados do cenário CL e MSP demonstram a eficácia dessas práticas, mostrando um aumento na disponibilidade de polinizadores associado a um aumento nas áreas de floresta e/ou de agroecossistemas sustentáveis (SAFs).

Dentre as práticas para os cultivos, são levantadas as seguintes opções: redução do uso de inseticidas sintéticos; adoção de sistemas de plantio direto (revirar a terra pode acabar com os ninhos de espécies associadas ao solo); irrigação por gotejamento (para não alagar os ninhos de espécies associadas ao solo); aumento da riqueza de flores nos campos (o que pode ser atingido através do plantio de linhas de flores ao redor da cultura de interesse e da adoção de sistemas consorciados e diversificados)(Garibaldi et al. 2014). A agricultura orgânica, que combina algumas das práticas descritas acima, pode aumentar as populações de polinizadores selvagens em comparação com a agricultura convencional (Holzschuh et al. 2010, Kennedy et al. 2013, Garibaldi et al. 2014) e, conseqüentemente, o sucesso de polinização (Anderson et al. 2012).

Com base nas evidências sobre cada um desses fatores, algumas medidas práticas podem ser seguidas para o aumento e manutenção dos serviços de polinização, como a redução e uso mais direcionado de inseticidas e estabelecimento de faixas destinadas ao plantio de flores em terras marginais para agricultura (Garibaldi et al. 2014). De fato, o uso de pesticidas, particularmente os neonicotinoides, é uma das principais ameaças às abelhas domesticadas e selvagens ao redor do mundo (van Lexmond et al. 2015, IPBES 2016), sendo necessários o desenho e manejo de sistemas agrícolas mais sustentáveis e resilientes, que minimizem a necessidade do uso de pesticidas (Goulson et al. 2015; Dudley et al. 2017).

O manejo de abelhas melíferas é a estratégia convencional para aumentar o serviço de polinização a nível local, no entanto aumentar a abundância de uma só espécie não compensa a perda de polinização por espécies selvagens (Garibaldi et al., 2013). No Brasil, diversas espécies de abelhas nativas já são criadas comercialmente, atividade conhecida como meliponicultura, regulamentada pela Resolução Conama nº 346/2004. No entanto, essa resolução está sendo revista e aperfeiçoada, buscando simplificar os procedimentos para registro (MMA 2017). Essa atividade poderia ser incentivada a fim de promover a renda direta dos produtos retirados das colmeias (mel, própolis e cera), renda indireta pelo aumento de rendimento das culturas e contribuir para a conservação dessas espécies. Apesar de uma menor produtividade, o mel das meliponas pode chegar a valer até 3 vezes o valor do mel das abelhas africanizadas (SEBRAE 2014). Uma outra possibilidade de renda para os criadores de abelhas seria alugar suas caixas para produtores rurais que precisam do serviço de polinização.

3.5.2 IMPACTOS NA PRODUÇÃO AGRÍCOLA

Para entender o impacto do serviço de polinização, avaliou-se primeiramente 104 culturas agrícolas que ocorrem nos municípios da BRPSPP (Lupa 2007), das quais 40% dependem em algum nível de polinização animal, 29% não dependem diretamente da polinização para a produção e para os 31% restantes não existem dados disponíveis na literatura quanto à dependência de polinização animal (**Figura 16; Tabela 6 do Anexo 3**). Além dos impactos no rendimento, a polinização pode contribuir para melhorar a qualidade dos frutos e na produção de sementes, além

da manutenção da variabilidade genética das culturas, que é importante especialmente em cenários de mudanças climáticas.

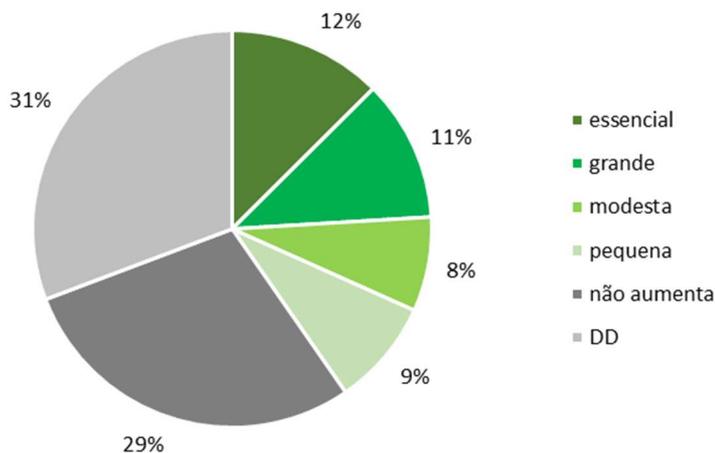


Figura 16. Taxa de dependência das 104 culturas analisadas para a BRPSPP.

Com base nos diferentes graus de dependência de polinizadores, analisou-se o impacto da provisão desse serviço sobre a produtividade agrícola de quinze¹ culturas que ocorrem na BRPSPP. Comparando os rendimentos projetados para o cenário BAU com o cenário atual (NOW), a maioria das culturas (12/15) apresenta queda de produtividade (**Tabela 11**). A redução da produtividade no cenário BAU varia entre 1,4%, para as culturas perenes com baixa dependência (caqui, limão e mamão), até 28,5% para culturas que dependem essencialmente da polinização, como o maracujá.

As culturas temporárias apresentam aumento da produtividade (ervilha, feijão e girassol), pois o índice médio de potencial de visitação é consideravelmente maior no BAU em relação ao NOW. Tal aumento pode ser explicado pela alocação espacial da classe de uso da terra 'agricultura temporária', que diminuiu em área (premissa do modelo) e ficou mais próxima a fragmentos florestais no BAU do que no NOW, aumentando o potencial de visitação. No caso do feijão e da ervilha, esse aumento é de apenas 3,1 %, pois essas culturas apresentam uma baixa dependência da polinização. Já o girassol, cuja produção tem elevada dependência de polinização, esse aumento é de 40,6% (**Tabela 11**).

¹ Foram encontrados dados de rendimento atual de apenas 15 das culturas produzidas na BRPSPP.

No cenário CL, todas as culturas apresentaram aumento de produtividade quando comparadas ao cenário BAU, com aumento médio de 7% no rendimento das culturas (**Tabela 11**). Para as culturas que apresentam baixa dependência, esse aumento foi de 0,8%, mas para culturas com taxas de dependência maiores, como o maracujá, o aumento de produtividade chega a 20 %. As culturas perenes com dependência moderada apresentaram aumento médio de 4,05 % (café, coco, figo e laranja), enquanto as perenes de dependência elevada apresentam aumento de 12,1% (abacate, goiaba, pêra e pêssego). As culturas temporárias de baixa dependência (ervilha e feijão) apresentam um aumento de apenas 1,2 % (**Tabela 11, Figura 17**).

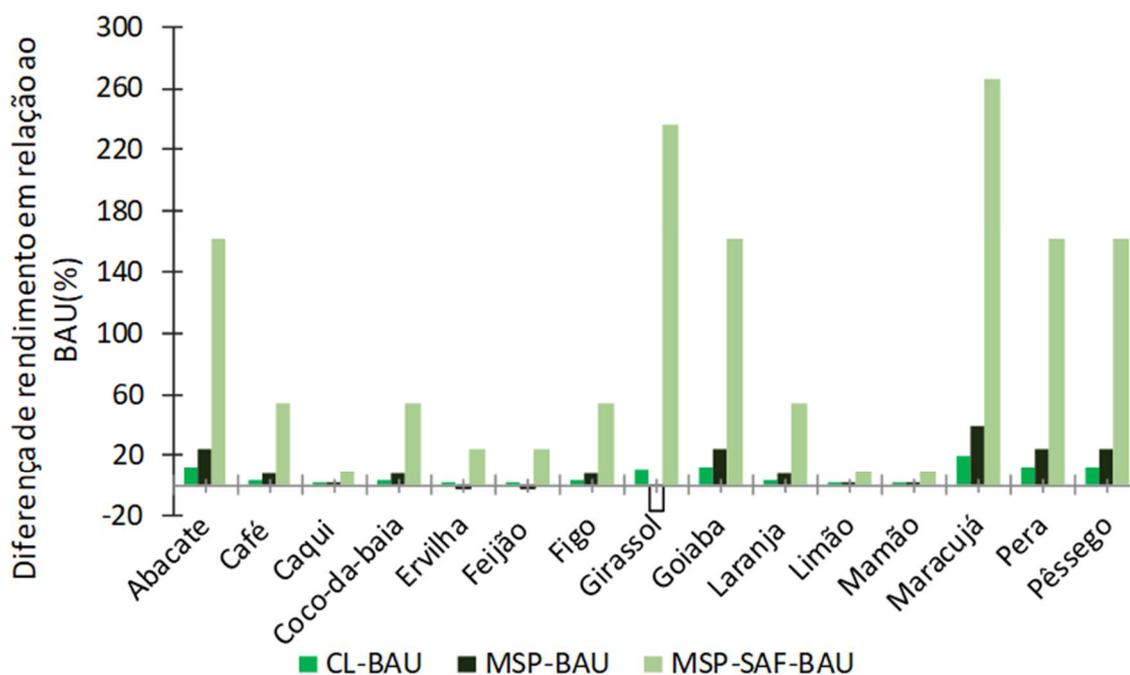


Figura 17. Diferença entre os rendimentos médios (%) do serviço ecossistêmico associado à polinização nos cenários projetados CL, MSP e MSP-SAF em relação ao cenário BAU para a BRPSPP. MSP/SAF é a estimativa da variação no rendimento se a cultura fosse produzida em SAF ao invés de sistema convencional.

No cenário MSP, a maioria (12/15) das culturas apresentam um aumento de produtividade quando comparadas ao cenário BAU (aumento médio de 14%; **Tabela 11**). Essa variação fica entre 2%, para culturas com baixa dependência, e chega a 40% no caso do maracujá. O rendimento das culturas perenes com dependência moderada aumenta em 8%, enquanto das perenes de dependência elevada aumenta em média 24% entre o cenário MSP e o BAU (**Tabela 11, Figura 17**). Já as culturas

anuais no cenário MSP apresentaram uma redução na produtividade quando comparadas ao cenário BAU: ervilha e feijão tiveram uma redução de 2% e girassol apresentou uma redução de 17% na produtividade (Tabela 11, Figura 17).

Quando estimados os rendimentos no cenário MSP das mesmas culturas dentro de SAFs ao invés de sistemas convencionais, o rendimento médio aumentou, sendo em média 96% do que no cenário BAU. Tal aumento varia de 10%, para culturas como o caqui, limão e mamão, a 266% para o maracujá. Culturas perenes de alta dependência têm aumento de 161% no rendimento em SAFs no cenário MSP se comparadas ao cenário BAU (**Tabela 11, Figura 17**). O maracujá, cuja produtividade é estritamente dependente de polinização, aumenta em 266% seu rendimento. É importante destacar que essa modelagem não considera que a densidade de cada cultura é, em geral, menor em SAFs do que em monocultivo, e, portanto, pode estar ligeiramente superestimada para algumas culturas. Apesar dessa simplificação, os resultados obtidos evidenciam a importância de agroecossistemas mais complexos e heterogêneos, que são mais visitados pelos polinizadores e servindo inclusive como habitat e potencialmente aumentando a visitação das culturas ao redor.

Tabela 11. Taxa de dependência de algumas culturas e a valoração do rendimento (kg/ha) do serviço ecossistêmico associado à polinização nos cenários projetados para a BRPSPP.

Cultura	Taxa de Dependência	Rendimento NOW	Rendimento BAU	Rendimento CL	Rendimento MSP	Rendimento MSP-SAF
Abacate	0.65	20991	16898	18944	20991	44186
Café	0.25	1262	1167	1215	1262	1798
Caqui	0.05	28505	28077	28291	28505	30928
Coco-da-bahia*	0.25	12538	11598	12068	12538	17867
Ervilha**	0.05	1091	1125	1139	1105	1405
Feijão **	0.05	2494	2572	2603	2525	3211
Figo	0.25	17379	16076	16727	17379	24765
Girassol**	0.65	1598	2247	2507	1858	7571
Goiaba	0.65	31351	25238	28294	31351	65994
Laranja	0.25	29758	27526	28642	29758	42405
Limão	0.05	33576	33072	33324	33576	36430
Mamão	0.05	50802	50040	50421	50802	55120
Maracujá	0.95	16854	12051	14452	16854	44073
Pêra	0.65	14000	11270	12635	14000	29470
Pêssego	0.65	24098	19399	21748	24098	50726

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A **Tabela 12** apresenta o valor presente líquido adicional (VPL) estimado para todos os serviços ecossistêmicos analisados. Como pode-se observar apesar dos valores dos custos evitados estimados para os todos os serviços ecossistêmicos, o cenário CL tem valores negativos quando comparado ao cenário de referência BAU (**ver Ganho líquido total**). Esses resultados são referentes aos altos custos de restauração e custo de oportunidade do cenário CL, uma vez que, neste cenário foram considerados apenas os déficits legais de vegetação nativa em cada município, sem nenhum planejamento adicional da paisagem (**Produto 2**).

Tabela 12. Valor presente líquido (VPL) até 2035 para todos os serviços ecossistêmicos considerados (em R\$).

Cenários	Mitigação mudanças climáticas	Sedimento		Polinização		Restauração		Ganho líquido total
	Sequestro de carbono	Custo evitado de tratamento da água (turbidez)	Custo evitado de dragagem	Ganho agrícola	Ganho polinização	Custo de oportunidade	Custo de restauração	
CL	181.127.154	9.221.831	50.336.126	0,00	15.435.323	-291.164.068	-126.300.485	-161.344.525
MSP	203.328.796	-29.886.382	20.930.675	36.228.901	31.265.450	-33.840.596	-91.359.558	136.667.286

Embora o serviço ecossistêmico de fluxo de sedimentos seja menor no cenário MSP em relação ao cenário CL, o oposto ocorre em relação aos outros serviços ecossistêmicos. No cenário MSP a produção agrícola estimada foi maior, assim como, foram estimadas taxas menores de emissão de CO₂, redução no custo de tratamento da água e da dragagem dos rios e na perda do solo.

O VPL do serviço de polinização no cenário MSP é maior do que no cenário CL. Desta forma, os resultados indicam um ganho econômico maior, devido a maior área de produção agrícola e o aumento da polinização neste cenário.

Ainda, é fundamental ressaltar que apesar de não ter sido apresentada nenhuma valoração econômica quanto ao **incremento do habitat no cenário MSP**, a conectividade da paisagem é maior nesse cenário (**Produto 2**), por causa dos critérios utilizados para dispor o habitat na paisagem. Desta forma, esses resultados indicam que esse tipo de abordagem pode garantir a manutenção da biodiversidade na bacia, considerando que a conectividade da paisagem é essencial para a persistência das populações, devido a processos dinâmicos como a recolonização, dispersão e migração sazonal (Thischendorf & Fahrig 2000).

A partir de modelos espacialmente explícitos foi possível simular os serviços ecossistêmicos relacionados ao fluxo de sedimentos, perda de solo, sequestro de carbono e polinização em cada cenário de uso e cobertura da terra proposto. Os resultados ressaltam a importância do planejamento do uso e cobertura da terra (em particular da priorização espacial da restauração), o cumprimento da legislação ambiental e de iniciativas que incentivem a substituição de agroecossistemas convencionais para agroecossistemas sustentáveis como os sistemas agroflorestais, voisin e agrosilvipastoris.

As ações de restauração, o cumprimento do código florestal e a inclusão de sistemas de produção sustentáveis são estratégias eficientes para aumentar a provisão de serviços ecossistêmicos na porção Paulista da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Para os cenários CL e MSP a maioria dos serviços ecossistêmicos considerados foram melhores quando comparados ao cenário de referência BAU.

As comparações entre os cenários demonstraram que as mudanças no uso e cobertura da terra afetam a qualidade da água e influenciam no fluxo de sedimentos e na perda do solo. Essas mudanças seriam mais evidentes se as APPs estivessem

especialmente explícitas nos cenários considerados e possivelmente para os dois cenários CL e MSP os custos evitados totais seriam maiores. As taxas de exportação de sedimentos no cenário BAU foram de 5,23 Mt/ano, enquanto que nos cenários CL e MSP corresponderam a 4,83 e 5,06 Mt/ano, respectivamente. No cenário BAU a perda do solo foi estimada em 118,9 Mt/ano, enquanto que nos cenários CL e MSP a perda do solo foi de 113,08 e 113,53 Mt/ano.

Na situação atual (NOW) e no cenário BAU em que não foi atribuído nenhum aumento significativo de áreas de vegetação natural e as áreas de pastagem permaneceram ou aumentaram na paisagem, as taxas de exportação de sedimento foram maiores, característica intrínseca a áreas degradadas e/ou com baixa cobertura florestal. Os menores valores de perda do solo nos cenários CL e MSP destacam que a adoção de novos manejos é crucial em iniciativas que tenham por objetivo o fomento de sistemas produtivos sustentáveis e/ou a restauração de ecossistemas e processos ecológicos.

A restauração ecológica, as áreas de floresta secundárias e a expansão de agroecossistemas sustentáveis aumentaram significativamente o potencial de sequestro de carbono na bacia. As estimativas de sequestro de carbono consideraram as condições biofísicas da paisagem como a variabilidade climática na disponibilidade de água, a idade das florestas secundárias e da restauração. O sequestro de carbono estimado foi 1,5 vezes maior nos cenários CL e MSP quando comparados ao cenário BAU. No cenário MSP estimou-se um pagamento por sequestro de carbono de 49 a 245 milhões de reais por ano ao longo de 15 anos. Sendo que o VPL para as emissões evitadas de CO₂ no cenário CL em relação ao BAU foi de aproximadamente 181 milhões de reais, enquanto que, no cenário MSP, o valor estimado foi de aproximadamente 203 milhões de reais.

As Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e a inclusão de políticas que venham estimular ações de restauração na região também são essenciais na manutenção de serviços ecossistêmicos de polinização. No cenário BAU foram observados os menores valores do índice de visitação das abelhas (entre 0,02 a 0,49), devido a maior distância entre as áreas cultivadas e as áreas de habitat. Para os cenários CL e MSP os valores do índice de visitação foram maiores e ficaram entre 0,03 e 0,71. O VPL estimado para o ganho agrícola no cenário CL em relação

ao BAU foi de aproximadamente 15 milhões de reais, enquanto que no cenário MSP esse valor foi de aproximadamente 31 milhões de reais.

Ressaltando que a alocação de habitats propícios para a obtenção de recursos florais e nidificação dos polinizadores é fundamental para a polinização das culturas agrícolas. A adoção de boas práticas na agricultura com a redução do uso de agrotóxicos e com plantio de flores para prover recursos para polinizadores também pode contribuir para o aumento da provisão desse serviço. O incentivo à criação de abelhas nativas pode gerar aumentos consideráveis na produção agrícola além de gerar renda para os produtores. É importante ressaltar que a melhoria deste serviço já foi observada, mesmo que o modelo utilizado tenha limitações, não considerando características importantes como o tamanho e a qualidade dos fragmentos.

No cenário CL as áreas de restauração foram dispostas na paisagem com o objetivo de atender os passivos ambientais. No cenário MSP a restauração buscou minimizar o custo de oportunidade, o custo de restauração e favorecer a conectividade da paisagem. A partir dessas premissas foram identificados *trade-offs* na provisão de serviços ecossistêmicos na bacia. Desta forma, se assumidas as premissas do cenário CL, considerando que o serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos é maior, os outros custos considerados são maiores e não implicam em ganhos adicionais em relação aos outros serviços ecossistêmicos observados.

A priorização das áreas de restauração proposta no cenário MSP pode reduzir o serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos na bacia. Entretanto, além do menor custo de restauração, se as premissas deste cenário forem adotadas adicionalmente ao serviço de retenção de sedimentos, serão observados ganhos extras de serviços ecossistêmicos relacionados a perda do solo, produtividade agrícola, sequestro de CO₂, custos no tratamento da água e de dragagem de sedimentos. Além disso, ao longo do tempo poderão ser reestabelecidos processos ecológicos na bacia, uma vez que este cenário tem como premissa o aumento das áreas de habitat e da conectividade da paisagem.

Desta forma, as intervenções combinadas no cenário MSP, especificamente o cumprimento do Código Florestal, priorização espacial da restauração, aumento da produção agrícola e a inclusão de sistemas melhorados (como o *voisin*, SAFs e *agrosilvipastoris*); são economicamente viáveis e devem aumentar a provisão de

serviços ecossistêmicos na BRPSPP no período de tempo analisado. Ressaltando a necessidade de políticas com incentivos à conservação e ao uso de técnicas de manejo sustentáveis que busquem um equilíbrio entre a produção e a conservação. Assim, os serviços ecossistêmicos podem ser considerados ferramentas importantes para convencer os produtores rurais a utilizar esses sistemas já que estes atores são um dos principais responsáveis pela conservação em escala local e regional.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDAR, Isabel Farias et al. Nesting ecology of stingless bees (Hymenoptera, Meliponina) in urban areas: the importance of afforestation= Ecologia da nidificação de abelhas sem ferrão (Hymenoptera, Meliponina) em áreas urbanas: a importância da arborização. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 5, 2013.

ALLEN, R. et al. **Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56**. FAO, Rome, v. 300, n. 9, p. D05109, 1998. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/X0490E/x0490e0b.htm>>

ALLEN, Richard G. Evapotranspiración del cultivo: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. **Food & Agriculture Org.**, Vol. 56. ISBN 92-5-304219-2, 2006. Disponível em: <<ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/idp56s.pdf>>

ALVES, Maria Emília Borges. **Disponibilidade e demanda hídrica na produtividade da cultura do eucalipto**. 2009. Tese (Doutorado em Meteorologia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. Disponível em: <<http://www.locus.ufv.br/bitstream/handle/123456789/1496/texto%20completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>

ANDERSSON, Georg; RUNDLÖF, Maj; SMITH, Henrik. Organic farming improves pollination success in strawberries. **PloS one**, v. 7, n. 2, p. e31599, 2012.

ANDRADE, Daniel Caixeta; ROMEIRO, Ademar Ribeiro. **Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano**. Campinas: IE/UNICAMP, 2009.

ANDRADE, Daniel Caixeta; ROMEIRO, Ademar Ribeiro. Valoração de serviços ecossistêmicos: por que e como avançar? **Sustentabilidade em Debate**, v. 4, n. 1, p. 43-58, 2013.

ANTONINI, Yasmine; MARTINS, Rogério P. The value of a tree species (*Caryocar brasiliense*) for a stingless bee *Melipona quadrifasciata quadrifasciata*. **Journal of Insect Conservation**, v. 7, n. 3, p. 167-174, 2003.

ARAÚJO, E. D. et al. Body size and flight distance in stingless bees (Hymenoptera: Meliponini): inference of flight range and possible ecological implications. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 3B, p. 563-568, 2004.

BACCINI, A. G. S. J. et al. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 3, p. 182-185, 2012.

BARRETO, Carlos Vinícius Garcia. **Distribuição do sistema radicular do cafeeiro fertirrigado por gotejamento superficial e subsuperficial**. 2005. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agrônomo, Campinas, São Paulo. Disponível em: <http://www.iac.sp.gov.br/areadoinstituto/posgraduacao/dissertacoes/pb1802103.pdf>

BERNARDINO, André Sarlo; GAGLIANONE, Maria Cristina. Nest distribution and nesting habits of *Xylocopa ordinaria* Smith (Hymenoptera, Apidae) in a restinga area in the northern Rio de Janeiro State, Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 52, n. 3, p. 434-440, 2008.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 2ª Edição., Brasília, DF, Brasil.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Notícias – InforMMA. Criação de abelhas sem ferrão terá novas regras. 2017. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/index.php/comunicacao/agencia-informma?view=blog&id=2305> (acessado em 01/05/2017)

CARDOSO, D. J. et al. **Avaliação das variáveis e disponibilidade de informações do modelo de estoque de carbono do aplicativo InVEST**. Embrapa. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/>

/publicacao/934758/avaliacao-das-variaveis-e-disponibilidade-de-informacoes-do-modelo-de-estoque-de-carbono-do-aplicativo-invest>, 2012.

CARVALHO, Anne Caroline Barbosa. **Avaliação da perda de solo por fluxo superficial em cultivos puro e consorciado**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais.

CHAZDON, R. L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science advances**, v. 2, n. 5, p. e1501639, 2016.

COLTRI, P. P. et al. Coffee Crop's Biomass and Carbon Stock Estimation With Usage of High Resolution Satellites Images. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 6, n. 3, p. 1786-1795, 2013.

CONCEIÇÃO, M. A. Balanço hídrico em fruteiras. Embrapa Uva e Vinho. Circular Técnica, 2010.

CORNISH, P. M.; VERTESSY, R. A. Forest age-induced changes in evapotranspiration and water yield in a eucalypt forest. **Journal of Hydrology**, v. 242, n. 1, p. 43-63, 2001.

CORNISH, P. M.; VERTESSY, R. A. Forest age-induced changes in evapotranspiration and water yield in a eucalypt forest. **Journal of Hydrology**, v. 242, n. 1, p. 43-63, 2001.

COSTA, A. et al. Water retention and availability in soils of the State of Santa Catarina-Brazil: effect of textural classes, soil classes and lithology. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 6, p. 1535-1548, 2013.

COSTA, Rosangela Calado. **Pagamento por serviços ambientais: limites e oportunidades para o desenvolvimento sustentável da agricultura familiar na Amazônia Brasileira**. 2008. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <<http://www.iee.usp.br/producao/2008/Teses/RosangelaCalado.pdf>>

COUTINHO, R. P. et al. Estoque de carbono e nitrogênio e emissão de N₂O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 2, p. 195-203, 2010.

DE GROOT, Rudolf S.; WILSON, Matthew A.; BOUMANS, Roelof MJ. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological economics**, v. 41, n. 3, p. 393-408, 2002.

Disponível: <<http://www.cnpuv.embrapa.br/publica/circular/cir082.pdf>>

DONOHUE, Randall J.; RODERICK, Michael L.; MCVICAR, Tim R. Roots, storms and soil pores: Incorporating key ecohydrological processes into Budyko's hydrological model. **Journal of Hydrology**, v. 436, p. 35-50, 2012.

DUDLEY, N. et al. How should conservationists respond to pesticides as a driver of biodiversity loss in agroecosystems? **Biological Conservation**, v. 209, p. 449-453, 2017.

DUTRA, Klinger de Resende et al. Determinação da estimativa de perda de solo por erosão superficial em bacia hidrográfica utilizando sistema de informações geográficas-sig. **In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 2-FITABES'97**. ABES, p. 16, 1997.

ECO DEBATE. **Site de informações, artigos e informações socioambientais. 2009. Primeiras iniciativas de pagamento por serviços ambientais saem do papel em diversas regiões do país.** Disponível em: <<https://www.ecodebate.com.br/2009/09/28/primeiras-iniciativas-de-pagamento-por-servicos-ambientais-saem-do-papel-em-diversas-regioes-do-pais>>

EFTEC (Economic for the Environment Consultancy). **Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services: a literature review. Final report prepared for The Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), Economics for the Environment Consultancy (eftec), 2005.** Disponível em:

<<http://www.fsd.nl/downloadattachment/71609/60019/theeconomicocialandecologica%20valueofecosystems%20services.pdf>>. Acesso: maio de 2008

ELLISON, David; N FUTTER, Martyn; BISHOP, Kevin. On the forest cover–water yield debate: from demand-to supply-side thinking. **Global Change Biology**, v. 18, n. 3, p. 806-820, 2012.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA-SPI, 2006.

ENGEL, Michael S. Classification of the bee tribe Augochlorini (Hymenoptera: Halictidae). **Bulletin of the American Museum of Natural History**, p. 1-89, 2000.

FAO DATABASE. **Crop water information database**. Disponível em: <<http://www.fao.org/land-water/databases-and-software/crop-information/en/>>

FAO/IIASA/ISRIC/ISS-CAS/JRC, 2012. **Harmonized World Soil Database (version 1.2)**. FAO, Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria.

FARBER, Stephen C.; COSTANZA, Robert; WILSON, Matthew A. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. **Ecological economics**, v. 41, n. 3, p. 375-392, 2002.

FARLEY, Kathleen A.; JOBBÁGY, Esteban G.; JACKSON, Robert B. **Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy**. **Global change biology**, v. 11, n. 10, p. 1565-1576, 2005.

FRANÇOSO, Elaine et al. Comparative phylogeography in the Atlantic forest and Brazilian savannas: pleistocene fluctuations and dispersal shape spatial patterns in two bumblebees. **BMC Evolutionary Biology**, v. 16, n. 1, p. 267, 2016.

FROUFE, Luís Cláudio Maranhão; RACHWAL, Marcos Fernando Gluck; SEOANE, Carlos Eduardo Sicoli. Potencial de sistemas agroflorestais multiestrata para sequestro de carbono em áreas de ocorrência de Floresta Atlântica. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 31, n. 66, p. 143, 2011.

GARIBALDI, L. A. et al. From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, n. 8, p. 439-447, 2014.

GARIBALDI, L. A. et al. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. **Science**, v. 339, n. 6127, p. 1608-1611, 2013.

GIANNINI, Tereza Cristina et al. The dependence of crops for pollinators and the economic value of pollination in Brazil. **Journal of economic entomology**, p. tov093, 2015.

GÓMEZ, Javier Dario Pulido. **Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo território Brasileiro**. 2012. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, São Paulo.

GOULSON, D. et al. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. **Science**, v. 347, n. 6229, p. 1255-1257, 2015.

GREENLEAF, Sarah S. et al. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, v. 153, n. 3, p. 589-596, 2007.

GRÜTER, C.; KÄRCHER, M. H.; RATNIEKS, F. L. W. The natural history of nest defence in a stingless bee, *Tetragonisca angustula* (Latreille) (Hymenoptera: Apidae), with two distinct types of entrance guards. **Neotropical entomology**, v. 40, n. 1, p. 55-61, 2011.

HAGLER, James R. et al. Foraging range of honey bees, *Apis mellifera*, in alfalfa seed production fields. **Journal of Insect Science**, v. 11, n. 144, p. 1-12, 2011.

HARRIS, G. Integrated assessment and modelling: an essential way of doing science. **Environmental Modelling & Software**, v. 17, n. 3, p. 201-207, 2002.

HOLZSCHUH, Andrea; STEFFAN-DEWENTER, Ingolf; TSCHARNTKE, Teja. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids?. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 2, p. 491-500, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produção Agrícola Municipal. São Paulo, 2015**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/estadosat/temas.php?sigla=sp&tema=lavourapermanentee2015>

KENNEDY, C. M. et al. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. **Ecology letters**, v. 16, n. 5, p. 584-599, 2013.

KENNEDY, C. M. et al. Biodiversity model parameters applied to the Brazilian Cerrado. **The Nature Conservancy**, 1-100, 2014.

KREMEN, Claire; CHAPLIN-KRAMER, Rebecca. Insects as providers of ecosystem services: crop pollination and pest control. **In: Insect conservation biology: proceedings of the royal entomological society's 23rd symposium..** p. 349-382, 2007.

LONSDORF, Eric et al. Modelling pollination services across agricultural landscapes. **Annals of botany**, p. mcp069, 2009.

MACHADO, Marley L. et al. Levantamento sistemático dos fatores da Equação Universal de Perdas de Solos (USLE) para o delineamento de áreas com potencial erosivo da bacia PN1-IGAM, Minas Gerais (resultados parciais). **Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto**, Natal, v. 14, p. 7733-7739, 2009.

MANNIGEL, A. R. et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 24, p. 1335-1340, 2008.

MANZATTO, Celso Vainer; FREITAS JUNIOR, E. de; PERES, José Roberto Rodrigues. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Embrapa Solos-Livro técnico (INFOTECA-E), 2002.

MARQUES, M. F. et al. **Polinizadores na agricultura: ênfase em abelhas**. Coordenação Maria Cristina Gaglianone - Rio de Janeiro: Funbio, 2015.

MARRENJO, G. J. **Comportamento do carbono e nitrogênio em gleissolos sob diferentes usos da terra no sul de Minas Gerais**. 2015. 67 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015.

Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystem and Human Well-Being: a framework for assessment. **Island Press**, Washington, DC, 2003.

MILNE, L.; MILNE, M.; RAYFIELD, S. **National Audubon Society Field Guide to Insects and Spiders of North America**. 2000.

MITEVA, D. A. et al. **Hydrological model parameters for the Invest water quality models applied to the Brazilian Cerrado**. The Nature Conservancy, 2014.
Disponível em:
<http://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/EcosystemServices/tnc_dow_collaboration/brazil/Pages/default.aspx>

MOKANY, Karel; RAISON, Rjohn; PROKUSHKIN, Anatoly. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. **Global Change Biology**, v. 12, n. 1, p. 84-96, 2006.

MOURE, J. S. Moure's list. **Catálogo de abelhas**. Disponível em: <http://www.moure.cria.org.br/>

NEARY, Daniel G.; ICE, George G.; JACKSON, C. Rhett. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest ecology and management**, v. 258, n. 10, p. 2269-2281, 2009.

NEPSTAD, D. C. et al. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: Forest recovery and agricultural restoration. **Ambio (Sweden)**, v. 20, n. 6, p. 248-255, 1991.

PACHECO, F. S.; MIRANDA, M.; PEZZI, L. P.; ASSIREU, A.; MARINHO, M.M.; MALAFAIA, M.; REIS, A.; SALES, M.; CORREIA, G.; DOMINGOS, P.; IWAMA, A.; RUDORFF, C.; OLIVA, P.; OMETTO, J. P. Water quality longitudinal profile of the Paraíba do Sul river, Brazil during an extreme drought event. **Limnology and Oceanography**, 2017.

PINHEIRO MACHADO, L. C. **Conceituando o “tempo ótimo de repouso”**. **Referências Agroecológicas Pastoreio Racional Voisin**. Cadernos De Agroecologia, 6(1), 2011.

PINHEIRO MACHADO, L. C. **Pastoreio racional Voisin: tecnologia agroecológica para o terceiro milênio**. Porto Alegre: Cinco Continentes, 310p., 2014.

PIRES, R.C. de M. et al. **Agrometeorologia como suporte ao manejo de recursos hídricos e preservação de mananciais: métodos e manejo da irrigação**. CIIAGRO, Centro de Ecofisiologia e Biofísica, Instituto Agronômico, Campinas, São Paulo, 1999.

PIRES, R.C. de M. et al. **Profundidade do sistema radicular das culturas de feijão e trigo sob pivô central**. *Bragantia*, Campinas, v. 50, n. 1, p. 153-162, 1991. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87051991000100015>>

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211-214, 2016.

POTTS, S. G. et al. **Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem**

Services on pollinators, pollination and food production. Report. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. pp36, 2016. ISBN 9789280735680

RAIJ, B. V. et al. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo.** Instituto Agrônomo/Fundação IAC, Campinas, São Paulo, 1997.

RIBEIRO, Thiago Carlos Lopes. **Mapeamento, quantificação e valoração do serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos no trecho paulista da bacia do rio Paraíba do Sul.** 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Infraestrutura Aeronáutica) - Instituto Tecnológico de Aeronautica (ITA), São José dos Campos, São Paulo.

RICKETTS, Taylor H. et al. Economic value of tropical forest to coffee production. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 101, n. 34, p. 12579-12582, 2004.

ROBINSON, J. B. Modeling the interactions between human and natural systems. **International Social Science Journal**, v. 43, n. 4, p. 629-647, 1991.

RODRIGUES, M. A. F; KASSAI, J. R. Valoração do Capital Natural: como calcular o preço da Polinização. **20º Congresso Brasileiro de Contabilidade**, Fortaleza, Ceará, 2016.

RONQUIM, C. C. et al. Carbon sequestration associated to the land-use and land-cover changes in the forestry sector in Southern Brazil. **In: SPIE Remote Sensing. International Society for Optics and Photonics**, p. 99981T-99981T-14, 2016.

ROUBIK, David W. **Ecology and natural history of tropical bees.** Cambridge University Press, 1992.

RUHOFF, Anderson Luis et al. Avaliação dos processos erosivos através da equação universal de perdas de solos, implementada com algoritmos em legal. **Geomática**, UFSM, Santa Maria, RS, Brasil, 2006.

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

- Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <
<http://www.iee.usp.br/sites/default/files/SandralsaySaad.pdf>>

SAAD, Sandra Isay; DA ROCHA, Humberto Ribeiro; DA SILVA, Jonathan Mota. The impact of roads and sediment basins on simulated river discharge and sediment flux in an experimental catchment designed to improve ecosystem services. **Hydrology and Earth System Sciences**. 2016.

SÃO PAULO (Estado). **Secretaria de Agricultura e abastecimento. Coordenadoria de assistência técnica integral. Levantamento Censitário das Unidades de Produção Agropecuária - LUPA**. São Paulo, 2007.

SARZETTI, Laura; GENISE, Jorge; SANCHEZ, Maria Victoria. Nest architecture of *Oxaea austera* (Andrenidae, Oxaeinae) and its significance for the interpretation of Uruguayan fossil bee cells. **Journal of Hymenoptera Research**, v. 39, p. 59, 2014.

SATO, F. A. et al. **Coeficiente de cultura (kc) do cafeeiro (Coffea arabica L.) no período de outono-inverno na região de Lavras-MG**. Universidade Federal de Lavras, Engenharia Agrícola, 2007. Disponível em:
<<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v27n2/a07v27n2.pdf>>

SEBRAE, 2014. **Meliponicultura: potencialidades e oportunidades desta atividade. Relatório de Inteligência** – Fevereiro 2014. Disponível em:
<https://sis.sebrae-sc.com.br/produtos/relatorios-de-inteligencia/meliponicultura/54c6815af17388e7058b4ab6#download> (acessado em 01/05/2017)

SEÓ, Hizumi Lua Sarti. **Avaliação do Ciclo de Vida e estoque de carbono da produção leiteira em Pastoreio Racional Voisin**. 2015. Dissertação (Mestrado em Agrossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, SC, Brasil, 148p.

SILVA, Fernando das Graças Braga da et al. **Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim-SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D**. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 141-148, 2010.

SILVA, R. M. et al. Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacurá catchment. **Natural Hazards**, v. 62, n. 3, p. 953-970, 2012.

SILVEIRA, Fernando A.; MELO, Gabriel AR; ALMEIDA, Eduardo AB. **Abelhas brasileiras: sistemática e identificação**. Belo Horizonte (MG, Brazil): Fernando A. Silveira, 2002.

SOUSA, A. C. M. et al. Distribuição do sistema radicular da cana-de-açúcar irrigada com efluente de esgoto doméstico por gotejamento subsuperficial. **In: XLIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola - CONBEA**, 2014, Campo Grande, MS, Brasil. Disponível em: <<http://www.sbea.org.br/conbea/2014/livro/R0129-1.pdf>>

STRASSBURG, Bernardo B. N. et al. The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 890-899, 2016.

TANABE, Kiyoto; WAGNER, Fabian. **Good practice guidance for land use, land-use change and forestry**. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Kanagawa, Japan. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf.htm>>, 2003.

TARRÉ, R. et al. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under Brachiaria pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Plant and Soil**, v. 234, n. 1, p. 15-26, 2001.

THOMPSON, Dayse; FIDALGO, Elaine Cristina Cardoso. Estimativa da perda de solos por meio da equação universal de perdas de solos (USLE) com uso do invest para a bacia hidrográfica do rio guapi-macacu-rj. **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos: Água-desenvolvimento econômico e socioambiental**. Bento Gonçalves, RS: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013.

TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. (2000) On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, 90, 7–19.

TOMAS, Plinio. RUSLE- Equação revisada universal de perda de solo. **In: Curso de Manejo de águas pluviais**. p. 23.1-23.17, 2008.

TORRES, C. M. M. E. et al. Sistemas Agroflorestais no Brasil: Uma abordagem sobre a estocagem de carbono. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 79, p. 235-244, 2014.

VAN LEXMOND, M. B. et al. **Worldwide integrated assessment on systemic pesticides**. 2015.

XAVIER, Ana Paula Campos; SILVA, Alexandre Medeiros; DA SILVA, Richarde Marques. **MUDANÇAS ESPAÇO-TEMPORAIS DA VARIABILIDADE DA PRECIPITAÇÃO E PERDAS DE SOLO NA BACIA DO RIO MAMUABA, BRASIL (Spatiotemporal changes of rainfall variability and soil loss in Mamuaba river basin, Brazil)**. Cadernos do Logepa, v. 8, n. 1-2, p. 79-102, 2013.

ZANICHELLI, Stephanie Bueno. **Valoração econômica dos bens e serviços ambientais: uma análise do Projeto Oásis**. 2011. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Sócio-Econômico, Florianópolis, SC.

ZURBUCHEN, Antonia et al. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. **Biological Conservation**, v. 143, n. 3, p. 669-676, 2010.

ANEXO 1 - MODELAGEM DE FLUXO DE SEDIMENTOS E PRODUÇÃO DE ÁGUA

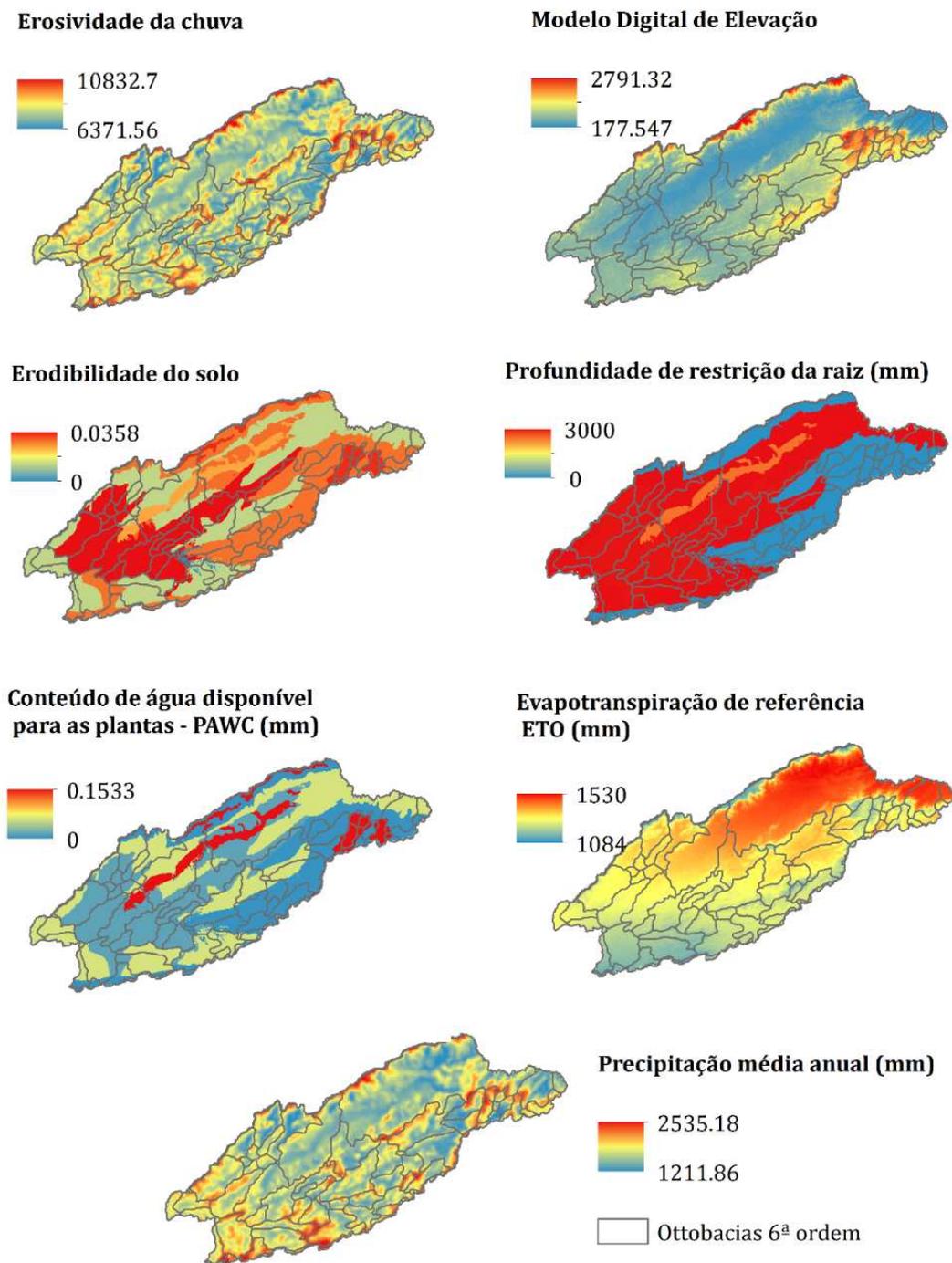


Figura 1A. Variáveis biofísicas utilizadas como dados de entrada nos modelos Sediment Delivery Ratio Model e Water yield: reservoir hydropower production.

Tabela 1A. Valores das variáveis biofísicas utilizadas como entrada nos modelos Sediment Delivery Ratio Model e Water yield: reservóir hydropower production.

LULC_desc	lucode	usle_c	usle_p	Kc	root_depth	LULC_veg		
Área urbana	1	0.1		1	0.45	-1	0	
Extração mineral	2	0.9		1	0.5	-1	0	
Pastagem	3	0.052		1	0.75	500	1	
Cultura perene	4	0.13		1	0.91875	700	1	
Cultura semi-perene	5	0.3		1	1.015625	550	1	
Cultura temporária	6	0.35		1	0.89754700	9	317	1
Silvicultura	7	0.0007		1	0.82	5000	1	
Solo exposto	8	0.9		1	0.5	-1	0	
Vegetação herbáceo-arbustiva	9	0.0001	3	1	0.9	2000	1	
Vegetação florestal inicial	11	0.0001	2	1	1.1	3500	1	
Vegetação florestal médio-avanzada	12	0.0001		1	1.1	4000	1	
Corpos d'água	13	0		1	0.9	-1	0	
Área degradada	14	0.9		1	0.6	-1	0	
Voisson	15	0.052		0.25	0.75	500	1	
Silvipastoril	16	0.0349		1	0.77333333	3	2000	1
Agrofloresta (SAF)	17	0.1300	6	0.25	0.91875	700	1	

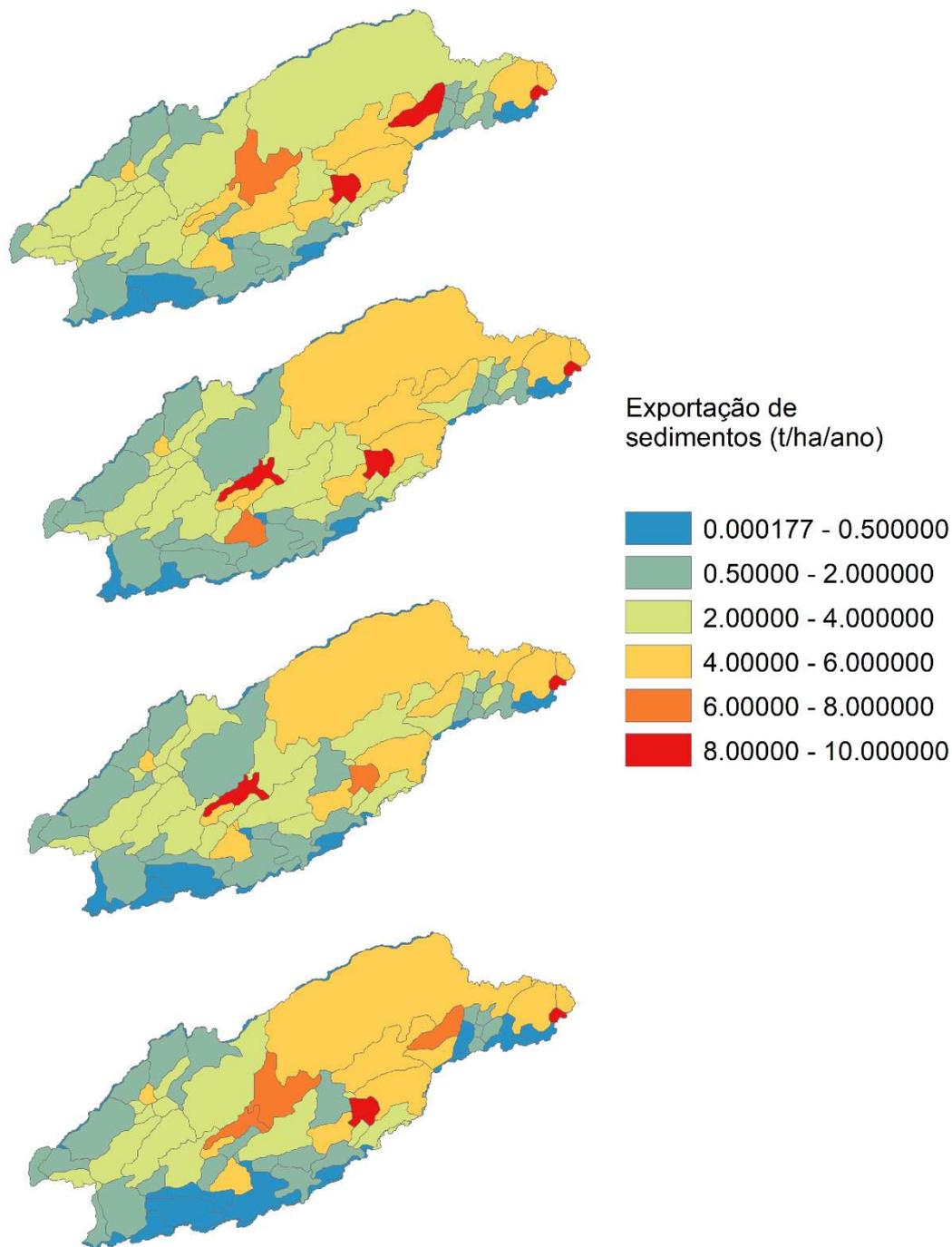


Figura 2A. Valores de exportação de sedimentos em tonelada por hectare ano por ottobacia obtida a partir do modelo Sediment Delivery Ratio Model.

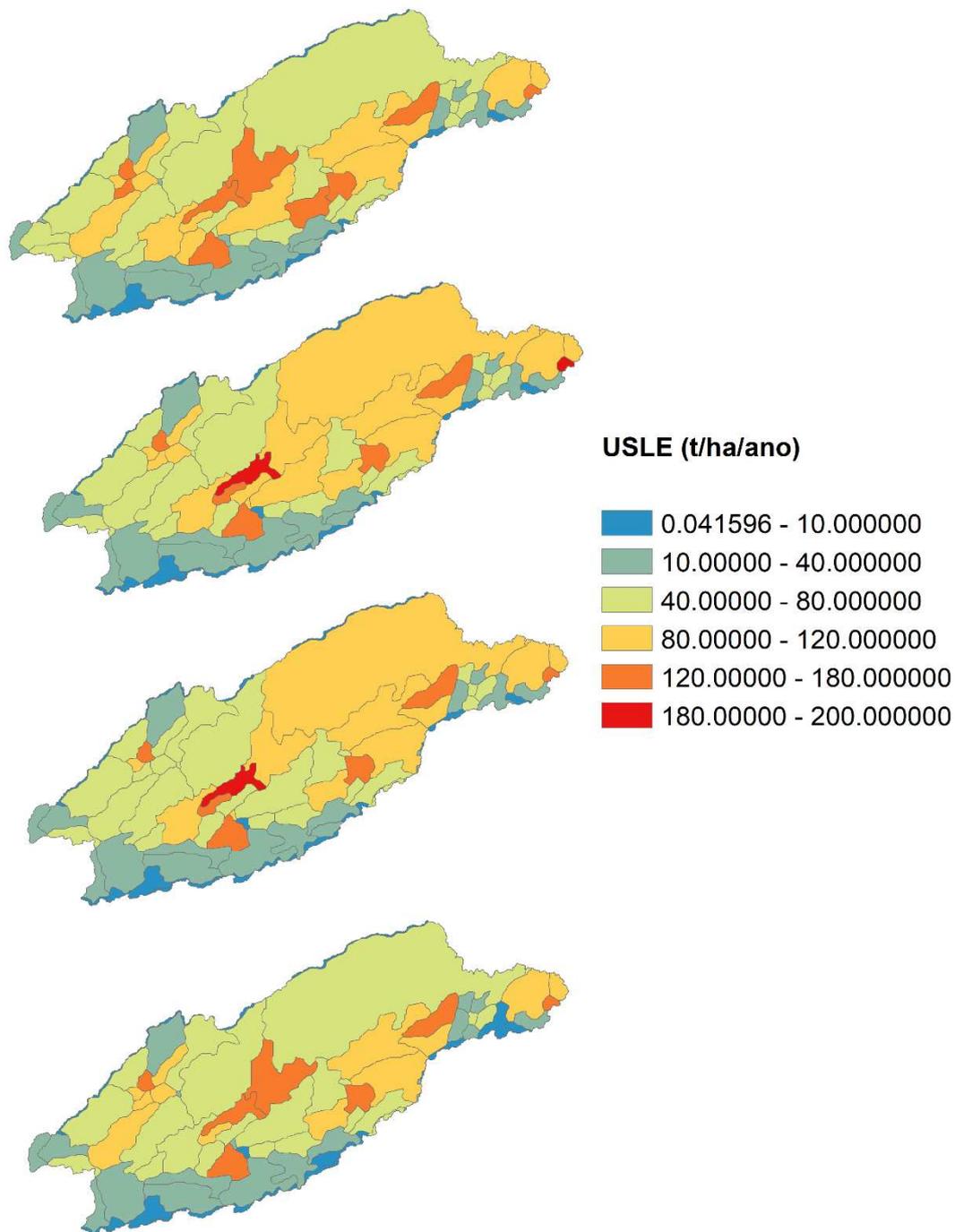
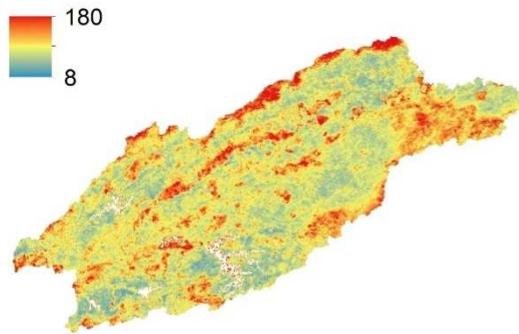


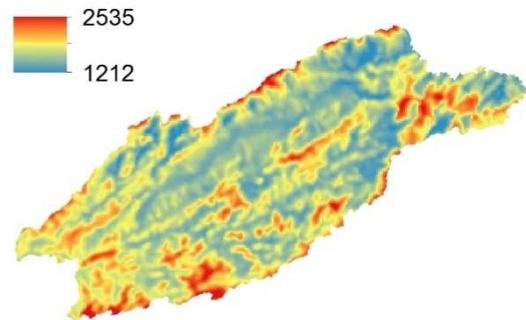
Figura 3A. Valores de perda do solo em tonelada por hectare ano por ottobacia obtida a partir do modelo Sediment Delivery Ratio Model.

ANEXO 2- ESTOQUE DE CARBONO

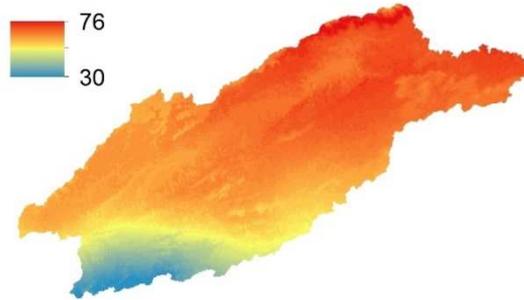
Capacidade de Troca Catiônica (cmol/kg)



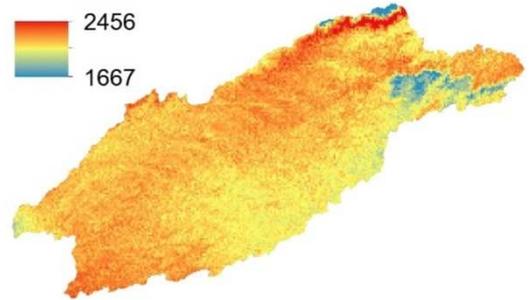
Precipitação média anual (mm)



Coefficiente de variação da pluviosidade (BIO15)



Desvio padrão da temperatura (BIO4)



CWD (mm/ano)

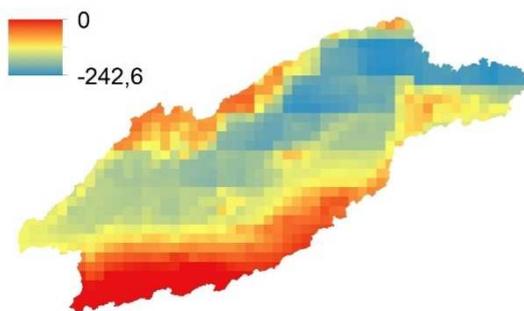


Figura 4A. Variáveis biofísicas utilizadas como dados de entrada para simular o sequestro de carbono nos cenários analisados.

Tabela 2A. Valor total de carbono obtido para cada uso e cobertura da terra e em cada cenário analisado. Números apresentados com vírgula para separação de milhar e ponto para decimal.

Cenário	Classe de uso da terra	Código	Estoque de carbono (ton)
now	Área urbana	1	0.0
now	Extração mineral	2	196,140.9
now	Pastagem	3	46,073,235.5
now	Cultura perene	4	603,845.9
now	Cultura semi-perene	5	93,034.7
now	Cultura temporária	6	3,619,368.8
now	Silvicultura	7	17,356,007.0
now	Solo exposto	8	55,446.8
now	Vegetação herbáceo-arbustiva	9	3,140,351.8
now	Vegetação florestal inicial	11	55,528,656.1
now	Vegetação florestal médio-avançada	12	63,589,287.6
now	Corpos d'água	13	0.0
now	Área degradada	14	23,814.9
BAU	Área urbana	1	0.0
BAU	Extração mineral	2	601,489.1
BAU	Pastagem	3	45,967,570.1
BAU	Cultura perene	4	413,504.6
BAU	Cultura semi-perene	5	56,040.1
BAU	Cultura temporária	6	1,789,299.7
BAU	Silvicultura	7	18,472,681.3
BAU	Solo exposto	8	51,639.8
BAU	Vegetação herbáceo-arbustiva	9	2,973,965.2
BAU	Vegetação florestal inicial	11	64,007,551.5
BAU	Vegetação florestal médio-avançada	12	63,484,041.9
BAU	Corpos d'água	13	0.0
CL	Área urbana	1	0.0
CL	Extração mineral	2	602,039.0
CL	Pastagem	3	41,930,422.4
CL	Cultura perene	4	413,216.6
CL	Cultura semi-perene	5	56,686.5
CL	Cultura temporária	6	1,785,892.7
CL	Silvicultura	7	18,478,292.6
CL	Solo exposto	8	51,639.8

CL	Vegetação herbáceo-arbustiva	9	2,973,625.6
CL	Vegetação florestal inicial	11	64,005,641.4
CL	Vegetação florestal médio-avançada	12	63,445,357.9
CL	Corpos d'água	13	0.0
CL	Restauracao	18	8,532,469.7
MSP	Área urbana	1	0.0
MSP	Extração mineral	2	602,618.5
MSP	Pastagem	3	35,263,422.8
MSP	Cultura perene	4	597,640.3
MSP	Cultura semi-perene	5	92,057.9
MSP	Cultura temporária	6	3,689,669.9
MSP	Silvicultura	7	18,478,390.7
MSP	Solo exposto	8	51,639.8
MSP	Vegetação herbáceo-arbustiva	9	3,118,626.6
MSP	Vegetação florestal inicial	11	64,004,969.4
MSP	Vegetação florestal médio-avançada	12	63,445,243.2
MSP	Corpos d'água	13	0.0
MSP	Área degradada	14	18,662.8
MSP	Voisin	15	3,061.8
MSP	sistema silvopastoril	16	3,187,846.5
MSP	SAF	17	1,659,410.6
MSP	Restauracao	18	8,608,401.0

Tabela 3A. Valoração econômica realizada em relação ao cenário de referência BAU em reais por ano.

LULC_Class	Valor no mercado de carbono	BAU	CL	MSP
Valor de 15 anos de sequestro de Carbono (Cenário-NOW) (R\$)	estimativa baixa (US\$ 5,00/ton C)	R\$ 442,666,214.0	R\$ 704,410,656.7	R\$ 736,493,954.3
	estimativa alta (US\$ 25,00/ton C)	R\$ 2,213,331,070.1	R\$ 3,522,053,283.7	R\$ 3,682,469,771.3
Diferença de sequestro de Carbono entre Cenário-BAU	estimativa baixa (US\$ 5,00/ton C)		R\$ 261,744,442.7	R\$ 293,827,740.2

estimativa
alta (US\$
25,00/ton C)

R\$ 1,308,722,213.6

R\$ 1,469,138,701.2

ANEXO 3- POLINIZAÇÃO

Tabela 4A. Dados do Índice de abundância de polinizadores para a BRPSPP gerados pelo InVEST.

Cenário	Uso da terra	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Now	Pastagem	0,03	0,31	0,14	0,04
	Agricultura Perene	0,04	0,33	0,19	0,06
	Agricultura Semi-Perene	0	0	0	0
	Agricultura Temporária	0	0	0	0
	Silvicultura	0,07	0,61	0,30	0,08
	Vegetação Herbáceo-Arbustiva	0,03	0,74	0,35	0,14
	Floresta Inicial	0,04	0,83	0,48	0,11
	Floresta Média-Avançada	0,11	0,92	0,70	0,13
BAU	Pastagem	0,01	0,31	0,13	0,04
	Agricultura Perene	0,04	0,32	0,15	0,05
	Agricultura Semi-Perene	0	0	0	0
	Agricultura Temporária	0	0	0	0
	Silvicultura	0,09	0,61	0,29	0,08
	Vegetação Herbáceo-Arbustiva	0,04	0,74	0,37	0,13
	Floresta Inicial	0,04	0,83	0,48	0,12
	Floresta Média-Avançada	0,13	0,92	0,70	0,13
CL	Pastagem	0,03	0,31	0,17	0,04
	Agricultura Perene	0,05	0,34	0,21	0,05
	Agricultura Semi-Perene	0,00	0,00	0,00	0,00
	Agricultura Temporária	0,00	0,00	0,00	0,00
	Silvicultura	0,08	0,61	0,33	0,08
	Vegetação Herbáceo-Arbustiva	0,04	0,74	0,43	0,12
	Floresta Inicial	0,04	0,83	0,53	0,11
	Floresta Média-Avançada	0,14	0,93	0,72	0,13
MSP	Pastagem	0,03	0,31	0,16	0,05
	Agricultura Perene	0,02	0,34	0,19	0,07
	Agricultura Semi-Perene	0	0	0	0
	Agricultura Temporária	0	0	0	0
	Silvicultura	0,11	0,61	0,32	0,09
	Vegetação Herbáceo-Arbustiva	0,04	0,74	0,43	0,14
	Floresta Inicial	0,04	0,84	0,57	0,12
	Floresta Média-Avançada	0,14	0,93	0,74	0,12

Sistema Voisin	0,05	0,29	0,16	0,05
Silvopastoril	0,06	0,38	0,20	0,05
SAF	0,12	0,70	0,41	0,12

Tabela 5A. Dados do modelo Potencial de visitação de polinizadores para a BRPSPP gerados pelo InVEST.

Uso da terra	Cenário	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Agricultura perene	Now	0,02	0,52	0,21	0,12
	BAU	0,03	0,49	0,15	0,09
	CL	0,03	0,54	0,25	0,10
	MSP	0,01	0,60	0,23	0,15
Agricultura semi-perene	Now	0,03	0,15	0,06	0,02
	BAU	0,03	0,22	0,06	0,02
	CL	0,10	0,40	0,19	0,05
	MSP	0,04	0,45	0,14	0,08
Agricultura temporária	Now	0,02	0,60	0,08	0,06
	BAU	0,03	0,47	0,12	0,07
	CL	0,03	0,53	0,21	0,08
	MSP	0,04	0,66	0,15	0,11
SAF	MSP(SAF)	0,05	0,76	0,30	0,15

Tabela 6A. Grau de dependência de polinização animal das culturas agrícolas encontradas para a BRPSPP e outros possíveis benefícios atribuídos a polinização.

Cultura	Dependência da polinização para produção	Taxa de dependência	Benefícios
Abóbora	essencial	0,95	
Cacau	essencial	0,95	
Fruta do conde	essencial	0,95	
Macadâmia	essencial	0,95	
Maracujá	essencial	0,95	
Acerola*	essencial	0,95	
Cambuci*	essencial	0,95	
Urucum*	essencial	0,95	
Cupuaçu*	essencial	0,95	

Melão*	essencial	0,95	
Melancia*	essencial	0,95	
Jurubeba	essencial	0,95	
Gliricídia*	essencial	0,95	
Abacate	elevada	0,65	
Ameixa	elevada	0,65	
Framboesa	elevada	0,65	
Girassol	elevada	0,65	
Goiaba	elevada	0,65	
Pepino	elevada	0,65	
Pêra	elevada	0,65	
Pessego	elevada	0,65	
Tomate	elevada	0,65	qualidade do fruto melhora
Araticum*	elevada	0,65	
Gabiroba*	elevada	0,65	
Carambola*	elevada	0,65	
Pitanga	modesta	0,25	
Berinjela	modesta	0,25	qualidade do fruto melhora
Café	modesta	0,25	qualidade do fruto melhora
Coco-da-baia	modesta	0,25	
Figo	modesta	0,25	
Laranja	modesta	0,25	qualidade do fruto melhora
Morango	modesta	0,25	qualidade do fruto melhora
Quiabo	modesta	0,25	
Caqui	baixa	0,05	
Ervilha	baixa	0,05	
Feijão	baixa	0,05	
Lichia	baixa	0,05	
Limão	baixa	0,05	

Mamão	baixa	0,05	
Pimentão	baixa	0,05	qualidade do fruto melhora
Tangerina	baixa	0,05	
Graviola	baixa	0,05	
Abacaxi	não aumenta	0	eficiência de reprodução aumenta
Alcachofra	não aumenta	0	aumenta produção de sementes
Alface	não aumenta	0	aumenta produção de sementes
Alho	não aumenta	0	eficiência de reprodução aumenta
Arroz	não aumenta	0	
Aveia	não aumenta	0	
Banana	não aumenta	0	
Batata doce	não aumenta	0	eficiência de reprodução aumenta
Batata inglesa	não aumenta	0	eficiência de reprodução aumenta
Brócolis	não aumenta	0	aumenta produção de sementes
Cana-de-açúcar	não aumenta	0	
Cebola	não aumenta	0	aumenta produção de sementes
Cenoura	não aumenta	0	aumenta produção de sementes
Centeio	não aumenta	0	
Chicória	não aumenta	0	aumenta produção de sementes
Inhame	não aumenta	0	eficiência de reprodução aumenta
Jabuticaba	não aumenta	0	
Mandioca	não aumenta	0	eficiência de reprodução aumenta
Milho	não aumenta	0	
Pinus	não depende	0	madeira

Rami	não aumenta	0	
Repolho	não aumenta	0	aumenta produção de sementes
Seringueira	não aumenta	0	
Trigo	não aumenta	0	
Triticale	não aumenta	0	
Uva	não aumenta	0	
Couve	não aumenta	0	aumenta produção de sementes
Couve-flor	não aumenta	0	aumenta produção de sementes
Eucalipto	não depende	0	madeira/pasto apícola
Manga	não aumenta	0	
Seriguela	DD	DD	
Sorgo	DD	DD	
Tangor	DD	DD	
Acelga	DD	DD	
Agrião	DD	DD	
Aipo	DD	DD	
Alfafa	DD	DD	
Alho-poró	DD	DD	
Almeirão	DD	DD	
Amendoin	DD	DD	
Araucária	DD	DD	
Bambu	DD	DD	
Beterraba	DD	DD	
Bracatinga	DD	DD	
Catalunha	DD	DD	
Cebolinha	DD	DD	
Chuchu	DD	DD	
Coentro	DD	DD	
Escarola	DD	DD	

Espinafre	DD	DD	
Funcho	DD	DD	
Jiló	DD	DD	
Mandioquinha	DD	DD	
Maxixe	DD	DD	
Milheto	DD	DD	
Mostarda	DD	DD	
Nabo	DD	DD	
Nêspera	DD	DD	
Jussara	DD	DD	
Pupunha	DD	DD	
Rabanete	DD	DD	
Salsa	DD	DD	

Legenda: Dados de dependência e benefícios foram retirados de Giannini et al. (2015). DD= dado deficiente. *culturas que não constavam como sendo produzidas na BRPSPP (Lupa 2007), mas que podem ser incluídas (maioria frutos nativos).